



ÉLÉMENTS À CONSIDÉRER POUR UN NOUVEAU SYSTÈME DE GESTION DU NARVAL : DURABILITÉ DU NARVAL AU NORD ET À L'EST DE L'ÎLE DE BAFFIN

CONTEXTE

Le Conseil faunique de Qikiqtaaluk (Qikiqtaaluk Wildlife Board ou QWB) a présenté une demande de décision au Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (CGRFN) en juin 2020 et mars 2022. Il proposait une modification fondée sur des données probantes du système de gestion actuellement en place pour le narval (*Monodon monoceros*) de la baie de Baffin. Le CGRFN a reconnu ses préoccupations quant au fait que les hypothèses qui ont été utilisées pour déterminer les limites des stocks de narvals et le modèle d'allocation des prises qui a servi à orienter le Plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) de 2013 ne reflétaient pas l'Inuit Qaujimajatuqangit (IQ), en particulier en ce qui concerne les profils de déplacement des narvals. Le CGRFN a demandé aux partenaires de cogestion de tenir compte des données probantes sur les définitions des stocks de narvals présentées par le QWB dans le cadre de la révision du PGIP du narval. Afin de modifier le PGIP de manière à répondre à ces préoccupations, un avis scientifique a été demandé au ministère des Pêches et des Océans (MPO) concernant de nouveaux renseignements à l'appui de la délimitation des stocks de narvals et de l'évaluation des risques liés à la gestion de la population de narvals de la baie de Baffin fondée sur la combinaison de différents stocks de narvals avec et sans périodes de récolte saisonnières. Les résultats de cette réunion contribueront aux modifications futures du PGIP pour le narval dans la région du Nunavut.

Les objectifs de cet examen par les pairs sont de fournir un avis scientifique sur la durabilité du narval de la baie de Baffin en :

1. examinant les hypothèses et les preuves scientifiques actuellement disponibles touchant la délimitation des stocks;
2. réalisant une évaluation des risques pour chacun des scénarios énumérés ci-dessous afin d'éclairer les décisions relatives à la durabilité :
 - a) Quatre stocks indépendants (est de l'île de Baffin [EIB], détroit d'Eclipse [DE], bras Admiralty [BA] et île Somerset [IS]) : une version mise à jour du modèle d'allocation des prises de 2011 (Richard 2011) fondée sur les plus récentes connaissances scientifiques (y compris les déplacements des narvals entre les unités de gestion décrites dans MPO 2020), avec (1A) et sans (1B) saisons distinctes.
 - b) Trois unités de gestion distinctes sans saison estivale ni migratoire :
 - i) stocks combinés de l'EIB et du DE, ii) stock du BA, et iii) stock de l'IS.
 - c) Trois unités de gestion distinctes sans saison estivale ni migratoire :
 - i) stocks combinés du DE et du BA, ii) stock de l'EIB, et iii) stock de l'IS.
 - d) Deux unités de gestion distinctes sans saisons estivale et migratoire :
 - i) stocks combinés de l'EIB, du DE et du BA, et ii) stock de l'IS.

- e) Une seule unité de gestion composée des stocks de l'EIB, du DE, du BA et de l'IS sans la saison estivale et la saison migratoire.
- f) Durabilité de la récolte actuelle dans le DE sans saison estivale ni migratoire.
- g) La récolte maximale durable pouvant être attribuée à n'importe quelle région de chasse dans la baie de Baffin.

3. Déterminer les incertitudes, les défis et les limites associés à cette évaluation des risques.

La présente réponse des Sciences découle de l'examen par les pairs régional du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) tenue le 14 janvier 2025 sur les Éléments à considérer pour un nouveau système de gestion : durabilité du narval dans le nord et l'est de l'île de Baffin.

EXAMINER LES HYPOTHÈSES ET LES DONNÉES SCIENTIFIQUES ACTUELLEMENT DISPONIBLES CONCERNANT LA DÉLIMITATION DES STOCKS

Les narvals sont des baleines à dents de taille moyenne qui vivent dans la partie atlantique de l'océan Arctique. En été, ils sont présents dans les baies côtières et les fjords de l'archipel Arctique canadien et du Groenland (Watt 2017). Lorsque l'automne arrive et que la banquise côtière se forme, les narvals migrent vers la baie de Baffin et le détroit de Davis (figure 1; Shuert *et al.* 2022). Au printemps, les narvals se rassemblent le long des lisières des glaces sur la côte est de l'île de Baffin et le long des lisières des glaces de l'ouest du Groenland (Heide-Jørgensen *et al.* 2013). Les narvals sont chassés lors de leur migration au printemps et à l'automne depuis les communautés le long de la route migratoire.

La gestion durable de la chasse divise généralement les espèces en unités de gestion ou stocks (ci-après appelés stocks) considérés comme étant autosuffisants, et souvent définis selon une approche à multiples sources de données (Hobbs *et al.* 2019; IWC 2000; IWC 2002) pouvant inclure des indicateurs génétiques, la durée de résidence, la fidélité au site ou d'autres caractéristiques du cycle vital (Begg *et al.* 1999; Hobbs *et al.* 2019). Le déplacement des animaux entre les régions de chasse, ainsi que les régions où les chasseurs ont accès à plus d'un stock, posent un défi particulier pour assurer une gestion durable des stocks individuels (Allen and Singh 2016). Les unités de gestion doivent être définies de manière à éviter la baisse locale de l'abondance, et à ce que les stocks en déclin reviennent à des niveaux sains selon un calendrier de gestion (la période dans laquelle le rétablissement est attendu ou idéalisé). L'échelle « locale » (zone géographique) dépend des objectifs de gestion. La préservation des stocks est avantageuse, car la variabilité génétique et/ou la culture assurent la résilience de l'espèce (Brakes *et al.* 2019), ce qui est particulièrement important dans l'Arctique, où le climat change à un rythme sans précédent (Rantanen *et al.* 2022). Dans les cas où la délimitation des stocks est complexe, il est généralement plus prudent de supposer une subdivision plus importante que l'inverse (Taylor 1997; Taylor and Dizon 1999). Des diminutions localisées des stocks sont probables si la fidélité au site n'est pas expressément prise en compte dans la gestion des récoltes (Cope and Punt 2009).

Richard (2010) a résumé l'historique de la désignation des stocks pour le narval canadien. Deux stocks de gestion ont d'abord été identifiés : le stock du Haut-Arctique (plus tard nommé stock de la baie de Baffin) et le stock de la baie d'Hudson Nord (Strong 1988). Les données de suivi sur la fidélité individuelle aux zones d'agrégation estivale ont soutenu la redéfinition du stock de la baie de Baffin en sous-unités supplémentaires. Richard (2010) a utilisé quatre types d'informations pour définir les stocks d'été : 1) aire de répartition saisonnière et agrégations basées sur les connaissances locales et les rapports (non examinés dans le présent document,

car l'évaluation de l'Inuit Qaujimajatuqangit dépasse la portée de l'examen des Sciences); 2) apparence et comportement (non examinés dans le présent document, car l'évaluation de l'Inuit Qaujimajatuqangit dépasse la portée de l'examen des Sciences); 3) la génétique et les contaminants, et 4) l'aire de répartition saisonnière et les agrégations basées sur les données de suivi télémétrique par satellite. Les données génétiques, les données sur les contaminants et les données de suivi appuient la définition de l'agrégation estivale dans le nord de la baie d'Hudson comme un stock distinct. En ce qui concerne la définition des stocks de la baie de Baffin, elle est davantage étayée par les données de suivi, mais moins par les données liées à la génétique et aux contaminants. Cependant, Richard (2010) a soutenu que les différences entre les stocks peuvent être brouillées par le fait que de nombreux narvals débarqués sont capturés pendant les saisons migratoires, ce qui entraîne un mélange de différents stocks échantillonnés. En fin de compte, Richard (2010) a recommandé une approche pour réduire les risques d'un déclin localisé des stocks en considérant les agrégations estivales comme des stocks distincts pour fournir des conseils scientifiques sur le total autorisé de captures débarquées (TACD). Richard (2011) a développé un outil décisionnel pour les gestionnaires de ressources, appelé le modèle d'allocation des prises. L'outil d'allocation repose sur un modèle spatial de la source et du degré des mélanges de stocks chassés et produit des solutions possibles qui maximisent la prise, particulièrement pour les communautés ayant d'importantes prises antérieures de narvals, tout en réduisant le risque de surexploitation d'un seul stock. L'hypothèse principale de cet outil est que les baleines sont disponibles pour les chasseurs dans d'autres régions pendant la migration, selon leur route migratoire et en proportion de la taille de leur stock d'été. Cet outil a été considéré comme une amélioration par rapport à l'hypothèse que les chasseurs ne capturent que des narvals de l'agrégation estivale dans leur secteur (Richard 2011).

Compte tenu de cet avis scientifique et de la consultation subséquente, les narvals au Canada sont gérés en fonction de sept stocks, dont six dans la population de la baie de Baffin (Doniol-Valcroze *et al.* 2015) ainsi qu'un dans le nord de la baie d'Hudson (exclus dans cette réponse des Sciences). La gestion des récoltes par stocks d'été est considérée comme une approche de précaution (Richard 2010, Doniol-Valcroze *et al.* 2015). L'approche de précaution est une théorie générale appliquée pour la gestion des menaces pouvant causer des dommages graves ou irréversibles en situation d'incertitude scientifique (MPO 2006, 2009). Le gouvernement du Canada a élaboré le cadre fédéral pour l'application de l'approche de précaution afin de s'assurer que la prudence est appliquée de manière cohérente à travers les disciplines gouvernementales, et celui-ci s'est traduit par une politique en 2003 (MPO 2006, 2009). Dans le cadre de cette politique, les niveaux de tolérance au risque sont définis (p. ex. < 5 % de risque de déclin correspond à un risque très faible, 25 à 50 % à un risque modéré, et 75 à 95 % à un risque élevé), et la direction est responsable de choisir son niveau de tolérance au risque.

Les six stocks de narvals de la baie de Baffin actuellement reconnus au Canada sont les suivants : 1) île Somerset (IS), 2) bras Admiralty (BA), 3) détroit d'Eclipse (DE), 4) est de l'île de Baffin (EIB), 5) détroit de Jones (DJ), 6) détroit de Smith (DS) (Richard 2010; Doniol-Valcroze *et al.* 2015) (figure 1). Les six stocks d'été ont fait l'objet d'un relevé en 2013 (Doniol-Valcroze *et al.* 2015). Il existe deux autres agrégations estivales de la baie de Baffin, dans la baie de Melville et à Inglefield, mais ces deux stocks ne se trouvent qu'au Groenland durant l'été et ne sont pas pris en compte dans la gestion des récoltes de narvals canadiens par le MPO. Les preuves scientifiques concernant la délimitation du stock dans le narval de la baie de Baffin reposent sur plusieurs sources d'éléments probants, qui sont examinées ci-dessous.

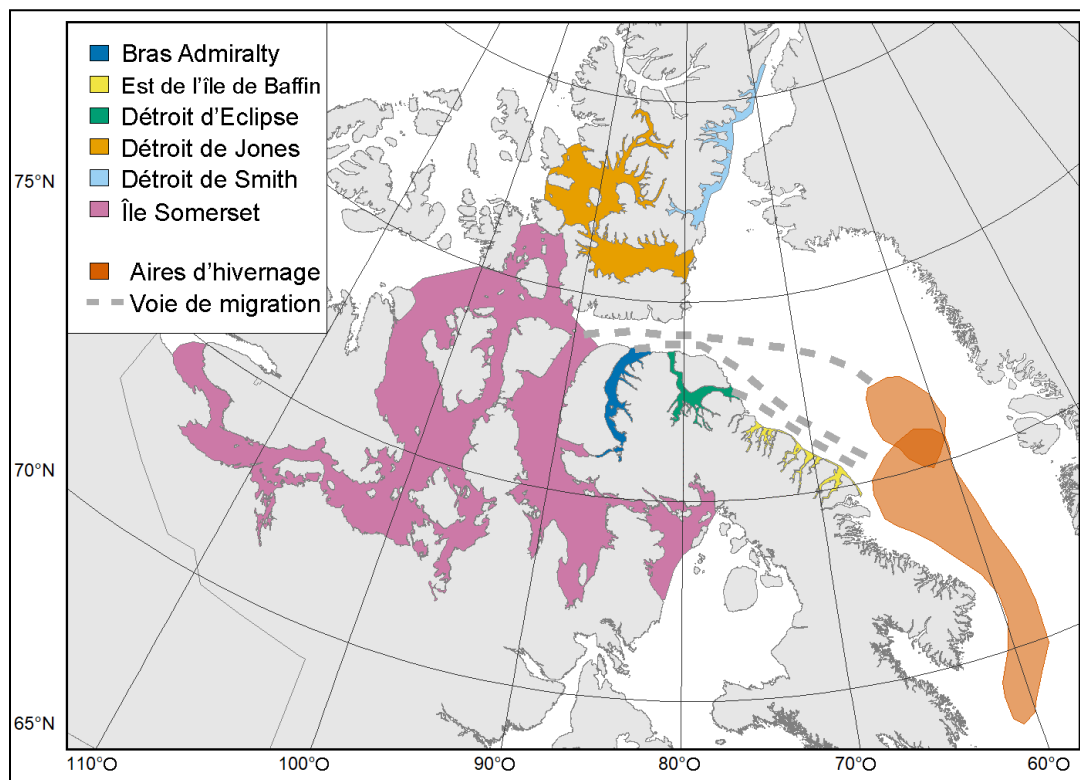


Figure 1. Carte des zones actuelles de gestion estivale au Canada pour les narvals de la baie de Baffin, montrant les aires d'hivernage approximatives et les routes migratoires (adaptée de Heide-Jørgensen et al. 2013). Le bleu représente le bras Admiralty, le jaune l'est de l'île de Baffin, le vert le détroit d'Eclipse, l'orange le détroit de Jones, le bleu clair le détroit de Smith, le rose l'île Somerset, l'orange foncé les aires d'hivernage, et la ligne pointillée la route migratoire.

Données sur les contaminants

L'analyse des charges polluantes dans les tissus des mammifères marins a été utile pour distinguer les populations de mammifères marins dont les profils migratoires sont peu connus (Frank *et al.* 1973, Taruski *et al.* 1975). Les concentrations de contaminants varient en raison des différences dans la composition des proies selon les lieux d'alimentation, et peuvent être utilisées pour distinguer les populations de mammifères marins (Aguilar 1987). Une étude utilisant des contaminants organochlorés a montré que les narvals de plusieurs lieux de chasse différents, y compris le DJ, le DE et l'EIB, avaient des profils de contaminants différents (de March and Stern 2003). L'étude comprenait 125 échantillons de narvals, 18 du DJ, 25 du DEE et 64 de l'EIB.

Données stables sur les isotopes et éléments traces

La composition chimique des tissus peut agir comme une étiquette biologique pour distinguer les groupes d'animaux qui habitent différentes régions (Kerr and Campana 2014). Watt et ses collaborateurs (2012a) ont utilisé une analyse discriminante des isotopes stables d'azote et de carbone dans la peau des narvals, et ont trouvé une différence significative entre les stocks du BA et du DE au printemps et en été, ainsi que dans un modèle comprenant toutes les zones de chasse sans égard à la saison (Watt *et al.* 2012a). Cette étude reposait sur 129 échantillons du DE et 76 échantillons du BA (Watt *et al.* 2012a). Par la suite, des analyses d'isotopes et d'oligo-éléments stables ont été utilisées conjointement avec des peaux de narval provenant de cinq

stocks de l'est de l'Arctique canadien, recueillies de 1990 à 2015 (Watt *et al.* 2019a). Dans cette étude, ils ont défini les biomarqueurs représentant la saison migratoire comme étant ceux des chasses du 26 avril au 31 juillet, bien que cela intègre aussi une partie du signal provenant de la zone d'hivernage; ils appellent cette période la période migratoire. Ils ont défini la période de résidence estivale du 1^{er} août au 30 septembre, et aucun échantillon n'a été prélevé après le 30 septembre (Watt *et al.* 2019a). L'analyse discriminante a montré une différence significative entre les stocks du BA (n=19) et du DE (n=47) durant la période de résidence estivale, et les deux différaient de ceux du détroit de Jones (n=31) et de l'IS (n=14) (Watt *et al.* 2019a). Pendant la saison de migration printanière (n=55), il y avait plus de chevauchement et moins de distinction entre les stocks, mais 75 % des baleines étaient encore correctement classées selon leur stock estival défini tant pendant les périodes de migration que de résidence estivale (91 % pour le DE, 68 % pour le BA et 64 % pour l'IS; Watt *et al.* 2019a). L'analyse des isotopes stables et des oligo-éléments offre une méthode prometteuse pour distinguer les stocks, mais ces analyses étaient limitées en fonction de la taille de l'échantillon et n'incluaient pas les narvals récoltés en été à l'est de l'île de Baffin (Watt *et al.* 2019a). Un programme d'échantillonnage de récolte solide qui fournit des informations sur l'emplacement et le moment de la collecte est nécessaire pour explorer davantage ces méthodes.

Données génétiques

Les études génétiques sur les narvals se sont concentrées à la fois sur l'ADN nucléaire (ADNn) et l'ADN mitochondrial (ADNmt). Les généticiens des populations utilisent l'ADNn pour identifier les populations génétiques (Waples and Gaggiotti 2006), mais l'ADNmt permet d'identifier des profils géographiques dans les loci hérités de la mère, ce qui est particulièrement important dans le cas des narvals, car on suppose qu'ils ont une structure sociale matrifocale (Palsbøll *et al.* 1997; Whitehead 1998).

ADNn

Petersen et ses collaborateurs (2011) ont établi le profil génétique de 268 narvals à l'aide de 15 marqueurs microsatellites et, au moyen d'analyses en composantes principales (PCA), ont pu différencier certaines agrégations de narvals en été. L'analyse semblait indiquer que les narvals des stocks du DJ (n=42) et de l'IS (n=12) étaient différenciés, mais il n'y avait aucune distinction parmi les stocks de narval de l'île de Baffin (n = 89) (Petersen *et al.* 2011). En 2024, de Greef et ses collaborateurs (2024) ont utilisé le séquençage du génome complet des tissus de 60 narvals et ont constaté que, malgré une faible variation génétique globale, il y avait des signes d'une structure génétique soutenant deux groupes dans la population de la baie de Baffin : 1) DJ et IS (ouest de l'île de Baffin [Ajuittuq (fjord Grise; n=10), Qausuittuq (baie Resolute; n=8) et Taloyoak (n=5)]; et 2) BA, DE, et EIB (Panniqtuuq [Pangnirtung; n=1], Qikiqtarjuaq [n=4], Kangiqtugaapik [rivière Clyde; n=2], Mittimatalik [Pond Inlet; n=4], Ikpiarjuk [baie Arctique; n=9], Kugaaruk [n=3], Igloodik [n=2]) (de Greef *et al.* 2024). L'identification de ces groupes est restée constante dans les ACP filtrées en fonction de différentes périodes de mois de récolte.

ADNmt

L'ADNmt des narvals a également été exploré, et malgré une faible variation génétique globale, la fréquence des haplotypes courants différait entre l'est du Canada et le Groenland. Cependant, des échantillons du Canada ont été regroupés (n=29) [Palsbøll *et al.* 1997]. Une autre étude évaluant l'ADNmt chez 433 narvals a révélé que les narvals du DJ (n = 39) étaient faiblement différenciés de ceux chassés à d'autres endroits au Canada, mais aucune différence n'a été trouvée entre les lieux de chasse canadiens (de March *et al.* 2003). Postma (2017) a

réévalué l'ADNmt de 93 échantillons de narvals et a constaté que les narvals présentaient une faible variabilité génétique (seulement 1,3 % de variabilité dans leur ADN), et n'a détecté aucune structure. Cependant, les deux auteurs ont reconnu que la capacité à détecter les différences pouvait être faible en raison de la petite taille des échantillons (de March *et al.* 2003, Postma 2017). Une réévaluation de l'ADNmt des narvals à partir d'un plus grand nombre d'échantillons au Canada pourrait aider à la délimitation génétique, comme cela a été le cas chez les bélugas (*Delphinapterus leucas*), le plus proche parent vivant du narval (Montana *et al.* 2024). Cependant, des échantillons provenant de récoltes de subsistance, d'ADN environnemental ou de biopsies à distance de narvals en liberté sont nécessaires pour mener une telle étude.

Données de télémétrie par satellite

Fidélité annuelle au site

Neuf étiquettes satellitaires posées sur des narvals ont transmis des données pendant une année complète, ce qui a permis d'évaluer la fidélité interannuelle au site d'après les individus qui retournaient au printemps dans la zone d'estivage où elles avaient été marquées l'année précédente (tableau 1). Six des huit baleines sont revenues dans la zone où elles avaient été marquées l'année précédente. Deux autres baleines étaient proches de (et se dirigeaient vers) la zone d'estivage où elles avaient été marquées l'été précédent, mais le contact avec l'émetteur a été perdu avant qu'elles ne soient dans la zone d'estivage (Heide-Jørgensen *et al.* 2013). Le dernier narval ayant eu une étiquette pendant plus d'un an a été marqué dans le DE à la fin août 2010, et il n'est pas revenu dans le DE l'été suivant (tableau 1; Watt *et al.* 2012b).

*Tableau 1. Étiquettes satellitaires qui sont restées en place plus d'un an et qui ont fourni des renseignements sur la fidélité aux sites des narvals (adaptés de Heide-Jørgensen *et al.* 2013, avec des ajouts de Watt *et al.* 2012b).*

Stock présumé	Années	n	Observation	Référence
Île Somerset	2001-2002	2	Deux baleines marquées en 2001 sont revenues dans la zone d'estivage l'année suivante	Heide-Jørgensen <i>et al.</i> 2003
Île Somerset	2001 et 2006	1	Une baleine marquée en 2001 a été revue dans le détroit de Lancaster cinq ans plus tard lors de sa migration vers l'île Somerset	Heide-Jørgensen <i>et al.</i> 2008
Bras Admiralty	2004-2005	1	Une baleine marquée en 2004 est revenue à la lisière de glace au BA en juin et juillet 2005, mais elle est repartie et est allée vers l'est dans le détroit de Lancaster, passant la lisière de glace du bras Navy Board en route vers la côte nord de l'île Baffin. Le contact a été perdu avant que la destination d'août ne puisse être déterminée.	Dietz <i>et al.</i> 2008
Bras Admiralty	2009-2010	1	Une baleine est retournée à l'embouchure du BA et a été observée pour la dernière fois à quelques dizaines de kilomètres à l'intérieur de l'estuaire en juin 2010	Heide-Jørgensen <i>et al.</i> 2013
Détroit d'Eclipse	2010-2011	1	Une femelle narval marquée en août 2010 dans le DE a passé l'hiver dans le détroit de Davis, et à son retour dans le nord, elle a continué son chemin vers l'ouest, passant le DE et entrant dans le BA le	Watt <i>et al.</i> 2012b

**Éléments à considérer pour un nouveau système
de gestion du narval**

Région de l'Arctique

Stock présumé	Années	n	Observation	Référence
			28 juillet 2011. Cette femelle est restée dans le BA pendant au moins deux mois, jusqu'à ce que l'étiquette cesse d'émettre le 10 octobre 2011.	
Nord de la baie d'Hudson	2006-2007	2	Deux baleines marquées dans le bras Lyon en 2006 ont été suivies dans la même zone générale en juin de l'année suivante	Westdal <i>et al.</i> 2010
Baie de Melville	2007-2008	1	Une baleine marquée en 2007 est revenue l'année suivante exactement dans la même zone.	Heide-Jørgensen <i>et al.</i> 2013

Fidélité au site d'été

Cent trois étiquettes satellites ont fourni de l'information sur la fidélité au site d'estivage du narval au Canada pendant l'été. Ces étiquettes montrent que la plupart (99/103; 96 %) des narvals ont tendance à rester dans les zones d'agrégation estivale où ils ont été capturés pendant la saison estivale (Dietz *et al.* 2001, Dietz *et al.* 2008; Marcoux and Watt 2021; tableau 2). Cependant, quatre narvals (trois en 2017 et un en 2010) étiquetés dans le DE ont visité la zone de gestion du BA durant l'été (du 24 juillet au 24 août) ou l'été où ils ont été marqués. En 2017, cela correspondait à 36 jours passés dans la zone de gestion du BA sur un total de 250 jours (14 %) de la période estivale, durant lesquels les 19 narvals ont été étiquetés (Marcoux and Watt 2021).

Tableau 2. Nombre total d'étiquettes satellites équipées sur le narval en été (du 24 juillet au 24 août) et la proportion de ces étiquettes disponibles pour les chasseurs dans une autre agrégation estivale durant la saison estivale. Notez que les baleines n'étaient généralement pas étiquetées au début de la période estivale définie et ne représentent donc qu'une partie de la saison estivale (voir le tableau A1 pour les dates d'étiquetage et la contribution de chacune des étiquettes à la saison estivale; voir les figures A1 et A2 pour les traces d'étiquetage en été et en dehors, respectivement).

Stock	Nombre accessible	Total des narvals étiquetés	Commentaires
Île Somerset	0	16	Toutes les étiquettes de narval sont restées dans la zone de gestion de l'île Somerset durant l'été.
Bras Admiralty	0	40	Toutes les étiquettes de narval sont restées dans la zone de gestion du BA durant l'été.
Est de l'île de Baffin	S. O.	S. O.	Aucune baleine n'a été marquée par satellite dans l'est de l'île de Baffin
Détroit d'Eclipse	4	47	Au total, quatre des 47 narvals étiquetés dans le détroit d'Eclipse étaient disponibles pour les chasseurs dans la zone de gestion du bras Admiralty durant l'été. Onze autres étiquettes satellites ont été équipées sur le narval à partir du DE, mais elles n'ont été équipées qu'à l'automne et ne fournissent donc pas d'informations sur la proportion disponible dans une autre zone de gestion en été.

FAIRE UNE ÉVALUATION DES RISQUES POUR CHACUN DES SCÉNARIOS

La Direction des sciences du MPO a été sollicitée pour évaluer le risque relatif à la gestion des narvals dans sept scénarios différents tels que des unités de gestion séparées ou amalgamées telles que définies ci-dessus. Les scénarios demandés ne concernent que quatre des six stocks de narvals de la baie de Baffin actuellement reconnus au Canada, et par conséquent, les stocks du détroit de Jones et le détroit de Smith ne sont pas évalués ici.

L'objectif de cette évaluation n'était pas de redéfinir les stocks de narvals, mais plutôt d'évaluer le risque de déclin associé à chaque scénario en fonction de la délimitation existante des stocks utilisés pour la gestion des narvals au Canada (Richard 2010). L'évaluation des risques vise à évaluer l'incidence de chaque scénario sur la durabilité du narval. La façon dont le MPO considère la durabilité dépend du fait que le stock soit riche en données ou pauvre en données. Pour qu'un stock soit considéré comme riche en données, il faut trois estimations d'abondance ou plus sur une période de 15 ans, la dernière estimation datant de 5 ans ou moins, ainsi que des informations actuelles sur la fécondité et/ou la mortalité. Dans ce cas, les niveaux de récolte durables sont considérés en utilisant des points de référence fondés sur le rendement maximal durable (Hammill and Stenson 2007). En ce qui concerne les stocks pour lesquels il n'y a pas beaucoup de données, comme le narval, le MPO utilise le prélèvement biologique potentiel (PBP) pour déterminer la durabilité (Hammill and Stenson 2007). L'objectif du PBP est de permettre au stock d'atteindre sa taille maximale durable de population (le nombre d'individus qui entraînera la productivité maximale de la population; Wade 1998). Dans l'évaluation de chaque scénario ci-dessous, nous nous appuyons sur le PBP pour évaluer le niveau de récolte qui maximiserait la productivité du stock.

Dans tous les cas, le PBP a été calculé selon Wade (1998) [voir ci-dessous] pour chaque scénario et le PBP a ensuite été divisé par le taux de perte (1,28 [Richard 2008]) pour calculer un TACD révisé pour tous les scénarios possibles.

$$PBP = 0,5 \times R_{max} \times N_{min} \times F_r$$

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

Le 20^e centile de la distribution log-normale de la taille estimée de la population (tableau 1; Wade 1998) calculée à partir de N, l'estimation de l'abondance, et son coefficient de variation (CV).

z = variation normale standard, correspond à 0,842 pour le 20^e centile.

R_{Max} = taux d'accroissement maximal du stock. La valeur par défaut pour les cétacés lorsque le taux est inconnu est de 0,04. Elle est ensuite multipliée par 0,5 pour simuler l'effet de la croissance logistique dépendante de la densité.

F_R = facteur de rétablissement fixé à 1,0 pour un stock en bonne santé (Wade and Angliss 1997) afin d'être uniforme avec le facteur de rétablissement utilisé dans les conseils scientifiques les plus récents publiés (Doniol-Valcroze *et al.* 2015).

TACD = PBP/taux de perte (1,28)

Le taux de perte correspond à la mortalité totale liée à la chasse (tient compte du nombre d'animaux qui ont été débarqués, du nombre d'animaux abattus et perdus, ainsi que du nombre d'animaux qui ont été blessés et se sont échappés, divisé par deux [en supposant que la moitié des animaux blessés et qui s'échappent meurent plus tard de leurs blessures]) divisée par la prise débarquée (Richard 2008).

Les estimations d'abondance et les CV des stocks individuels ont été additionnés; par exemple, pour le scénario 2, les abondances de l'EIB et du DE ont été additionnées (d'après le tableau 2), ce qui donne un CV plus petit, un $N_{\min}$ plus grand et un PBP plus élevé pour les stocks combinés (Wade 1998).

Nous avons ensuite utilisé un modèle, décrit d'abord par Wade (1998), puis par Richard et Young (2015) et par Watt *et al.* (2019b), pour évaluer le risque de déclin du plus petit stock (DE) selon les nouveaux PBP calculés. Le modèle de dynamique des populations utilise une forme discrète de l'équation logistique généralisée moins le PBP. Dans le modèle, on suppose que le TACD complet est pris chaque année, et on ne recalcule pas le PBP puisque le délai pour réviser les quotas est inconnu.

Le modèle de population utilisé ici inclut un paramètre aléatoire pour l'erreur de processus, W_t , pour refléter la variation naturelle des processus de population :

$$N_{t+1} = W_t \times (N_t + N_t \times R_{\max} [1 - (N_t / K)^\theta] - PBP)$$

où :

$$W_t = \exp(z \times 0,05 - 0,05^2 / 2)$$

$$z = \text{écart aléatoire normal} = (-2 \times \text{Log}(\text{Uniform}(0,1)) \times \text{Cos}(2 \times \pi \times \text{Uniform}(0,1)))$$

Puisqu'il existe peu d'éléments probants indiquant ce que serait une valeur fixe réaliste pour définir l'erreur de traitement pour toute population de mammifères marins, nous avons utilisé la même valeur arbitraire (0,05) que celle utilisée dans Richard and Young (2015). Cette valeur est conforme à l'hypothèse selon laquelle la dynamique des populations de narvals à longue espérance de vie n'est pas très variable (Richard and Young 2015).

N_t = taille du stock l'année t ; le N_0 pour le DE commence en 2016 avec une estimation d'abondance de 12 039 (Marcoux *et al.* 2019)

$R_{\max}$ = taux de recrutement net maximal fixé comme valeur par défaut pour les cétacés à 0,04 (voir ci-dessous)

K = la taille ou la capacité de charge du stock avant l'exploitation, présumée à 25 000 (Richard and Young 2015)

θ = le paramètre de forme dépendant de la densité, 1 dans ce cas pour une productivité nette maximale à 50 % K (croissance logistique)

Nous avons effectué 10 000 simulations de modèles et présentons la médiane et l'intervalle de confiance à 95 % de la projection de l'abondance des stocks pour chaque scénario. Nous avons aussi estimé la probabilité que le stock diminue dans 20 ans.

Scénario 1

Quatre stocks indépendants (EIB, DE, BA et IS) : une version mise à jour du modèle d'allocation des prises de 2011 (Richard 2011) fondée sur les plus récentes connaissances scientifiques, comprenant les déplacements des narvals entre les unités de gestion décrites dans MPO (2020), avec (1A) et sans (1B) saisons distinctes.

La première partie de ce scénario (1A) supposait que l'EIB, le DE, le BA et l'IS sont des stocks indépendants comme décrits dans Richard (2011) et que les chasseurs de Pond Inlet, Arctic Bay, Qikiqtarjuaq et Clyde River ont accès à un mélange de stocks lors des migrations d'automne et de printemps (c'est-à-dire avec des saisons séparées). L'hypothèse de Richard (2011) selon laquelle les narvals ne se mélangent pas en été a été mise à jour pour tenir compte d'une petite proportion de narvals des DE qui visitent le BA durant l'été (9,76 %; voir le tableau 2).

Le modèle d'évaluation des prises (Richard 2011) a été utilisé pour évaluer ce scénario. Comme suggéré dans Richard (2011), les prises ont été fixées pour les communautés de l'ouest (Resolute Bay, Gjoa Haven, Taloyoak, Kugaaruk, Igloodik et Hall Beach), en utilisant la valeur de leur quota actuel (450 narvals; MPO 2023); cependant, pour Pangnirtung et Iqaluit, nous n'avons pas fixé les prises, mais les avons plutôt incluses dans l'EIB, puisque la chasse estivale du narval provient de ce stock.

L'un des éléments de cet outil est la proportion de chasse dans chaque groupe qui a lieu en été. Pour cette information, nous avons calculé la proportion de la chasse en été à partir des statistiques de prise provenant des données publiques les plus récentes (2006 à 2015; Watt and Hall 2018), où l'été était défini du 24 juillet au 24 août. Les dates d'été sont actuellement définies par les organisations/associations individuelles de chasseurs et de trappeurs au Canada; cependant, les dates du 24 juillet au 24 août sont utilisées dans ces scénarios, car elles sont définies selon les données de télémétrie des narvals recueillies au cours des 30 dernières années et plus, qui montrent que certains narvals se déplacent entre les stocks après le 24 août. De plus, ces dates sont utilisées par le groupe de travail scientifique conjoint de la Commission des mammifères marins de l'Atlantique Nord (NAMMCO) sur l'état des populations des narvals et bélugas dans l'Atlantique Nord et par la Commission mixte Canada/Groenland pour la conservation et la gestion des narvals et bélugas (JCNB) (groupe de travail conjoint NAMMCO-JCNB 2021). Selon ces dates, la proportion de la récolte prise en été était de 0,47, 0,48 et 0,24 pour les communautés du BA, du DE et de l'EIB, respectivement.

Le TACD était basé sur les estimations d'abondance les plus récentes et les avis scientifiques disponibles pour cette population (Doniol-Valcroze *et al.* 2015; Marcoux *et al.* 2019) (tableau 3). Les quotas actuels, cependant, sont déterminés par cogestion et sont actuellement de 450 pour l'IS, 195 pour le BA, 190 pour le DE et 300 pour l'EIB (MPO 2023).

D'après les données de marquage présentées ci-dessus, nous avons supposé que 9,76 % des narvals du DE sont passés dans le BA durant l'été. Par conséquent, la chasse aux narvals dans le BA est un mélange des deux stocks : l'abondance du stock du BA (N) plus le nombre de narvals (9,76 % de 12 049, ou 1 175) qui se déplacent du DE au BA.

Nous avons exploré des itérations de l'outil, en commençant par 50 prises en dessous du TACD jusqu'à la valeur du TACD, sans la dépasser. Nous avons cherché à optimiser des solutions qui 1) maximisent la somme de toutes les prises, 2) maximisent la prise dans le BA, 3) le DE et 4) l'EIB, tout en maintenant la prise totale par stock en dessous du TACD (tableau 4, figure 2). Dans ce scénario, il y a une probabilité de 38,5 % que le stock du DE diminue au cours des 20 prochaines années.

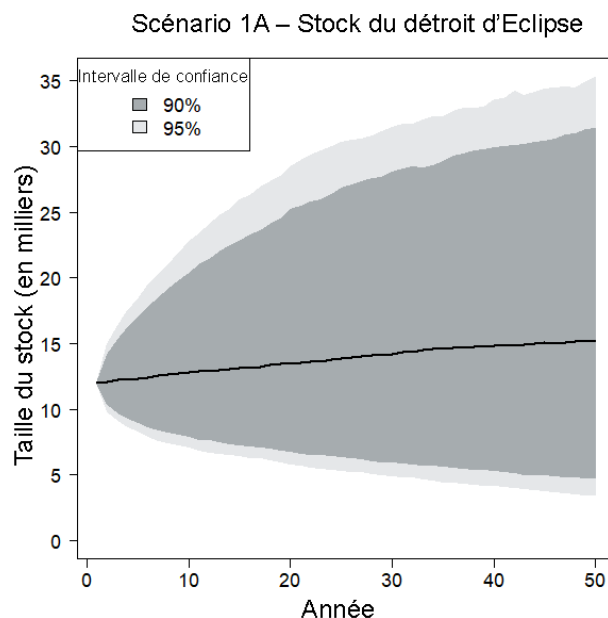


Figure 2. Projection de l'abondance médiane des stocks pour le scénario 1A qui maximise la prise dans le DE tout en maintenant la prise totale par stock en dessous du TACD.

Pour la deuxième partie du scénario (1B), s'il n'y a pas d'étiquettes de récolte de migration (c'est-à-dire sans saisons distinctes), on suppose que toute la prise provient des agrégations estivales de quatre stocks : BA, DE, EIB et IS. Dans ce cas, les PBP et TACD pour chaque stock sont indiqués au tableau 4. Pour que ce scénario soit durable, toute la chasse devrait avoir lieu pendant la saison estivale, telle que définie du 24 juillet au 24 août. Dans ce scénario, il y a 38,5 % de chances que le stock du DE diminue au cours des 20 prochaines années. Alternativement, nous avons évalué un scénario où la récolte n'a lieu que pendant la saison migratoire (c'est-à-dire avant le 24 juillet et après le 24 août) et calculé les TACD durables (tableau 4).

Pour les scénarios 2 à 5, on ne nous a pas fourni d'informations sur la façon dont les TACD des PBP nouvellement calculés seraient répartis entre les unités de gestion. En conséquence, nous avons présenté trois possibilités théoriques pour évaluer le risque dans chaque scénario. Le premier est le pire scénario (A) où l'ensemble du PBP est alloué pour le DE, (B) représente l'allocation aux unités de gestion proportionnellement à leur abondance (ce qui est aussi une hypothèse du modèle d'allocation des prises), et (C) représente le cas où les récoltes étaient attribuées aux unités de gestion proportionnellement au nombre de personnes vivant dans les communautés incluses dans l'unité de gestion (bien que cela exclue le recensement d'Iqaluit, qui est la seule ville du Nunavut et qui ne récolte du narval qu'occasionnellement).

**Éléments à considérer pour un nouveau système
de gestion du narval**

Région de l'Arctique

*Tableau 3. Prélèvement biologique potentiel (PBP) et total autorisé de captures débarquées (TACD) pour les stocks de narvals du BA, du DE, de l'EIB et de l'IS en utilisant les estimations d'abondance et le coefficient de variation (CV) les plus récents publiés pour les stocks de narvals au Canada. *Indique le plus grand TACD pouvant être alloué de façon durable à n'importe quelle région de chasse au Canada, peu importe la période de l'année.*

Stock	Année	Abondance (CV)	PBP	TACD
BA	2013	35 043 (0,42)	498	389
DE	2016	12 039 (0,23)	150	117*
EIB	2013	17 555 (0,35)	264	206
IS	2013	49768 (0,20)	842	658

Tableau 4. Prélèvement biologique potentiel (PBP) et total autorisé de captures débarquées (TACD) en utilisant les estimations d'abondance les plus récentes publiées pour les stocks de narvals au Canada. Les proportions estivales utilisées dans le modèle d'allocation des prises étaient respectivement de 0,47, 0,48 et 0,24 pour le BA, le DE et l'EIB, et les TACD résultants pour la saison migratoire (TACD_M) et la saison estivale (TACD_E) sont présentés. Des scénarios ont été explorés jusqu'au maximum de TACD pour les stocks du BA, du DE et de l'EIB, tout en tenant compte du fait que 9,76 % des baleines du DE sont disponibles dans le BA.

Scénario	Stock	PBP	TACD _M	TACD _E	TACD _{M+E}
1A avec saison – Maximise la récolte cumulative et la récolte dans le BA et l'EIB	BA	498	208	181	389
	DE	132	54	49	103
	EIB	264	157	49	206
	IS	576	-	-	450 [±]
Avec saison – Maximise la récolte dans le DE	BA	434	181	158	339
	DE	150	61	56	117
	EIB	233	138	44	182
	IS	576	-	-	450 [±]
1B sans saison – Chasse estivale seulement	BA	513	0	400	400
	DE	135	0	104	104
	EIB	264	0	206	206
	IS	842	0	450 ±	450 [±]
Sans saison – Chasse à la migration seulement; maximise la récolte dans le BA et l'EIB	BA	444	347	0	347
	DE	73	57	0	57
	EIB	264	206	0	206
	IS	576	450	0	450 [±]
Sans saison – Chasse à la migration seulement; maximise la récolte dans le DE et l'EIB	BA	421	329	0	329
	DE	96	75	0	75
	EIB	264	206	0	206
	IS	576	450	0	450 [±]

[±] Comme suggéré dans Richard (2011), le TACD pour l'IS a été fixé pour refléter le quota actuel.

Scénario 2

Trois unités de gestion distinctes sans la saison estivale et la saison migratoire : i) stocks de l'EIB et du DE combinés, ii) stock du BA et iii) stock de l'IS.

S'il n'y a pas d'étiquettes de récolte de migration, on suppose que toute la prise provient d'une agrégation estivale entièrement mixte de trois stocks : EIB-DE, BA et IS, respectivement. Si l'hypothèse que les baleines dans le DE-EIB sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le pire scénario est que la récolte totale de la prise durable du DE-EIB soit allouée à la plus petite portion de ce stock (DE). Les simulations du modèle pour ce scénario indiquent que le stock du DE atteindrait zéro dans environ 39 ans (figure 3A) et a une probabilité de 84,1 % de diminuer au cours des 20 prochaines années. Si la récolte est attribuée en proportion de l'abondance du stock ou de la population et que l'hypothèse que les baleines dans le DE-EIB sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le stock du DE a respectivement une probabilité de déclin de 46,2 % et 43,2 % au cours des 20 prochaines années (figures 3B et C).

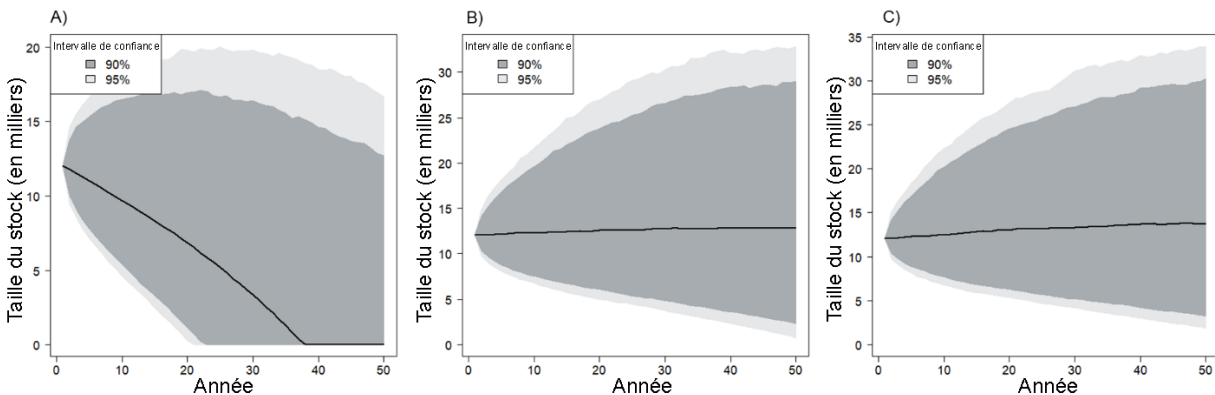


Figure 3. Projection de l'abondance médiane des stocks pour le DE (le plus petit stock) pour le scénario 2 si l'hypothèse que les narvals du DE et l'EIB se mélangent en été est incorrecte et que le PBP est attribué A) entièrement au terrain d'été du DE, B) en proportion de l'abondance du stock, ou C) en proportion de la population recensée pour chaque unité de gestion.

Scénario 3

Trois unités de gestion distinctes sans la saison estivale et la saison migratoire : i) stocks du DE et du BA combinés, ii) stock de l'EIB et iii) stock de l'IS.

S'il n'y a pas d'étiquettes de récolte de migration, on suppose que toute la prise provient d'une agrégation estivale entièrement mixte de trois stocks : BA-DE, EIB et IS, respectivement. Si l'hypothèse que les baleines dans le BA/DE sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le pire scénario est que la récolte totale de la prise durable du BA/DE soit allouée à la plus petite portion de ce stock (DE), ce qui ramènerait le stock du DE à zéro dans environ 23 ans (figure 4A) et celui-ci aurait une probabilité de 96,5 % de diminuer au cours des 20 prochaines années. Si la récolte est répartie en proportion de l'abondance du stock ou de la population et que l'hypothèse que les baleines dans le BA-DE sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le stock du DE a une probabilité de 44,0 % et 78,6 %, respectivement, de diminuer au cours des 20 prochaines années (figures 4B et C).

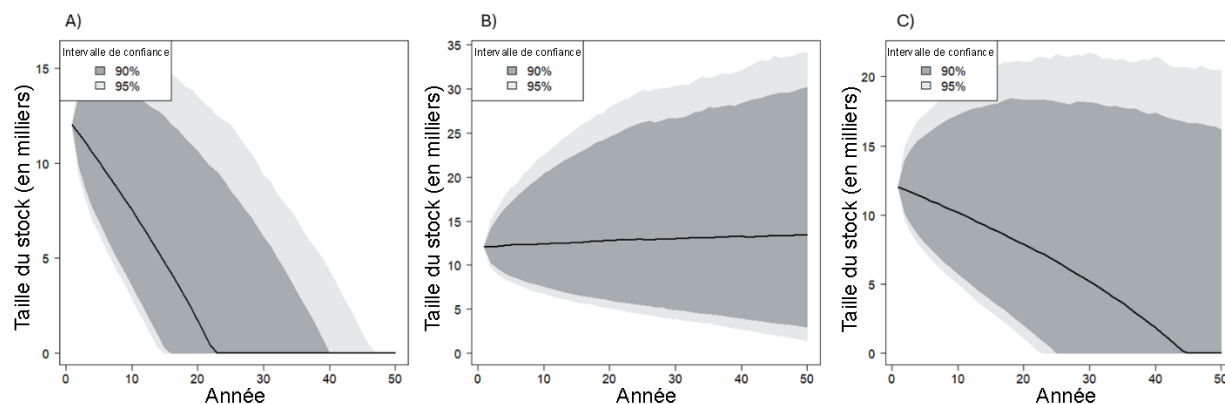


Figure 4. Projection de l'abondance médiane des stocks du DE (le plus petit stock) pour le scénario 3 si l'hypothèse que les narvals du DE et du BA se mélangent en été est incorrecte et que le PBP est attribué A) entièrement à l'aire d'estivage du DE, B) en proportion de l'abondance du stock, ou C) en proportion de la population recensée pour chaque unité de gestion.

Scénario 4

Deux unités de gestion distinctes sans la saison estivale et la saison migratoire : i) stocks de l'EIB, du DE et du BA combinés et ii) stock de l'IS.

S'il n'y a pas d'étiquettes de récolte de migration, on suppose alors que toute la prise provient d'une agrégation estivale entièrement mixte de deux stocks : EIB-DE-BA et IS, respectivement. Si l'hypothèse que les baleines dans l'EIB-DE-BA sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le pire scénario est que la récolte totale de la prise durable EIB-DE-BA soit allouée à la portion du DE, ce qui ramènerait le stock du DE à zéro dans environ 15 ans (selon la prédiction médiane, figure 5A) et celui-ci aurait une probabilité de 99,7 % de diminuer dans les 20 prochaines années. Si la récolte est répartie en proportion de l'abondance du stock ou de la population et que l'hypothèse que les baleines dans EIB-DE-BA sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le stock du DE a respectivement une probabilité de déclin de 46,2 % et 57,8 % au cours des 20 prochaines années (figures 5B et C).

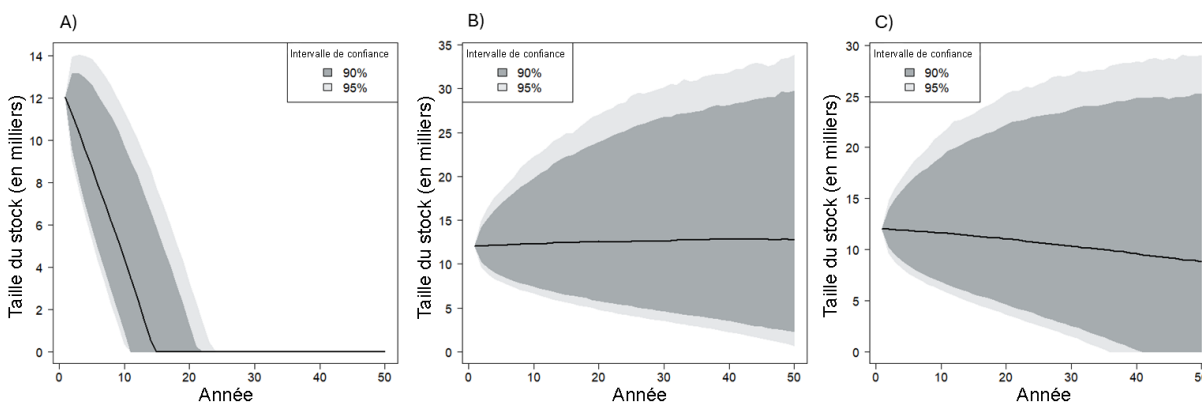


Figure 5. Projection de l'abondance médiane des stocks du DE (le plus petit stock) pour le scénario 4 si l'hypothèse que les narvals du DE, de l'EIB et du BA se mélangent en été est incorrecte et que le PBP est alloué A) entièrement à l'aire d'estivage du DE, B) en proportion de l'abondance du stock, ou C) en proportion de la population recensée pour chaque unité de gestion.

Scénario 5

Une seule unité de gestion composée des stocks de l'EIB, du DE, du BA et de l'IS sans la saison estivale et la saison migratoire.

S'il n'y a pas d'étiquettes de récolte de migration, on suppose que toute la prise provient d'un stock unique entièrement mélangé; EIB-DE-BA-IS. Si l'hypothèse que les baleines dans l'EIB-DE-BA-IS sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le pire scénario est que la récolte totale de la prise durable EIB-DE-BA-IS soit allouée à la portion du DE, ce qui ramènerait le stock du DE à zéro dans environ 8 ans (figure 6A), avec une probabilité de 100 % de diminuer dans les 20 prochaines années. Si la récolte est répartie en proportion de l'abondance du stock ou de la population et que l'hypothèse que les baleines dans EIB-DE-BA-IS sont entièrement mélangées n'est pas respectée, le stock du DE a respectivement 48,6 % et 54,6 % de risque de diminuer au cours des 20 prochaines années (figures 6B et C).

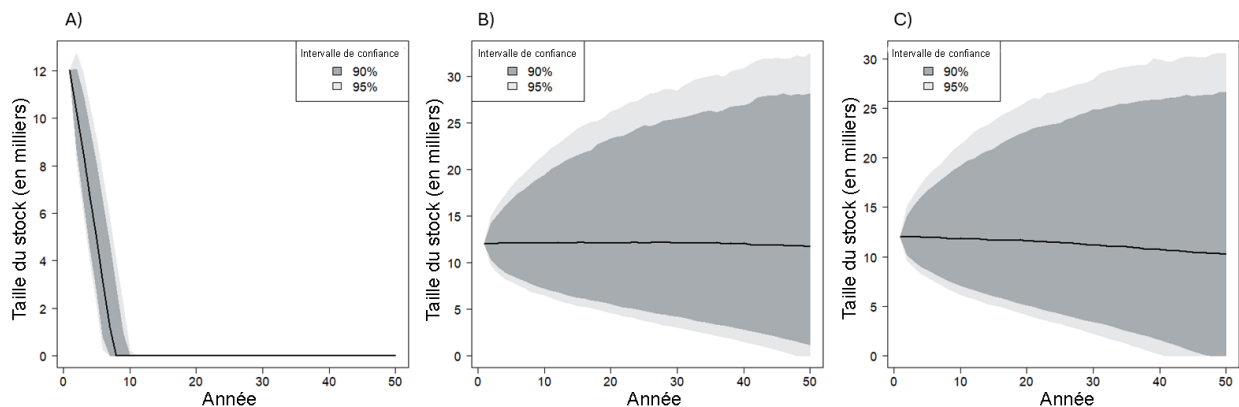


Figure 6. Projection de l'abondance médiane des stocks du DE (le plus petit stock) pour le scénario 5 si l'hypothèse que les narvals du DE, de l'EIB, du BA et de l'IS se mélangent en été est incorrecte et que le PBP est alloué A) entièrement à l'aire d'estivage du DE, B) en proportion de l'abondance du stock, ou C) en proportion de la population recensée pour chaque unité de gestion.

Scénario 6

Durabilité de la récolte actuelle dans le DE sans les saisons estivale et migratoire.

On nous a également demandé d'évaluer la durabilité de la récolte actuelle et d'évaluer les risques pour le stock du DE, en tenant compte de la récolte médiane des 10 dernières années, indépendamment des dates de récolte. À ce niveau de récolte, il y a une probabilité de déclin de 42,9 % au cours des 20 prochaines années (figure 7).

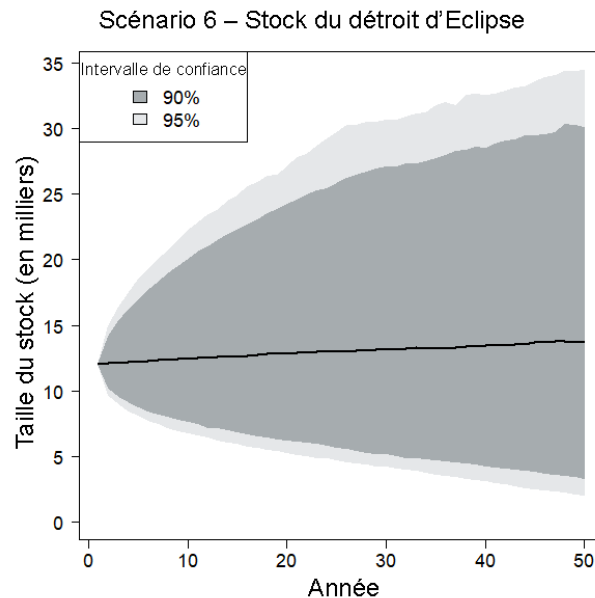


Figure 7. Projection de l'abondance médiane du stock du DE pour le scénario 6.

Scénario 7

La récolte maximale durable pouvant être attribuée à n'importe quelle région de chasse dans la baie de Baffin.

Ce scénario était difficile à évaluer; cependant, nous avons interprété cela comme le nombre maximal de narvals pouvant être récolté, peu importe l'emplacement, la saison ou l'unité de gestion. Le maximum de TACD durable pouvant être pris n'importe où et à tout moment de l'année est de 117 au total pour l'IS, le BA, le DE et l'EIB ensemble (tableau 3). C'est beaucoup moins que les récoltes annuelles totales qui pourraient être durables si les récoltes sont réparties en tenant compte de l'emplacement, de la saison et de l'unité de gestion.

DÉTERMINER LES INCERTITUDES, LES DÉFIS ET LES LIMITES DE L'ÉVALUATION DES RISQUES

Toutes les méthodes décrites ci-dessus, utilisées comme éléments probants pour la délimitation des stocks de narvals, sont limitées par la taille de l'échantillon. Beaucoup de méthodes chimiques reposent sur des échantillons fournis volontairement par les chasseurs. Le nombre de narvals ayant été munis d'une étiquette satellitaire est également limité pour des raisons éthiques, logistiques et financières. Les études annuelles sur la fidélité du site reposent uniquement sur quelques étiquettes ($n = 9$) qui ont duré plus d'un an. La fidélité au site d'estivage repose sur davantage d'étiquettes, mais ces baleines n'ont été marquées que pendant une partie de la saison estivale (tableau A1). Par exemple, si une étiquette a été posée sur une baleine le 22 août et que cette dernière est restée dans sa zone d'estivage pendant l'été, cette fidélité au site ne représente que quelques jours après le marquage. Enfin, bien que plus de 100 étiquettes satellitaires aient été déployées sur les narvals, cela ne représente qu'une petite fraction de la population totale de narvals (estimée à ~142 000; Doniol-Valcroze *et al.* 2015).

Les facteurs qui déterminent les déplacements des narvals ne sont pas encore bien compris, mais sont probablement influencés par une combinaison d'éléments différents. Les narvals dans le DE pourraient se déplacer en raison d'une augmentation du trafic maritime associée aux activités minières et aux navires de croisière (Dawson *et al.* 2018), des brise-glaces et du développement anthropique (Mayette *et al.* 2024). De plus, les épaulards (*Orcinus orcas*) fréquentent les eaux arctiques en été et peuvent influencer les déplacements et le comportement des narvals (Breed *et al.* 2017). Aucun de ces facteurs n'a été pris en compte dans cette évaluation.

Il était difficile de réaliser une évaluation des risques sans savoir comment la récolte pouvait être répartie; par conséquent, certaines hypothèses devaient être faites pour mener les évaluations des risques. Nous avons supposé un scénario catastrophe où A) toutes les prises sont attribuées au plus petit stock (DE), et d'autres scénarios où les allocations ont eu lieu en proportion de B) l'abondance estimée du stock, et C) la population recensée des communautés dans les zones de gestion. Cela peut être réaliste ou non, mais sans comprendre comment les allocations seraient considérées, c'était l'approche la plus raisonnable. Les scénarios modélisés présentés sont également limités par certaines sources d'incertitude. Les calculs du PBP étaient basés sur l'hypothèse d'un facteur de rétablissement de 1 et d'un taux de productivité maximal de 0,04. Nous avons utilisé un facteur de rétablissement de 1 pour tous les scénarios, mais si nous combinons les unités de gestion, un facteur de récupération plus faible peut être envisagé puisqu'il y a une incertitude accrue dans la délimitation des stocks avec les unités combinées. Concernant les taux de productivité maximaux, Taylor *et al.* (2007) ont calculé un taux de croissance de la population maximal de 0,03, ce qui pourrait s'appliquer davantage aux narvals à longue durée de vie. Pour les scénarios présentés ici, nous avons eu recours aux mêmes valeurs que celles utilisées dans les précédents avis scientifiques du MPO pour calculer le PBP pour le narval au Canada à des fins de comparabilité (Doniol-Valcroze *et al.* 2015). Cependant, nous reconnaissons qu'il serait justifié de se pencher davantage sur les valeurs associées à ces facteurs pour fournir un avis sur les niveaux de récolte durables, ce qui dépasse la portée de cette évaluation.

Les scénarios 1A et 1B sont basés sur le modèle d'allocation des prises actuel utilisé pour attribuer les narvals aux régions de chasse au Canada. Dans notre évaluation du scénario, nous n'avons évalué que les itérations possibles jusqu'au TACD pour chaque zone d'estivage. Cependant, des scénarios qui dépassent le TACD dans certains stocks (p. ex. le BA) sont possibles et auraient aussi pu être explorés.

Les scénarios hypothétiques dépendent des dates définies comme étant la période d'été par rapport à la période de migration. Pour cet exercice, nous avons choisi des dates qui correspondent au calendrier des relevés aériens et au déplacement des narvals d'après les données télémétriques disponibles. Cependant, des signes indiquent que le moment de la migration automnale a changé (Shuert *et al.* 2022), et bien qu'il n'y ait pas de tendances constantes dans les dates de récolte en ce qui concerne la chasse du narval (Watt and Hall 2018), ce changement de migration pourrait influencer les périodes de chasse. Ce sont des considérations importantes, mais elles dépassaient la portée de cette évaluation.

CONCLUSIONS

Les scénarios modélisés présentés ici pour les narvals autour de l'île de Baffin démontrent qu'il existe un risque de déclin (probabilités allant de 43 à 100 % dans les scénarios 2 à 5) dans les zones visées si les agrégations de narvals ne se mélangent pas complètement en été et que le TACD complet est chassé à partir de la plus petite portion du stock (c'est-à-dire dans le pire des cas), ou en proportion de la taille du stock ou de l'abondance de la population. L'approche de

précaution du Canada en matière de gestion des pêches suggère qu'un risque de diminution de 5 à 25 % correspond à un risque faible (MPO 2009), et tous les scénarios où il y avait des stocks fusionnés (scénarios 2 à 5) ont donné une probabilité supérieure à 43 % de déclin. Même en considérant la récolte médiane actuelle (scénario 6), il y a toujours une probabilité de 42,9 % que les stocks diminuent d'ici 20 ans dans le DE. Cela entraîne un risque moyen de déclin, car les quotas actuels sont basés sur une estimation d'abondance de 2004 (Richard *et al.* 2010) plutôt que sur les estimations d'abondance plus récentes de 2013 (Doniol-Valcroze *et al.* 2015) ou 2016 (Marcoux *et al.* 2019), tandis que notre évaluation était fondée sur les meilleures informations publiées actuellement disponibles (de 2016; Marcoux *et al.* 2019). Par conséquent, les scénarios qui proposent de fusionner les unités de gestion actuellement définies, ou ceux qui n'utilisent pas les informations d'abondance les plus à jour, représentent un risque sérieux pour le narval.

Les isotopes stables, les oligo-éléments, les contaminants, la fidélité annuelle au site selon 8 ou 9 étiquettes satellitaires (89 %) qui ont duré plus d'un an, la fidélité au site d'estivage selon 99/103 (96 %) baleines munies d'étiquette en été, ainsi que de nouvelles preuves génétiques (De Greef *et al.* 2024) corroborent la séparation de certaines agrégations estivales. Le cadre de l'approche de précaution du MPO suggère que nous devrions être prudents si l'information scientifique est incertaine, peu fiable ou inadéquate (MPO 2006) et, par conséquent, le narval devrait être géré à la plus petite échelle pour laquelle il existe des éléments probants indiquant une structure des stocks. Dans cette évaluation, nous n'avons pas envisagé le mélange dans les zones d'hivernage où les baleines sont disponibles pour les chasseurs du Groenland, et nous encourageons fortement les gestionnaires à considérer que les baleines issues d'agrégations estivales au Canada sont capturées annuellement dans les aires d'hivernage au Groenland (allant de ~ 200 à 550 baleines par année; NAMMCO 2023). De plus, le cadre actuel de gestion des narvals suppose que les narvals sont disponibles proportionnellement à leur abondance. Cependant, les narvals présentent des stratégies de migration automnale divergentes, certains individus choisissant une route au large tandis que d'autres choisissent une route côtière (Shuert *et al.* 2023). Pour les bélugas, il a été démontré que les populations plus petites à risque migrent plus près du rivage comparativement aux grandes populations non à risque, ce qui les prédispose à une mortalité de chasse plus élevée (MPO 2024). Un modèle plus avancé tenant compte des récoltes au Groenland et de la proportion de baleines réellement disponibles pour les chasseurs dans différentes régions de chasse selon les déplacements (Watt *et al.* 2020) devrait être envisagé, et a été développé par le Groupe de travail conjoint NAMMCO-JCNB (2021). Une série temporelle d'estimations d'abondance pour les narvals, ainsi que des informations provenant des narvals récoltés (par exemple, des échantillons pour évaluer la génétique, les paramètres reproducteurs, ainsi que la structure d'âge et de sexe de la chasse), améliorerait considérablement notre confiance à l'égard de la modélisation de la dynamique des populations de ces stocks.

Un relevé sur les cétacés de l'extrême Arctique visant tous les stocks de narvals de la baie de Baffin au Canada a été réalisé en août 2023 et est en cours d'analyse. Ces estimations supplémentaires de l'abondance s'ajouteront à une série chronologique d'estimations pour tous les stocks de narvals, ce qui pourrait permettre l'utilisation d'une approche de précaution fondée sur des modèles pour élaborer des avis scientifiques aux fins de gestion dans ces régions (Hammill and Stenson 2003). Il est recommandé que la gestion des narvals de la baie de Baffin soit basée sur les agrégations de stocks d'été actuellement définies jusqu'à ce qu'une meilleure compréhension du mélange et de la fidélité au site au sein de la population soit développée. Sinon, il y a un risque de déclin local, comme le montrent les scénarios ci-dessus. Cette approche de délimitation des stocks est conforme aux avis scientifiques antérieurs et à l'approche de précaution.

LISTE DES PARTICIPANTS À LA RÉUNION

Nom	Affiliation/organisation
Lianne Postma (présidente)	Secteur des sciences du MPO, région de l'Ontario et des Prairies
David Boguski (SCAS)	Secteur des sciences du MPO, région de l'Arctique
Joclyn Paulic (SCAS)	Secteur des sciences du MPO, région de l'Ontario et des Prairies, région de l'Arctique
Cortney Watt (coresponsable scientifique)	Secteur des sciences du MPO, région de l'Arctique
Marianne Marcoux (coresponsable scientifique)	Secteur des sciences du MPO, région de l'Arctique
Richard Di Rocco	Secteur de la gestion des pêches du MPO, région de l'Arctique
Chantelle Sawatzky	Secteur des sciences du MPO, région de l'Arctique
Steve Ferguson	Secteur des sciences du MPO, région de l'Arctique
Christi Friesen	Secteur de la gestion des pêches du MPO, région de l'Arctique
Justine Hudson (rapporteure)	Secteur des sciences du MPO, région de l'Arctique
Courtney Shuert	Assiniboine Park Conservancy
Jason Harasimo	Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut
Mike Ferguson	Conseil de gestion de la faune du Qikiqtaaluk
Jason Akearok	Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut
Barbara Taylor	National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et Southwest Fisheries Science Centre (SWFSC) – Retraîtée
Denis Ndeloh	Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut
David Lee	Nunavut Tunngavik Incorporated
Pamela Wong	Kitikmeot Regional Wildlife Board

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- Aguilar, A. 1987. Using organochlorine pollutants to discriminate marine mammal populations: a review and critique of the methods. *Mar. Mamm. Sci.* 3(3): 242–262.
- Allen, A.M., and Singh, N.J. 2016. Linking movement ecology with wildlife management and conservation. *Front. Ecol. Evol.* 3:155.
- Begg, G.A., Friedland, K.D., and Pearce, J.B. 1999. Stock identification and its role in stock assessment and fisheries management: an overview. *Fish. Res.* 43:1–8.
- Brakes, P., Dall, S.R.X., Aplin, L.M., Bearhop, S., Carroll, E.L., Ciucci, P., Fishlock, V., Gord, J.K.B., Garland, E.C., Keith, S.A., McGregor, P.K., Mesnick, S.L., Noad, M.J., di Sciara, G.M., Robbins, M.M., Simmonds, M.P., Spina, F., Thornton, A., Wade, P.R., Whiting M.J., Williams, J., Rendell, L., Whitehead, H., Whiten, A., Rutz, C. 2019. Animal cultures matter for conservation. *Science*. 363(6431): 1032-1034.

- Breed, G.A., Matthews, C.J.D., Marcoux, M., Higdon, J.W., LeBlanc, B., Petersen, S.D., Orr, J., Reinhart, N.R., and Ferguson, S.H. 2017. Sustained disruption of narwhal habitat use and behaviour in the presence of Arctic killer whales. *PNAS*. 114(10): 2628-2633.
- Cope, J.M., and Punt, A.E. 2009. Drawing the lines: resolving fishery management units with simple fisheries data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66(8): 1256–1273.
- Dawson, J., Pizzolato, L., Howell, S.E.L., Copland, L., and Johnston, M.E. 2018. Temporal and spatial patterns of ship traffic in the Canadian Arctic from 1990-2015. *Arctic*. 71: 15-26.
- de Greef, E., Müller, C., Thorstensen, M.J., Ferguson, S.H., Watt, C.A., Marcoux, M., Petersen, S.D., and Garroway, C.J. 2024. Unraveling the genetic legacy of commercial whaling and population dynamics in Arctic bowhead whales and narwhals. *Global Change Biology*. 30: e17528.
- de March, B.G.E., and Stern, G. 2003. [Stock separation of narwhal \(*Monodon monoceros*\) in Canada based on organochlorine contaminants](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/079. ii + 16 p.
- de March, B.G.E., Tenkula, D.A., and Postma, L.D. 2003. [Molecular genetics of narwhal \(*Monodon monoceros*\) from Canada and West Greenland \(1982-2001\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/080. i + 19 p.
- Dietz, R., Heide-Jørgensen, M.P., Richard, P., Orr, J., Laidre, K.L., and Schmidt, H.C. 2008. Movements of narwhals (*Monodon monoceros*) from Admiralty Inlet monitored by satellite telemetry. *Polar Biol.* 31: 1295-1306.
- Dietz, R., Richard, P.R., and Acquarone, M. 2001. Summer and fall movements of narwhals (*Monodon monoceros*) from northeastern Baffin Island towards northern Davis Strait. *Arctic* 54(3): 244–261.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.F., Pike, D., Lawson, J., Asselin, N., Hedges, K., and Ferguson, S. 2015. [Abundance estimates of c narwhal stocks in the Canadian High Arctic in 2013](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/060. v + 36 p. (Erratum April 2022).
- Frank, R., Ronald, K., and Bruan, H.E. 1973. Organochlorine residues in harp seals (*Pagophilus groenlandicus*) caught in eastern Canadian waters. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 1053-1063.
- Hammill, M.O., and Stenson, G.B. 2003. [Application of the precautionary approach and conservation reference point to the management of Atlantic seals: a discussion paper](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/067: iii + 17 pp.
- Hammill, M.O., and Stenson, G.B. 2007. Application of the precautionary approach and conservation reference points to management of Atlantic seals. *ICES Journal of Marine Science* 64: 702–706.
- Heide-Jørgensen, H.P., Dietz, R., Laidre, K. L., Richard, P., Orr, J., Schmidt, H.C. 2003. The migratory behaviour of narwhals (*Monodon monoceros*). *Can. J. Zool.* 81: 1298-1305.
- Heide-Jørgensen, M.P., Dietz, R., Laidre, K., Nicklen, P., Garde, E., Richard, P., and Orr, J. 2008. Resighting of a narwhal (*Monodon monoceros*) instrumented with a satellite transmitter. *Arctic*. 61: 395–398.
- Heide-Jørgensen, M.P., Richard, P., Dietz, R., and Laidre, K.L. 2013. A metapopulation model for Canadian and West Greenland narwhals. *Anim. Conserv.* 16: 331–343.

- Hobbs, R.C., Reeves, R.R., Prewitt, J.S., Desportes, G., Breton-Honeyman, K., Christensen, T., Citta, J.J., Ferguson, S.H., Frost, K.J., Garde, E., Gavrilov, M., Ghazal, M., Glazov, D.M., Gosselin, J.-F., Hammill, M., Hansen, R.G., Harwood, L., Heide-Jørgensen, M.P., Inglangasuk, G., Kovacs, K.M., Krasnova, V.V., Kuznetsova, D.M., Lee, D.S., Lesage, V., Litovka, D.I., Lorenzen, E.D., Lowry, L.F., Lydersen, C., Matthews, C.J.D., Meschersky, I.G., Mosnier, A., O'Corry-Crowe, G., Postma, L., Quakenbush, L.T., Shpak, O.V., Skovrind, M., Suydam, R.S., and Watt, C.A. 2019. Global review of the conservation status of monodontid stocks. *Mar. Fish. Rev.* 81(3–4):1–53.
- IWC (International Whaling Commission). 2000. Status of monodontid whales. In: Report of the scientific committee. *J. Cetacean Res. Manage.* (Suppl. 2): 243-252.
- IWC (International Whaling Commission). 2002. Annex I - Report of the Working Group on Stock Definition. In: Report of the Scientific Committee. *J. Cetacean Res. Manage.* 4 (Suppl.): 261-281.
- Kerr, L.A., and Campana, S.E. 2014. Chapter 11: Chemical composition of fish hard parts as a natural marker of fish stocks. In *Stock Identification methods* 2nd ed. Edited by S.X. Cadrin, L.A. Kerr, and S. Mariani. Academic Press, San Diego, Calif. pp. 205–234.
- Marcoux, M., et Watt, C. A. 2021. [Déplacements du narval du détroit d'Éclipse \(*Monodon monoceros*\), composition des prélèvements et pertinence pour la délimitation des stocks](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/067. iv + 28 p.
- Marcoux, M., Montsion, L.M., Dunn, J.B., Ferguson, S.H., et Matthews, C.J.D. 2019. [Estimation de l'abondance du stock estival de narvals \(*Monodon Monoceros*\) dans le détroit d'Éclipse à partir d'un relevé photographique aérien effectué en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/028. iv + 17 p.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.). (Consulté en juin 2024)
- MPO. 2020. [Informations concernant la délimitation des stocks de narvals du détroit d'Éclipse et de l'inlet de l'Amirauté](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2020/048.
- MPO. 2023. [Ordonnance de modification de la Région de l'Arctique 2023-001](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ont.). (Consulté en juin 2024)
- MPO. 2024. [Conséquence pour la conservation du déplacement de la limite nord de la zone de prise totale autorisée de béluga des Îles Belcher et de l'est de la baie d'Hudson au sud de son emplacement actuel](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/026.
- Mayette, A., Shuert, C.R., Hussey, N.E., and Marcoux, M. 2024. Proximity analysis between icebreakers and narwhals in Tasiujaq, Nunavut, Canada. *J. Wildl. Manag.* 88(8): e22655.
- Montana, L., Bringle, T.T., Bourret, A., Sauvé, C., Mosnier, A., Ferguson, S.H., Postma, L., Lesage, V., Watt, C.A., Hammill, M.O., and Parent, G.J. 2024. Reduced representation and whole-genome sequencing approaches highlight beluga whale populations associated to eastern Canada summer aggregations. *Evol. Appl.* 17(12): e70058.
- NAMMCO (North Atlantic Marine Mammal Commission). 2023. [Narwhal – 9: Narwhal hunting and utilisation](#). (Consulté en janvier 2025)

- NAMMCO-JCNB Joint Working Group. 2021. Report of the joint working group meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the population status of narwhal and beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on conservation and management of narwhal and beluga scientific working group. December 2021, Winnipeg, Canada.
- Palsbøll, P.J., Heide-Jørgensen, M.P., and Dietz, R. 1997. Population structure and seasonal movements of narwhals, *Monodon monoceros*, determined from mtDNA analysis. *Heredity* 78: 284-292.
- Petersen, S.D., Tenkula, D., and Ferguson, S.H. 2011. [Population genetic structure of narwhal \(*Monodon monoceros*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/021. vi + 20 p.
- Postma, L.D. 2017. Genetic diversity, population structure and phylogeography among belugas (*Delphinapterus leucas*) in Canadian waters: broad to fine-scale approaches to inform conservation and management strategies. Thesis (PhD) University of Manitoba, Winnipeg, Man. 296 p.
- Rantanen, M., Karpechko, A.Y., Lipponen, A., Nordling, K., Hyvärinen, O., Ruosteenoja, K., Vihma, T., and Laaksonen, A. 2022. The Arctic has warmed nearly four times faster than the globe since 1979. *Comm. Earth Environ.* 3: 168.
- Richard, P.R. 2008. [On determining the Total Allowable Catch for Nunavut odontocete stocks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/022. iv + 12 p.
- Richard, P.R. 2010. [Stock definition of belugas and narwhals in Nunavut](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/022. iv + 14 p.
- Richard, P.R. 2011. [Allocation model for landed catches from Baffin Bay narwhal stocks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/056. iv + 27 p.
- Richard, P.R., and Young, R. 2015. [Evaluation of the sustainability of a flexible system of total allowable annual catches of narwhals \(*Monodon monoceros*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/006: v + 13 p.
- Richard, P.R., Laake, J.L., Hobbs, R.C., Heide-Jørgensen, M.P., Asselin, N.C., and Cleator, H. 2010. Baffin Bay narwhal population distribution and numbers: aerial surveys in the Canadian High Arctic, 2002-04. *Arctic*. 63: 58-99.
- Shuert, C.R., Marcoux, M., Hussey, N.E., Heide-Jørgensen, M.P., Dietz, R., and Auger-Méthé, M. 2022. Decadal migration phenology of a long-lived Arctic icon keeps pace with climate change. *PNAS*. 119: e2121092119.
- Shuert, C.R., Hussey, N.E., Marcoux, M., Heide-Jørgensen, M.P., Dietz, R., and Auger-Méthé, M. 2023. Divergent migration routes reveal contrasting energy-minimization strategies to deal with differing resource predictability. *Mov. Ecol.* 11(1): 31.
- Strong, J.T. (1988) Status of the narwhal, *Monodon monoceros*, in Canada. *Canadian Field-Naturalist* 102(2): 391-398.
- Taruski, A.G., Olney, C.E., and Winn, H.E. 1975. Chlorinated hydrocarbons in cetaceans. *J. Fish. Res. Board Can.* 32(11): 2205-2209.
- Taylor, B.L. 1997. Defining "population" to meet management objectives for marine mammals. *In* *Molecular Genetics of Marine Mammals*. Edited by A.E. Dizon, S.J. Chivers, and W.F. Perrin. The Society for Marine Mammalogy, Lawrence, KS. pp. 49-65.

- Taylor, B.L., and Dizon, A.E. 1999. First policy then science: why a management unit based solely on genetic criteria cannot work. *Mol. Ecol.* 8: S11–S16.
- Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J., and Perrin, W.F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. Southwest Fisheries Science Center Administrative Report LJ-07-01. 24 p.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mamm. Sci.* 14(1): 1-37.
- Wade, P.R., and Angliss, R. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: report of the GAMMS workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-12. U.S. Department of Commerce, Washington, DC. 93 p.
- Waples, R.S., and Gaggiotti, O. 2006. What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Mol. Ecol.* 15: 1419–1439.
- Watt, C.A. 2017. Narwhal Biology: An overview. *In* Narwhal: Revealing an Arctic Legend. Edited by K. Johnson, W.W. Fitzhugh and M.T. Nweeia. International Polar Institute and Arctic Studies Center, Washington, D.C. 233 p.
- Watt, C.A., and Hall, P. 2018. [Catch statistics for narwhal \(*Monodon monoceros*\) in Canada from 1970-2015](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3270: vi + 224 p.
- Watt, C.A., Ferguson, S.H., Fisk, A., and Heide-Jørgensen, M.P. 2012a. [Using stable isotope analysis as a tool for narwhal \(*Monodon monoceros*\) stock delineation](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/057. iv + 29 p.
- Watt, C.A., Orr, J., LeBlanc, B., Richard, P., and Ferguson, S.H. 2012b. [Satellite tracking of narwhals \(*Monodon monoceros*\) from Admiralty Inlet \(2009\) and Eclipse Sound \(2010-2011\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/046. iii + 17 p.
- Watt, C.A., Hornby, C., and Ferguson, S.H. 2019a. Trace element and stable isotope analysis elucidate stock structure in a narwhal (*Monodon monoceros*) population with no genetic substructure. *Can. J. Zool.* 97: 1084-1091.
- Watt, C.A., Marcoux, M., Dunn, J.B., Hodgson, R., Moore, R., et Ferguson, S.H. 2019b. [Incidence de l'emprisonnement de narvals \(*Monodon monoceros*\) dans les glaces en 2015 sur le stock de narvals du détroit d'Eclipse](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/030. iv + 14 p.
- Watt, C.A., Doniol-Valcroze, T., Witting, L., Hobbs, R.C., Guldborg Hansen, R., Lee, D.S., Marcoux, M., Lesage, V., Garde, E., Ferguson, S.H., and Heide-Jørgensen, M.P. 2020. Hunt allocation modeling for migrating animals: the case of Baffin Bay narwhal, *Monodon monoceros*. *Marine Fisheries Review*. 81: 125-136.
- Westdal, K., Richard, P., and Orr, J. 2010. Migration route and seasonal home range of the Northern Hudson Bay narwhal (*Monodon monoceros*). *In* A little less Arctic: top predators in the world's largest northern inland sea, Hudson Bay: 71–91. Edited by S.H. Ferguson, L.L. Loseto, and M.L. Mallory. Springer Nature, Dordrecht, Netherlands. pp. 71-92.
- Whitehead, H. 1998. Cultural selection and genetic diversity in matrilineal whales. *Science*. 282: 1708-1711.

ANNEXE

Tableau A1. Dates de déploiement des étiquettes satellitaires à l'IS, dans le BA et dans le DE, et nombre de jours au cours de la période d'été totale définie (du 24 juillet au 24 août) où les étiquettes ont fourni des informations sur la fidélité aux sites d'estivage.

Stock	Identifiant individuel	Date de déploiement	Durée (jours)	N ^{bre} de journées d'été sur 32 jours (du 24 juillet au 24 août)
IS	1	Le 14 août 2000	65	11
IS	2	Le 14 août 2000	99	11
IS	3	Le 17 août 2000*	9	8*
IS	4	Le 16 août 2000	74	9
IS	5	Le 17 août 2000	104	8
IS	6	Le 17 août 2000	118	8
IS	7	Le 17 août 2000	89	8
IS	8	Le 19 août 2000	15	6
IS	9	Le 23 août 2000	421	2
IS	10	Le 24 août 2000	381	1±
IS	11	Le 12 août 2001	47	13
IS	12	Le 12 août 2001	74	13
IS	13	Le 7 août 2001	134	18
IS	14	Le 12 août 2001	12	13
IS	15	Le 9 août 2001	134	16
IS	16	Le 9 août 2001	84	16
IS	17	Le 8 août 2001	12	17
BA	1	Le 14 août 2003*	131	11*
BA	2	Le 16 août 2003	136	9
BA	3	Le 16 août 2003	210	9
BA	4	Le 18 août 2003	133	7
BA	5	Le 18 août 2003	134	7
BA	6	Le 16 août 2003	73	9
BA	7	Le 18 août 2003	236	7
BA	8	Le 21 août 2003	83	4
BA	9	Le 20 août 2003	26	5
BA	10	Le 20 août 2003	51	5
BA	11	Le 21 août 2003	113	4
BA	12	Le 21 août 2003	23	4
BA	13	Le 21 août 2003	33	4
BA	14	Le 11 août 2004	37	14
BA	15	Le 13 août 2004	108	12
BA	16	15 août 2004*	140	10*

**Éléments à considérer pour un nouveau système
de gestion du narval**

Région de l'Arctique

Stock	Identifiant individuel	Date de déploiement	Durée (jours)	N^{bre} de journées d'été sur 32 jours (du 24 juillet au 24 août)
BA	17	13 août 2004	280	12
BA	18	24 août 2004*	161	1*±
BA	19	22 août 2004	128	3
BA	20	22 août 2004	169	3
BA	21	7 septembre 2004*	23	S.O.*±
BA	22	7 septembre 2004*	21	S.O.**±
BA	23	10 septembre 2004*	12	S.O.**±
BA	24	17 août 2005*	148	8*
BA	25	17 août 2005*	175	8*
BA	26	18 août 2005*	132	7*
BA	27	18 août 2005*	220	7*
BA	28	19 août 2005*	133	6*
BA	29	20 août 2005*	15	5*
BA	30	21 août 2005*	64	4*
BA	31	22 août 2005*	117	3*
BA	32	22 août 2005*	24	3*
BA	33	22 août 2005*	9	3*
BA	34	22 août 2005*	95	3*
BA	35	22 août 2005*	163	3*
BA	36	23 août 2005*	151	2*
BA	37	2 septembre 2005*	18	S.O.*±
BA	38	15 août 2009	193	10
BA	39	15 août 2009	260	10
BA	40	17 août 2009	291	8
BA	41	17 août 2009	299	8
BA	42	18 août 2009	145	7
BA	43	17 août 2009	320	8
BA	44	16 août 2009	176	9
BA	45	17 août 2009	723	8
DE	1	22 août 1997*	16	4*
DE	2	8 août 1997	30	17
DE	3	19 août 1998	46	6
DE	4	21 août 1997	14	4
DE	5	24 août 1997	76	1
DE	6	14 août 1998	7	11
DE	7	21 août 1998	165	4
DE	8	25 août 1998	71	0
DE	9	25 août 1998	40	0

**Éléments à considérer pour un nouveau système
de gestion du narval**

Région de l'Arctique

Stock	Identifiant individuel	Date de déploiement	Durée (jours)	N^{bre} de journées d'été sur 32 jours (du 24 juillet au 24 août)
DE	10	12 août 1999	80	13
DE	11	13 août 1999	69	12
DE	12	15 août 1999	80	10
DE	13	15 août 1999	84	10
DE	14	21 août 1999	45	4
DE	15	21 août 1999	211	4
DE	16	21 août 1999	5	4
DE	17	21 août 2010	252	4
DE	18	21 août 2010	292	4
DE	19	22 août 2010	410	3
DE	20	22 août 2010	189	3
DE	21	24 août 2010	151	1
DE	22	16 août 2011	128	9
DE	23	16 août 2011	180	9
DE	24	16 août 2011	314	9
DE	25	19 août 2011	126	6
DE	26	19 août 2011	302	6
DE	27	18 août 2011	201	7
DE	28	18 août 2011	221	7
DE	29	13 août 2012	30	12
DE	30	14 août 2012	128	11
DE	31	17 août 2012	128	8
DE	32	18 août 2012	124	7
DE	33	19 août 2012	119	6
DE	34	22 août 2016	81	3
DE	35	18 août 2016	3	7
DE	36	22 août 2016	86	3
DE	37	29 août 2016	9	S.O.*±
DE	38	29 août 2016	20	S.O.*±
DE	39	31 juillet 2017	126	25
DE	40	1 ^{er} août 2017	57	24
DE	41	31 juillet 2017	78	25
DE	42	3 août 2017	84	22
DE	43	3 août 2017	84	22
DE	44	3 août 2017	218	22
DE	45	5 août 2017	64	20
DE	46	12 août 2017	77	13
DE	47	16 août 2017	50	9

Stock	Identifiant individuel	Date de déploiement	Durée (jours)	N ^{bre} de journées d'été sur 32 jours (du 24 juillet au 24 août)
DE	48	30 août 2017	66	S.O.* [±]
DE	49	2 septembre 2017	84	S.O.* [±]
DE	50	2 septembre 2017	40	S.O.* [±]
DE	51	3 septembre 2017	44	S.O.* [±]
DE	52	3 septembre 2017	69	S.O.* [±]
DE	53	10 septembre 2017	53	S.O.* [±]
DE	54	11 septembre 2017	52	S.O.* [±]
DE	55	11 septembre 2017	72	S.O.* [±]
DE	56	11 septembre 2017	66	S.O.* [±]
DE	57	17 août 2018	55	8
DE	58	17 août 2018	80	8

Pour la plupart des étiquettes, la date de déploiement et le nombre de jours en été étaient calculés en fonction de la date de prise des narvals. Pour quelques individus (), cette information n'était pas disponible et la date de la première transmission d'un emplacement a été utilisée comme date de déploiement.

[±] Le déploiement a eu lieu trop tard pour contribuer à l'évaluation de la résidence estivale.

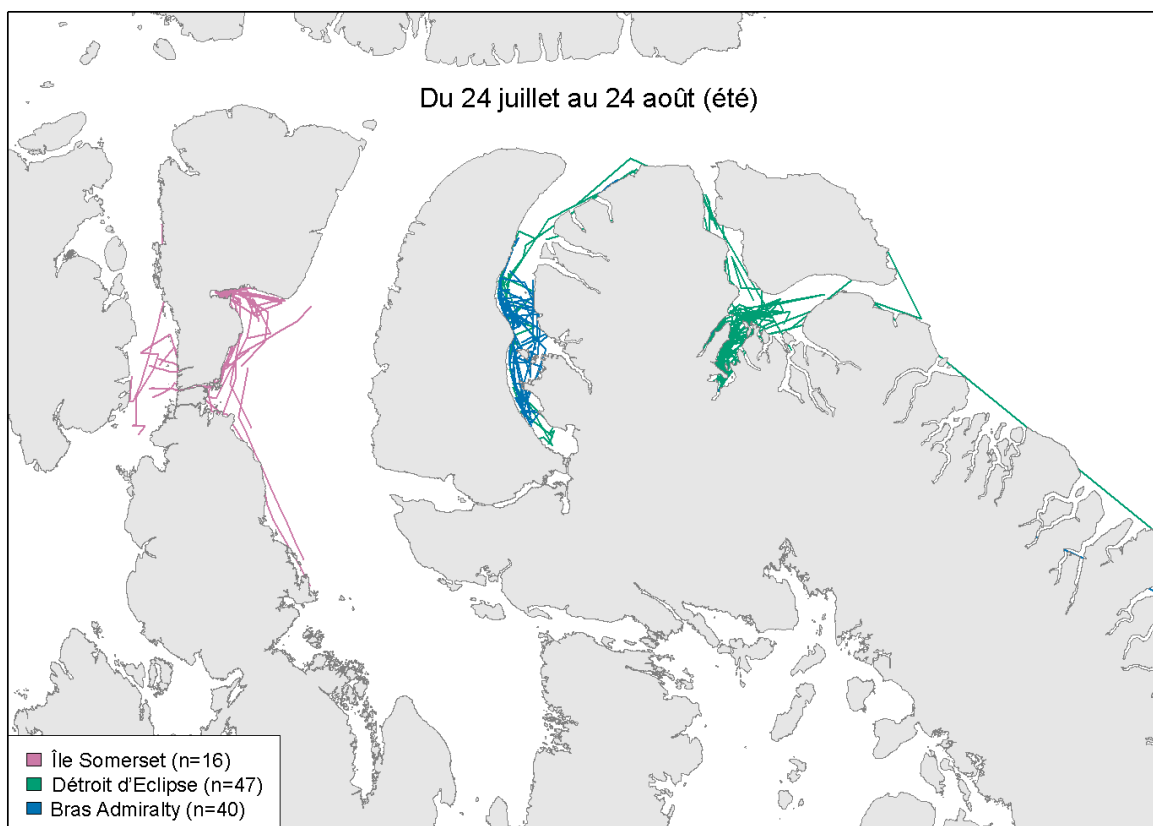


Figure A1. Trajectoire selon les données de télémétrie de toutes les étiquettes satellites de l'IS (rose), du BA (bleu) et du DE (vert), d'après le tableau A1, pour l'été (du 24 juillet au 24 août).

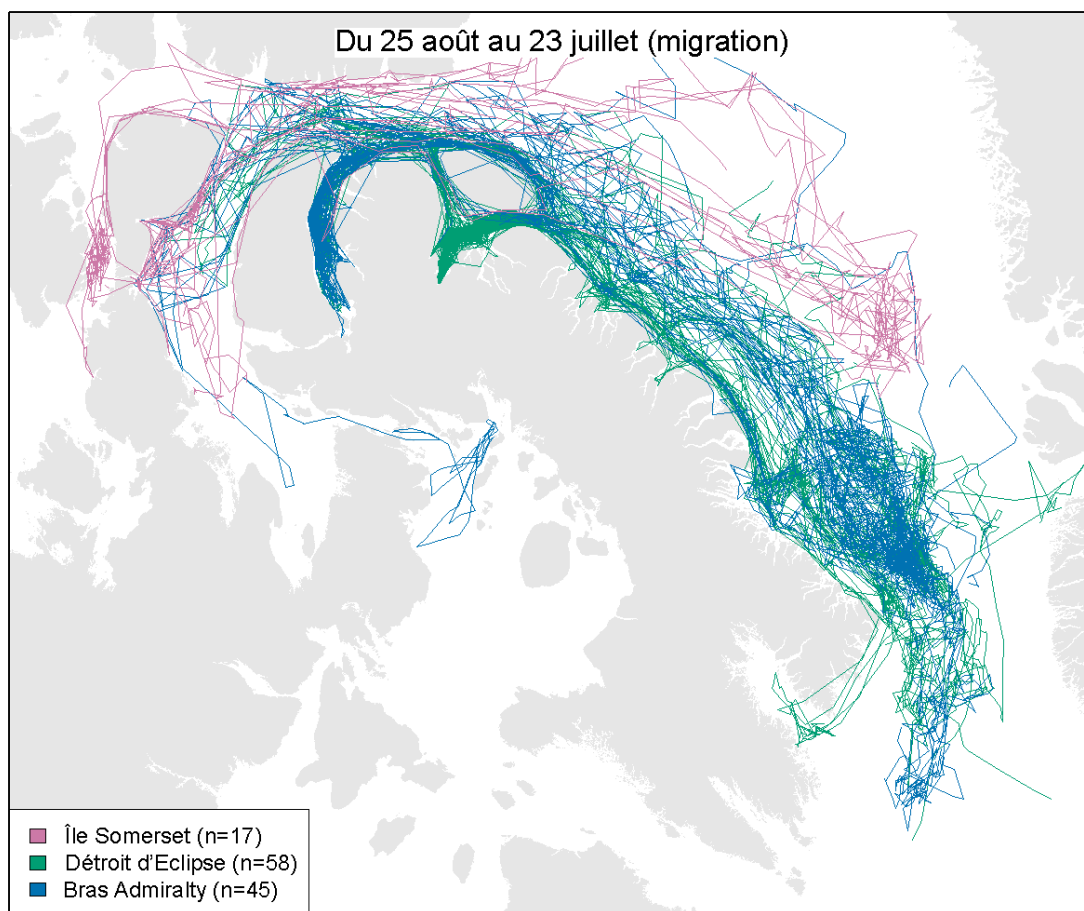


Figure A2. Trajectoire selon les données de télémétrie de toutes les étiquettes satellites de l'IS (rose), du BA (bleu) et du DE (vert), d'après le tableau A1, en dehors de la saison estivale (migration du 25 août au 23 juillet).

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région de l'Arctique
Pêches et Océans Canada
501, croissant University
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

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

[illegible]