

Inventaire aérien de la sous-population d'ours blancs du sud de la baie d'Hudson de 2021 – Rapport final

Joseph M. Northrup^{1,2}, Eric Howe¹, Nicholas J. Lunn³, Kevin Middel¹, Martyn E. Obbard^{1,2}, Tyler R. Ross⁴, Guillaume Szor⁵, Lyle Walton⁶, Jasmine Ware⁷

¹ Section de la recherche et de la surveillance en matière de faune, ministère des Richesses naturelles et des Forêts, gouvernement de l'Ontario

² Programme d'études supérieures en sciences de l'environnement et de la vie, Université Trent

³ Environnement et Changement climatique Canada

⁴ Département de biologie, Université York

⁵ Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs, gouvernement du Québec

⁶ Section des ressources régionales du Nord-Est, ministère des Richesses naturelles et des Forêts, gouvernement de l'Ontario

⁷ Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut



RÉSUMÉ

La sous-population d'ours blancs du sud de la baie d'Hudson (SBH) se trouve dans la zone la plus méridionale continuellement occupée par l'espèce. Cette zone couvre les parties est et sud de la baie d'Hudson et toute la baie James, ainsi que les parties correspondantes des côtes de l'Ontario et de l'ouest du Québec, et jusqu'à 120 km à l'intérieur des terres. Dans cette région, les Autochtones chassent l'ours blanc à des fins d'alimentation, de pratiques culturelles et de la vente de peaux. L'évaluation de l'abondance de la sous-population du SBH est donc essentielle pour suivre les répercussions des changements climatiques sur l'espèce, soit la principale menace pour la persistance de l'ours blanc, et garantir une exploitation durable.

Les premiers inventaires de la sous-population du SBH utilisaient des méthodes de marquage-recapture physique, et des relevés étaient réalisés environ tous les dix ans, principalement le long de la côte de l'Ontario. Selon les résultats de ces études, l'abondance de la sous-population le long de la côte ontarienne de la baie d'Hudson et dans certaines zones intérieures était largement similaire des années 1980 au milieu des années 2000, malgré des signes de déclin de la condition physique et de la survie liés à la réduction de la glace de mer. En 2011, des partenaires ont accepté d'utiliser une approche de suivi moins invasive, mais plus fréquente, basée sur des inventaires aériens. Cette approche a été choisie à cause des préoccupations soulevées par les partenaires autochtones concernant la manipulation des ours blancs, de même que des défis logistiques et financiers liés aux études de marquage-recapture physique. Par conséquent, depuis 2011, des inventaires aériens sont réalisés tous les cinq ans. Les inventaires combinent la méthode d'échantillonnage par distance (« distance sampling ») et la méthode de marquage-recapture à double observateur et sont réalisés le long des zones côtières, dans certains secteurs jusqu'à 60 km à l'intérieur des terres et sur les îles au large de la baie d'Hudson et de la baie James. Le plan expérimental ainsi que la méthodologie d'inventaire ont été établies en fonction de la répartition connue des ours du SBH pendant la saison libre de glace, et les différentes approches d'échantillonnage ont été utilisées en fonction de la densité d'ours attendue dans les différents secteurs inventoriés. Le premier inventaire couvrant la totalité de la sous-population du SBH, a été réalisé sur deux années, couvrant l'Ontario en 2011 et le Québec en 2012. Un inventaire réalisé selon la même méthodologie a ensuite été répété en 2016 dans les deux provinces. Conformément aux objectifs des autorités de gestion, un inventaire aérien exhaustif de la sous-population a été mené à l'été 2021, selon une méthodologie presque identique à celle des inventaires précédents. Le présent rapport fait état des résultats de ce troisième inventaire afin de fournir une comparaison directe entre les trois périodes d'inventaire (2011-2012, 2016 et 2021).

L'inventaire aérien de 2021 a été réalisé du 22 août au 1^{er} septembre à l'aide des mêmes méthodes et de la même conception que les deux inventaires précédents. Cet inventaire a permis d'obtenir deux estimations distinctes : 1) 1 003 individus (IC à 95 % : 773-1 302), une estimation qui est directement comparable à l'estimation de l'abondance issue de l'inventaire précédent de 2016 et 2) 1 119 individus (IC à 95 % : 860-1 454), une estimation plus robuste obtenue selon une approche statistique novatrice. Les deux estimations indiquent un plus grand nombre d'ours au sein de la sous-population du SBH en 2021 qu'en 2016.

Deux facteurs biologiques principaux sont susceptibles d'avoir contribué à l'augmentation du nombre d'ours observés dans cette sous-population en 2021 par rapport à 2016 : une variation annuelle au niveau de la répartition terrestre des ours du SBH et de la sous-population voisine de l'ouest de la baie d'Hudson (OBH), et une amélioration des taux démographiques. Il est probable que ces deux facteurs aient contribué à des degrés variables aux différences observées de l'abondance, bien qu'il n'y ait pas de preuves définitives à l'appui de l'une ou l'autre de ces facteurs. Il semble y avoir eu un certain déplacement des ours de la sous-population de l'OBH vers celle du SBH en 2021 au moment de l'inventaire. Une variation mineure au niveau de la répartition des individus de part et d'autre de la frontière entre ces deux sous-populations pourrait avoir influé sur l'estimation de l'abondance de la sous-population du SBH et pourrait ne pas représenter une croissance réelle de celle-ci. Il est également possible que le plus grand nombre d'ours observés en 2021 comparativement à 2016 soit attribuable en partie à une réduction de la mortalité, à une augmentation du taux de natalité ou à une combinaison des deux. Les trois années précédant l'inventaire de 2021 ont connu la plus longue durée de la glace de mer dans la baie d'Hudson de la dernière décennie, et la récolte a été plus faible de 2016 à 2021 que de 2010 à 2015; ces deux facteurs pourraient avoir contribué à une croissance potentielle de la sous-population du SBH.

Le suivi des populations d'ours blancs dans le contexte du réchauffement climatique actuel est essentiel pour fournir aux communautés locales qui dépendent des ours blancs de l'information supplémentaire pour la prise de décision en matière de gestion des récoltes. La poursuite du suivi de la reproduction, de la survie et des déplacements interannuels au sein des sous-populations de l'OBH et du SBH, et entre elles, sera essentielle afin de fournir les informations nécessaires à la gestion de ces populations pendant les intervalles entre les inventaires aériens.

EXECUTIVE SUMMARY

The Southern Hudson Bay (SH) polar bear subpopulation is the most southern continuously occupied area for the species, covering the eastern and southern parts of Hudson Bay and all of James Bay, as well as corresponding parts of the Ontario and western Quebec coastline, and up to 120 km inland. Polar bears in this area are hunted by Indigenous peoples for food, cultural practices, and sale of hides. As such, assessing the abundance of polar bears in the SH subpopulation is critical for monitoring the impacts of climate change on polar bears, which is the main threat to polar bear persistence, and for ensuring sustainable harvest.

Early population inventories of the SH subpopulation used physical mark-recapture methods with surveys conducted approximately every ten years and concentrating mostly along the Ontario coastline. Results of these studies suggested that the population abundance along the Ontario coastline of Hudson Bay and some inland areas was largely similar from the 1980s to the mid-2000s, despite evidence of declines in body condition and survival related to declining sea ice. In 2011, partners agreed to a less invasive, but more frequent, monitoring approach based on aerial surveys. This approach was chosen due to concerns raised by Indigenous partners about handling polar bears as well as logistical and financial challenges of physical mark-recapture studies. As a result, starting in 2011, aerial surveys have been conducted every five years. The surveys combined distance sampling and double-observer mark-recapture aerial surveys of the coast, areas up to 60 km inland and offshore islands in Hudson and James Bays. The design and methodology were established according to the known distribution of SH bears during the ice-free season and the different survey approaches were used to sample across differences in bear density. Field work for the first survey was completed in Ontario in 2011 and Quebec in 2012. This survey methodology was then repeated in 2016 in both Ontario and Quebec. In keeping with management authority goals, a comprehensive aerial survey of SH was conducted in summer 2021 that maintained a nearly identical design as the previous surveys. This report presents the results of this third survey to provide a direct comparison across the three survey periods (2011-12, 2016 and 2021).

The 2021 aerial survey was flown from August 22 – September 1, using the same methods and design as the two previous surveys. The 2021 aerial survey produced two separate estimates: 1) 1003 (95% CI 773-1302), which is directly comparable to the previous 2016 survey abundance estimate and 2) 1119 (95% CI 860-1454), which provided a more robust estimate using recent advances in statistical methods. Both estimates indicated a greater number of bears within the SH subpopulation in 2021 than in 2016.

Two main biological drivers are likely to have contributed to the greater number of bears observed within SH in 2021 relative to 2016: annual variation in the on-land distribution of bears in SH and the neighbouring Western Hudson Bay (WH) subpopulation, and improved demographic rates. It is likely that both drivers have contributed to the observed differences in abundance, to varying degrees, although there is no definitive evidence to support either driver. There appears to have been some movement of bears into SH from the WH subpopulation in 2021 around the time of the survey. A minor variation in the distribution of bears around the SH and WH border could have influenced the SH abundance estimate and may not represent an actual growth of the subpopulation. It is also possible that the greater number of bears observed in 2021 compared to 2016 was influenced in part by reduced mortality, increased birth rate, or some combination of the two. The three years preceding the 2021 survey had the longest duration of sea ice in Hudson Bay of the last decade, and harvest was lower between 2016 and 2021 than between 2010 and 2015; both factors could have contributed potential growth of the SH subpopulation.

Monitoring polar bear populations in the face of ongoing climate warming is critical for providing local communities that rely on polar bears with additional information for harvest management decision-making. Continued monitoring of reproduction, survival, and inter-annual movements within and between the WH and SH subpopulations will be critical to continue to inform management during the intervals between aerial surveys.

INTRODUCTION

Le réchauffement climatique a des répercussions rapides et considérables sur les écosystèmes arctiques (Post et al. 2009) où les températures augmentent à un rythme deux à quatre fois plus élevé que la moyenne mondiale (IPCC 2013, Rantanen et al. 2022). Ces répercussions ont eu des effets marqués sur une variété d'espèces sauvages de l'Arctique, entraînant des déclin de population, une réduction de la reproduction et des changements dans la chaîne alimentaire (Regehr et al. 2007, Post et Forchhammer 2008, Laidre et al. 2015, Descamps et al. 2017, Mallory et Boyce 2018). Les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes arctiques ont entraîné de lourdes conséquences pour les peuples autochtones qui dépendent des espèces arctiques pour leur subsistance (Durkalec et al. 2015, Laidre et al. 2015, Ostapchuk et al. 2015, Kanatami 2019). Considérant que les changements climatiques continueront à modifier les écosystèmes de l'Arctique (IPCC 2022), il s'avère essentiel de surveiller les espèces touchées afin de fournir aux communautés locales de l'information utile à la prise de décision et d'évaluer les répercussions générales du réchauffement climatique sur les populations et la biodiversité.

Les ours blancs (*Ursus maritimus*) sont un exemple des défis auxquels les espèces arctiques doivent faire face dans un contexte de changements climatiques. Ils dépendent de la glace de mer à presque toutes les étapes de leur vie : ils chassent leurs principales proies sur la plateforme de glace de mer, s'accouplent et, dans certains endroits, établissent leurs tanières sur la glace de mer (Amstrup and Gardner 1994). Le retrait de la glace de mer a des conséquences directes sur la nutrition, la reproduction et la viabilité à long terme des populations d'ours blancs. Alors que l'étendue et la durée de la glace de mer dans l'aire de répartition circumpolaire de l'ours blanc ont diminué au cours des dernières décennies (Stern et Laidre 2016), les répercussions de ces changements sur les différentes sous-populations d'ours blancs varient d'une région à l'autre. Dans certaines régions, l'état corporel, le taux de survie et l'abondance des ours blancs ont régressé (Regehr et al. 2007, Lunn et al. 2016, Obbard et al. 2016, Obbard et al. 2018). Dans d'autres, les effets ont été limités, voire bénéfiques à court terme en raison, par exemple, de l'amincissement de la glace dû à la transition entre une glace pluriannuelle et une glace annuelle, ou lorsque l'accès à des écorégions peu profondes et très productives reste possible (Regehr et al. 2018, Laidre et al. 2020, Dyck et al. 2021, Dyck et al. 2022).

L'ours blanc est une espèce qui revêt une grande importance culturelle, nutritionnelle et financière pour les peuples autochtones qui coexistent avec lui depuis des siècles (Wenzel 2004, Henri et al. 2010, Laforest et al. 2018). La récolte d'ours blancs fait l'objet d'un suivi au moyen de cadres de gestion mis en place dans diverses administrations à travers le Canada (Taylor et al. 2008, Lunn et al. 2018), qui visent tous à assurer une gestion durable de la récolte et la viabilité à très long terme des populations. Cependant,

les défis sur le plan de la logistique et de l'analyse que représente le dénombrement des populations d'ours blancs, ainsi que les intervalles souvent longs entre les différents inventaires, ajoutent de l'incertitude à l'atteinte de cet objectif. L'incertitude quant aux réactions des ours au réchauffement climatique complique encore davantage l'établissement d'un niveau de récolte écologiquement durable (Regehr et al. 2017, Regehr et al. 2021). C'est pourquoi il est essentiel d'assurer un suivi des populations d'ours blancs dans le contexte du réchauffement climatique en cours, afin de fournir aux communautés locales qui dépendent des ours blancs de l'information complémentaire pour la prise de décision relative à la gestion des récoltes.

Les ours blancs sont répartis en 19 sous-populations relativement distinctes (Durner et al. 2018) qui ont été définies à l'aide de diverses méthodes, dont les données de capture et de recapture, la génétique et les données sur les déplacements des individus munis de colliers (Paetkau et al. 1999, Taylor et al. 2001, Amstrup et al. 2004). Le sud de la baie d'Hudson (SH) constitue la zone la plus méridionale du globe occupée en permanence par les ours blancs et à ce titre, la région est un endroit stratégique pour le suivi des effets du réchauffement climatique. La partie marine de la zone occupée par la sous-population du SH comprend les secteurs est et sud de la baie d'Hudson et la totalité de la baie James (fig. 1). Cette sous-population comprend également la quasi-totalité du littoral de l'Ontario, de grandes zones du littoral ouest du Québec et des zones des deux provinces s'étendant jusqu'à 120 km à l'intérieur des terres.

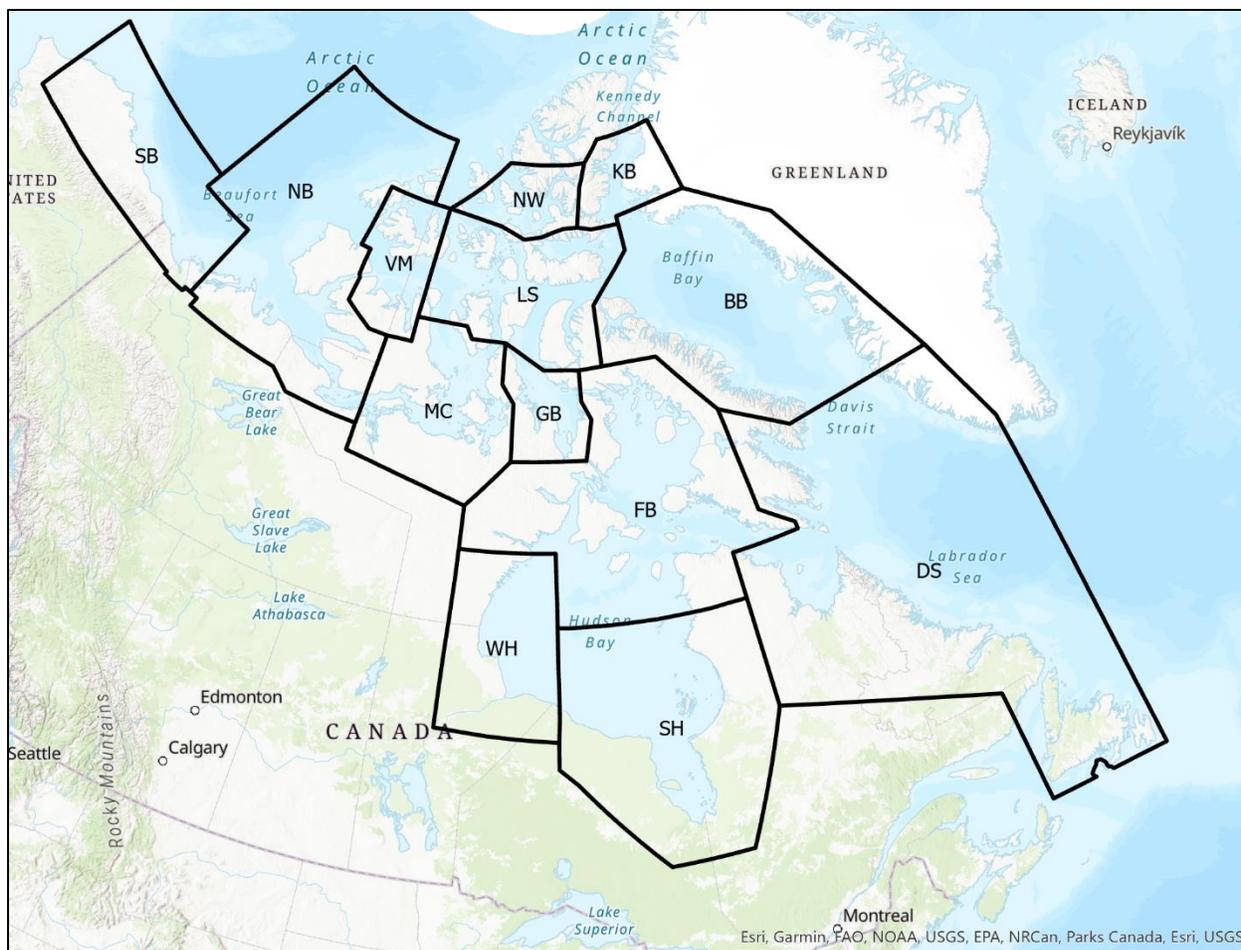


Figure 1. Limites des sous-populations d'ours blancs partiellement ou entièrement gérées par les autorités canadiennes. SB, sud de la mer de Beaufort; NB, nord de la mer de Beaufort; VM, détroit du Vicomte de Melville; MC, détroit de M'Clintock; LS, détroit de Lancaster; NW, baie de Norvège; KB, bassin de Kane; BB, baie de Baffin; GB, golfe de Boothia; FB, bassin de Foxe; DS, détroit de Davis; WH, ouest de la baie d'Hudson; et SH, sud de la baie d'Hudson.

La première estimation de l'abondance de la sous-population du SH a été établie entre 1984 et 1986 par Kolenosky et al. (1992) à l'aide d'une méthode de capture-marquage-recapture physique menée principalement le long de la côte ontarienne de la baie d'Hudson et dans certaines zones intérieures. Les limites de cet inventaire s'étendaient quelque peu à l'intérieur des limites actuelles de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson (WH) et a permis de dénombrer 763 ours (± 323), mais ce nombre a par la suite été revu à la hausse à 1 000 ours à des fins de gestion, car aucun échantillonnage n'avait été effectué sur la côte ontarienne de la baie James, sur la côte québécoise ou sur les îles au large de la baie James et de la baie d'Hudson (Lunn et al. 1998). En 1997 et 1998, une opération de capture-marquage-recapture a été entreprise sur l'île Akimiski et sur les îles Twin nord et sud, dans la baie James. Bien qu'aucune estimation officielle n'ait été rendue publique à cette occasion, Obbard et al. (2007), citant Obbard et Howe (données

non publiées), fait état d'estimations d'abondance comprises entre 70 et 110 ours. Ces estimations ont été établies au moyen de différents modèles (limite de confiance inférieure minimale entre les modèles = 56 et limite de confiance supérieure maximale entre les modèles = 195). Une nouvelle opération de capture-marquage-recapture a été menée par Obbard et al. (2007) entre 2003 et 2005 couvrant la même zone qui avait été inventoriée dans les années 1980, mais s'étendant également dans les zones situées jusqu'à 40 km de la côte à l'intérieur des terres. Les chercheurs ont également procédé à une nouvelle analyse des données recueillies entre 1984 et 1986 en excluant les captures effectuées à l'extérieur des limites actuelles de la sous-population du sud de la baie d'Hudson. Ces travaux ont permis d'estimer que le nombre moyen d'ours dans la zone étudiée était de 641 (IC 95 % = 401-881) entre 1984 et 1986 et de 681 (IC 95 % = 401-961) entre 2003 et 2005, ce qui indique que l'abondance de la population de la zone étudiée était probablement très similaire entre les deux périodes d'étude. Cependant, parallèlement à ces estimations d'abondance, des déclin dans au niveau des taux de survie estimés entre les années 1980 et 2000 ont été documentés (Obbard et al. 2007) ainsi que des déclin significatifs dans la condition physique des ours (Obbard et al. 2016). Par ailleurs, la saison d'eaux libres dans le sud de la baie d'Hudson s'est allongée d'environ trois semaines entre les années 1990 et 2010 (Hochheim et Barber 2014). Ainsi, bien que l'abondance de la population le long de la côte ontarienne de la baie d'Hudson et à l'intérieur des terres semble avoir été largement similaire entre les années 1980 et le milieu des années 2000, des données probantes indiquent que les ours de cette population pourraient subir des problèmes de nutrition et des baisses connexes de leur survie et de leur condition physique en raison du déclin de la glace de mer. Des déclin similaires en termes de survie, de condition physique et d'abondance ont également été observés dans la sous-population adjacente de WH cours de la même période (Regehr et al. 2007, Lunn et al. 2016). Enfin, certaines zones de l'habitat de la sous-population SH, dont la côte du Québec, de grandes parties de la côte de la baie James et plusieurs îles de la baie James et de la baie d'Hudson, n'avaient pas encore fait l'objet d'inventaires exhaustifs permettant de contribuer aux estimations d'abondance effectuées à cette époque (Leafloor 1990, Crête et al. 1991).

Bien que les programmes de capture physique permettent d'obtenir certaines des meilleures données au niveau des taux démographiques et de la dynamique des populations d'ours blancs, tout en permettant la collecte de données sur la condition physique, ils sont coûteux, difficiles à mettre en œuvre sur le plan logistique et nécessitent plusieurs années de récolte de données afin d'obtenir des estimations fiables. De plus, les peuples autochtones qui coexistent avec les ours blancs ont exprimé des inquiétudes quant à la manipulation et à l'immobilisation chimique des ours blancs à des fins scientifiques et de gestion (Peacock et al. 2009, Service canadien de la faune 2010, Henri et al. 2010, Wong et al. 2017, <https://www.itk.ca/wp-content/uploads/2019/08/A09-06-11-Approval-of-Polar-Bear-Research-Methods.pdf> accessed November 16, 2022). En 2011,

les autorités de gestion de SH et WH ont modifié leur approche et ont adopté une méthode d'inventaire aérien pour dénombrer ces sous-populations (Stapleton et al. 2014, Obbard et al. 2015, Dyck et al. 2017). Comme les inventaires aériens ne permettent pas d'obtenir autant d'information que les opérations de marquage-recapture, les autorités ont convenu, après avoir effectué des analyses de puissance, que des inventaires seraient réalisés plus régulièrement et qu'ils seraient répétés tous les cinq ans. Ainsi, Obbard et al. (2016) ont réalisé en 2011 un premier inventaire aérien sur la côte de l'Ontario, dans des zones s'étendant jusqu'à 60 km à l'intérieur des terres, ainsi que sur l'île Akimiski. Cet inventaire fut réalisé en combinant les méthodes d'échantillonnage par distance (« distance sampling ») et la méthode de marquage-recapture à double observateur. Les fonds disponibles à l'époque n'étaient pas suffisants pour effectuer un inventaire de la côte du Québec et des îles au large de la baie James et de l'est de la baie d'Hudson (communication personnelle de M. Obbard). Ces zones ont fait l'objet d'un inventaire en 2012. Il s'agissait alors de l'inventaire le plus exhaustif de la sous-population SH réalisé jusqu'à ce jour, et l'abondance de la population était alors estimée à 943 ours (IC 95 % = 658-1350). Un inventaire similaire a été répété en 2016 en couvrant l'ensemble de l'aire de répartition de SH en une seule saison (Obbard et al. 2018). Cette opération s'est traduite par une estimation d'abondance de 780 ours (IC 95 % = 590-1029), suggérant un possible déclin de la population entre 2011 et 2016. De plus, la distribution des classes d'âge observée lors de l'inventaire de 2016 laissait supposer que le taux de survie des oursons de l'année était faible étant donné que peu d'oursons d'un an ont pu être observés. Un inventaire supplémentaire a été réalisé en 2018 le long de la côte de l'Ontario, où l'on observe la plus grande densité d'ours, afin d'examiner les indices de recrutement et obtenir une estimation de la population côtière. Cet inventaire était une parfaite réplique de la portion des inventaires réalisés en 2011 et 2106 par marquage-recapture à double observateur le long de la côte de l'Ontario, ce qui a permis de comparer directement cette partie de la population entre les années. Les résultats ont démontré que la proportion des oursons d'un an était légèrement plus élevée dans cette zone en 2018 qu'en 2016, mais que le nombre d'ours peuplant la côte était légèrement inférieur en 2018 ($\bar{x} = 249$, IC 95 % = 230-270) comparativement à 2016 ($\bar{x} = 269$, IC 95 % = 214-297) et nettement inférieur qu'en 2011 ($\bar{x} = 422$, IC 95 % = 381-467; Northrup et Howe 2019).

Comme pour les autres sous-populations au Canada, le taux de récolte ciblé des ours blancs du sud de la baie d'Hudson est depuis longtemps établi à 4,5 %, selon un rapport des sexes de 2 mâles par femelle. Ce taux a été considéré comme durable pour les ours blancs (Taylor et al. 1987), bien que des données probantes indiquent qu'il a peut-être été conservateur pour les ours du SH au cours des 20 dernières années (Regehr et al. 2021). Les ours blancs de la sous-population SH sont récoltés par les Inuits au Nunavut et au Nunavik et par les Cris au Québec et en Ontario, bien que les récoltes enregistrées par les Cris en Ontario aient été beaucoup plus importantes dans les années 1970 à 1990

qu'au moment de la rédaction du présent rapport (données non publiées du MRNO). La gestion de la sous-population du SH est complexe puisqu'elle relève de la responsabilité partagée des gouvernements de l'Ontario, du Québec, du Nunavut et du Canada, ainsi que du Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut, du Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik, du Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine d'Eeyou, du Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, des organismes de revendication territoriale représentant les droits des Autochtones, notamment Nunavut Tunngavik Incorporated au Nunavut, la Société Makivik et le gouvernement de la Nation crie au Québec, ainsi que plusieurs Premières nations crie en Ontario. La récolte d'ours blancs du SH effectuée au Nunavut est gérée depuis les années 1970 au moyen d'un système rigoureux de quotas, tandis que les mesures de suivi des récoltes au Québec et en Ontario étaient encore lacunaires au moment de la rédaction du présent rapport. La récolte totale annuelle déclarée pour la sous-population varie d'une année à l'autre, mais s'élevait en moyenne à 48 ours entre 2010-2011 et 2020-2021 (étendue de 31 à 104; <https://www.polarbearsCanada.ca/fr/polar-bears-canada/canadas-polar-bear-subpopulations>; consulté le 22 juillet 2022).

La sous-population du SH compte seize communautés côtières (fig. 2). Entre 1980 et 2019, la récolte totale autorisée (RTA) pour la communauté inuite de Sanikiluaq, au Nunavut, était de 25 ours, selon un ratio mâle/femelle de 2 :1. Le nombre d'ours récoltés à Sanikiluaq a été réduit à 20 par an pendant les deux années qui ont suivi l'inventaire aérien de 2011-2012. Le cadre de gestion permet une certaine flexibilité au niveau du nombre d'ours récolté chaque année en fonction de la surexploitation ou sous-exploitation des années antérieures par rapport à la RTA (Government of Nunavut 2019). Une modification du système de gestion des récoltes d'ours blancs au Nunavut en 2019 permet dorénavant que le ratio mâle/femelle de la récolte puisse atteindre jusqu'à une femelle pour chaque mâle récolté (jusqu'à 1:1). Malgré cette modification au système de gestion, la RTA pour Sanikiluaq est demeurée à 25 ours, ce qui signifie qu'il est dorénavant possible qu'un plus grand nombre de femelles soient récoltées. On estime que le taux de déclaration des ours récoltés au Nunavut avoisine les 100 % et la moyenne annuelle des récoltes déclarées pour la période comprise entre 2010-2011 et 2020-21 est de 26,2 ours (étendue de 20 à 47 ours).

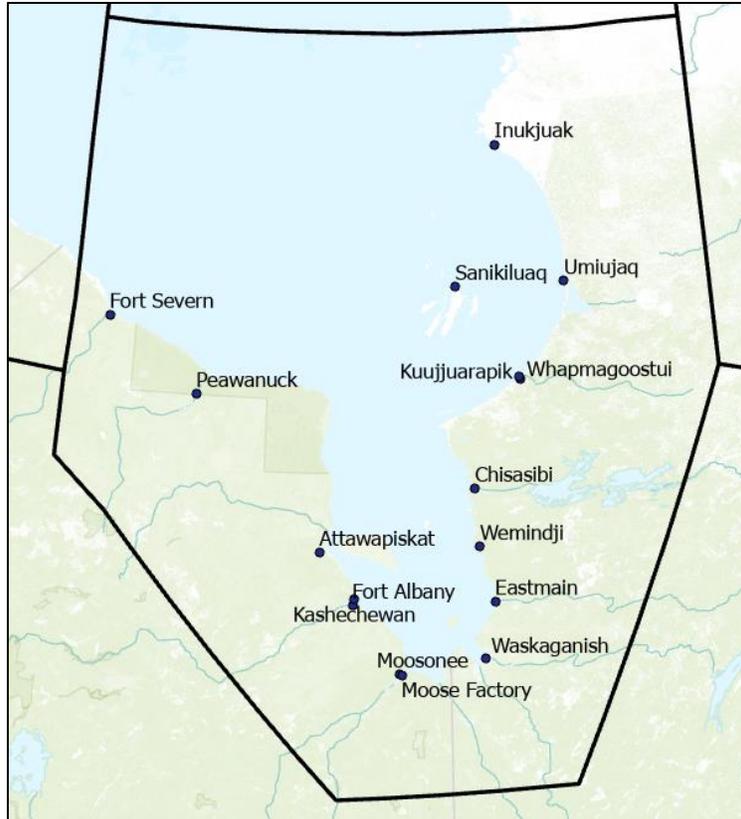


Figure 2. Communautés côtières situées à l'intérieur des limites de la sous-population du SH en Ontario, au Québec et au Nunavut.

Au Québec, trois communautés inuites du Nunavik (Inukjuak, Umiujaq et Kuujjuaraapik) et cinq communautés criées côtières (Whapmagoostui, Chisasibi, Wemindji, Eastmain et Waskaganish) sont susceptibles d'exploiter cette sous-population. Il n'existe actuellement aucune obligation légale pour les bénéficiaires de la Convention de la baie James et du Nord québécois (gouvernement du Québec 1976) de déclarer les mortalités d'ours blancs causées par l'homme, mais il est nécessaire de déclarer et d'étiqueter les peaux d'ours blancs avec un sceau provincial pour que celles-ci puissent entrer sur le marché commercial national ou international. La proportion des récoltes déclarées au gouvernement du Québec est pour le moment inconnue. En 2011¹ et 2014², des accords volontaires établissant des limites de récolte au sein de la sous-population du SH ont été signés par les Inuits du Nunavik et les Cris d'Eeyou Istchee et de l'Ontario, et en 2016,

¹ Une limite volontaire temporaire de 26 ours pour les Inuits du Nunavik, de 25 pour les Inuits de Sanikiluaq, de 4 pour les Cris d'Eeyou Istchee et de 5 pour les Cris de l'Ontario a été établie (y compris pour la chasse de subsistance et les ours abattus pour protéger la vie humaine) pour la saison de récolte 2011-2012.

² Une limite volontaire temporaire de 22 ours pour les Inuits du Nunavik, de 20 pour les Inuits de Sanikiluaq et de 3 pour les Cris de l'Ontario et du Québec avec une répartition alternée par saison de récolte pour les Cris a été établie pour les saisons de récolte 2014-2015 et 2015-2016.

les gouvernements fédéral et du Nunavut ont aussi fixé une prise totale autorisée (PTA) pour les ours récoltés dans la région marine du Nunavik³. Cependant, la mise en application de ces limites de récolte demeure problématique, et aucune limite de récolte n'a été établie dans la majeure partie de la région marine Eeyou et dans les parties terrestres du Québec. La moyenne des récoltes annuelles déclarées au Québec pour la période comprise entre 2010-2011 et 2020-21 est de 19,7 ours (étendue de 5 à 74 ours).

En Ontario, trois communautés côtières cries ont traditionnellement récolté l'ours blanc (Fort Severn, Winisk (Peawanuck) et Attawapiskat). Trois communautés cries supplémentaires (Moose Factory, Fort Albany et Kashechewan) et une communauté non-autochtone (Moosonee) se trouvent à l'extérieur de l'aire généralement occupée par les ours blancs, mais récolte occasionnellement des ours blancs dans un contexte de défense la propriété ou de la vie humaine. En 1976, un accord informel entre le gouvernement de l'Ontario et les communautés côtières des Premières Nations cries établissait à 30 le nombre annuel maximal de peaux d'ours auxquelles on pouvait apposer le sceau autorisant leur commerce. Les accords volontaires de 2011⁴ et de 2014² fixent également des limites de récolte maximales pour les Cries de l'Ontario, mais la proportion de la récolte qui est déclarée au gouvernement de l'Ontario est pour le moment inconnue. Depuis que les ours blancs ont été inscrits sur la liste des espèces menacées en Ontario en 2009, la vente de parties d'ours est interdite dans la province.

Une évaluation des risques liés à la récoltes menée par Regehr et al. (2021) indique que dans le contexte du réchauffement climatique, le niveau de récolte des ours blancs de SH devra probablement être réduit dans les années à venir afin d'assurer la durabilité de la récolte. De plus, les données décrites ci-dessus suggèrent que la sous-population SH pourrait être confrontée à des difficultés démographiques liées au déclin de la glace de mer. Ainsi, il existe un besoin clair d'évaluer de manière régulière l'abondance de cette sous-population afin d'évaluer les tendances démographiques et de soutenir les décisions de gestion de la récolte (Regehr et al. 2021). Dans le cadre des objectifs des autorités de gestion, un inventaire aérien de l'ensemble de SH a été réalisé au cours de l'été 2021 en conservant une conception presque identique à celle des inventaires précédents. Nous présentons ici les résultats de ce troisième inventaire, qui permettent d'établir une comparaison directe entre les trois périodes d'inventaires (2011-2012, 2016 et 2021).

³ Une limite de récolte de 23 ours a été établie dans la région marine du Nunavik pour les Inuits du Nunavik, dont au moins une étiquette doit être allouée aux Cries d'Eeyou Istchee pour la récolte dans la région extracôtière de chevauchement des intérêts Cries et Inuit.

⁴ Une limite volontaire temporaire de 5 ours a été établie pour les six nations cries côtières de l'Ontario (comprenant la chasse de subsistance et les ours abattus pour protéger la vie humaine) pour la saison de récolte 2011-2012. Certaines communautés ontariennes n'ont pas été impliquées dans les discussions sur cette limite volontaire.

MÉTHODES

Zone d'étude

La zone d'étude a été délimitée en fonction de la répartition connue des ours du SH pendant la saison libre de glace (Prevett et Kolenosky 1982, Obbard et Middel 2012). Cette zone est vaste, diversifiée sur le plan topographique et végétal et la densité des ours blancs y est très variable. Elle s'étend sur une grande partie des côtes et de l'intérieur des terres du nord de l'Ontario et du nord du Québec et comprend les îles de la baie James et de la baie d'Hudson qui font partie du territoire du Nunavut (fig. 1 et 2). La portion ontarienne de l'aire de répartition de la sous-population appartient à l'écosystème des basses terres de la baie d'Hudson, qui comprend de vastes complexes de terres humides, de vastes zones boisées et la toundra le long de la côte de la baie d'Hudson (fig. 3). Cette zone présente un faible relief topographique et les parties côtières présentent de vastes battures (fig. 3). La partie québécoise de la zone d'inventaire est constituée d'une succession d'îles côtières rocheuses, longues et escarpées, formant le complexe des îles Nastapoka, ainsi que d'un littoral constitué de toundra arbustive relativement plat et vallonné. La sous-population fréquente également un grand nombre d'îles dans les baies James et d'Hudson, notamment la grande île Akimiski, les îles Twin et le complexe des îles Ottawa, dont la fréquentation par les ours blancs pendant la saison libre de glace est bien connue. Le sud-est de la baie d'Hudson comprend également l'archipel des îles Belcher, qui s'étend sur près de 3 000 km². On trouve de nombreuses communautés criées et inuites le long de la côte de l'Ontario et du Québec, ainsi qu'une communauté inuite sur les îles Belcher.

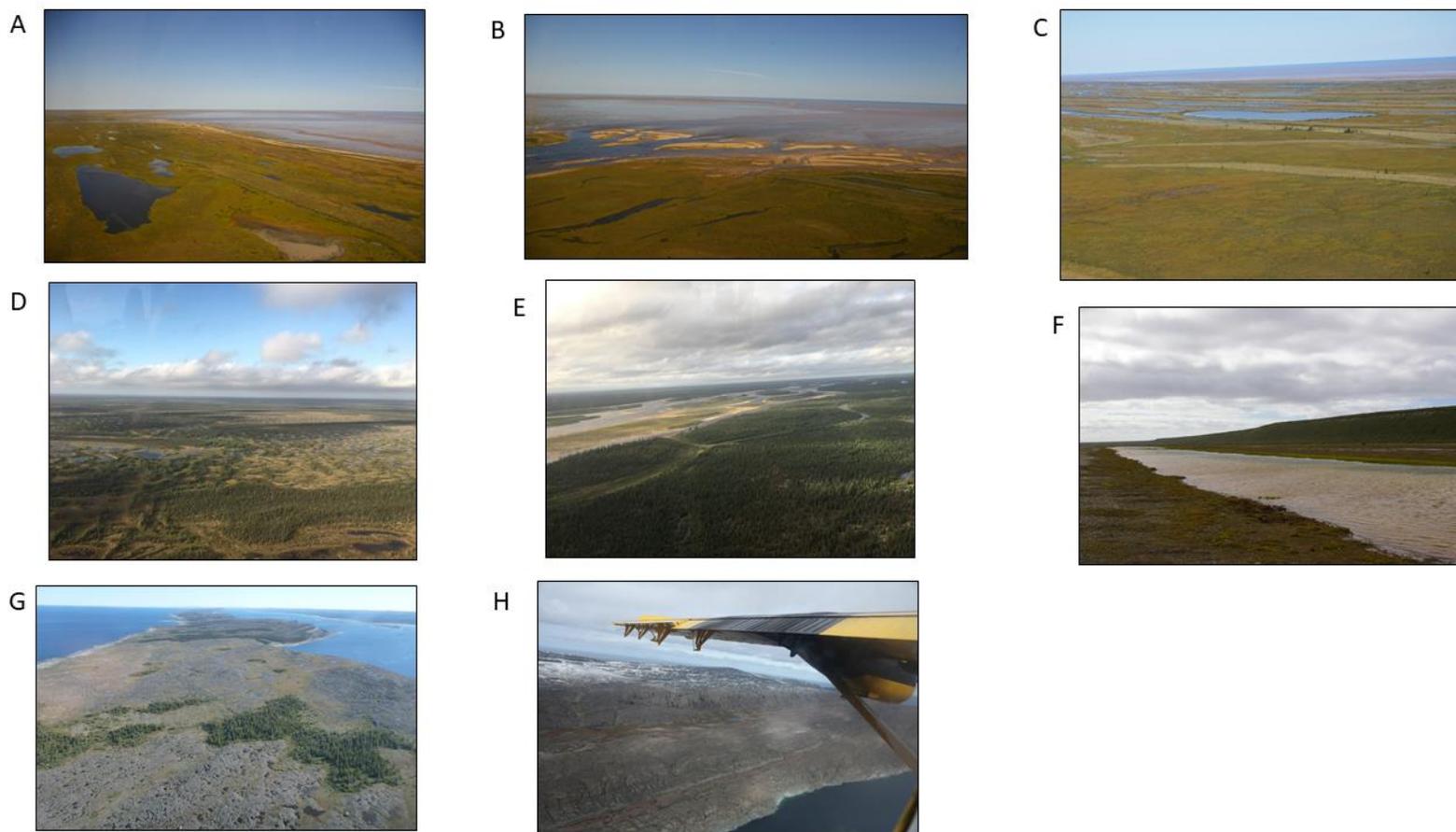


Figure 3. Photos représentatives de la végétation et de la topographie de la zone de la sous-population SH. (A) La plus grande partie du littoral de la baie d’Hudson en Ontario est constituée d’une toundra ouverte parsemée de milieux humides et de crêtes de plages sèches. (B) On trouve de vastes battures dans l’ensemble de la zone côtière de l’Ontario. (C) Plus loin à l’intérieur des terres adjacentes au littoral de la baie d’Hudson en Ontario, on trouve un mélange de crêtes de plages sèches, de toundra ouverte et de milieux humides. (D) Plus loin à l’intérieur des terres adjacentes au littoral de la baie d’Hudson en Ontario et dans la plupart des zones intérieures de la baie James, on trouve des étendues boisées, des palses et des milieux humides. (E) Ces zones laissent enfin place à de vastes étendues boisées et à de grands systèmes hydrographiques. (F) La topographie des îles de la baie James est nettement plus marquée que celle de la partie continentale ontarienne de la zone de inventaire. On voit ici l’île North Twin. (G) Le littoral québécois de la baie James est lui aussi plus diversifié sur le plan topographique et se compose de nombreuses petites îles rocheuses. (H) La baie d’Hudson compte de nombreuses îles rocheuses où les ours viennent passer l’été. On voit ici une partie des îles Ottawa.

Méthodologie d'inventaire

Nous avons suivi la méthodologie d'inventaire appliquée en 2011-2012 et en 2016 (Obbard et al. 2015, Obbard et al. 2018) afin de pouvoir comparer les estimations d'abondance de la population entre elles. Les inventaires de 2011 et 2012 ont été élaborés à partir de données scientifiques sur la répartition des ours dans SH pendant la saison libre de glace, et à partir de renseignements obtenus lors de la consultation des communautés autochtones de la région. À la suite de l'inventaire de 2012, une deuxième ronde de consultation a été menée au Québec afin d'aborder certains points soulevés par les communautés inuites et la Société Makivik. Suite à ces consultations, une série de transects à l'intérieur des terres, perpendiculaires au littoral québécois, ainsi que quelques îles additionnelles dans la baie James ont été ajoutés au plan d'inventaire de 2016 de manière à tenir entièrement compte des connaissances scientifiques et inuites sur la répartition des ours dans ce secteur pendant la saison libre de glace. Les inventaires tirent parti du fait que la baie d'Hudson est entièrement libre de glace du début d'août à la fin de novembre chaque année, période pendant laquelle les ours du SH se trouvent sur la côte. De plus, les femelles n'entrent pas dans leurs tanières avant octobre et novembre (Middel 2014). Ainsi, entre la mi-août et la fin septembre, tous les ours sont accessibles (sur la terre ferme) et susceptibles d'être observés au cours de l'inventaire. Nous avons donc réalisé l'inventaire de la sous-population SH pendant cette période et le plus proche possible de la période de réalisation d'un inventaire similaire réalisé dans la sous-population adjacente de WH, qui visait également à reproduire les conditions des inventaires précédents de cette population, effectués en 2011 et en 2016 (Atkinson et al. 2022). Comme pour les inventaires précédents (Obbard et al. 2015, Obbard et al. 2018), nous avons subdivisé la zone d'inventaire en différentes régions en fonction de la densité attendue d'ours, du type d'aéronef utilisé et de la méthodologie d'inventaire (fig. 4). Des recherches antérieures ont démontré que la majorité des ours de cette sous-population passent la saison sans glace sur la partie continentale de l'Ontario, et qu'au moins 10 % de la population utilise également les îles de la baie James et de l'est de la baie d'Hudson (Obbard et al. 2015, Obbard et al. 2018). Bien que l'on observe régulièrement la présence d'ours en hiver le long de la côte québécoise de la baie d'Hudson, ces derniers sont rares l'été dans cette partie de leur aire de répartition et sont surtout observés à Long Island et dans la région de Cape Jones (Nunavik Marine Region Wildlife Board [NMRWB] 2018). C'est également ce qu'ont confirmé les inventaires de 2012 et de 2016, qui n'ont pas permis d'observer d'ours le long du littoral québécois ou en zone côtière. Nous avons donc divisé la zone d'étude en 1) la partie continentale de l'Ontario, son littoral et l'île Akimiski, située dans la baie James, 2) les îles de la baie James et de la baie d'Hudson, à l'exclusion de l'île Akimiski, 3) les îles côtières au large du littoral de l'Ontario et 4) le littoral et les îles côtières du Québec (fig. 4). Prenez note que la figure ci-dessous représente ces zones exactement telles qu'elles sont listées ci-dessus, afin de réduire la confusion due à la nature complexe de la conception de l'étude.

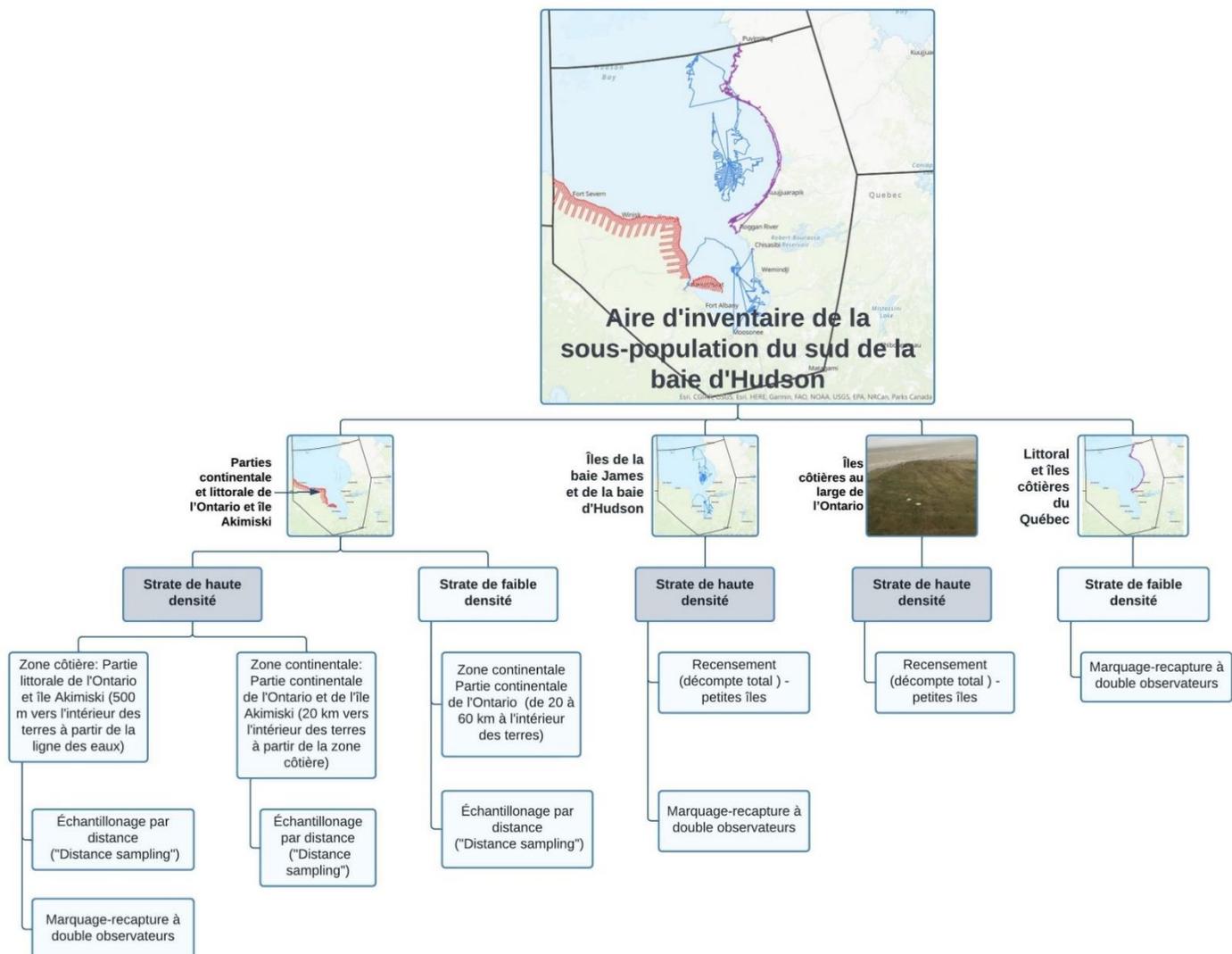


Figure 4. Schéma illustrant les différentes zones de l'inventaire, ainsi que les méthodologies et les techniques d'analyse utilisées dans le cadre de l'inventaire des ours blancs du SH en 2021.

Parties continentale et littorale de l'Ontario et île Akimiski

La plupart des ours de la sous-population SH passent l'été dans la partie continentale de l'Ontario, la majorité de ceux-ci étant concentrés le long du littoral (Kolenosky et al. 1992, Obbard et Middel 2012, Middel 2014, Obbard et al. 2015, Obbard et al. 2018). La présence d'ours a toutefois également été régulièrement documentée loin à l'intérieur des terres. L'île Akimiski, qui a toujours compté une forte densité d'ours (Obbard et al. 2007), se trouve à proximité de la partie continentale de l'Ontario et est accessible par hélicoptère monomoteur. Elle a donc été inventoriée en utilisant la même

méthodologie que celle qui a été utilisée pour la partie continentale de l'Ontario. Nous avons subdivisé les parties continentale et littorale de l'Ontario ainsi que l'île Akimiski en deux strates (fig. 5). Les zones s'étendant du littoral jusqu'à une distance de 20 km à l'intérieur des terres, y compris les battures exposées, ainsi que l'ensemble de l'île Akimiski, ont été désignées comme étant la strate de haute densité. Nous avons désigné toutes les zones situées entre 20 km et 60 km à l'intérieur des terres comme étant la strate de faible densité. Bien que la présence d'ours à plus de 60 km à l'intérieur des terres ait déjà été documentée (Kolenosky et al. 1992, Lemelin et al. 2010), de telles occurrences semblent être relativement rares. Par ailleurs, au cours de la période où l'inventaire a été réalisé, les femelles enceintes n'étaient pas encore entrées dans leur tanière, ce qui peut se produire loin à l'intérieur des terres. Une fois la strate de haute densité établie, nous l'avons subdivisée en une zone côtière et une zone continentale (fig. 4 et 6). La zone côtière comprend toutes les zones situées à 500 m à l'intérieur des terres entre la ligne approximative de marée haute et la ligne des eaux. Selon le moment où ces zones ont été survolées par rapport à la marée haute, cette zone côtière pouvaient présenter de grandes étendues de battures et de nombreuses barres sableuses. La zone continentale de la strate de haute densité comprenait toutes les zones situées entre 500 m à l'intérieur des terres à partir de la ligne approximative de marée haute et 20 km à l'intérieur des terres.

Selon les explications précédentes, la zone comprenant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski étaient donc subdivisées en trois sous-zones : 1) la zone côtière de la strate de haute densité, 2) la zone continentale de la strate de haute densité, 3) la strate de basse densité (fig. 4 et 6). Nous avons utilisé deux méthodes d'inventaire différentes dans ces zones afin de tenir compte de la forte variation de la densité d'ours d'une zone à l'autre. Dans un premier temps, nous avons appliqué la méthode d'inventaire d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (« mark-recapture distance sampling ») sur l'ensemble de la strate de faible et de forte densité (incluant les zones littorales et continentales de la strate de forte densité). Comme pour les inventaires précédents (Obbard et al. 2015, Obbard et al. 2018), les transects ont été espacés de 6 km dans toute la strate à forte intensité de population, y compris dans l'île Akimiski (fig. 5). Chaque seconde paire de transects a été prolongée dans la strate à faible densité de population de sorte que cette dernière a été survolée en suivant des paires de transects espacés de 6 km, ces paires étant quant à elles séparées de 18 km (fig. 5 et 6). Ces transects étaient prolongés sur les battures exposées, lorsqu'il y en avait. Les transects qui passaient par les petites îles côtières (voir ci-dessous), connues pour abriter un grand nombre d'ours, ont été tronqués à la hauteur de ces îles afin d'exclure celles-ci de notre estimation de l'échantillonnage par distance, puisque ces îles ont été échantillonnées séparément, comme il est indiqué dans la section ci-dessous : *Îles côtières au large de la côte de l'Ontario.*

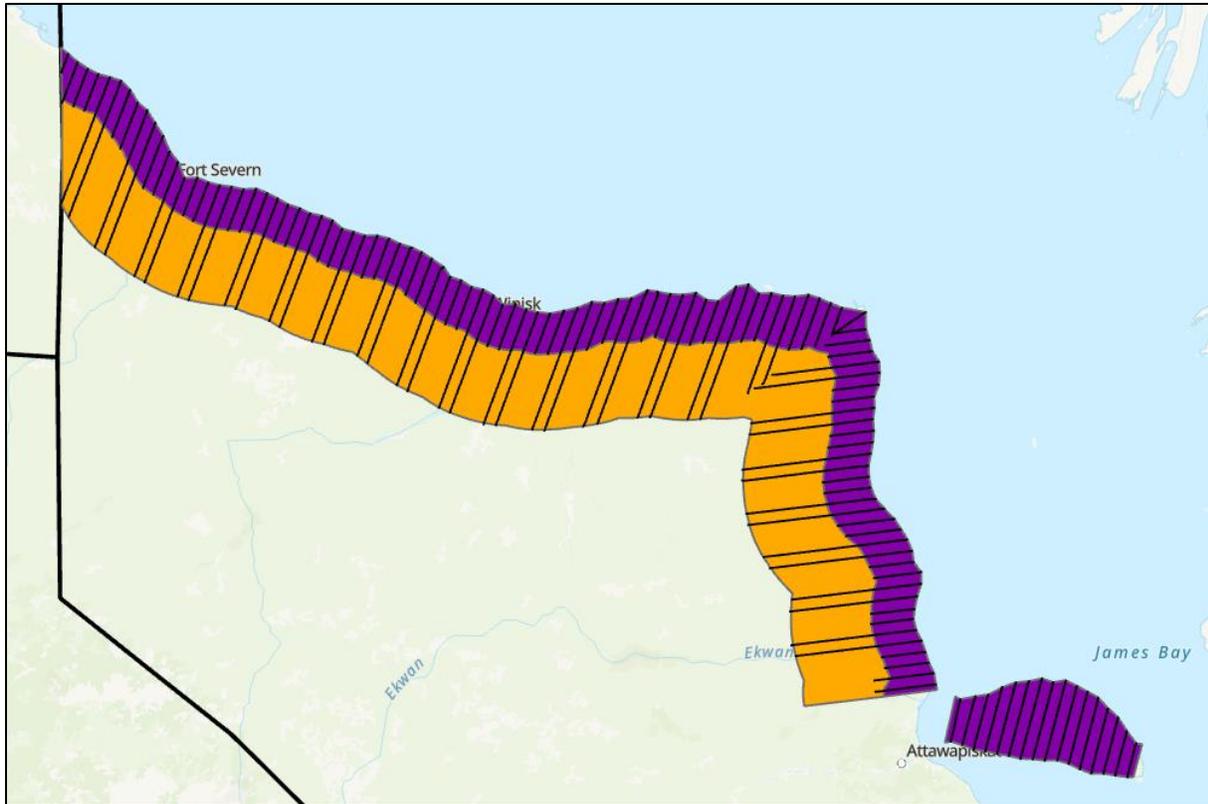


Figure 5. Lignes de vol (lignes noires) et délimitation des strates pour l'inventaire d'échantillonnage par distance (« distance sampling ») des parties continentale et littorale de l'Ontario ainsi que de l'île Akimiski. La partie en violet représente la strate de haute densité, qui comprend toutes les zones de la partie continentale de l'Ontario situées à moins de 20 km de la limite des eaux, ainsi que la totalité de l'île Akimiski. La partie en orange représente la strate de faible densité, qui comprend toutes les zones situées entre 20 et 60 km de la limite des eaux.

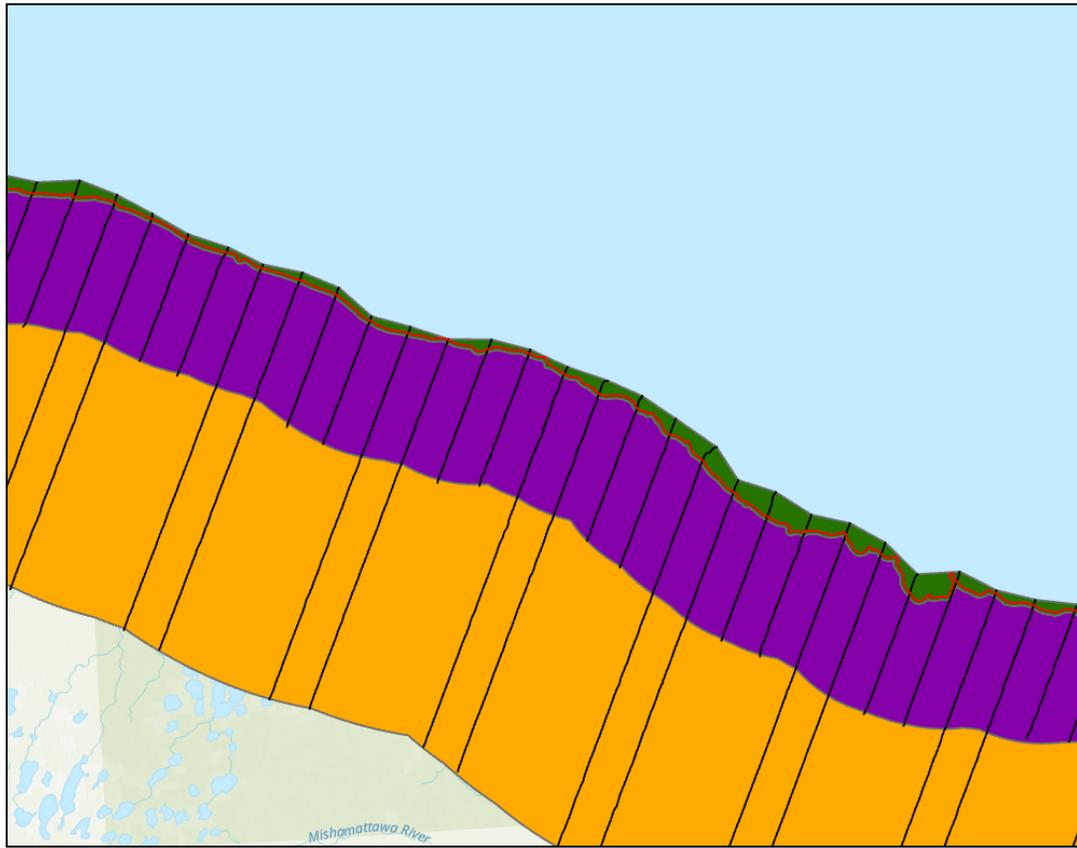


Figure 6. Plan rapproché de la délimitation des différentes strates et techniques d'inventaire pour les parties littorale et continentale de l'Ontario et de la zone de l'île Akimiski. La partie en violet représente la zone continentale de la strate de haute densité, et comprend toutes les zones de la partie continentale de l'Ontario situées entre 20 km et 500 m de la ligne approximative de marée haute, ainsi que toute l'île Akimiski, à l'exclusion d'une bande de 500 m de largeur à partir de la ligne approximative de marée haute. La partie en vert représente la zone côtière de la strate de haute densité, et inclue toutes les zones situées entre la ligne des eaux jusqu'à 500 m à l'intérieur des terres depuis la ligne de marée haute. La partie en orange représente la strate de faible densité, qui comprend toutes les zones situées entre 20 et 60 km de la ligne approximative de marée haute. La ligne rouge représente la ligne de vol pour le volet marquage-recapture à double observateur de l'inventaire.

L'échantillonnage par distance (« distance sampling ») dans la zone d'inventaire comprenant la partie continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski, a été réalisé en suivant les transects à partir d'un hélicoptère Eurocopter EC-130 à une altitude de 120 m au-dessus du sol et à une vitesse de 160 km/h entre le 22 août et le 1^{er} septembre 2021. L'équipage était composé d'un pilote, d'un navigateur (placé à droite à l'avant de l'hélicoptère) et de deux observateurs placés derrière le pilote et le navigateur. Ces quatre personnes, y compris le pilote, tentaient de détecter des ours. Le même pilote et les mêmes observateurs ont réalisé la totalité de l'inventaire et ont conservé la même position dans l'hélicoptère. Nous avons installé une barrière opaque entre l'avant et l'arrière de l'hélicoptère afin que les observateurs placés à l'arrière ne soient pas alertés de la présence d'un ours par les mouvements des observateurs placés à l'avant. De plus, l'observateur qui était le premier à détecter un ours laissait suffisamment de temps aux autres observateurs pour le détecter eux-mêmes. Une fois que suffisamment de temps s'était écoulé, il a été déterminé si l'observateur avant, l'observateur arrière ou les deux avaient détecté l'ours. On se dirigeait alors vers l'endroit approximatif où l'ours avait été originalement détecté afin d'enregistrer une position GPS et calculer la distance par rapport à la ligne de transect. On consignait la position de celui qui avait observé l'ours (pilote seulement, navigateur seulement, observateur arrière droit seulement, observateur arrière gauche seulement, les deux observateurs à gauche ou les deux observateurs à droite), la classe d'âge et le sexe de l'ours (mâle adulte, femelle adulte solitaire, subadulte, femelle avec des oursons de l'année, femelle avec des oursons d'un an), le nombre d'individus dans le groupe incluant toute la progéniture dépendante, l'état corporel sur une échelle de 5 points (5 obèse, 4 au-dessus de la moyenne, 3 moyen, 2 au-dessous de la moyenne et 1 amaigri), l'activité de l'ours lorsqu'il a été aperçu pour la première fois, l'habitat général où l'ours a été vu pour la première fois (p. ex., une batture ou une forêt), une échelle subjective de 3 points pour caractériser la visibilité, les conditions météorologiques générales, la hauteur et la densité de la végétation autour de l'ours, chacune sur une échelle de 3 points, la mesure dans laquelle l'éblouissement du soleil influait sur la visibilité sur une échelle subjective de 3 points et enfin, si l'ours était positionné par rapport à l'hélicoptère de telle sorte que les observateurs arrière ne pouvaient l'apercevoir (c.-à-d. qu'il se trouvait dans leur « angle mort »). La possibilité que l'ours soit observé par les observateurs arrière était moindre dans le cas des ours se trouvant près de la ligne de transect, mais la distance exacte de leur « angle mort » par rapport au transect variait selon l'orientation de l'hélicoptère. Lorsque l'hélicoptère était exposé à des vents de travers, il arrivait souvent qu'il doive voler partiellement de côté et ne soit pas orienté dans la même direction que la ligne de transect (fig. 7) ce qui influençait la position et la largeur de l'angle mort des observateurs arrière. Finalement, si un autre ours était aperçu pendant la collecte de données sur les covariables hors de la ligne de transect, il était considéré comme n'ayant pas été détecté sur la ligne de transect et n'était pas comptabilisé dans l'inventaire.

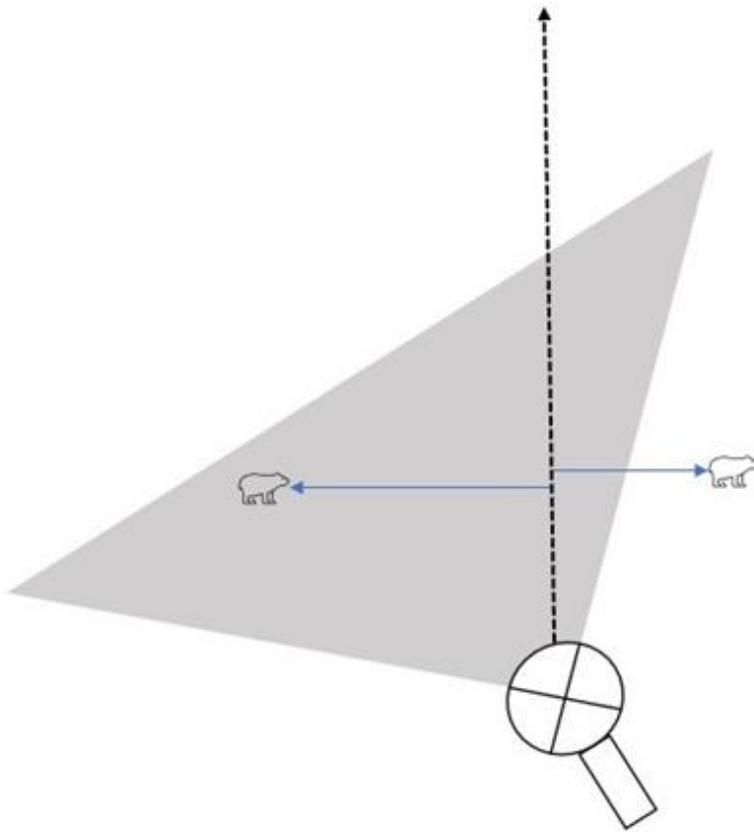


Figure 7. Schéma montrant comment l'orientation de l'hélicoptère par rapport à sa ligne de vol influe sur la capacité des observateurs arrière d'apercevoir des ours sur la ligne de transect et à proximité de celle-ci. La ligne pointillée représente la ligne de transect alors que le polygone gris représente l'angle mort pour les observateurs arrière. Dans cet exemple, à cause de l'angle formé par l'hélicoptère et la ligne de transect, l'observateur arrière de droite pourrait observer les ours plus près de la ligne de transect que l'observateur arrière gauche.

En complément de l'inventaire selon la méthode d'échantillonnage par distance (« distance sampling »), nous avons réalisé un inventaire par marquage-recapture à double observateur afin de couvrir la zone côtière de la strate de forte densité (c.-à-d., la zone située dans les 500 m entre la ligne des hautes marées et la ligne des eaux). Nous volions parallèlement à la côte, au-dessus de la ligne approximative de la marée haute, et avons enregistré les détections d'ours dans une zone s'étendant de la ligne des eaux jusqu'à 500 m à l'intérieur des terres, y compris dans les battures exposées. La disposition des observateurs à l'intérieur de l'hélicoptère, les vitesses de vol et les covariables enregistrées étaient les mêmes que celles décrites plus tôt. L'utilisation de deux méthodes d'inventaire, soit celle de l'échantillonnage par distance et celle du marquage-recapture à double observateur, a fait en sorte que la zone côtière a été

échantillonnée deux fois : une fois lors de l'inventaire de marquage-recapture pendant lequel nous volions parallèlement à la côte et une fois lors de l'inventaire d'échantillonnage par distance alors que nous survolions les transects perpendiculairement à la côte. Le fait d'utiliser la moyenne des résultats issus de ces deux méthodologies d'inventaire afin d'estimer l'abondance des ours dans la zone côtière (Obbard et al. 2015, Obbard et al. 2018) laisse présumer que la position des ours à l'intérieur de la zone côtière est constante. Bien que le déplacement des ours attribuable à l'hélicoptère semble généralement faible, la zone côtière est étroite et, par conséquent, l'estimation peut présenter des fluctuations selon que les ours entrent ou sortent de la zone en raison de l'hélicoptère. Nous avons donc tenté de réaliser les deux inventaires le même jour, mais en débutant par le survol de la zone côtière avant d'effectuer l'échantillonnage par distance sur les transects qui chevauchaient la zone inventoriée. Considérant que la zone côtière fait partie de la strate de forte densité, qui s'étend sur 19,5 km supplémentaires à l'intérieur des terres à partir de la limite de la zone côtière, de légers déplacements vers l'intérieur ou l'extérieur de la zone côtière n'ont aucune incidence sur notre estimation de l'échantillonnage à distance. Pour qu'il y ait un biais, il faudrait qu'un grand nombre d'ours se déplace en peu de temps sur une distance de plus de 20 km, en réaction à la présence de l'hélicoptère.

Îles de la baie James et de la baie d'Hudson

Les îles de la baie James et de la baie d'Hudson, qui sont considérées comme des zones à haute densité d'ours, ont été inventoriées entre le 2 et le 10 septembre selon la méthode de marquage-recapture à double observateur à l'aide d'un avion de type De Havilland DHC-6 Twin Otter. L'aire d'étude était identique à celle qui avait fait l'objet d'un inventaire en 2016. Nous volions à une altitude moyenne de 150 m au-dessus du sol, à une vitesse cible de 150 km/h. La forme, la taille et la topographie des îles de la baie James et de la baie d'Hudson ont nécessité l'emprunt de trajectoires de vol variables afin d'assurer une couverture complète. Nous avons inventorié l'archipel des îles Belcher, le plus grand groupe d'îles situé dans la baie d'Hudson, à l'aide de transects espacés de 5 km et perpendiculaires à la côte. Toutes les autres îles de la baie James et de la baie d'Hudson ont été survolées de façon à assurer une couverture complète des îles. L'équipage comprenait un pilote et une personne qui compilait les données assis dans les sièges avant de l'aéronef, et quatre observateurs actifs postés à l'arrière de l'appareil (deux à gauche et deux à droite). Là encore, nous avons installé une barrière opaque entre les observateurs situés à l'avant et à l'arrière de l'aéronef et avons réalisé l'inventaire conformément au protocole d'échantillonnage par marquage-recapture décrit plus tôt pour la zone côtière de la strate de haute densité. Dans le cadre de ce inventaire, le pilote et la personne compilant les données indiquaient avoir détecté un ours uniquement si celui-ci se trouvait directement sur la ligne de vol et, dès lors, était impossible à détecter par les observateurs situés à l'arrière de l'aéronef.

Îles côtières au large de l'Ontario

Le long de la côte de l'Ontario se trouvent quelques petites îles connues pour abriter un grand nombre d'ours. Les méthodes d'échantillonnage par distance ou de marquage-recapture ne sont pas bien adaptées en raison de la petite superficie des îles et de la forte densité d'ours. Ces îles ont donc été inventoriées séparément en utilisant la méthode du dénombrement complet. Nous avons survolé les îles de façon exhaustive, avec la même configuration d'observateurs que celle décrite ci-dessus, et avons recensé la totalité des ours qui s'y trouvaient.

Littoral et îles côtières du Québec

L'inventaire du littoral et des îles côtières du Québec était similaire à l'inventaire de 2012 (Obbard et al. 2015). Compte tenu de l'absence d'ours blancs observée lors de l'inventaire de 2016 le long des transects de 20km couvrant la partie intérieure des terres (Obbard et al. 2018), des consultations ont été menées auprès de trois communautés du Nunavik (fig. 2) afin d'identifier les zones importantes où des ours blancs pourraient être observés à la fin de l'été. Toutes les communautés ont convenu que très peu d'ours se trouvaient à l'intérieur des terres pendant cette période de l'année. Une zone côtière supplémentaire, située au sud de Cape Jones jusqu'à l'embouchure de la rivière au Phoque (Seal river), a été recommandée pour être survolée et a été ajoutée à l'aire d'étude (MFFP, données non publiées). Le littoral et les îles côtières du Québec ont été inventoriées à l'aide d'un hélicoptère AS350 B2, du 23 au 27 août. Un seul transect a été survolé le long de la côte, à une altitude approximative de 150 m au-dessus du sol, à une vitesse sol de 150 km/h. Toutes les îles côtières ont été survolées de manière à assurer une couverture intégrale. L'équipage était composé d'un pilote et d'un navigateur, tous deux postés à l'avant de l'hélicoptère, et de deux observateurs placés derrière eux. Une barrière opaque séparait les passagers avant et arrière aux fins d'application de la méthode de marquage-recapture à double observateur décrite plus tôt.

Analyse statistique de l'inventaires par échantillonnage par distance des parties continentale et littorale de l'Ontario et de l'île Akimiski

La figure 8 montre un schéma qui décrit le type d'analyse réalisée pour chaque section de l'inventaire et chaque zone. L'inventaire par échantillonnage par distance des parties continentale et littorale de l'Ontario et de l'île Akimiski a été analysé en utilisant à la fois 1) des modèles classiques d'échantillonnage par distance avec covariables (multiple covariate distance sampling [MCDS]; Marques and Buckland 2003, Marques and Buckland 2004), en reproduisant le plus fidèlement possible l'analyse d'Obbard et al. (2018) afin de faciliter les comparaisons, et 2) des modèles d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (Mark-recapture distance sampling [MRDS]; Borchers et al. 1998, Laake et Borchers 2004) pour permettre la modélisation de la détection

imparfaite sur la ligne de transect. Les modèles d'échantillonnage par distance avec covariables multiples (MCDS) reposent sur l'hypothèse que la détection des ours sur la ligne de transect est parfaite; en revanche, si cette hypothèse n'est pas respectée, les modèles de MCDS sous-estiment l'abondance (Buckland et al. 2001). Les modèles d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (MRDS) intègrent un sous-modèle de marquage-recapture permettant d'estimer la probabilité de détection sur la ligne de transect (Borchers et al. 1998, Laake et Borchers 2004). Les groupes d'ours, plutôt que les individus, ont été traités comme l'unité d'observation. Les estimations du nombre de groupes ont été multipliées par la taille moyenne des groupes afin d'être converties en estimations de d'abondance d'individus. Les analyses de MCDS et de MRDS ont été répétées en y incluant et en excluant les données de la zone côtière. Les deux types de modèles ont été mis en œuvre dans le paquetage R "mrds", version 2.2.6. (Miller et al. 2019, Laake et al. 2022).

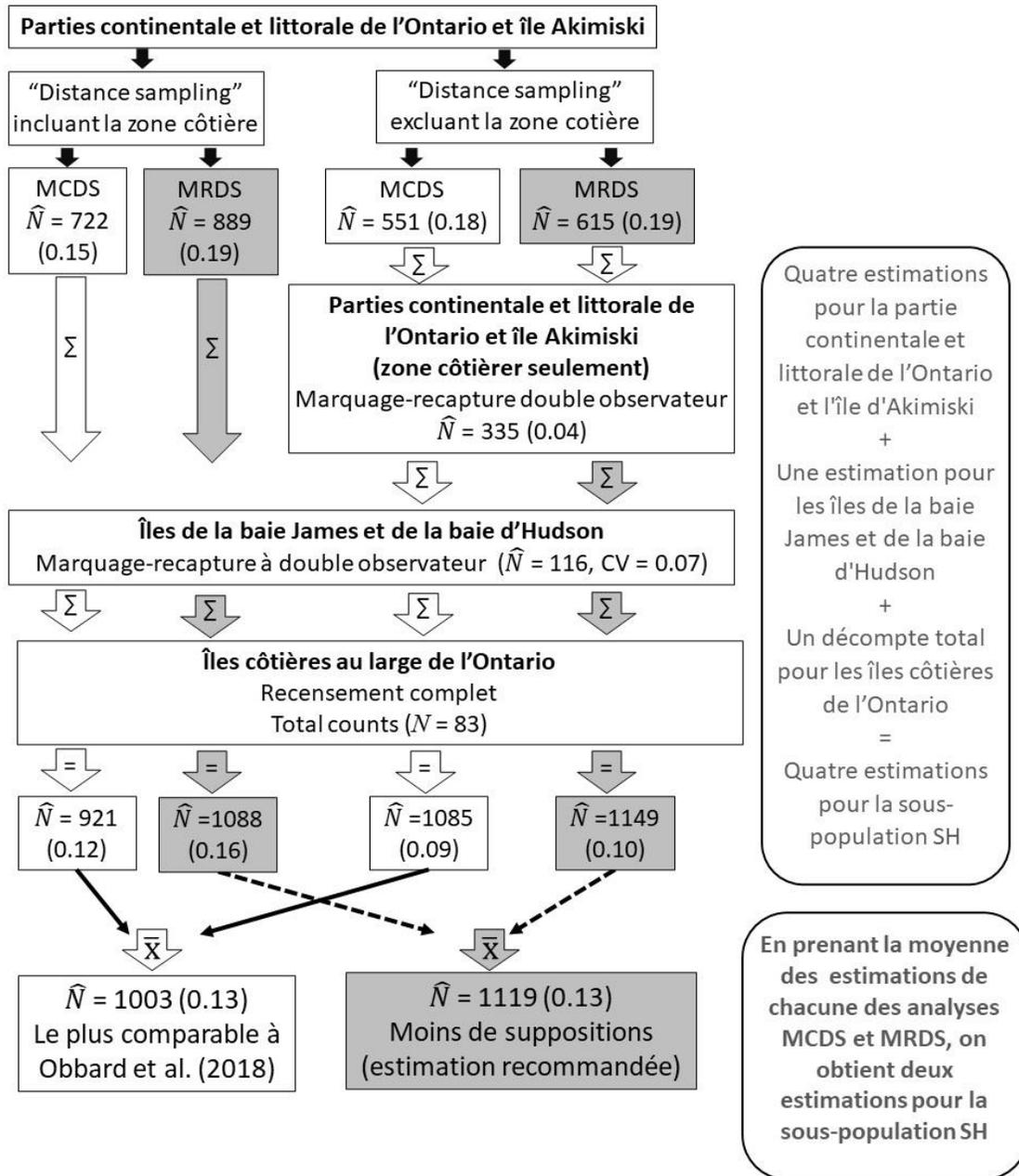


Figure 8 : Schéma descriptif des analyses statistiques des données recueillies dans les différentes zones géographiques et selon les différentes méthodologies d'inventaire. Les zones géographiques figurent en caractères gras et correspondent à celles décrites dans la section « Méthodologie d'inventaire ». Σ désigne la somme des estimations portant sur différentes zones géographiques, \bar{x} indique la moyenne des différentes estimations pour une même zone géographique. MCDS et MRDS désignent respectivement les analyses d'échantillonnage par distance avec covariables multiples et les analyses d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture. Les cases et flèches grises indiquent les estimations obtenues en appliquant la méthode MRDS pour la zone incluant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski, alors que les cases et flèches blanches indiquent les estimations obtenues avec la méthode MCDS, pour cette même zone. Remarque : comme aucun ours n'a été observé dans la partie du littoral et des îles côtières du Québec, cette région géographique n'apparaît pas dans le schéma.

Pour les analyses MCDS, nous avons tronqué les données à droite à 1 750 m, prenant modèle sur Obbard et al. (2018), après avoir vérifié que les modèles d'échantillonnage par distance étaient adéquatement ajustés aux données (tests décrits ci-dessous) et que les abondances estimées à partir de modèles simplifiés n'étaient pas sensibles à la distance de troncature à droite. Nous avons d'abord envisagé des modèles non ajustés de la fonction de détection de type « half-normal » et « hazard-rate », ainsi qu'un modèle uniforme incluant un terme d'ajustement cosinus d'ordre 1. Les modèles uniformes cadraient mal avec les données ou ne convergeaient pas; ils n'ont donc pas été examinés davantage. Pour s'harmoniser avec l'analyse d'Obbard et al. (2018), les covariables potentielles de la fonction de détection comprenaient la visibilité, la hauteur de la végétation et la densité de la végétation. Les covariables ont été évaluées à l'aide d'une procédure de sélection de modèle par étape ascendante où seules les covariables qui minimisaient le critère d'information d'Akaike (CIA; Burnham et Anderson 2002) ont été retenues; les covariables d'hauteur et de densité de la végétation étant corrélées et n'ont donc pas été incluses dans le même modèle. Nous avons vérifié si des termes d'ajustement (cosinus d'ordre 1 pour le modèle « half-normal » et une fonction polynomiale simple d'ordre 4 pour le modèle « hazard-rate ») amélioreraient l'ajustement des modèles minimisant le CIA. Nous avons testé pour l'absence significative d'ajustement ($\alpha = 0,05$) à l'aide du test du chi-carré (ou X^2) de qualité d'ajustement pour données de distance regroupées (X^2 goodness-of-fit test for binned distance data; Buckland et al. 2001, pp 69-71) et le test d'échantillonnage par distance de Cramér-von Mises (Buckland et al. 2004, pp 388-389). Le modèle avec covariables qui minimisait le CIA a été sélectionné aux fins de l'estimation (subordonné à un ajustement adéquat) et les estimations finales ont été obtenues en effectuant la moyenne des estimations d'abondance obtenues à partir des modèles « half-normal » et « hazard rate » ayant les mêmes covariables, et ce en appliquant l'approche de la moyenne pondérée selon le CIA (AIC-weighted average abundance; Burnham et Anderson 2002).

Les données de l'inventaire par échantillonnage par distance de la partie continentale et littorale de l'Ontario et de l'île Akimiski ont également été analysées à l'aide de modèles d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (MRDS) pour observateurs indépendants (Laake et Borchers 2004, Burt et al. 2014). Les modèles avec indépendance ponctuelle plutôt qu'une indépendance totale étaient considérés comme étant probablement mieux adaptés à nos données, car la différence entre la capacité des observateurs avant et arrière à détecter les ours à proximité des transects permettait de s'assurer que la corrélation entre les détections effectuées à partir des positions des différents observateurs augmentait avec la distance par rapport à la ligne de transect (Burt et al. 2014). Nous avons vérifié l'hypothèse que les modèles simples d'indépendance ponctuelle réduisaient le CIA relatif aux modèles simples d'indépendance totale et nous avons donc utilisé des modèles d'indépendance ponctuelle par la suite. Nous avons tronqué les données à droite à 2 000 m, car en 2021,

la visibilité était généralement bonne et les analyses exploratoires, y compris le test de qualité d'ajustement, indiquaient que cette distance de troncature offrait un ajustement légèrement meilleur pour les modèles simples d'échantillonnage par distance. Nous avons inclus la distance en tant que covariable dans tous les sous-modèles de marquage-recapture (Buckland et al. 1993, Burt et al. 2014). Nous avons également examiné une covariable fictive propre aux observateurs arrière pour rendre compte de leur probabilité réduite de détecter des groupes d'ours près de la ligne du transect (Wiig et al. 2022). La plus grande distance à laquelle un groupe d'ours était enregistré comme étant impossible à détecter pour les observateurs arrière était de 204 m, de sorte que tous les groupes d'ours détectés à une distance égale ou inférieure à cette valeur ont reçu un « 1 » pour la covariable « angle mort ». Les autres covariables possibles du sous-modèle de marquage-recapture étaient : la taille du groupe, la position de l'observateur (avant ou arrière), le côté (gauche ou droit), l'interaction entre le côté et la position, la visibilité, la hauteur de la végétation, la densité de la végétation, l'éblouissement du soleil et la strate (forte ou faible densité). Comme la hauteur et la densité de la végétation étaient corrélées, mais que ces caractéristiques pouvaient avoir des effets différents sur la capacité des observateurs à détecter des ours, nous avons également évalué une covariable combinant ces deux aspects de la végétation (tableau 1); une seule covariable « végétation » était incluse dans un sous-modèle. Les covariables possibles du sous-modèle d'échantillonnage par distance étaient : la taille du groupe, le côté, la visibilité, la hauteur de la végétation, la densité de la végétation, la covariable combinant hauteur et densité de la végétation, l'éblouissement du soleil et la strate. Après avoir réalisé des analyses exploratoires, nous avons exclu la covariable « activité », car ses effets estimés étaient faibles et indiquaient que les ours stationnaires étaient plus susceptibles d'être détectés, même à de plus grandes distances, que les ours en mouvement.

Tableau 1. Définition de la covariable « végétation » représentant la combinaison de la hauteur et de la densité de la végétation. La covariable « hauteur de la végétation » a été enregistrée sur le terrain sur une échelle de 3 points, où 1 indique une hauteur inférieure à 1 m, où 2 indique une hauteur de 1 à 3 m, et où 3 indique une hauteur supérieure à 3 m. La covariable « densité de la végétation » a aussi été enregistrée sur une échelle de 3 points, où 1 indique une végétation clairsemée, où 2 indique une densité modérée, et où 3 indique une végétation dense.

| Hauteur de la végétation | Densité de la végétation | Covariable combinant hauteur et densité |
|--------------------------|--------------------------|---|
| 1 ou 2 | 1 | 1 |
| 1 ou 2 | 2 | 2 |
| 1 ou 2 | 3 | Non présente dans les données |
| 3 | 1 | 2 |
| 3 | 2 | 3 |
| 3 | 3 | 4 |

Nous avons sélectionné la forme de la fonction de détection (« half-normal » non-ajustée ou « hazard rate ») et les covariables en appliquant la méthode de sélection ascendante afin d'éviter l'ajustement excessif et l'inclusion de covariables non informatives dans les modèles d'estimation. Les covariables qui augmentaient le CIA par rapport à un modèle plus simple sans cette covariable ont été exclues; celles qui réduisaient le CIA ont été retenues, mais si la réduction était inférieure à 2,0, nous examinons également des modèles à paramètres réduits excluant ces covariables. Cette approche diffère légèrement de l'analyse ci-dessus car nous considérons un plus grand nombre de covariables et, par conséquent, devons évaluer un plus grand nombre de combinaisons de covariables. Il fallait donc obtenir une plus grande réduction du CIA pour éviter de devoir procéder à l'évaluation d'un trop grand nombre de modèles. Une exception à cette approche est qu'à l'exemple de Northrup et Howe (2019), nous avons considéré un modèle avec les covariables « côté » et « position » ainsi que leur interaction, et ce, dans tous les sous-modèles de marquage-recapture, même si ces deux covariables n'avaient pas été retenues comme étant explicatives à elles seules. Nous avons effectué la sélection de modèle en trois étapes. Tout d'abord, nous avons maintenu constant le modèle d'échantillonnage par distance sous la forme « half-normal » non ajusté sans covariables et avons évalué les covariables du modèle de marquage-recapture. Nous avons ensuite évalué les formes et les covariables du modèle d'échantillonnage par distance tout en maintenant constant le modèle de marquage-recapture sous sa forme présentant le plus faible CIA. Enfin, nous avons créé une série de modèles qui intégrait toutes les combinaisons de sous-modèles de marquage-recapture et d'échantillonnage par distance qui avaient été retenus ($\Delta CIA < 2$). Nous avons vérifié si les termes d'ajustement décrits plus tôt pour les modèles d'échantillonnage à distance avec covariables multiples (MCDS) amélioraient l'ajustement des sous-modèles

d'échantillonnage par distance qui minimisaient le CIA. Avant d'estimer l'abondance, nous avons vérifié s'il y avait absence significative ($\alpha = 0,05$) d'ajustement en appliquant des tests du chi-carré aux intervalles de distance des sous-modèles de marquage-recapture et des sous-modèles d'échantillonnage par distance, en examinant la valeur totale du X^2 de l'ensemble des sous-modèles et en appliquant le test Cramér-von Mises. Les estimations finales d'abondance issues des modèles MRDS ont été obtenues en appliquant l'approche par moyenne des modèles aux estimations obtenues à partir des modèles dont les covariables ont été retenues et des modèles à paramètres réduits dans le cas des covariables qui avaient un faible effet explicatif ($\Delta CIA < 2$).

Dans les deux analyses (MCDS et MRDS), la variance de l'abondance des ours combinait trois composantes obtenues par la méthode delta (Buckland et al. 2001, Miller et al. 2019): la variance empirique du taux de rencontre entre les transects (here estimated using Fewster et al. 's [2009] estimator "S2" for systematic designs (estimée ici au moyen de l'estimateur de variance « S2 » pour les plans systématiques, mis au point par Fewster et al. [2009]), la variance de la probabilité de détection obtenue à partir du modèle ajusté et estimée au moyen de méthodes standard de vraisemblance maximum, et la variance de la taille des groupes. Lorsque les estimations ont été calculées en établissant la moyenne d'une combinaison de modèles, l'incertitude inhérente au processus de sélection des modèles a également contribué à la variance de l'abondance des ours (Burnham et Anderson 2002).

Nous avons stratifié à posteriori les estimations de l'abondance par catégorie d'âge et de sexe (femelles adultes, mâles adultes, subadultes, oursons d'un an et oursons de l'année) pour obtenir des estimations de l'abondance par classe d'âge et par sexe dans les parties continentale et littorale de l'Ontario et de l'île Akimiski. Ceci a été réalisé en combinant la probabilité estimée de détecter les groupes d'ours (et sa variance) à partir du modèle minimisant l'AIC ajusté aux données de tous les groupes avec les tailles de groupe spécifiques à une classe d'âge-sexe donnée.

Analyse statistique des inventaires de marquage-recapture à double observateur

Les données issues des inventaires de marquage-recapture effectué par hélicoptère au-dessus des parties continentale et littorale de l'Ontario et de l'île Akimiski, de même que ceux effectués par avion au-dessus des îles de la baie James et de la baie d'Hudson, ont été analysés à l'aide des modèles de marquage-recapture pour populations fermées (Huggins 1989) en utilisant la version 2.2.7 de la trousse R « RMark » (Laake 2013, Laake et al. 2019). Nous avons effectué des analyses distinctes des données de l'inventaire par hélicoptère et de celui réalisé par avion (fig. 8). Les covariables possibles influençant la probabilité de détection étaient : la position de l'observateur (avant ou

arrière, modélisée en tant qu'échantillonnage temporel distinct), la taille du groupe, la visibilité, la hauteur de la végétation, la densité de la végétation et la position du groupe par rapport à l'hélicoptère (à gauche, à droite ou en dessous, codé comme « en dessous » lorsque le groupe était enregistré comme impossible à détecter pour l'observateur arrière). Nous avons établi la probabilité de détection par les observateurs arrière à « 0 » pour les groupes d'ours qui passaient « en dessous » de l'hélicoptère ou de l'avion. Nous avons évalué le pouvoir explicatif des covariables en appliquant la même procédure de sélection ascendante décrite plus tôt pour les sous-modèles d'échantillonnage par distance et de marquage-recapture des modèles MRDS, à l'exception du fait que nous avons utilisé la version du CIA à biais corrigé pour petit échantillon (CIAc; Burnham et Anderson 2002) plutôt que sa version classique. Nous avons obtenu les estimations finales du nombre de groupes d'ours, et de sa variance non conditionnelle, en appliquant l'approche par moyenne des modèles aux estimations d'abondance issues des différents modèles avec covariables retenues, et des modèles à paramètres réduits dans le cas de covariables faiblement explicatives (CIAc < 2). Nous avons estimé le nombre total d'ours en multipliant le nombre de groupe par la taille moyenne des groupes, et avons inclus la variance de la taille des groupes dans la variance du nombre d'individus en appliquant la méthode delta.

Nous n'avons détecté aucun ours lors de l'inventaire du littoral du Québec et des îles côtières. Par conséquent, aucune analyse statistique n'a été réalisée.

Estimations de l'abondance totale

Les analyses ci-dessus ont produit quatre estimations distinctes de l'abondance des ours dans le secteur des parties continentale et littorale de l'Ontario et de l'île d'Akimiski (voir aussi la fig. 8) : 1) une estimation fondée sur l'échantillonnage par distance avec covariables multiples (MCDS) pour l'intégralité de la zone (soit les parties recouvertes par les polygones verts, orange et violet de la figure 6); 2) une estimation fondée sur le MCDS pour la strate de faible densité et la zone continentale de la strate de forte densité (soit les polygones orange et violets de la fig. 6, excluant la zone côtière), additionnée à l'estimation du nombre d'ours dans la zone côtière (en vert sur la fig. 6), obtenue à partir de l'analyse de l'inventaire de marquage-recapture à double observateur; 3) une estimation fondée sur l'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (MRDS) pour l'intégralité de la zone (soit les parties recouvertes par les polygones verts, orange et violet, de la figure 6) et; 4) une estimation fondée sur le MRDS pour la strate de faible densité et la partie continentale de la strate de forte densité (soit les polygones orange et violets de la fig. 6, excluant la zone côtière), additionnée à l'estimation du nombre d'ours dans la zone côtière (en vert sur la fig. 6), obtenue à partir de l'analyse de l'inventaire de marquage-recapture à double observateur. À chacune des quatre estimations obtenues

pour la région couvrant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski, nous avons ajouté le nombre d'ours estimé pour les îles de la baie James et de la baie d'Hudson ainsi que le nombre d'ours recensés sur les petites îles côtières du littoral ontarien, et ce, dans le but de produire des estimations de l'ensemble de la sous-population du sud de la baie d'Hudson (SH). Enfin, nous avons produit deux estimations finales de la sous-population SH. Une première en utilisant la moyenne des deux estimations calculées à partir des approches 1 et 2 afin d'obtenir l'estimation d'abondance dans la région couvrant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski et une seconde en effectuant la moyenne des estimations obtenues à partir des approches 3 et 4 ci-dessus (voir la fig. 8). Les variances non conditionnelles entourant ces estimations ont été calculées en utilisant l'approche de moyenne des modèles en attribuant le même poids aux deux estimations. Nous présentons des intervalles de confiance log-normaux pour l'ensemble des estimations d'abondance des ours. Toutes les analyses ont été réalisées avec la version 4.2.0 du logiciel R (R Core Development Team 2022).

RÉSULTATS

Parties continentale et littorale de l'Ontario et île Akimiski

Nous avons détecté 138 groupes d'ours sur les transects d'échantillonnage par distance situés dans la régions des parties continentale et littorale de l'Ontario et de l'île Akimiski. En excluant le littoral, nous en avons détecté 88. La troncature à droite à 1 750 m aux fins de l'analyse par MCDS a éliminé 9 % des observations des deux ensembles de données, y laissant 125 et 80 groupes en respectivement, incluant et excluant la zone côtière. La troncature à droite à 2 000 m aux fins de l'analyse par MRDS a éliminé 8 % des observations de l'ensemble de la région et 7 % des observations qui excluaient la zone côtière, laissant 127 et 82 groupes en respectivement, incluant et excluant la zone côtière.

Dans l'analyse de MCDS du jeu de données qui incluait la zone côtière, le modèle « half-normal » sans covariables minimisait le CIA. Toutefois, les modèles de forme « half-normal » et « hazard rate » incluant la covariable de densité de la végétation étaient supportés dans une mesure similaire, avec un Δ CIA de 0,61 et 0,76, respectivement (tableau S1). Par conséquent, dans un souci de cohérence avec Obbard et al. (2018), nous avons estimé l'abondance en appliquant l'approche par moyenne des modèles à partir de ces deux modèles (tableau 2). La visibilité était la seule covariable explicative dans l'analyse qui excluait la zone côtière; les modèles de forme « half-normal » et « hazard rate » avec cette variable étaient supportés dans une mesure similaire, tandis que tous les autres modèles avaient un Δ CIA > 2 (tableau S2). Nous avons donc estimé

l'abondance en utilisant l'approche par moyenne des modèles à partir de ces deux modèles (tableau 2). Tous les modèles MCDS qui ont été pris en compte aux fins de l'estimation étaient adéquatement ajustés aux données (les valeurs- p associées au test X^2 pour les données de distance groupées par classe et les tests de Cramér-von Mises étaient tous $> 0,30$). Les termes d'ajustement n'ont pas amélioré l'ajustement des ensembles de données.

Tableau 2. Estimations d'abondance (\hat{N}), erreurs-types (ET), coefficients de variation (CV) et intervalles de confiance (IC) à 95 % obtenus à partir des analyses d'observations d'ours blanc par échantillonnage par distance avec covariables multiples (« multiple covariate distance sampling » - MCDS) et par échantillonnage par distance avec marquage-recapture (« mark-recapture distance sampling » - MRDS), incluant ou excluant la zone côtière de la strate à forte densité de la région couvrant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski.

| Type d'analyse | Zone côtière | \hat{N} | ET | CV | IC à 95 % |
|----------------|--------------|-----------|-----|------|------------|
| MCDS | Incluse | 722 | 111 | 0,15 | 535 – 974 |
| MCDS | Exclue | 551 | 99 | 0,18 | 388 – 781 |
| MRDS | Incluse | 889 | 170 | 0,19 | 613 – 1288 |
| MRDS | Exclue | 615 | 119 | 0,19 | 422 – 897 |

Lors de l'analyse par MRDS de l'ensemble du jeu de données, les covariables angle mort, position de l'observateur, côté, et éblouissement du soleil étaient retenues comme explicatives par le sous-modèle de marquage-recapture, et l'interaction entre la position et le côté, ainsi que la visibilité étaient faiblement explicatives ($\Delta CIA < 2$ par rapport aux modèles plus simples). Nous avons donc examiné des modèles supplémentaires incluant et excluant ces dernières covariables. Trois sous-modèles comprenant toutes les covariables explicatives et différentes combinaisons de covariables faiblement supportées présentaient un $\Delta CIA < 2$ et ont été combinés avec les sous-modèles d'échantillonnage par distance supportés. L'éblouissement du soleil a été retenu comme covariable explicative dans le sous-modèle d'échantillonnage par distance (fig. 9). La covariable combinant la hauteur et la densité de la végétation a également été retenue (fig. 9), mais comme le ΔCIA était < 2 dans les modèles « half-normal », nous avons également considérés les modèles qui l'excluaient. Les termes d'ajustement n'ont pas amélioré l'ajustement des données. Trois sous-modèles avaient un $\Delta CIA < 2$ et ont été combinés avec les trois sous-modèles de marquage-recapture qui avaient été retenus. Les neuf modèles MRDS retenus (tableau S3) s'ajustaient adéquatement aux données (toutes les valeurs de p associées au X^2 total pour les sous-modèles d'échantillonnage par distance et de marquage-recapture et celles pour les tests Cramér-von Mises étaient $> 0,65$) et ont été inclus dans le processus d'estimation d'abondance par moyenne des modèles (tableau 2).

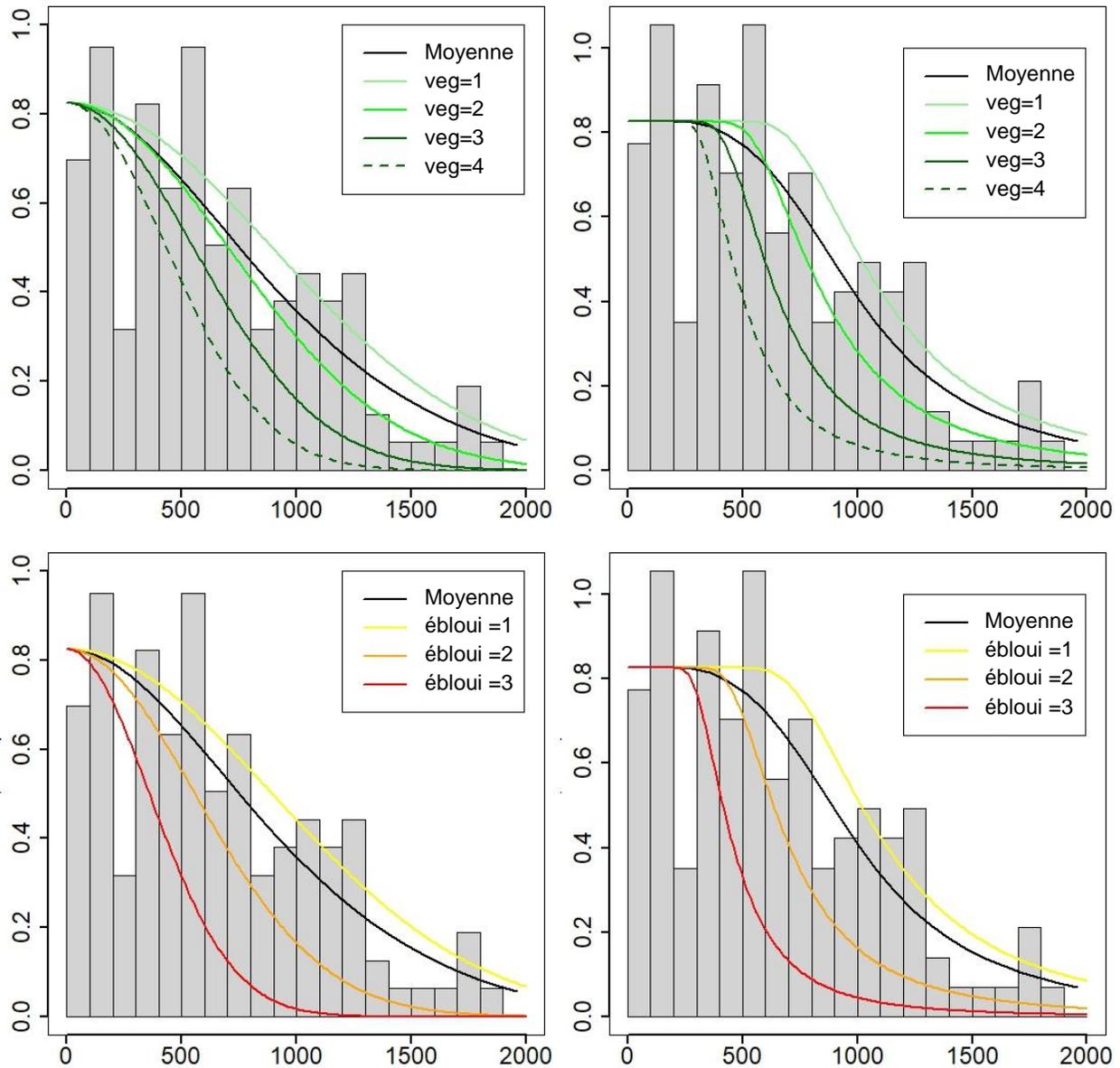


Figure 9. Fonctions de détection de forme « half-normal » (colonne de gauche) et de forme « hazard-rate » (colonne de droite) estimées à partir des deux meilleurs modèles d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (MRDS) appliqués à l'ensemble des données d'observations d'ours blanc du SH recueillies en 2021 sur les transects d'échantillonnage par distances (« distance sampling ») dans le secteur couvrant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski. L'effet des covariables explicatives sur la forme des fonctions de détection (la covariable combinant la hauteur et la densité de la végétation et l'éblouissement du soleil) est illustré. Les deux modèles incluaient les mêmes covariables pour leurs deux sous-modèles; seules les formes des fonctions de détection différaient. Le modèle utilisant la forme « half-normal » s'est classé premier et le modèle utilisant la forme « hazard-rate » avait un $\Delta CIA = 1,3$. La rangée du haut montre l'effet de la végétation, celle du bas, l'effet de l'éblouissement du soleil. Lors du tracé de l'effet d'une covariable, l'autre covariable était maintenue constante à la valeur moyenne des données. Les axes des abscisses (X) indiquent la distance par rapport au transect (en mètres) tandis que les axes des ordonnées (Y) montrent la probabilité de détection.

Dans les analyses de MRDS excluant la zone côtière, les covariables angle mort, position de l'observateur, côté, l'interaction entre la position et le côté, visibilité et éblouissement du soleil ont été retenues comme covariables explicatives du sous-modèle de marquage-recapture. Toutefois, les modèles qui comprenaient les covariables visibilité ou éblouissement présentaient un manque d'ajustement qui était parfois significatif pour une valeur de $\alpha = 0,05$ et toujours significatif avec une valeur de $\alpha = 0,10$ (les valeurs- p associées à la valeur totale du X^2 se situaient entre 0,03 et 0,08). En outre, ces modèles ont donné lieu à des estimations d'abondance irréalistes, ce qui suggère que les données étaient insuffisantes pour soutenir un tel niveau de complexité du modèle. Seuls les sous-modèles de marquage-recapture avec les covariables angle mort, position, côté et l'interaction entre la position et le côté ont donc été combinés avec les sous-modèles d'échantillonnage par distance qui étaient retenus. Tous les autres sous-modèles qui étaient bien ajustés aux données et qui donnaient lieu à des estimations d'abondance raisonnables avaient un $\Delta CIA > 2$ par rapport à ce sous-modèle. Au niveau du sous-modèle d'échantillonnage par distance, seule la covariable visibilité a été retenue; comme elle réduisait le CIA du modèle « hazard rate » de < 2 , nous avons donc également retenu les modèles qui l'excluaient. Nous avons donc combiné quatre sous-modèles d'échantillonnage par distance (« half-normal » et « hazard rate », avec et sans la covariable visibilité) avec le sous-modèle de marquage-recapture sélectionné (tableau S4). Les termes d'ajustement n'ont pas amélioré l'ajustement des données. Les quatre modèles étaient tous adéquatement ajustés aux données et ont été inclus dans les estimations d'abondance fondées sur le processus de la moyenne des modèles (tableau 2). Les estimations d'abondance issues des MCDS et MRDS étaient sensibles à la forme de la fonction de détection (« half-normal » ou « hazard rate ») et moins sensibles aux covariables.

La stratification a posteriori par classe d'âge-sexe des données issues de l'inventaire d'échantillonnage par distance (incluant la zone côtière) de la partie continentale de l'Ontario, du littoral et de l'île d'Akimiski suggère un rapport mâle-femelle fortement asymétrique en faveur des femelles (tableau 3). Les observations brutes issues de l'inventaire par marquage-recapture en zone côtière montrent cependant un rapport mâle-femelle fortement déséquilibré en faveur des mâles (tableau 4).

Tableau 3. Estimations d'abondance (\hat{N}), erreurs-types (ET), coefficients de variation (CV), limites inférieures (LCi) et supérieures (LCs) de l'intervalle de confiance à 95 % et proportions moyennes (Prop.) de l'abondance totale occupée par chaque catégorie de sexe et d'âge, obtenues par stratification à posteriori à partir du modèle de MRDS ajusté aux données d'échantillonnage par distance (« distance sampling ») récoltées dans la portion de l'inventaire de 2021 couvrant les parties continentale et littorale de l'Ontario et île Akimiski.

| Catégorie âge-sexe | \hat{N} | ET | CV | LCi | LCs | Prop. |
|--------------------|-----------|----|------|-----|-----|-------|
| Femelle adulte | 366 | 70 | 0,19 | 251 | 533 | 0,40 |
| Mâle adulte | 173 | 71 | 0,41 | 79 | 378 | 0,19 |
| Subadulte | 59 | 21 | 0,36 | 30 | 118 | 0,06 |
| Ourson d'un an | 156 | 38 | 0,24 | 98 | 250 | 0,17 |
| Ourson de l'année | 167 | 52 | 0,31 | 91 | 305 | 0,18 |

Tableau 4. Proportions des ours blancs de différentes catégories de sexe et classes d'âge observés lors des inventaires par échantillonnage par distance (« distance sampling ») réalisés dans les parties continentales et littorales de l'Ontario et de l'île Akimiski (incluant la zone côtière) de la sous-population d'ours blancs SH et lors des inventaires par marquage-recapture de la zone côtière seulement de cette même portion de l'aire de répartition de SH, entre 2011 et 2021.

| | Année | Femelle adulte | Mâle adulte | Subadulte | Ourson d'un an | Ourson de l'année |
|---|-------|----------------|-------------|-----------|----------------|-------------------|
| Échantillonnage par distance | | | | | | |
| | 2011 | 0,36 | 0,20 | 0,08 | 0,15 | 0,19 |
| | 2016 | 0,34 | 0,19 | 0,06 | 0,05 | 0,30 |
| | 2021 | 0,37 | 0,20 | 0,07 | 0,18 | 0,18 |
| Marquage-recapture en zone côtière | | | | | | |
| | 2011 | 0,20 | 0,40 | 0,13 | 0,12 | 0,15 |
| | 2016 | 0,19 | 0,52 | 0,08 | 0,03 | 0,17 |
| | 2018 | 0,19 | 0,55 | 0,09 | 0,07 | 0,10 |
| | 2021 | 0,22 | 0,43 | 0,11 | 0,12 | 0,10 |

Aucune covariable associée à la probabilité de détection n'a été retenue dans les analyses des données issues de l'inventaire de la zone côtière par marquage-recapture à double-observateur. Les probabilités de détection étaient élevées (probabilité de détection des observateurs selon le modèle nul = 0,87 , ce qui équivaut à une probabilité d'environ 0,98 que l'un ou l'autre des observateurs ait détecté un groupe d'ours) et les estimations d'abondance étaient similaires pour tous les modèles. En multipliant le nombre de groupes estimé à partir du modèle nul par la taille moyenne des groupes

(1,567 ours/groupe; ET 0,063) nous obtenons une estimation de l'abondance totale dans la zone côtière de 335 ours (ET 13,9; CV 0,04; IC à 95 % = 309 – 363).

Îles de la baie James et de la baie d'Hudson (excluant l'île Akimiski)

Au niveau l'inventaire par marquage-recapture à double observateurs réalisé par avion dans les îles de la baie James et de la baie d'Hudson, les covariables côté et taille du groupe étaient considérées comme faiblement explicatives. Une fois de plus, les probabilités de détection estimées étaient élevées (probabilité de détection des observateurs selon le modèle nul = 0,841 , ce qui équivaut à une probabilité d'environ 0,97 que l'un ou l'autre des observateurs ait détecté un groupe d'ours) et les estimations d'abondance étaient similaires pour tous les modèles. En multipliant le nombre de groupe estimé selon l'approche par moyenne des modèles par la taille moyenne des groupes, nous obtenons une abondance estimée de 116 ours (ET 7,93; CV 0,07; IC = 102–133) dans les îles de la baie James et de la baie d'Hudson.

Îles côtières au large de l'Ontario

Le recensement complet des îles côtières au large de l'Ontario a permis de dénombrer un total de quatre-vingt-trois (83) ours.

Littoral et îles côtières du Québec

Aucun ours n'a été observé le long du littoral et sur les îles côtières du Québec.

Estimations de l'abondance totale

Les estimations de l'abondance totale à l'échelle de la sous-population variaient donc entre 921 et 1 149 ours, et celles basées sur les analyses par MCDS, supposant une détection parfaite sur la ligne de vol, étaient les plus faibles (tableau 5). Au total, nous avons vu 148 groupes familiaux durant l'inventaire, y compris ceux ayant été observés hors des transects ou en transit. Soixante-quinze (75) de ces groupes étaient composés de femelles avec des oursons de l'année, et 73, de femelles avec des oursons d'un an. La taille moyenne des portées d'oursons de l'année était de 1,57 ($\sigma = 0.52$), celle des portées d'oursons d'un an était de 1,47 ($\sigma = 0.50$).

Tableau 5. Estimations de l'abondance (\hat{N}) d'ours blancs à l'échelle de l'ensemble de la sous-population du sud de la baie d'Hudson (SH), erreurs-types (ET), coefficients de variation (CV), limites inférieure (LCi) et supérieure (LCs) de l'intervalle de confiance à 95%. Les six estimations ci-dessous présentent les résultats obtenus à partir de l'échantillonnage par distance avec covariables multiples (MCDS) ou à partir de l'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (MRDS), en incluant la zone côtière, en l'excluant ou en estimant la moyenne entre ces deux approches. Les six estimations d'abondance incluent les 116 ours estimés sur les îles de la baie James et de la baie d'Hudson, ainsi que les 83 ours dénombrés sur les îles côtières au large de l'Ontario.

| Estimation | Méthode et zones incluses | \hat{N} | ET | CV | LCi | LCs |
|------------|---|-----------|-----|-------|-----|-------|
| 1 | MCDS incluant la zone côtière | 921 | 111 | 0,121 | 727 | 1166 |
| 2 | MCDS excluant la zone côtière + marquage-recapture en zone côtière | 1 085 | 100 | 0,092 | 905 | 1 300 |
| 3 | Moyenne de 1 et 2 | 1 003 | 134 | 0,134 | 773 | 1 302 |
| 4 | MRDS incluant la zone côtière | 1 088 | 170 | 0,156 | 802 | 1 474 |
| 5 | MRDS excluant la zone côtière + marquage-recapture en zone côtière | 1 149 | 120 | 0,105 | 937 | 1 410 |
| 6 | Moyenne de 4 et 5 | 1 119 | 150 | 0,134 | 860 | 1 454 |

Discussion

Le nombre d'ours blancs présents dans la sous-population du SH au moment de l'inventaire de 2021 était nettement plus élevé que le nombre d'ours estimé lors de l'inventaire réalisé en 2016. En 2016, la taille de la sous-population était estimée à 780 individus (intervalle de confiance à 95 %, 590-1029; Obbard et al. 2018), ce qui représentait un déclin de 17 % par rapport à l'inventaire de 2011-2012 qui faisait état d'une sous-population de 943 ours (intervalle de confiance à 95 %, 658-350; Obbard et al. 2015). Dans le cadre du présent inventaire, nous avons réalisé deux estimations distinctes : une ($N = 1\ 003$; IC 95 % = 773 – 1 302) dans laquelle nous supposons une détection parfaite sur la ligne de transect, comme l'ont fait Obbard et al. (2018) pour permettre une comparaison directe entre les deux études, et une autre ($N = 1\ 119$; IC 95 % IC 860 – 1 454) qui s'appuyait sur une approche novatrice consistant à estimer la probabilité de détection sur la ligne de transect tout en tenant compte de l'effet de l'angle mort sur les observateurs arrière (Wiig et al. 2022). La première estimation est comparable à celle de 2016, alors que la deuxième constitue une estimation robuste de la taille réelle de la sous-population en 2021. Les deux estimations indiquent un nombre plus élevé d'ours dans la sous-population en 2021 comparativement à 2016; la première estimation suggérant que le nombre d'ours y a augmenté de 29 % entre 2016 et 2021.

En nous appuyant sur les résultats du présent inventaire et sur d'autres sources d'information disponibles, il semble y avoir deux facteurs biologiques plausibles à l'origine de cette augmentation du nombre d'ours dans SH entre 2016 et 2021 – chacun pouvant

être en cause à des degrés divers : 1) une variation annuelle au niveau de la répartition continentale des ours entre les sous-population du sud (SH) et de l'ouest de la baie d'Hudson (WH); et 2) une augmentation du taux de croissance démographique attribuable à une réduction de la mortalité, à une augmentation de la natalité ou à une combinaison de ces deux phénomènes. Au moment de rédiger ce rapport, nous ne disposons pas de preuves définitives pour l'un ou l'autre de ces facteurs, mais nous examinons les preuves existantes pour chacun d'entre eux. Tout d'abord, il semble probable qu'en 2021, des ours de la sous-population adjacente de l'ouest de la baie d'Hudson (WH) se soient déplacés dans l'aire de répartition de la population du sud de la baie d'Hudson (SH). Une augmentation de la population de près de 30 % en cinq ans semble très peu plausible pour une espèce comme l'ours blanc, dont la stratégie de cycle de vie est lente. De plus, l'inventaire de 2016 recensait très peu d'ours d'un an, et un inventaire de la zone côtière seulement, réalisé en 2018, indiquait un nombre d'ours encore plus faible qu'en 2016 dans cette partie de l'aire de répartition de la sous-population. Ces constats suggèrent qu'il aurait fallu un taux d'accroissement de la population encore plus marqué se produire entre 2018 et 2021, ce qui rend extrêmement invraisemblable que toute l'augmentation qui a eu lieu entre 2016 et 2021 résulte uniquement d'un plus grand succès reproducteur ou d'un taux de mortalité réduit. Un inventaire réalisé simultanément dans WH (Atkinson et al. 2022) démontrait un déclin de 224 ours dans WH entre 2016 et 2021, ce qui est numériquement identique à l'augmentation estimée entre l'inventaire de 2016 (Obbard et al. 2018) et celui de 2021 dans SH. De plus, l'identification génétique des individus échantillonnés dans le cadre d'un projet de capture-recapture génétique réalisé le long de la côte du SH et du WH indiquait que > 20 % des ours échantillonnés dans SH en 2021 avaient été exclusivement échantillonnés dans WH jusqu'à maintenant (McGeachy et al. 2023). Ensemble, ces sources de données suggèrent qu'il existe une variation annuelle au niveau la répartition continentale des ours entre SH et WH, et qu'en 2021, ces derniers étaient plus nombreux dans SH. Bien que la limite administrative entre les sous-population de WH et SH, dans le nord-ouest de l'Ontario, ait été en partie fondée sur des données de déplacements et de marquage-recapture, il n'existe aucune caractéristique physiographique marquante à cet endroit, et on trouve d'importantes agrégations d'ours dans les îles extracôtières et les péninsules limitrophes. Ainsi, une variation mineure dans la répartition de ces ours pourrait modifier considérablement le nombre d'individus présents dans WH ou SH. Pevett et Kolenosky (1982) ont suggéré que d'importants déplacements d'ours avaient eu lieu entre la partie sud de la côte du Manitoba et la côte ontarienne de la baie d'Hudson; cette constatation n'a toutefois pas été corroborée par Stirling et al. (2004) selon des inventaires réalisés plus tôt au cours de la saison libre de glace. Derocher et Stirling (1990), qui se sont concentrés sur la région de WH située directement au sud de Churchill, au Manitoba, n'ont pas non plus documenté de déplacements entre les deux sous-populations. Ces derniers n'ont toutefois pas couvert la partie de WH la plus proche

de SH, là où une variation mineure de la répartition pourrait entraîner d'importantes fluctuations des effectifs de chaque sous-population. De plus, les données issues du suivi télémétriques des femelles ours blanc indiquent généralement que celles-ci sont très fidèles au niveau de leurs secteurs d'utilisation sur la terre ferme (Stirling et al. 2004, Obbard et Middel 2012). Cependant, plus récemment, Cherry et al. (2013) ont démontré que l'état des glaces était un important prédicteur du niveau de fidélité annuelle aux zones d'utilisation terrestres des ours dans WH. Plus spécifiquement, ils ont constaté que lorsque l'étendue des glaces était plus élevée, tard dans la saison, dans SH que dans le WH, les ours de WH porteurs d'un collier émetteur avaient tendance à regagner la terre ferme plus loin de l'endroit de leur capture initiale. Les chercheurs ont par ailleurs prédit une diminution plus importante de la fidélité saisonnière aux zones côtières avec le déclin continu de la glace de mer. Les travaux de capture-recapture génétique (McGeachy et al. 2023), en complément aux captures physiques en cours (ECCC, données non publiées), couvraient la côte du WH depuis la frontière entre le Manitoba et le Nunavut jusqu'à la frontière entre WH et SH, ainsi qu'une grande partie de la côte de SH. Ils constituent les données les plus complètes disponibles à ce jour sur les déplacements individuels des ours blancs. Sur le plan de la couverture géographique, elles sont plus exhaustives que celles de Derocher et Stirling (1990) ou de Prevet et Kolenosky (1982) et utilisent des méthodes plus efficaces pour documenter les déplacements annuels des individus mâles et femelles de tous âges, que ne le fait la télémétrie ou les inventaires aériens (p. ex., Stirling et al. 2004, Obbard et Middel 2012).

Par contraste avec les données ci-dessus soutenant l'hypothèse que l'augmentation de l'abondance observée dans SH serait le produit d'une variation annuelle au niveau de la répartition des ours, il est possible que cette augmentation ait été également influencée en partie par l'amélioration des taux démographiques dans SH. Plusieurs sources de données appuient le fait que la baisse de l'abondance dans WH entre 2016 et 2021 était en partie attribuable à une réduction de la reproduction. Si tel est le cas, l'augmentation constatée dans le SH ne pourrait pas être uniquement due au changement de la répartition des individus. Premièrement, la reproduction et le recrutement dans WH semblent avoir été faibles tout au long de la dernière décennie, comparativement à SH et aux autres sous-populations d'ours blancs (Atkinson et al. 2022). Plus spécifiquement, dans le WH, les oursons de l'année comptaient pour 7 %, 11 % et 9 % des ours observés en 2011, 2016 et 2021, respectivement, tandis que les oursons d'un an en représentaient respectivement 3 %, 3 % et 9 % (Stapleton et al. 2014, Dyck et al. 2017, Atkinson et al. 2022). En comparaison, dans le SH, les oursons de l'année comptaient pour 16 %, 19 % et 14 % des ours observés en 2011, en 2016 et en 2021, respectivement, tandis que les oursons d'un an représentaient respectivement 12 %, 5 % et 13 % des ours observés (Obbard et al. 2015, Obbard et al. 2018). De plus, les travaux de captures physiques effectués dans WH indique qu'au cours de la dernière décennie, il y a eu un bon nombre d'années où les oursons d'un an étaient peu nombreux (ECCC, données non publiées).

Ces chiffres suggèrent à eux seuls que la reproduction est nettement plus élevée dans SH que dans WH. Les trois derniers inventaires réalisés dans WH démontrent également des changements importants au niveau de la composition de la population, et indiquent notamment des baisses au niveau du nombre de femelles adultes et au niveau des subadultes (Atkinson et al. 2022). Les observations réalisées dans SH lors des inventaires de 2011, 2016 et 2021 indiquent quant à elles une structure d'âge et de sexe assez constante entre les trois inventaires. Toutefois, le nombre élevé d'oursons d'un an observés en 2021 indique un regain par rapport aux nombres particulièrement bas observés en 2016 (Obbard et al. 2018). Il n'est toutefois pas surprenant d'observer une variabilité annuelle importante au niveau du taux de survie des oursons avant l'âge d'un an, ce qui est illustré par la forte variabilité dans la taille des portées d'oursons d'un an à l'automne (Derocher et Stirling 1995). Nous notons également que les deux années qui ont précédé 2021 représentent deux des trois années pendant lesquelles la glace de mer a duré le plus longtemps depuis 2011 (fig. 10 et 11). Ces conditions auraient été favorables à un taux de reproduction élevé et à la survie des oursons au cours de deux années précédentes. Il est toutefois important de souligner qu'avec un réchauffement continu, il est peu probable que ces conditions perdurent et l'on peut donc s'attendre à un plus faible recrutement au cours des années à venir.

Les chiffres ci-dessus suggèrent que depuis quelques années, la démographie des sous-populations WH et SH diffère, plus particulièrement au niveau du taux de reproduction et du recrutement qui semblent plus faibles dans WH. Si tel est le cas, le déclin dans l'abondance de la sous-population WH constaté par Atkinson et al. (2022) pourrait bien ne pas être entièrement attribuable aux déplacements des ours vers le SH et, dès lors, l'augmentation observée dans le SH devrait être au moins partiellement attribuable à une augmentation du taux de croissance démographique de cette dernière. Cette possibilité est appuyée par le fait que l'état de la glace de mer a été généralement meilleur au cours des cinq dernières années comparativement à la période de 2011 à 2016 (fig. 10). De plus, selon Regehr et al. (2021), la sous-population SH semble présenter une forte capacité de croissance. Il est également important de noter qu'entre 2016 et 2021, la récolte d'ours blancs dans le SH était inférieure à celles effectuées entre 2010 et 2015 (37,8 ours par an comparativement à 58,8 ours par an; <https://www.polarbearsCanada.ca/fr/polar-bears-canada/canadas-polar-bear-subpopulations>; consulté le 22 juillet 2022). Cette baisse s'explique en partie par la récolte exceptionnellement élevée de 104 ours, dont un grand nombre de femelles, durant la saison de la récolte d'ours de 2010-2011. Une telle augmentation de la récolte annuelle a dû avoir des répercussions démographiques négatives en aval, puisque la récolte accrue de femelles adultes a probablement ralenti la croissance de la population pendant quelques années. Il semble donc plausible que la vaste récolte d'ours de 2010-2011, de même que le taux de récolte qui était plus élevé au début de la dernière décennie, en plus de la couverture de glace qui était plus faible pendant cette même période, aient pu entraîner un déclin de la

population entre 2011 et 2016. En revanche, la remontée subséquente de l'abondance au niveau observé en 2021 pourrait être attribuable aux récoltes annuelles plus modestes et aux effets démographiques positifs qui en découlent, le tout combiné à de meilleures conditions de la glace de mer qui ont pu contribuer à un meilleur taux de survie des animaux juvéniles. Cependant, nous soulignons à nouveau le fait que pour des ours blancs, une augmentation de l'abondance de la population de 29 % sur cinq ans est hautement improbable sans un certain apport dû à un changement dans la répartition des ours entre WH et SH. Enfin, il est possible que l'augmentation apparente du nombre d'individus dans le SH entre 2016 et 2021 n'ait été qu'une simple variance d'échantillonnage associée aux estimations de 2016, de 2021 ou de ces deux années, variance selon laquelle la véritable différence des estimations d'abondance de la population entre les inventaires était exagérée. Nous notons toutefois qu'il est tout aussi probable que la différence ait été sous-estimée.

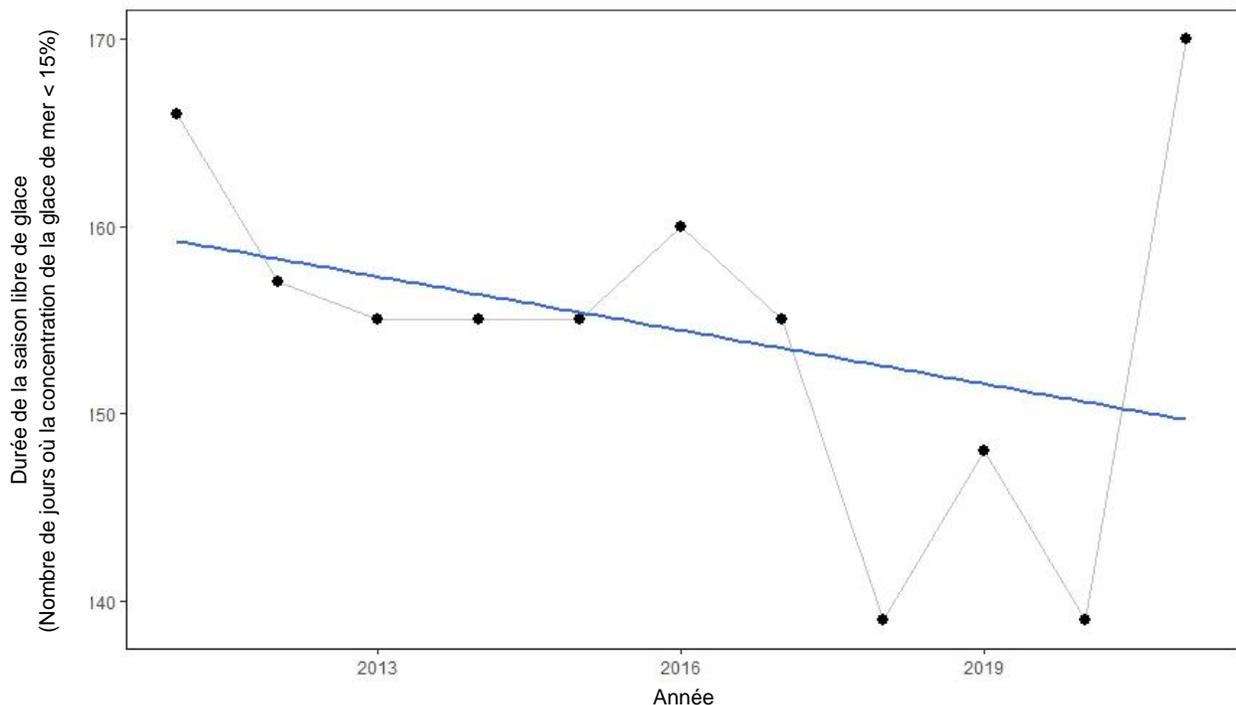
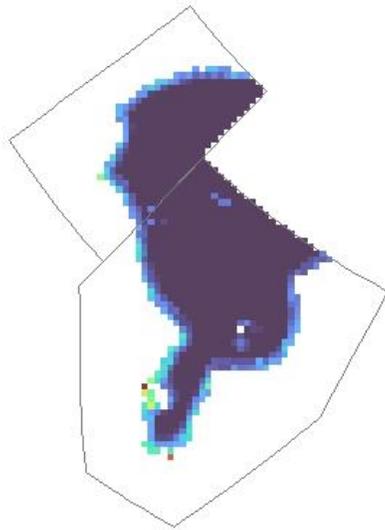
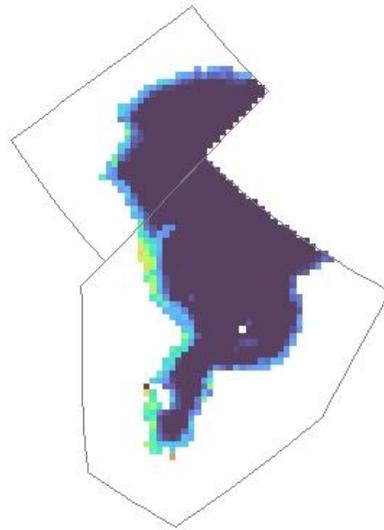


Figure 10. Durée de la saison libre de glace pour les sous-populations combinées d'ours blancs de l'ouest et du sud de la baie d'Hudson, calculée en tant que nombre de jours pendant lesquels la concentration de la glace de mer dans les zones combinées était inférieure à 15 %. La ligne bleue représente une tendance ajustée aux jours sans glace.

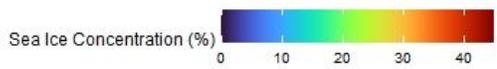
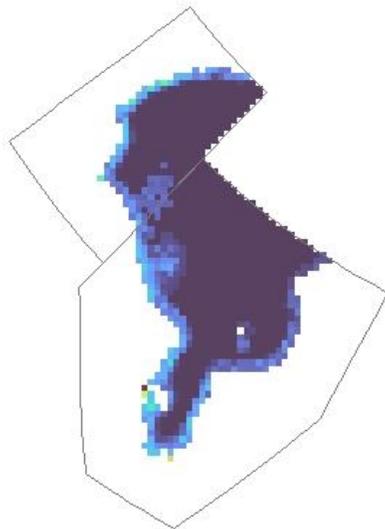
July 15 - August 15, 2011



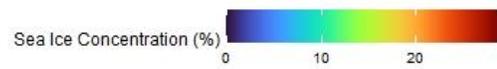
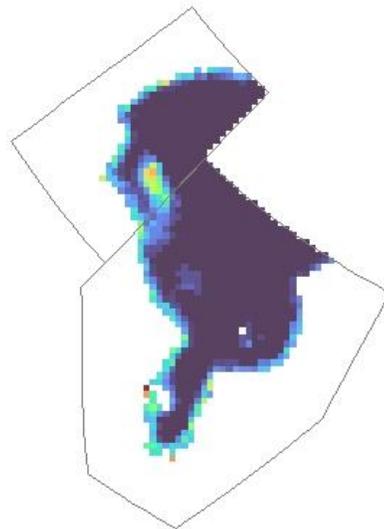
July 15 - August 15, 2012



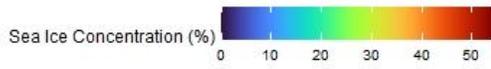
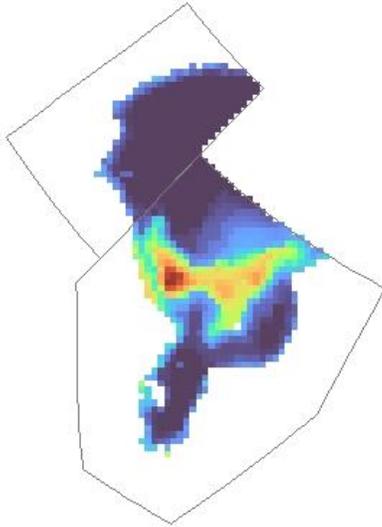
July 15 - August 15, 2013



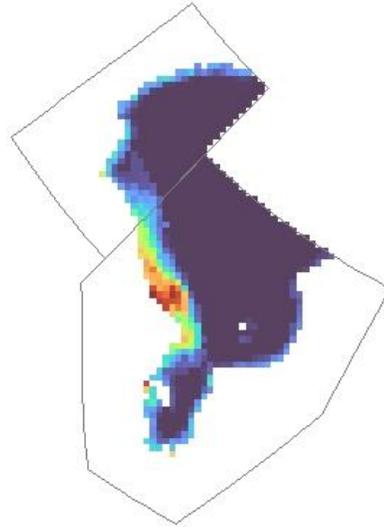
July 15 - August 15, 2014



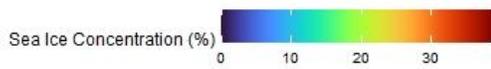
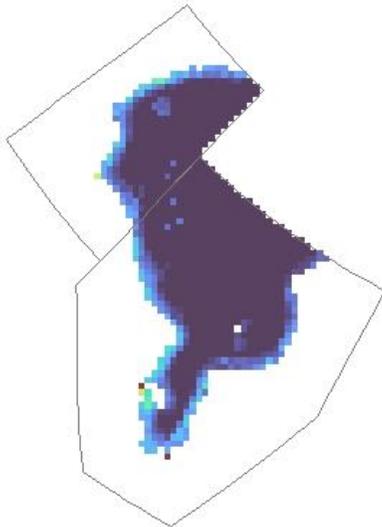
July 15 - August 15, 2015



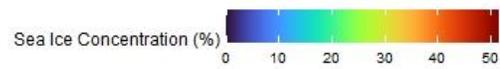
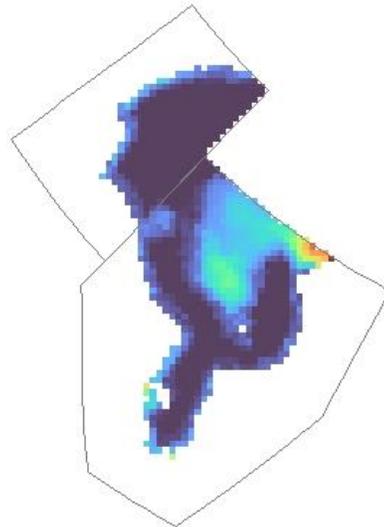
July 15 - August 15, 2016



July 15 - August 15, 2017



July 15 - August 15, 2018



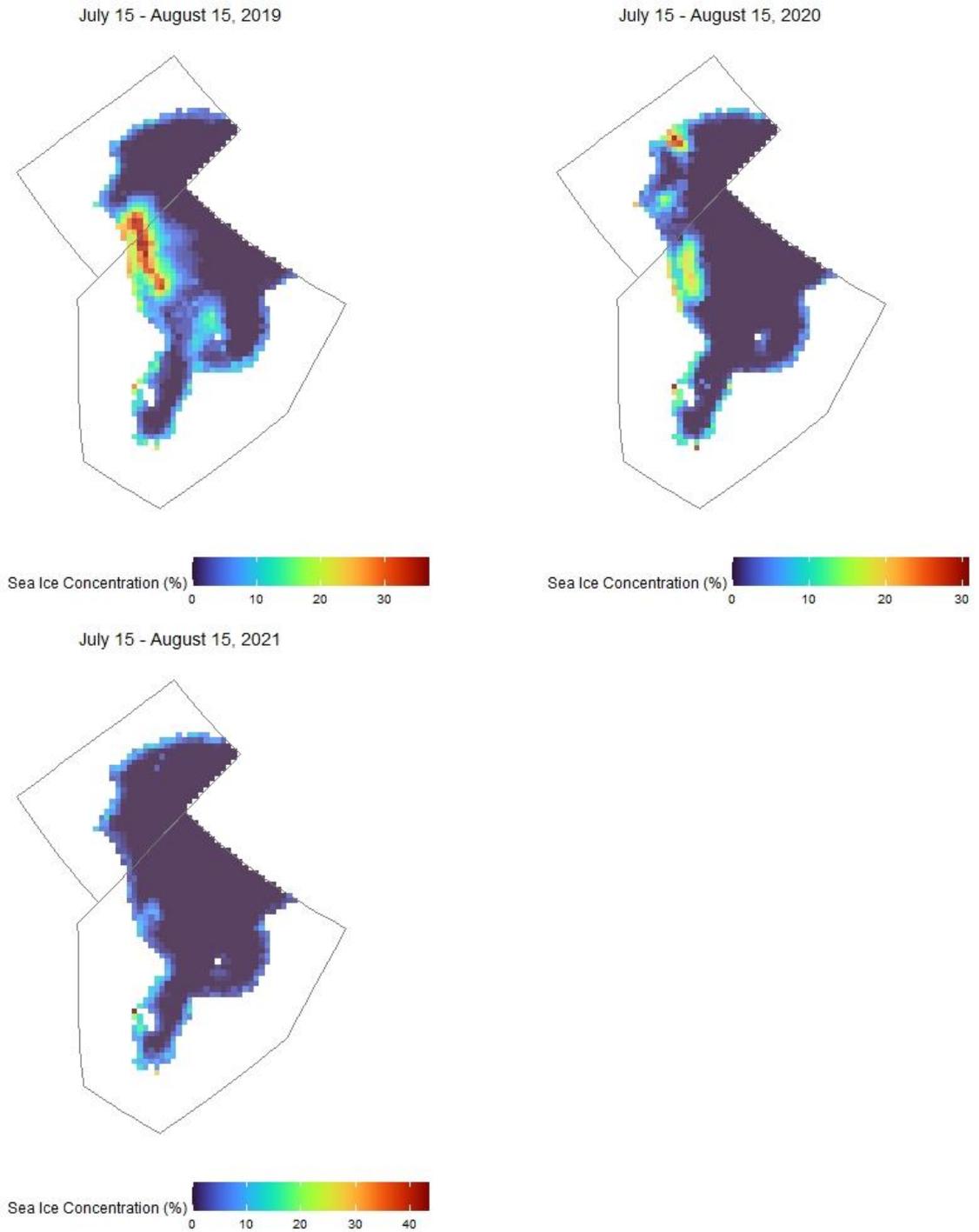
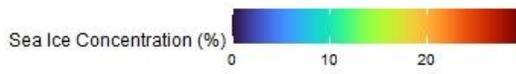
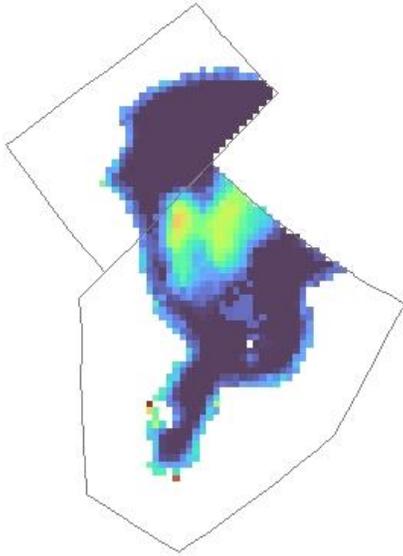
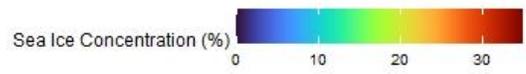
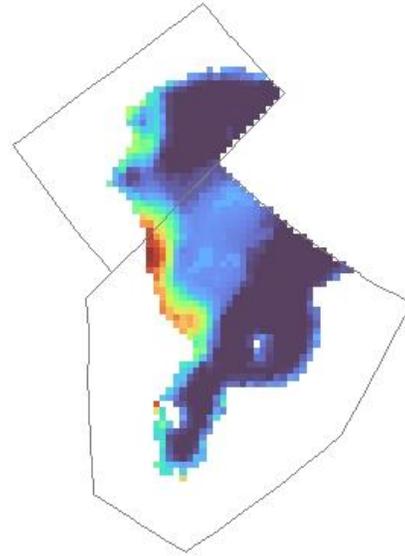


Figure 11. Concentration moyenne de la glace de mer du 15 juillet au 15 août de chaque année entre 2011 et 2021 dans les aires de répartition des sous-population d'ours blancs de l'ouest (WH) et du sud de la baie d'Hudson (SH).

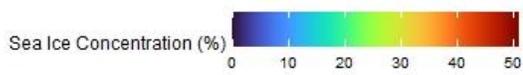
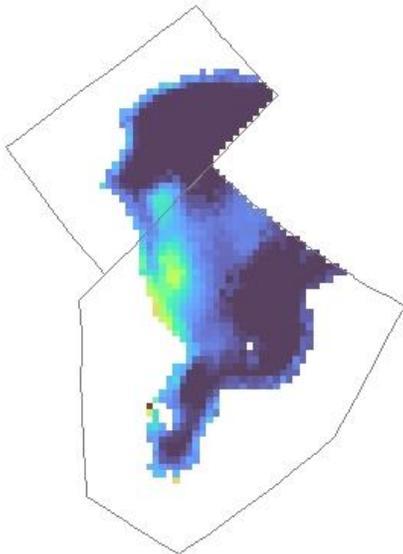
July 2011



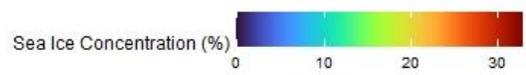
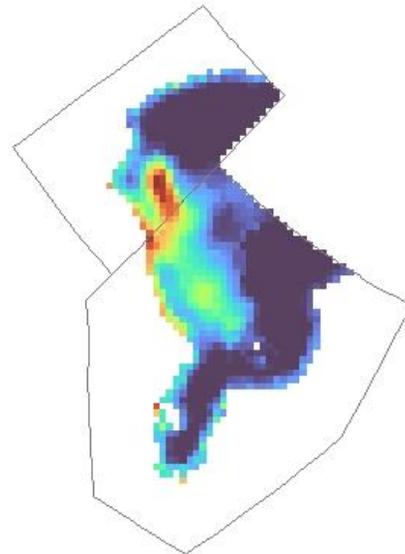
July 2012



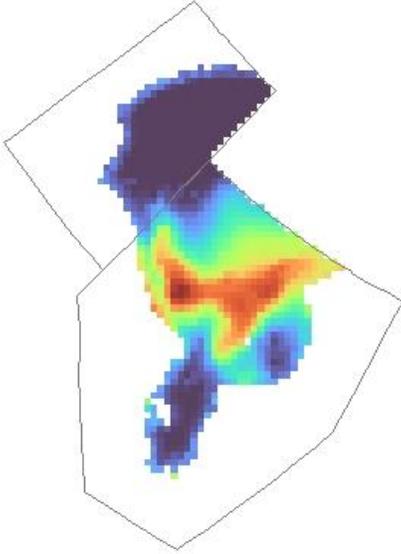
July 2013



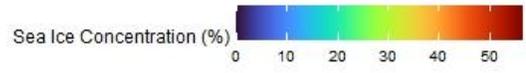
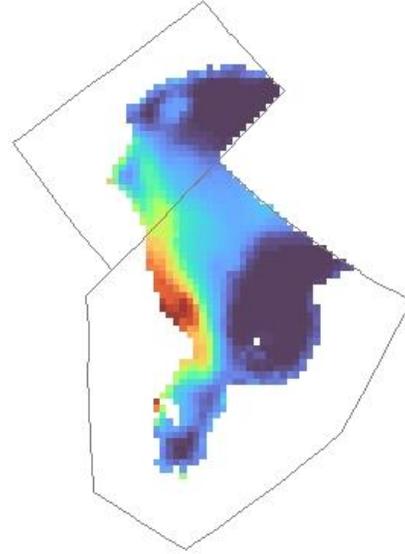
July 2014



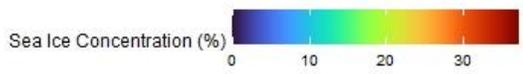
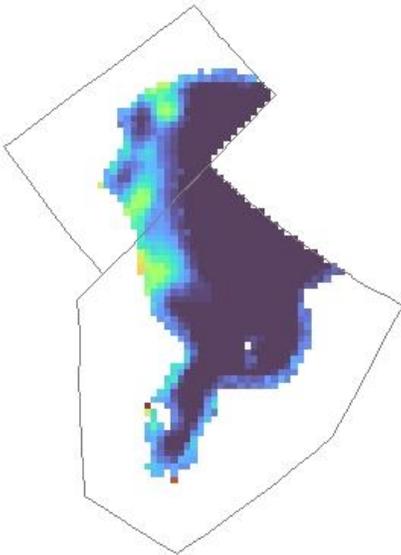
July 2015



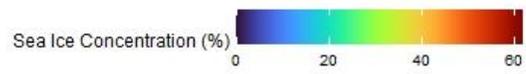
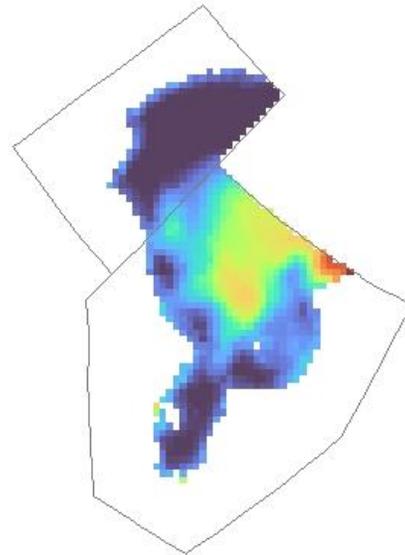
July 2016



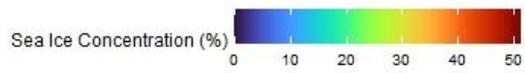
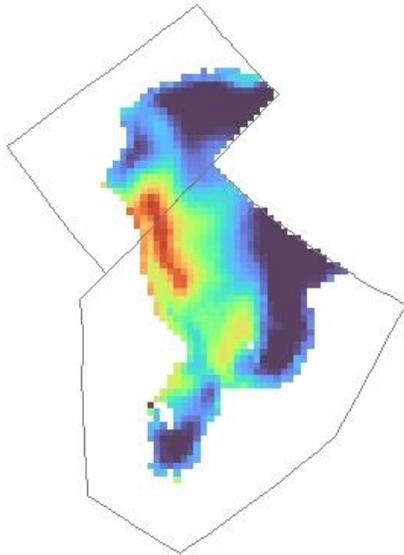
July 2017



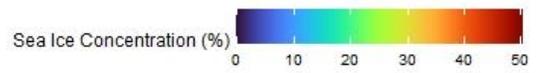
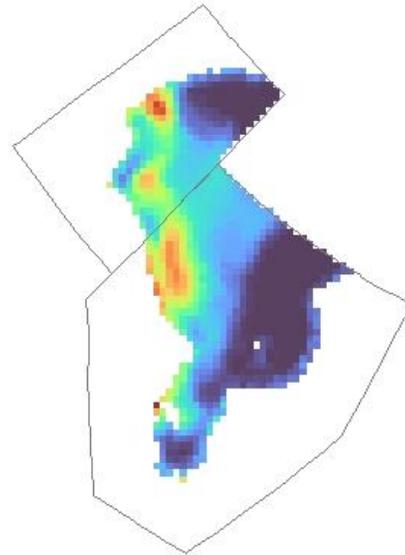
July 2018



July 2019



July 2020



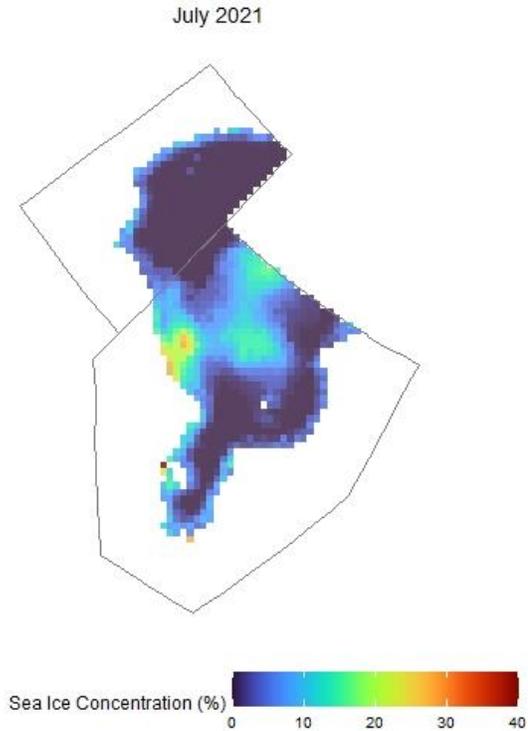


Figure 12. Concentration moyenne de la glace de mer du 1^{er} au 31 juillet de chaque année entre 2011 et 2021 dans les aires de répartition des sous-populations d’ours blanc de l’ouest (WH) et du sud de la baie d’Hudson (SH).

Ces résultats ont des répercussions complexes sur la gestion des niveaux de récoltes. Nous sommes d’avis que l’augmentation du nombre d’ours dans SH trouve sa cause dans la combinaison des faits suivants : la réduction, entre 2016 et 2021, de la mortalité associée à la récolte par rapport à ce qu’elle a été entre 2010 et 2015, l’amélioration du succès reproducteur, attribuable à la fois à de plus faibles niveaux de récolte et à l’amélioration de l’état de la glace et, enfin, à la variation annuelle de la répartition des ours entre SH et WH. Il est essentiel, pour la gestion de la récolte, de déterminer dans quelle mesure chacun de ces facteurs est en jeu. Les niveaux de récolte sont en partie établis en fonction du nombre d’ours présents au sein des sous-populations au moment de la réalisation des inventaires. S’il y a de grands changements dans la répartition spatiale des individus, les abondances peuvent sembler plus élevées ou plus faibles que le nombre réel d’ours disponibles pour la récolte dans les limites respectives des sous-populations actuelles. Il demeure incertain, cependant, si les fluctuations au niveau de la répartition observées pendant la saison libre de glace persistent durant la saison où la glace de mer est présente, et si les ours du WH se déplacent hors du SH pour se rapprocher de leur lieu de marquage d’origine dans le WH, au moment de gagner la terre

ferme l'année suivante. Les travaux de marquage-recapture génétique en cours le long des zones côtières du Manitoba et de l'Ontario, de même que l'identification génétique des animaux récoltés dans le WH et le SH, nous aideront peut-être à comprendre la distribution saisonnière et les déplacements des ours dans un contexte de changement dynamique de la glace de mer.

Malgré la hausse apparente du nombre d'ours présents dans SH entre 2016 et 2021, dans l'ensemble, l'estimation d'abondance combinée de WH et SH affiche un déclin de 2011 à 2016, puis semble demeurer stable entre 2016 et 2021. Les ours de WH et de SH ont connu au cours des dernières décennies des déclinés en matière de survie et de condition physique au moins partiellement liés aux changements de la glace de mer (Lunn et al. 1997, Obbard et al. 2007, Regehr et al. 2007, Lunn et al. 2016, Obbard et al. 2016, Sciullo et al. 2016). En outre, les deux sous-populations connaissent des périodes sans glace plus longues que dans les années 1980 (Stern et Laidre 2016), ce qui réduit l'accès des ours à leurs proies préférées. Ces études, en combinaison avec les données des récoltes indiquant des taux de récolte relativement élevés entre 2010 et 2015, ainsi que les résultats des inventaires de 2016 qui faisaient état du déclin dans l'abondance des deux sous-populations en plus de la faible proportion d'ours d'un an dans celles-ci (Dyck et al. 2017, Obbard et al. 2018) semblent suggérer qu'un déclin dans l'abondance de SH et WH était possiblement amorcé. Cependant, entre 2016 et 2021, l'état de la glace était, en moyenne, plus favorable qu'entre 2011 et 2016, permettant souvent aux ours de rester sur la banquise jusqu'au mois d'août (fig. 10, 11 et 12, MRNO et ECCO, données non publiées). Ces années où les conditions de la glace de mer étaient favorables, combinées à une récolte réduite, ont peut-être protégé la population contre le déclin. De fait, dans ce dernier inventaire, la reproduction semblait saine et la proportion d'ours d'un an et d'ours de l'année était élevée. Cependant, l'année 2021 a connu l'une des plus courtes saisons de glace de la dernière décennie et cela a pu affecter la survie des ours d'un an et de ceux de l'année. Nos estimations des pourcentages occupés par les différents sexes et classe d'âge dans la population indiquent que 35 % de la sous-population SH était composée d'ours d'un an et d'ours de l'année. Si la courte saison des glaces de 2021 se traduit par une faible survie de ces ours, l'estimation d'abondance actuelle pourrait immédiatement devenir trop optimiste. Un suivi continu de la reproduction, de la survie et des déplacements interannuels à l'intérieur des aires de répartition des sous-population SH et WH, et entre ces deux sous-populations, sera essentielle pour continuer d'alimenter les décisions de gestion pendant les intervalles entre les inventaires aériens.

Limitations et mises en garde

Cet inventaire et ses analyses ont été conçus et réalisés de manière à permettre la comparaison directe avec l'inventaire aérien de 2016 tout en tirant parti des récentes avancées conceptuelles en matière d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (MRDS) des populations d'ours blancs dans le but d'éviter la sous-estimation de l'abondance qui résulte de l'hypothèse erronée selon laquelle la détection des ours sur la ligne de transect ou très près de celle-ci est parfaite. Le fait de produire deux différentes estimations d'abondance peut prêter à confusion; de ce fait, nous fournissons donc une justification de l'utilisation des différentes méthodes de modélisation et présentons ici les utilisations les mieux appropriées pour chacune des différentes estimations produites. L'analyse des données issues des trois derniers inventaires aériens de SH (2011, 2016 et 2021) a présenté des défis dans l'ajustement des modèles MRDS. Plus précisément, les modèles dans lesquels la distance était une covariable du sous-modèle de marquage-recapture ne s'ajustaient pas bien aux données et n'étaient pas retenues comme explicatives dans aucun des trois inventaires, ce qui était contre-intuitif. Notre analyse des données de 2021 suggère que la probabilité moindre, pour les observateurs arrière, de détecter des ours près de la ligne de transect – de sorte qu'en apparence, la probabilité globale de détecter des ours augmentait avec la distance, à proximité du transect – explique, du moins en partie, ce manque d'ajustement. À l'instar d'Obbard et al. (2018), nos analyses de MCDS supposent une détection parfaite sur la ligne de transect. Toutefois, ces estimations sont biaisées négativement si les ours se trouvant sur la ligne de transect n'ont pas été détectés pendant les inventaires. La modélisation de la détection imparfaite sur la ligne de transect (analyses par MRDS) produit des estimations plus exactes si la probabilité de détection sur la ligne est $< 1,0$. Par conséquent, la meilleure estimation disponible de l'abondance des ours blancs de SH en 2021 est celle issue de l'analyse par MRDS, établissant l'abondance à 1 119 (IC 95 % 860-1 454) individus. Les recherches futures devraient analyser simultanément les données des trois inventaires, en utilisant une approche analytique uniforme afin d'évaluer plus précisément les fluctuations du nombre d'ours au fil du temps.

En plus de la mise en garde ci-dessus, les trois inventaires du SH montrent qu'il est probable que notre estimation de l'abondance basée sur l'approche d'échantillonnage par distance (« distance sampling ») sous-estime l'abondance réelle des ours. Dans chacun des trois inventaires, l'estimation d'abondance des ours dans la partie continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski basée sur l'approche combinant l'estimation basée sur l'échantillonnage par distance (à l'exclusion de la zone côtière) avec l'estimation par marquage-recapture avec double observateur dans la zone côtière (lignes 2 et 5 du tableau 5 dans la présente étude) ont produit une estimation d'abondance supérieure à celle produite par l'approche basée uniquement sur l'estimation par distance (lignes 1 et 4 du tableau 5 dans la présente étude) . En théorie,

ces estimations devraient être identiques considérant que la zone échantillonnée pour chaque estimation est la même et que seules les méthodes utilisées pour l'échantillonnage et pour l'analyse des données de la zone côtière diffèrent. Toutefois, dans l'inventaire de 2011, l'approche combinant l'échantillonnage par distance avec l'inventaire par marquage-recapture de la zone côtière estimait une abondance de 189 ours de plus (soit 20 % de l'estimation finale moyennée) que l'estimation basée uniquement sur l'échantillonnage par distance. Pour l'inventaire de 2016, l'approche combinant les deux méthodes estimait 33 ours de plus (soit 4 % de l'estimation finale moyennée) que l'approche basée uniquement sur l'échantillonnage par distance. En 2021, l'estimation combinant les deux méthodes, en appliquant l'analyse MCDS affichait pour sa part 171 ours de plus (17 % de l'estimation) et celle appliquant l'analyse MRDS 274 ours de plus (24 % de l'estimation) que l'approche basée uniquement sur l'échantillonnage par distance. Nous attribuons ces différences à la nature fortement groupée de la distribution des ours le long de la côte, ce qui, en soi, se prête à une variabilité d'échantillonnage élevée. Cette hypothèse est soutenue par nos résultats sur les catégories de sexe et d'âge. Selon la stratification à posteriori de l'abondance totale par classes d'âge et de sexe qui découle de l'approche basée uniquement sur l'échantillonnage par distance (incluant la zone côtière), nous estimons qu'il y avait 173 ours mâles adultes dans la zone incluant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski (IC 95 % 79-378); cependant, le nombre de mâle adultes détectés durant l'inventaire de marquage-recapture de la zone côtière s'élève à 184. Ces chiffres indiquent que notre estimation ponctuelle des mâles adultes à partir de l'approche basée uniquement sur l'échantillonnage par distance était une sous-estimation, et ce probablement dû à l'hétérogénéité spatiale des mâles adultes qui se concentrent le long de la côte et y forment d'importantes agrégations. Cette logique suggère également que nos estimations moyennées (lignes 3 et 6 du tableau 5) sont probablement une sous-estimation du nombre total d'ours dans la sous-population, qu'elle était également une sous-estimation en 2011 et, dans une plus faible mesure, en 2016 aussi. Les différences entre les années concordent également avec les données probantes montrant que les ours présentent des variations importantes dans leur distribution d'une année à l'autre. Les ours mâles sont probablement les individus qui ont le moins de fidélité à leurs aires d'estivage, considérant qu'ils n'ont pas besoin d'accéder à des zones de terre ferme connues pour y mettre bas. Si, tel que postulé théoriquement, l'état de la glace de mer en 2011 et 2021 ont mené à un plus grand nombre d'ours se retrouvant dans le SH – et un plus faible nombre en 2016 –, nous supposons que ces variations sont principalement expliquées par une variation de la distribution des mâles adultes, ceux-ci étant concentrés le long de la côte. Ainsi, cette variabilité au niveau de l'abondance des mâles expliquerait par le fait même les divergences plus importantes observées entre les estimations issues des deux méthodes statistiques de 2011 et de 2021 par rapport aux estimations de 2016.

Estimation de l'abondance de SH

À la lumière de la discussion ci-dessus portant sur les limites du modèle, les données disponibles indiquent qu'en utilisant l'approche de modélisation la plus à jour, la meilleure estimation du nombre d'ours présents dans les limites de la sous-population SH au moment de l'inventaire réalisé à l'automne 2021 était de 1 119 ours (IC 95 % : 860-1 454).

Conclusion

La gestion des ours blancs au Canada repose implicitement sur l'hypothèse que les sous-populations sont des unités discrètes. Les inventaires sont effectués à l'intérieur des limites des sous-populations, et des quotas sont établis par la suite en fonction de ces résultats, les ours étant comptabilisés dans un quota uniquement s'ils sont récoltés dans les limites d'une sous-population. Même si cette hypothèse est presque sûrement contredite, dans une certaine mesure, dans chaque sous-population, les conséquences sur la récolte durable des ours blancs varient potentiellement de façon importante selon le degré d'échange entre les sous-populations au moment où les inventaires visant à mettre à jour les estimations de l'abondance sont effectués. En conformité avec ce que Prevelt et Kolenosky (1982) ont été les premiers à proposer, nos résultats, combinés à ceux d'Atkinson et al. (2022) et aux données non publiées d'ECCC suggèrent que, au moins certaines années, il existe un potentiel de changements distributionnels importants des deux côtés de la frontière qui sépare le WH et le SH. Par conséquent, ces sous-populations n'agissent pas en tant qu'unités discrètes, et cela soulève des défis de taille pour l'établissement de quotas établis en fonction d'une frontière administrative. Ce qui complique davantage la question, c'est qu'une grande partie de la récolte d'ours dans le WH a lieu pendant la saison libre de glace lorsque les ours sont sur la terre ferme, alors que la majorité de la récolte dans le SH se fait sur la glace de mer (gouvernement du Nunavut, données non publiées) lorsque les ours du bassin de Foxe, du SH et du WH sont libres de se mélanger (Peacock et al. 2010). En outre, il peut exister de fortes différences au niveau de la démographie de ces sous-populations. Nous proposons que des recherches supplémentaires soient menées afin d'évaluer les changements interannuels dans la répartition des ours blancs, en particulier dans le contexte de réchauffement climatique actuel, d'examiner la proportion d'ours récoltés dans des sous-populations différentes de celle dans laquelle ils sont présents durant la période de l'inventaire et assurer un suivi continu des taux vitaux dans les deux sous-populations. Les résultats de ces recherches seront essentiels à la prise de décisions relatives à la gestion future du WH et du SH.

Références citées

- Amstrup, S. C., and C. Gardner. 1994. Polar bear maternity denning in the Beaufort Sea. *The Journal of Wildlife Management*:1-10.
- Amstrup, S. C., T. L. McDonald, and G. M. Durner. 2004. Using satellite radiotelemetry data to delineate and manage wildlife populations. *Wildlife Society Bulletin* 32:661-679.
- Atkinson, S. N., J. Boulanger, M. Campbell, V. Trim, J. Ware, and A. Roberto-Charron. 2022. 2021 Aerial survey of the Western Hudson Bay polar Bear Subpopulation. Final Report. Government of Nunavut, Department of Environment, Wildlife Research Section, Status Report 2022-xx.
- Borchers, D. L., W. Zucchini, and R. M. Fewster. 1998. Mark-recapture models for line transect surveys. *Biometrics*:1207-1220.
- Buckland, S., J. Breiwick, K. Cattanach, and J. Laake. 1993. Estimated population size of the California gray whale. *Marine Mammal Science* 9:235-249.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas. 2004. Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations. OUP Oxford.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media.
- Burt, M. L., D. L. Borchers, K. J. Jenkins, and T. A. Marques. 2014. Using mark–recapture distance sampling methods on line transect surveys. *Methods in Ecology and Evolution* 5:1180-1191.
- Cherry, S. G., A. E. Derocher, G. W. Thiemann, and N. J. Lunn. 2013. Migration phenology and seasonal fidelity of an Arctic marine predator in relation to sea ice dynamics. *Journal of Animal Ecology* 82:912-921.
- Crête, M., D. Vandal, L.-P. Rivest, and F. Potvin. 1991. Double counts in aerial surveys to estimate polar bear numbers during the ice-free period. *Arctic*:275-278.
- Derocher, A. E., and I. Stirling. 1990. Distribution of polar bears (*Ursus maritimus*) during the ice-free period in western Hudson Bay. *Canadian Journal of Zoology* 68:1395-1403.
- _____. 1995. Temporal variation in reproduction and body mass of polar bears in western Hudson Bay. *Canadian Journal of Zoology* 73:1657-1665.

- Descamps, S., J. Aars, E. Fuglei, K. M. Kovacs, C. Lydersen, O. Pavlova, Å. Ø. Pedersen, V. Ravolainen, and H. Strøm. 2017. Climate change impacts on wildlife in a High Arctic archipelago – Svalbard, Norway. *Global Change Biology* 23:490-502.
- Durkalec, A., C. Furgal, M. W. Skinner, and T. Sheldon. 2015. Climate change influences on environment as a determinant of Indigenous health: Relationships to place, sea ice, and health in an Inuit community. *Social science & medicine* 136:17-26.
- Durner, G., K. Laidre, and G. York. 2018. Polar bears: Proceedings of the 18th working meeting of the IUCN/SSC polar bear specialist group, 7–11 June 2016, Anchorage, Alaska. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- Dyck, M., M. Campbell, D. S. Lee, J. Doulangier, and D. Hedman. 2017. Aerial survey of the Western Hudson Bay polar bear subpopulation: final report. . Status report 2017-xx. Nunavut Department of Environment, Wildlife Research Section, Igloolik, NU. 82p.
- Dyck, M., P. M. Lukacs, and J. Ware. 2021. Recovery From Reduction: The M'Clintock Channel Polar Bear Subpopulation, Nunavut, Canada. *Arctic* 74:509-524.
- Dyck, M., E. V. Regehr, and J. V. Ware. 2022. Demographic assessment using physical and genetic sampling finds stable polar bear subpopulation in Gulf of Boothia, Canada. *Marine Mammal Science*.
- Faune, S. C. d. I. 2010. Consultations sur la proposition d'inscrire l'ours blanc comme espèce préoccupante selon la Loi sur les espèces en péril. Service Canadien de la Faune.
- Fewster, R. M., S. T. Buckland, K. P. Burnham, D. L. Borchers, P. E. Jupp, J. L. Laake, and L. Thomas. 2009. Estimating the encounter rate variance in distance sampling. *Biometrics* 65:225-236.
- Henri, D., H. Gilchrist, and E. Peacock. 2010. Understanding and managing wildlife in Hudson Bay under a changing climate: Some recent contributions from Inuit and Cree ecological knowledge. Pages 267-289 *in* *A little less arctic*. Springer.
- Hochheim, K. P., and D. G. Barber. 2014. An update on the ice climatology of the Hudson Bay system. *Arctic, antarctic, and alpine research* 46:66-83.
- Huggins, R. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76:133-140.
- IPCC. 2013. Evaluation of climate models. In: *climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Report 110766182X*.
- Kanatami, I. T. 2019. National Inuit Climate Change Strategy. Inuit Tapiriit Kanatami.

- Kolenosky, G., K. F. Abraham, and C. Greenwood. 1992. Polar bears of Southern Hudson Bay. Polar Bear Project, 1984-1988, Final Report. . Wildlife Research Section, Ontario Ministry of Natural Resources,.
- Laake, J., and D. L. Borchers. 2004. Methods for incomplete detection at distance zero. *in* S. T. Buckland, D. E. Andersen, K. P. Burnham, J. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas, editors. Advanced distance sampling. Oxford University Press, Oxford.
- Laake, J., D. L. Borchers, L. Thomas, D. Miller, and J. Bishop. 2022. mrds: Mark-Recapture Distance Sampling. R package version 2.2.6m.
- Laake, J., B. A. Rakhimberdiev, D. Turek, B. T. McClintock, P. J.I., and C. Wood. 2019. Package RMARK: R code for mark analysis. *in*.
- Laake, J. L. 2013. RMark: an R interface for analysis of capture-recapture data with MARK.
- Laforest, B. J., J. S. Hébert, M. E. Obbard, and G. W. Thiemann. 2018. Traditional ecological knowledge of polar bears in the Northern Eeyou Marine Region, Québec, Canada. *Arctic* 71:40-58.
- Laidre, K. L., S. N. Atkinson, E. V. Regehr, H. L. Stern, E. W. Born, Ø. Wiig, N. J. Lunn, M. Dyck, P. Heagerty, and B. R. Cohen. 2020. Transient benefits of climate change for a high-Arctic polar bear (*Ursus maritimus*) subpopulation. *Global Change Biology* 26:6251-6265.
- Laidre, K. L., H. Stern, K. M. Kovacs, L. Lowry, S. E. Moore, E. V. Regehr, S. H. Ferguson, Ø. Wiig, P. Boveng, and R. P. Angliss. 2015. Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. *Conservation Biology* 29:724-737.
- Leafloor, J. O. 1990. Summary of polar bear surveys in Ontario, 1963-1990. Unpublished report. Ontario Ministry of Natural Resources.
- Lemelin, R. H., M. Dowsley, B. Walmark, F. Siebel, L. Bird, G. Hunter, T. Myles, M. Mack, M. Gull, and M. Kakekaspan. 2010. Wabusk of the Omushkegouk: Cree-polar bear (*Ursus maritimus*) interactions in northern Ontario. *Human Ecology* 38:803-815.
- Lunn, N., I. Stirling, D. Andriashek, and G. Kolenosky. 1997. Re-estimating the size of the polar bear population in western Hudson Bay. *Arctic*:234-240.
- Lunn, N., M. Taylor, W. Calvert, I. Stirling, M. Obbard, C. Elliott, G. Lamontagne, J. Schaeffer, S. Atkinson, and D. Clark. Polar bear management in Canada 1993–1996. by: IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 1998.
- Lunn, N. J., M. Branigan, K. Breton-Honeyman, L. H. Carpenter, M. Dyck, G. Gilbert, J. Goudie, D. Hedman, E. Keenan, D. Lee, A. Maher, R. Maraj, M. E. Obbard, J. Pisapio, F. Pokiak, L. Staples, and G. Szor. 2018. Management of polar bears in

- Canada, 2009-2016. Pages 33-67 *in* G. M. Durner, K. Laidre, and G. York, editors. Polar Bears: Proceedings of the Eighteenth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group. SSC Occasional Paper No. 63. . IUCN, Gland Switzerland, and Cambridge UK.
- Lunn, N. J., S. Servanty, E. V. Regehr, S. J. Converse, E. Richardson, and I. Stirling. 2016. Demography of an apex predator at the edge of its range: impacts of changing sea ice on polar bears in Hudson Bay. *Ecological Applications* 26:1302-1320.
- Mallory, C. D., and M. S. Boyce. 2018. Observed and predicted effects of climate change on Arctic caribou and reindeer. *Environmental Reviews* 26:13-25.
- Marques, F., and S. T. Buckland. 2004. Covariate models for the detection function. Pages 31-47 *in* S. T. Buckland, D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. Laake, D. L. Borchers, and L. Thomas, editors. *Advanced distance sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Marques, F. F., and S. T. Buckland. 2003. Incorporating covariates into standard line transect analyses. *Biometrics* 59:924-935.
- McGeachy, D., N. J. Lunn, J. M. Northrup, V. Trim, D. Davis, and A. E. Derocher. 2023. Distributional shifts of polar bears (*Ursus maritimus*) in Hudson Bay in relation to sea ice dynamics, 2017-2022. Final Report. Environment and Climate Change Canada, 32 pp.
- Middel, K. R. 2014. Movement parameters and space use for the Southern Hudson Bay polar bear subpopulation in the face of a changing climate. Unpublished M. Sc thesis, Trent University, Peterborough, Ontario.
- Miller, D. L., E. Rexstad, L. Thomas, L. Marshall, and J. L. Laake. 2019. Distance Sampling *in* R. *Journal of Statistical Software* 89:1-28.
- Northrup, J. M., and E. J. Howe. 2019. Polar bear research activity in Ontario 2018. Report to The Canadian Federal-Provincial-Territorial Polar Bear Technical Committee, Edmonton, AB.
- Nunavik Marine Region Wildlife Board (NMRWB) 2018. Nunavik Inuit Knowledge and Observations of Polar Bears: Polar bears of the Southern Hudson Bay subpopulation. Project conducted and report prepared for the NMRWB by Basterfield, M., Breton-Honeyman, K., Furgal, C., Rae, J. and M. O'Connor.
- Nunavut, G. o. 2019. Nunavut polar bear co-management plan. *in*.
- Obbard, M. E., M. R. Cattet, E. J. Howe, K. R. Middel, E. J. Newton, G. B. Kolenosky, K. F. Abraham, and C. J. Greenwood. 2016. Trends in body condition in polar bears (*Ursus maritimus*) from the Southern Hudson Bay subpopulation in relation to changes in sea ice. *Arctic Science* 2:15-32.

- R Core Development Team. 2022. R: a language and environment for statistical computing. R Development Core Team.
- Rantanen, M., A. Y. Karpechko, A. Lipponen, K. Nordling, O. Hyvärinen, K. Ruosteenoja, T. Vihma, and A. Laaksonen. 2022. The Arctic has warmed nearly four times faster than the globe since 1979. *Communications Earth & Environment* 3:1-10.
- Regehr, E. V., M. Dyck, S. Iverson, D. S. Lee, N. J. Lunn, J. M. Northrup, M.-C. Richer, G. Szor, and M. C. Runge. 2021. Incorporating climate change in a harvest risk assessment for polar bears *Ursus maritimus* in Southern Hudson Bay. *Biological Conservation* 258:109128.
- Regehr, E. V., N. J. Hostetter, R. R. Wilson, K. D. Rode, M. S. Martin, and S. J. Converse. 2018. Integrated population modeling provides the first empirical estimates of vital rates and abundance for polar bears in the Chukchi Sea. *Scientific Reports* 8:1-12.
- Regehr, E. V., N. J. Lunn, S. C. Amstrup, and I. Stirling. 2007. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in western Hudson Bay. *Journal of Wildlife Management* 71:2673-2683.
- Regehr, E. V., R. R. Wilson, K. D. Rode, M. C. Runge, and H. L. Stern. 2017. Harvesting wildlife affected by climate change: a modelling and management approach for polar bears. *Journal of Applied Ecology* 54:1534-1543.
- Sciullo, L., G. Thiemann, and N. Lunn. 2016. Comparative assessment of metrics for monitoring the body condition of polar bears in western Hudson Bay. *Journal of Zoology* 300:45-58.
- Stapleton, S., S. Atkinson, D. Hedman, and D. Garshelis. 2014. Revisiting Western Hudson Bay: using aerial surveys to update polar bear abundance in a sentinel population. *Biological Conservation* 170:38-47.
- Stern, H. L., and K. L. Laidre. 2016. Sea-ice indicators of polar bear habitat. *The Cryosphere* 10:2027-2041.
- Stirling, I., N. Lunn, J. Iacozza, C. Elliott, and M. Obbard. 2004. Polar bear distribution and abundance on the southwestern Hudson Bay coast during open water season, in relation to population trends and annual ice patterns. *Arctic*:15-26.
- Taylor, M. K., S. Akeagok, D. Andriashek, W. Barbour, E. W. Born, W. Calvert, H. D. Cluff, S. Ferguson, J. Laake, and A. Rosing-Asvid. 2001. Delineating Canadian and Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) populations by cluster analysis of movements. *Canadian Journal of Zoology* 79:690-709.
- Taylor, M. K., D. P. DeMaster, F. L. Bunnell, and R. E. Schweinsburg. 1987. Modeling the sustainable harvest of female polar bears. *The Journal of Wildlife Management*:811-820.

- Taylor, M. K., P. D. McLoughlin, and F. Messier. 2008. Sex-selective harvesting of polar bears *Ursus maritimus*. *Wildlife Biology* 14:52-60.
- Wenzel, G. W. Polar bear as a resource: an overview. *Northern Research Forum*, 2004.
- Wiig, Ø., S. N. Atkinson, E. W. Born, S. Stapleton, T. Arnold, M. Dyck, K. L. Laidre, N. J. Lunn, and E. V. Regehr. 2022. An on-ice aerial survey of the Kane Basin polar bear (*Ursus maritimus*) subpopulation. *Polar Biology* 45:89-100.
- Wong, P. B., M. Dyck, A. Hunters, I. Hunters, M. Hunters, and R. Murphy. 2017. Inuit perspectives of polar bear research: lessons for community-based collaborations. *Polar Record* 53:257-270.

Complément d'information

Tableau S1. Modèles d'échantillonnage à distance avec covariables multiples (Multiple-covariate distance sampling [MCDS]), degré de liberté (ddl), valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA) et différence de CIA à partir du meilleur modèle (Δ CIA) pour les modèles ajustés aux données d'échantillonnage par distance d'ours blancs recueillies dans l'ensemble de la zone incluant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski en 2021. L'abondance a été estimée selon l'approche de moyenne des modèles en utilisant ceux marqués d'un astérisque. Voir le texte principal pour une description de la structure des modèles.

| Modèle MCDS | ddl | CIA | Δ CIA |
|---|-----|---------|--------------|
| «Half-normal» | 1 | 1831,83 | 0,00 |
| «Half-normal» + densité de la végétation* | 2 | 1832,45 | 0,61 |
| «Hazard rate»+ densité de la végétation* | 3 | 1832,60 | 0,76 |
| «Half-normal» + hauteur de la végétation | 2 | 1833,51 | 1,67 |
| Taux de probabilité | 2 | 1833,54 | 1,70 |
| «Half-normal» + visibilité | 2 | 1833,64 | 1,80 |
| «Hazard rate»+ hauteur de la végétation | 3 | 1833,78 | 1,95 |
| «Hazard rate»+ visibilité | 3 | 1835,34 | 3,50 |

Tableau S2. Modèles d'échantillonnage à distance avec covariables multiples (Multiple-covariate distance sampling [MCDS]), degré de liberté (ddl), valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA) et différence de CIA à partir du meilleur modèle (Δ CIA) pour les modèles ajustés aux données d'échantillonnage par distance d'ours blancs recueillies dans la zone incluant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski, à l'exclusion de la zone côtière, en 2021. L'abondance a été estimée selon l'approche de moyenne des modèles en utilisant ceux marqués d'un astérisque. Voir le texte principal pour une description de la structure des modèles.

| Modèle d'EDCM | ddl | CIA | Δ CIA |
|--|-----|---------|--------------|
| «Half-normal» + visibilité* | 2 | 1161,75 | 0,00 |
| «Hazard rate»+ visibilité* | 3 | 1162,84 | 1,09 |
| «Half-normal» | 1 | 1164,05 | 2,30 |
| «Hazard rate» | 2 | 1164,48 | 2,72 |
| «Hazard rate»+ densité de la végétation | 3 | 1165,00 | 3,25 |
| «Half-normal» + densité de la végétation | 2 | 1165,51 | 3,75 |
| «Hazard rate»+ hauteur de la végétation | 3 | 1165,89 | 4,14 |
| «Half-normal» + hauteur de la végétation | 2 | 1166,05 | 4,30 |

Tableau S3. Modèles d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (Mark-recapture distance sampling [MRDS]), degré de liberté (ddl), valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA), différence de CIA à partir du meilleur modèle (Δ CIA) et pondération des modèles (p_i) utilisés dans le processus de moyenne des modèles, ajustés aux données d'échantillonnage par distance des ours blancs recueillies dans l'ensemble de la zone incluant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski en 2021. Tous les modèles ont été pris en compte lors de l'estimation de l'abondance par l'approche de moyenne des modèles. Pour estimer le nombre d'ours appartenant aux différentes catégories d'âge et de sexe, nous avons utilisé le meilleur modèle et effectué une stratification à postériori. Voir le texte principal pour une description de la structure des modèles.

| Sous-modèle marquage-recapture | Sous-modèle échantillonnage par distance | | | | | |
|--|---|-------------------------------|-----|---------|--------------|-------|
| Covariables | Forme de la fonction | Covariables | ddl | CIA | Δ CIA | p_i |
| Angle mort + observateur x côté + visibilité + éblouissement | Half-normal | Végétation + éblouissement | 11 | 2113,29 | 0,00 | 0,30 |
| Angle mort + observateur x côté + visibilité + éblouissement | Hazard rate | Végétation + éblouissement | 12 | 2114,60 | 1,32 | 0,16 |
| Angle mort + observateur + côté + visibilité + éblouissement | Half-normal | Végétation + éblouissement | 10 | 2114,68 | 1,39 | 0,15 |
| Angle mort + observateur x côté + visibilité + éblouissement | Half-normal | Éblouissement | 10 | 2114,87 | 1,59 | 0,14 |
| Angle mort + observateur + côté + visibilité + éblouissement | Hazard rate | Végétation + éblouissement | 11 | 2115,99 | 2,71 | 0,08 |
| Angle mort + observateur + côté + visibilité + éblouissement | Half-normal | Éblouissement | 9 | 2116,26 | 2,98 | 0,07 |
| Angle mort + observateur x côté + éblouissement | Half-normal | Végétation + éblouissement | 9 | 2116,55 | 3,26 | 0,06 |
| Angle mort + observateur x côté + éblouissement | Hazard rate | Végétation + éblouissement | 10 | 2117,86 | 4,57 | 0,03 |
| Angle mort + observateur x côté + éblouissement | Half-normal | Éblouissement | 8 | 2118,13 | 4,84 | 0,03 |

Tableau S4. Modèles d'échantillonnage par distance avec marquage-recapture (Mark-recapture distance sampling [MRDS]), degré de liberté (ddl), valeurs du critère d'information d'Akaike (CIA), différence de CIA à partir du meilleur modèle (Δ CIA) et pondération des modèles (p_i) utilisés dans le processus de moyenne des modèles, ajustés aux données d'échantillonnage par distance des ours blancs recueillies dans la zone incluant les parties continentale et littorale de l'Ontario et l'île Akimiski, à l'exclusion de la zone côtière, en 2021. Tous les modèles ont été pris en compte lors de l'estimation de l'abondance par l'approche de moyenne des modèles. Voir le texte principal pour une description de la structure des modèles.

| Sous-modèle marquage-recapture | Sous-modèle échantillonnage par distance | | | | | |
|-----------------------------------|---|-------------|-----|---------|--------------|-----------|
| Covariables | Forme de la fonction | Covariables | ddl | CIA | Δ CIA | (p_i) |
| Angle mort + observateur x côté | Half-normal | Visibilité | 8 | 1359,18 | 0,00 | 0,51 |
| Angle mort + observateur x côté | Hazard rate | Visibilité | 9 | 1360,53 | 1,36 | 0,26 |
| Angle mort + observateur x côté | Half-normal | Aucune | 7 | 1362,06 | 2,88 | 0,12 |
| Angle mort + observateur x côté | Hazard rate | Aucune | 8 | 1362,41 | 3,23 | 0,10 |

Tableau S5. Estimations de l'abondance d'ours blancs dans la zone côtière de l'Ontario et de l'île Akimiski, obtenue en utilisant la méthode de marquage-recapture à double observateur le long du transect côtier lors des quatre derniers inventaires réalisés dans cette portion de SH. La proportion d'oursons de l'année, d'oursons d'un an et d'adultes observés sont également indiquées.

| Année | Estimation de l'abondance (IC 95 %) | Proportion d'oursons de l'année observés | Proportion d'oursons d'un an observés | Proportion d'adultes observés |
|-------|-------------------------------------|--|---------------------------------------|-------------------------------|
| 2011 | 422 (381 – 467) | 0,15 | 0,12 | 0,60 |
| 2016 | 269 (244 – 297) | 0,17 | 0,03 | 0,71 |
| 2018 | 249 (230 – 270) | 0,10 | 0,07 | 0,74 |
| 2021 | 335 (309 – 363) | 0,10 | 0,12 | 0,67 |