



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/003

Région du Québec

Mise à jour des impacts des prélèvements sur l'abondance du béluga du Nunavik

Mike O. Hammill, Arnaud Mosnier et Xavier Bordeleau

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
B.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Hammill, M.O., Mosnier, A., et Bordeleau, X. 2021. Mise à jour des impacts des prélèvements sur l'abondance du béluga du Nunavik. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/003. iv + 22 p.

Also available in English :

Hammill, M.O., Mosnier, A. and Bordeleau, X. 2021. An update of impacts of harvesting on the abundance of Nunavik beluga. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/003. iv + 21 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	2
RÉSULTATS.....	7
DISCUSSION.....	12
REMERCIEMENTS	17
RÉFÉRENCES CITÉES.....	17
ANNEXE	21

RÉSUMÉ

Les prélèvements de béluga du stock estival de l'est de la baie d'Hudson (EBH) sont limités par un plan de gestion qui prend fin en 2020. Le présent document met à jour l'état du stock en utilisant les nouvelles données sur les prélèvements (jusqu'en 2019) et la génétique (jusqu'en 2018). Les analyses indiquent que les proportions globales de bélugas de l'EBH dans les prélèvements du détroit d'Hudson étaient de 11,7 % au printemps et de 29,1 % à l'automne; pour la baie d'Ungava, la proportion était de 6 % au printemps. Dans le nord-est de la baie d'Hudson, la proportion était de 44,5 % dans les prélèvements d'automne. La taille limitée de l'échantillon des prélèvements d'automne dans la baie d'Ungava et des prélèvements de printemps dans le nord-est de la baie d'Hudson a empêché la ventilation par saison pour ces régions. Le modèle de population a produit une estimation de l'abondance médiane de 3 300 animaux en 2019, soit une légère diminution par rapport à l'estimation précédente de 3 400 animaux en 2014 (arrondie à la centaine la plus proche). Le rendement soutenable annuel, qui maintient une population stable (50 % de probabilité de déclin), était de 58 bélugas pendant cinq ans ou 62 animaux si l'évaluation était faite sur 10 ans. Le prélèvement biologique potentiel est de 14 animaux par an en supposant un facteur de rétablissement de 0,25.

Mots clés : béluga, *Delphinapterus leucas*, abondance, génétique, Nunavik, prélèvement

INTRODUCTION

Un concept fondamental dans la gestion de la faune et de la pêche est celui de stock. Dans sa forme la plus simple, le terme « stock » est synonyme d'une unité d'évaluation ou de gestion établie pour éviter les appauvrissements locaux et la perte de diversité génétique (Richard 2010). D'autres ont défini un stock comme un groupe d'animaux de la même espèce, dans un arrangement spatial commun, qui se reproduisent ensemble. Malheureusement, dans la plupart des cas, la ressource gérée présente souvent une structure spatiale d'une certaine complexité, ce qui ajoute de l'incertitude quant à la définition de ce qu'est réellement un stock. Une telle structure nécessite souvent des approches de gestion plus complexes que celles initialement envisagées, en raison de l'incertitude et afin de réduire au minimum l'épuisement des stocks (MoF 2007; Kerr *et al.* 2017; NMFS 2016).

Au Canada, le concept initial de stocks de bélugas était fondé sur l'aire de répartition disjointe des agrégations de bélugas qui estivent (Sergeant 1973; Finley *et al.* 1982; Richard 2010). On pensait que les animaux retournaient probablement dans les mêmes zones d'estivage, année après année, ce qui les rendait vulnérables aux épuisements locaux. Ces séparations de stocks ont été confirmées par des preuves soulignant que les animaux font preuve d'une forte fidélité intra et interannuelle au site d'après des observations comportementales et génétiques (Caron et Smith 1990; Colbeck *et al.* 2013); la télémétrie a également montré peu de preuves de mélange entre les différents groupes d'estivage (Bailleul *et al.* 2012), tandis que les différences génétiques, isotopiques et de contaminants entre les groupes confirment le concept de stocks estivaux différents qui peuvent ou non se croiser en dehors de la période estivale (Brennin *et al.* 1997; Brown Gladden *et al.* 1997, 1999; Colbeck *et al.* 2013; de March et Postma 2003; de March *et al.* 2002, 2004; Postma *et al.* 2012; Rioux *et al.* 2012; Turgeon *et al.* 2012). Dans les zones où les effectifs ont été fortement réduits, comme dans la baie Cumberland, la baie d'Ungava et le Saint-Laurent, il ne semble pas y avoir eu de mouvement ou d'« effet de sauvetage » de stocks adjacents plus importants dans ces zones (contrairement à ce qui a été observé pour d'autres espèces comme le phoque annelé). Cela indique également un niveau important de séparation et de conservatisme culturel entre les stocks d'estivage.

Dans les eaux entourant le Nunavik, au moins quatre différents stocks de bélugas estivants ont été observés. Ces différents stocks d'estivage sont également considérés comme des stocks de gestion différents et sont définis comme les stocks : 1. Est de la baie d'Hudson (COSEPAC 2004 : en voie de disparition); 2. Baie d'Ungava (en voie de disparition); 3. Ouest de la baie d'Hudson (préoccupant); et 4. Bélugas de la baie James (inconnus). Ces stocks sont actuellement réévalués par le COSEPAC.

Les chasseurs du Nunavik chassent des bélugas du stock de l'est de la baie d'Hudson (EBH), du stock de l'ouest de la baie d'Hudson (OBH) [N = 54 500 baleines] et du stock de la baie James (BJ) [N = 10 600 baleines]. Le stock de l'EBH est le plus petit des trois stocks, avec une abondance estimée à 3 400 (IC à 95 % = 2 200 à 5 000) animaux (Tableau 1) [MPO 2018; Hammill *et al.* 2017).

Dans les années 1980, on s'est inquiété du fait que les niveaux de prélèvement des baleines de l'EBH n'étaient pas durables et pour assurer la protection, des quotas ont été établis pour limiter ces prélèvements. Les analyses de l'ADN mitochondrial des échantillons fournis par les chasseurs à partir de leurs prises ont permis de définir des différences entre les stocks d'estivage de l'OBH et de l'EBH. Ces différences sont utilisées pour déterminer la proportion d'animaux appartenant à chaque stock qui sont prélevés lors de la chasse. Depuis lors, l'objectif des gestionnaires/chasseurs dans la gestion de la chasse a été de réorienter autant que

possible les prélèvements du petit stock de l'EBH vers le stock de l'OBH beaucoup plus important.

La chasse du béluga au Nunavik est gérée avec le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik (le Conseil) conformément à l'Accord sur les revendications territoriales des Inuits du Nunavik (ARTIN 2008). La population de bélugas de l'EBH est gérée selon une approche de rendement soutenu; l'objectif de gestion est de maintenir une population stable où, pour un ensemble donné de prélèvements, la probabilité de déclin du stock ne dépasse pas 50 %. Le stock a été géré dans le cadre d'un plan de gestion de trois ans qui se termine en 2020. Cependant, au cours de la dernière année du plan actuel, le total autorisé de prélèvements (TAP) a été dépassé. L'objectif de ce document est de mettre à jour l'analyse du mélange génétique entre les stocks de bélugas présents dans la région marine du Nunavik et dans la région des îles Belcher avec les nouvelles informations; d'évaluer l'incidence des prélèvements sur le stock et de fournir au Conseil de nouvelles informations sur l'état du stock alors qu'il élabore un nouveau plan de gestion. Un nouveau relevé aérien est prévu pour l'été 2020 et un examen plus approfondi du stock est prévu pour l'automne 2020 et l'hiver 2021.

MÉTHODES

Pour cette mise à jour, un modèle de population est ajusté à une série chronologique d'estimations de l'abondance des relevés aériens (1985-2015) [Tableau 1], tout en incorporant les données sur les prises déclarées (1974-2019) pour chacune des 14 communautés du Nunavik et de Sanikiluaq, au Nunavut (Figure 1). Il tient compte de la proportion de bélugas de l'EBH dans les prises, telle que déterminée par une analyse de modèle génétique mixte d'échantillons de peau fournis par les chasseurs (Gosselin *et al.* 2017; Hammill *et al.* 2017; Mosnier *et al.* 2017).

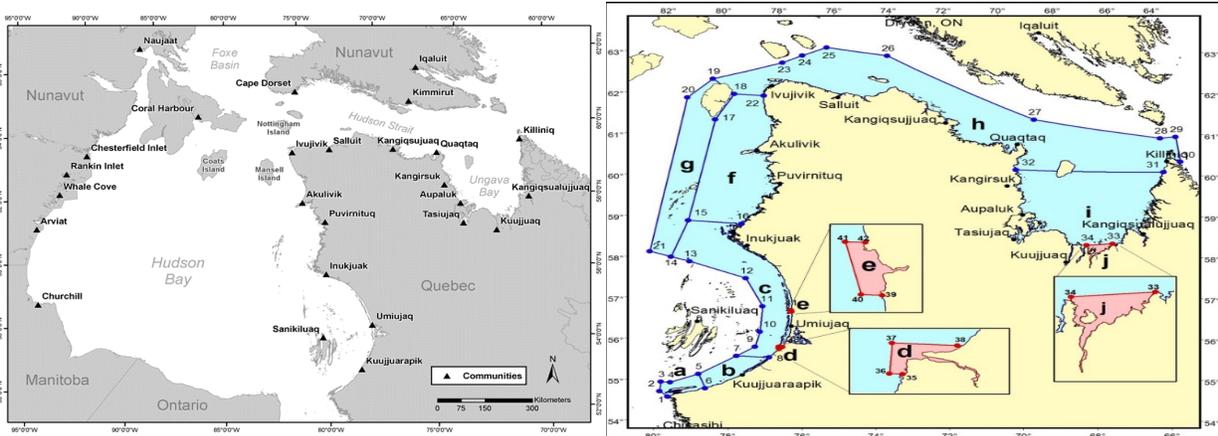


Figure 1. Carte du site d'intérêt (à gauche) et des régions de prélèvement (à droite) dans l'est de la baie d'Hudson qui sont considérées comme différentes zones de chasse dans le plan de gestion, avec différentes probabilités de prises de baleines de l'EBH dans chaque zone.

Des informations sur les prises déclarées étaient disponibles pour le Nunavik (1974-2019) et Sanikiluaq (1977-2018) (Figure 2). Pour les prélèvements de 2019 à Sanikiluaq, nous avons utilisé la moyenne des prélèvements de 2017 et 2018 (Annexe 1; Tableau 1). Nous avons supposé que 84 % des prélèvements rapportés par cette communauté a eu lieu pendant le printemps prolongé (1^{er} au 15 juillet) en se basant sur Mosnier *et al.* (2017). On suppose que tous les bélugas prélevés directement dans l'est de l'arc de la baie d'Hudson pendant l'été

appartiennent au stock d'été de l'EBH (régions b et c, Figure 1). Il est assumé que les animaux prélevés dans la région de Long Island n'appartiennent pas au stock de l'EBH et sont exclus ici (région a, Figure 1). Les proportions de bélugas de l'EBH prélevés dans d'autres zones ont été déterminées à l'aide de l'analyse d'un modèle de mélange génétique. Nous avons utilisé les mêmes stocks et échantillons sources que lors de la dernière évaluation pour classer les nouveaux échantillons en tant qu'animaux de l'EBH ou de l'OBH (Mosnier *et al.* 2017). Parfois, le modèle est incapable d'attribuer un animal à l'un ou l'autre des stocks en fonction des populations sources. Le modèle classe ces animaux comme étant de stock « inconnu ». Les auteurs considèrent que ces échantillons sont susceptibles d'être des animaux non-EBH. En outre, comme le même haplotype peut se retrouver dans les deux populations, le modèle estime également une erreur de classification.

*Tableau 1. Estimations de l'abondance pour les stocks de bélugas de l'EBH et l'OBH à partir de relevés aériens. Les indices ont été corrigés pour tenir compte du biais de disponibilité (Gosselin *et al.* 2017, Matthews *et al.* 2017). *Aucun béluga n'a été vu sur le transect dans la BU. Cependant, des bélugas ont été détectés hors ligne. Ces informations ont été utilisées pour générer une estimation de moins de 100 animaux pour ce stock d'été (Doniol-Valcroze *et Hammill* 2012).*

Année	Estimation pour l'EBH (écart-type)	Estimation pour l'OBH (écart-type)	Baie James	Baie d'Ungava
1985	4 282 (557)	-	4 720 (614)	*
1987	-	31 124 (6 967)	-	-
1993	2 729 (1 092)	-	8 205 (1 969)	*
2001	2 924 (1 404)	-	17 285 (4 148)	*
2004	4 274 (1 581)	51 761 (15 875)	8 364 (2 509)	-
2008	2 646 (1 244)	-	19 439 (12 830)	*
2011	3 351 (1 642)	-	14 967 (4 490)	-
2015	3 819 (1 642)	54 473 (5 329)	10 615 (2 654)	-
	-	-	-	< 100

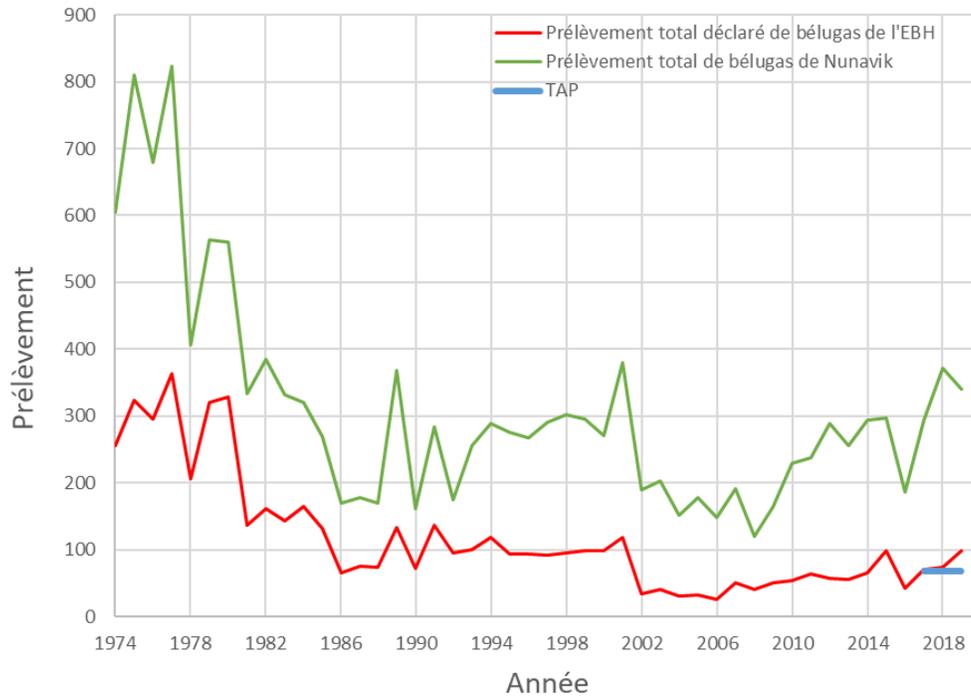


Figure 2. Prélèvement total déclaré de bélugas au Nunavik (en vert), estimation du prélèvement débarqué de l'est de la baie d'Hudson (EBH) [en rouge] basée sur les proportions issues de l'analyse génétique (Tableau 4) et du total autorisé de prélèvements (TAP) [en bleu].

Un modèle stochastique de production de stock a été ajusté par des méthodes bayésiennes pour estimer l'abondance actuelle et évaluer l'incidence de différents niveaux de prélèvement sur la tendance future de la population (Doniol-Valcroze *et al.* 2012a, b; Hammill *et al.* 2017).

$$N_t = (N_{t-1} + N_{t-1} \cdot (\lambda_{\max} - 1) \cdot [1 - (N_{t-1}/K)^\theta]) \cdot \varepsilon_{pt} - R_t, \text{ avec } \varepsilon_{pt} \sim \log N(0, \tau_p)$$

Où N est l'abondance au temps t ou $t-1$, K est la capacité de support environnementale et θ (θ) définit la forme de la fonction dépendant de la densité.

Les prélèvements (R_t) ont été calculés comme $R_t = C_t \cdot (1 + A\&P)$,

où les prises déclarées (C_t) de baleines de l'EBH sont ajustées pour les animaux abattus et perdus (A&P), c'est-à-dire la proportion d'animaux blessés ou tués, mais non récupérés, ainsi que les prises non déclarées.

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

$$S_t = N_t \cdot \varepsilon_{st}, \text{ avec } \varepsilon_{st} \sim \log N(0, \tau_s)$$

Dans cette mise à jour, nous avons utilisé les mêmes formulations de distributions de probabilité *a priori* (DPAP) que celles de Hammill *et al.* (2017), à l'exception de la limite supérieure pour K . Dans la dernière évaluation, la limite supérieure était de 25 000, tandis que la limite supérieure *a posteriori* était de 19 250. Dans cette mise à jour, nous avons donc fixé la limite supérieure pour la DPAP à 20 000 (Tableau 2). Le taux maximal de croissance de la population (λ_{\max}) était défini par une DPAP uniforme, comprise entre 0,001 et 0,06, identique à celle de la dernière évaluation. θ a été fixé à 2,39 (Taylor et DeMaster 1993; Hobbs *et al.* 2006). Le taux de bélugas abattus et perdus varie entre 18 et 66 % (Hobbs *et al.* 2006; Richard 2008). Nous avons utilisé une DPAP modérément informative avec une médiane de 0,42 et des quartiles à 0,12 et 0,78 (Hammill *et al.* 2017). Les termes d'erreur des processus stochastiques ε_{pt} sont définis par une distribution lognormale avec un paramètre de localisation nul. Le paramètre de précision de cette distribution lognormale a été défini par une DPAP modérément informative prenant la forme d'une distribution gamma bornée (1,5, 0,001). Les proportions de bélugas de l'EBH prélevés dans chaque zone sont incorporées dans le modèle sous forme de probabilités (Tableau 2). Au niveau génétique, les DPAP supposent une distribution bêta, telles que déterminées par le modèle de mélange génétique. Les proportions dans les prélèvements ont été mises à jour par rapport à la dernière évaluation en incluant de nouveaux échantillons de la chasse, prélevés entre 2016 et 2018 (Tableaux 3, 4).

Tableau 2. Distributions de probabilité a priori (DPAP), paramètres et hyperparamètres utilisés dans le modèle de population de bélugas du Nunavik. Les DPAP de la proportion de bélugas de l'EBH dans les prélèvements sont données pour chaque sous-région et saison. PDHBU = proportion d'EBH dans le détroit d'Hudson/la baie d'Ungava.

Paramètres	Notation	DPAP	Hyperparamètres	Valeur du paramètre	Médiane antérieure	0,025 quantile	0,975 quantile
Erreur de relevé (t)	ϵt	Lognormale	μ_s/τ_s	0/estimé	1/3,46 e+53*	0	6385446*
Précision (relevé)	τ_s	Gamma	α_r/β_r	2,5/0,4	5,44	1,04	16,04
Erreur de processus (t)	$\epsilon p t$	Lognormale	μ_p/τ_p	0/estimé	1/inf	0	inf
Précision (processus)	τ_p	Gamma	α_p/β_p	1,5/0,001	1 183,2	107,9	4 674,8
Theta	θ	Fixe	-	-	2,39	-	-
Abattus et perdus	A&P	Bêta	α_{ap}/β_{ap}	3/4	0,421	0,118	0,777
Population initiale	Début	Uniforme	N_{sup}/N_{inf}	15 000/2 000	8 536	2 312	24 662
Capacité biotique	K	Uniforme	N_{sup}/N_{inf}	20 000/2 000	11 077	2 476	19 513
Taux de croissance annuel maximum	λ_{max}	Uniforme	N_{sup}/N_{inf}	0,06/0,001	0,03	0,002	0,058
DHBU	PDH	Bêta	α_{dh}/β_{dh}	45/216	0,171	0,13	0,22
Sanikiluaq (printemps prolongé)	PSAN	Bêta	α_{san}/β_{san}	4,67/90,58	0,046	0,015	0,1
Delta d'Hudson (printemps)	PDH-PR	Bêta	$Adh_{pr}/\beta_{dh_{pr}}$	29,45/222,43	0,116	0,08	0,16
Delta d'Hudson (automne)	PDH-A	Bêta	Adh_a/β_{dh_a}	46,93/114,27	0,29	0,22	0,36
BU (printemps)	PBU_P	Bêta	$\alpha_{bu_p}/\beta_{bu_p}$	2,83/39,41	0,06	0,01	0,16
BU (automne, utilisé automne DH)	PBU_A	Bêta	Abu_a/β_{bu_a}	46,93/114,27	0,29	0,22	0,36
NE BH (utilisé DU printemps)	PNEBH_P	Bêta	$Anebh_p/\beta_{nebh_p}$	29,46/222,43	0,116	0,08	0,16
N.-E. de la baie d'Hudson (automne)	PNEBH_A	Bêta	$Anebh_a/\beta_{nebh_h}$	8,38/10,42	0,44	0,23	0,668

Nous avons obtenu les estimations de distribution de probabilité *a posteriori* de tous les paramètres en utilisant un algorithme d'échantillonnage de Gibbs mis en œuvre dans JAGS (Plummer 2003). Les résultats, y compris le mélange des chaînes et la convergence, ont été examinés comme indiqué dans Doniol-Valcroze *et al.* (2014) et Hammill *et al.* (2017).

L'objectif de gestion 2017-2020 pour ce stock est de maintenir une population stable de 3 400 animaux, où, pour un prélèvement donné, la probabilité d'une diminution de l'abondance ne dépasse pas 50 %.

Nous avons également examiné les incidences de trois scénarios, dans lesquels le TAP pour les bélugas de l'EBH est passé du cadre de gestion actuel de 68 animaux à des niveaux de 100, 125 et 150 animaux pour une période de deux ans (c'est-à-dire 2020 et 2021), puis fixé à partir de 2022 à des niveaux qui permettraient à la population de se rétablir à 3 400 animaux sur une période de cinq à 30 ans.

Le TAP a également été calculé à l'aide du prélèvement biologique potentiel (PBP), en utilisant l'équation :

$$PBP = 0,5 - R_{\max} - F_R - N_{\min};$$

où R_{\max} est le taux maximal de croissance de la population (avec une valeur par défaut pour les cétacés de 1,04), F_R est le facteur de rétablissement (entre 0,1 et 1) et N_{\min} est la taille de la population estimée à l'aide du 20^e percentile de la répartition log-normale (Wade 1998).

RÉSULTATS

Depuis la dernière évaluation, le nombre d'échantillons disponibles pour estimer la proportion de bélugas de l'EBH dans les prélèvements a augmenté de 1 063 à 1 382 au Nunavik et de 746 à 757 pour Sanikiluaq (Tableaux 3, 4).

Dans l'ensemble, la proportion estimée de bélugas de l'EBH dans les prises a peu changé, à l'exception des échantillons d'automne du nord-est de la baie d'Hudson (NEBH), où la proportion d'animaux de l'EBH dans les prises a augmenté de façon marquée, passant de 30,2 % dans la dernière évaluation à 44,5 % dans la présente évaluation (Tableaux 3, 4); dans la plupart des cas, l'augmentation de la taille des échantillons a contribué à réduire l'incertitude associée aux estimations de la proportion de bélugas de l'EBH dans les prises (Tableaux 3, 4).

Tableau 3. Résultats de l'analyse du mélange génétique à l'aide du modèle Pella-Masuda de la dernière évaluation qui comprenait les données de 1982 à 2015 (Mosnier et al. 2017). Nsamp est le nombre d'échantillons de tissus, tandis que Nevent est le nombre de jours où les échantillons ont été obtenus, le pourcentage de bélugas de l'ouest de la baie d'Hudson (% OBH) dans les prises, le coefficient de variation (CV), le pourcentage de bélugas de l'est de la baie d'Hudson (% EBH) et le pourcentage d'échantillons qui n'ont pu être attribués ni au stock de l'OBH ni au stock de l'EBH (% stock inconnu [inc.]).

Printemps (1^{er} février au 31 août)

	N samp	N event	% OBH	IC à 95 %	% EBH	IC à 95 %	(CV échantillons / événements)	% inc.
<i>Détroit d'Hudson</i>	611	278	83,1	78,3 à 87,4	10,8	7,1 à 15,2	0,18/0,19	6,1
<i>NE de la baie d'Hudson</i>	2	1	ND	-	ND	-	-	-
<i>Baie d'Ungava</i>	75	49	82,3	68,1 à 92,9	8,4	0,9 à 23	0,60/0,70	9,3

Automne (1^{er} septembre au 31 janvier)

	N samp	N event	% OBH	IC à 95 %	% EBH	IC à 95 %	(CV échantillons / événements)	% inc.
<i>Détroit d'Hudson</i>	352	146	71,1	63,4 à 78,1	26,1	19,3 à 33,6	0,12/0,14	2,8
<i>NE de la baie d'Hudson</i>	20	8	59,8	31,1 à 85,2	30,2	12,1 à 52,3	0,40/0,35	10,0
<i>Baie d'Ungava</i>	3	3	ND	-	ND	-	-	ND

Sanikiluaq

Saison	N samp	N event	% OBH	IC à 95 %	% EBH	IC à 95 %	(CV échantillons / événements)	% inc.
Printemps (1 ^{er} avril au 30 juin)	297	107	77,3	70,0 à 83,9	1,5	0,0 à 5,7	1,07/1,08	21,2
Printemps prolongé (1 ^{er} avril au 14 juillet)	320	120	75,6	67,9 à 82,5	4,4	1,1 à 9,9	0,43/0,52	20,0
Été (1 ^{er} juillet au 31 août)	31	18	61,5	33,6 à 85,7	25,6	5,2 à 55,1	0,37/0,51	12,9
Automne (1 ^{er} septembre au 30 novembre)	42	28	97,6	91,3 à 99,9	0,0	-	-	2,4
Hiver (1 ^{er} décembre au 31 mars)	56	7	31,3	7,4 à 63,0	36,6	10,5 à 68,2	0,21/0,41	32,1

Tableau 4. Résultats de la mise à jour de l'analyse du mélange génétique (1982 à 2018) en utilisant le modèle Pella-Masuda pour déterminer les proportions de béluga (%) de chaque stock source dans les prélèvements des zones de chasse du Nunavik (partie supérieure) et de Sanikiluaq (partie inférieure). Nsamp : nombre d'échantillons individuels; Nevent : nombre de dates de chasse différentes; OBH : ouest de la baie d'Hudson; EBH : est de la baie d'Hudson; IC à 95 % : intervalle de confiance à 95 % basé sur la variance entre les événements de chasse; ND : non déterminé (petite taille d'échantillon). Inconnu (inc.) signifie que les échantillons n'ont pas pu être attribués au stock de l'OBH ou de l'EBH.

Printemps (1^{er} février au 31 août)

	N samp	N event	% OBH	IC à 95 %	% EBH	IC à 95 %	(CV échantillons / événements)	% inc.
Détroit d'Hudson	770	347	82,9	78,5 à 87	11,7	8,1 à 16	0,15/0,17	5,3
NE de la baie d'Hudson	2	1	ND	-	ND	-	-	-
Baie d'Ungava	122	76	87,4	77,8 à 94,6	6,0	0,8 à 15,8	0,63/0,65	6,6

Automne (1^{er} septembre au 31 janvier)

	N samp	N event	% OBH	IC à 95 %	% EBH	IC à 95 %	(CV échantillons / événements)	% inc.
Détroit d'Hudson	454	180	67,6	60,3 à 74,5	29,1	22,4 à 36,3	0,09/0,12	3,3
NE de la baie d'Hudson	31	14	49,1	26,4 à 72	44,5	23,5 à 66,5	0,26/0,25	6,5
Baie d'Ungava	4	4	ND	-	ND	-	-	ND

Sanikiluaq

Saison	N samp	N event	% OBH	IC à 95 %	% EBH	IC à 95 %	(CV échantillons / événements)	% inc.
Printemps (1 ^{er} avril au 30 juin)	301	107	76,8	69,2 à 83,7	1,6	0 à 6,6	1,01/1,17	21,6
Printemps prolongé (1 ^{er} avril au 14 juillet)	324	120	75,1	67,2 à 82,2	4,6	1,1 à 10,2	0,43/0,52	20,4
Été (1 ^{er} juillet au 31 août)	31	18	61,5	32,8 à 86,2	25,6	4,9 à 56	0,37/0,53	12,9
Automne (1 ^{er} sept. au 30 novembre)	45	30	97,8	91,8 à 99,9	0,0	-	-	2,2
Hiver (1 ^{er} déc. au 31 mars)	56	7	31,3	6,1 à 65,6	36,6	9 à 70,7	0,21/0,45	32,1

L'ajustement du modèle aux données des relevés aériens a permis d'actualiser considérablement les distributions de probabilité des valeurs de lambda, de la population initiale et de la capacité de support, et d'actualiser modérément la distribution de probabilité des valeurs du taux d'individus abattus et perdus (A&P) (Tableau 5, Figure 3). Les estimations du modèle, arrondies à la centaine la plus proche, étaient de K = 8 200 et une population de départ de 6 600 en 1974. Le modèle indique que la population a diminué à partir de 1974 pour atteindre un niveau minimal de 3 100 individus en 2001, puis a augmenté pour atteindre 3 400 en 2014. Dès lors, la population est restée relativement stable ou a légèrement diminué pour atteindre 3 300 individus (Tableau 5, Figure 4).

Tableau 5. Estimations du modèle et distributions de probabilité a priori (DPAP) pour la capacité de support (K), la taille de la population de départ en 1974 (popdép), le taux d'accroissement (λ), le taux d'individus abattus et perdus (A&P) et l'estimation de l'abondance en 2019 (N2019), ainsi que les valeurs pour les proportions d'animaux de l'EBH récoltés dans le détroit d'Hudson à l'automne (pAUT), le détroit d'Hudson et la baie d'Ungava combinés (pDHBU), le nord-est de la baie d'Hudson à l'automne et au printemps (pNEBHAP ou AU), à Sanikiluaq (pSAN), le détroit d'Hudson au printemps (pAUTOMNE) et la baie d'Ungava (BU) au printemps (PR) et à l'automne (AU).

	Quantiles						
	Moyenne	SE	2,50 %	25 %	50 %	75 %	97,50 %
K	9 978	4 177	5 348	6 689	8 241	12 866	19 276
K.DPAP	11 031	5 206	2 476	6 499	11 077	15 552	19 513
popdép	6 713	1 169	4 738	5 875	6 589	7 434	9 303
popdép.DPAP	8 521	3767	2 312	5 233	8 536	11 798	14 662
λ	0,032	0,014	0,005	0,022	0,033	0,044	0,058
λ.DPAP	0,031	0,017	0,002	0,016	0,03	0,045	0,058
A&P	0,4	0,172	0,107	0,27	0,389	0,519	0,755
A&P.DPAP	0,427	0,176	0,116	0,294	0,419	0,552	0,779
N2019	3 371	837	1 882	2 797	3 327	3 882	5 175
pAUTOMNE	0,291	0,035	0,225	0,266	0,290	0,314	0,364
pDHBU	0,171	0,023	0,128	0,155	0,171	0,187	0,219
pNEBHAU	0,445	0,111	0,235	0,366	0,442	0,520	0,666
pNEBHPR	0,117	0,020	0,080	0,103	0,116	0,130	0,159
pSAN	0,049	0,022	0,015	0,033	0,046	0,062	0,100
pPRINTEMPS	0,117	0,020	0,080	0,103	0,116	0,130	0,160
pBUAU	0,291	0,035	0,225	0,267	0,290	0,315	0,363
pBUPR	0,067	0,038	0,013	0,039	0,060	0,088	0,159

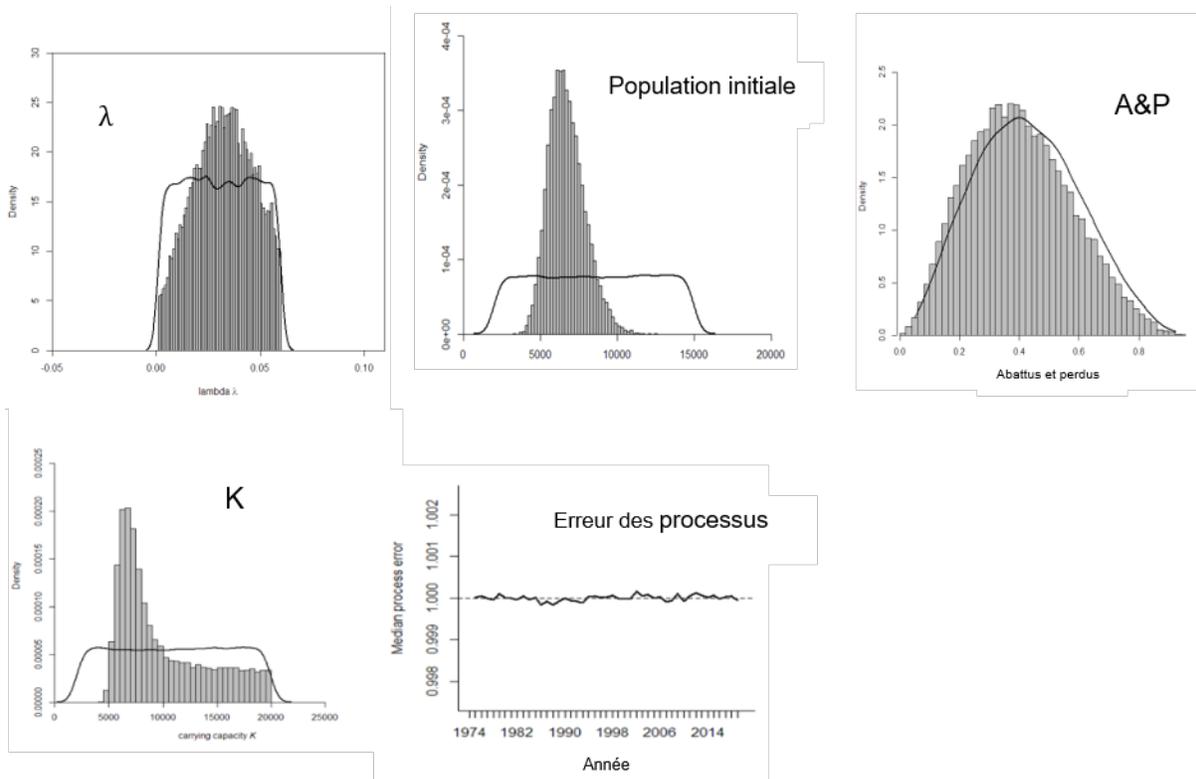


Figure 3. Distribution de probabilité a priori (lignes sombres) et a posteriori (colonnes verticales) pour lambda, la taille initiale de la population en 1974, les animaux abattus et perdus, et la capacité de support. Le dernier chiffre indique la médiane de l'erreur des processus.

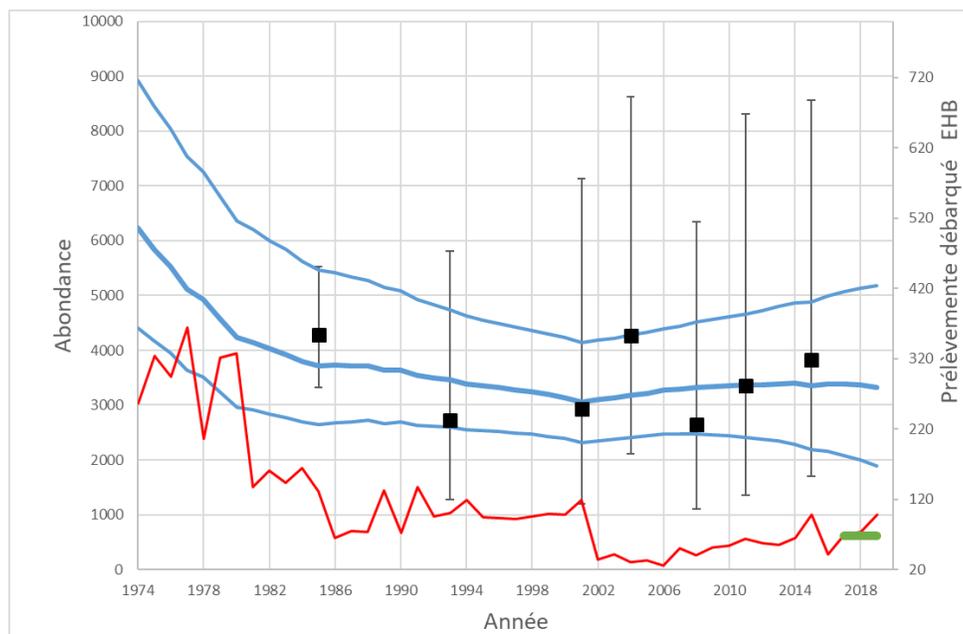


Figure 4. Estimations de l'abondance du stock de béluga de l'est de la baie d'Hudson (EBH) par le modèle [ligne bleue continue : IC à $\pm 95\%$], estimations des relevés aériens (carrés noirs : IC à $\pm 95\%$), estimations de prélèvement débarqué de béluga de l'est de la baie d'Hudson (EBH) (ligne rouge) et du total autorisé de prélèvements (TAP) de 68 (ligne verte) dans le cadre du plan de gestion 2017-2019.

L'objectif de gestion 2017-2020 est de maintenir la population à un niveau égal ou supérieur à 3 400 animaux. Un prélèvement annuel de 58 bélugas de l'EBH aurait une probabilité de 50 % que la population soit de 3 400 baleines ou plus après cinq ans, tandis qu'un prélèvement de 62 baleines aurait une probabilité de 50 % que la population soit de 3 400 baleines ou plus après 10 ans (Figure 5).

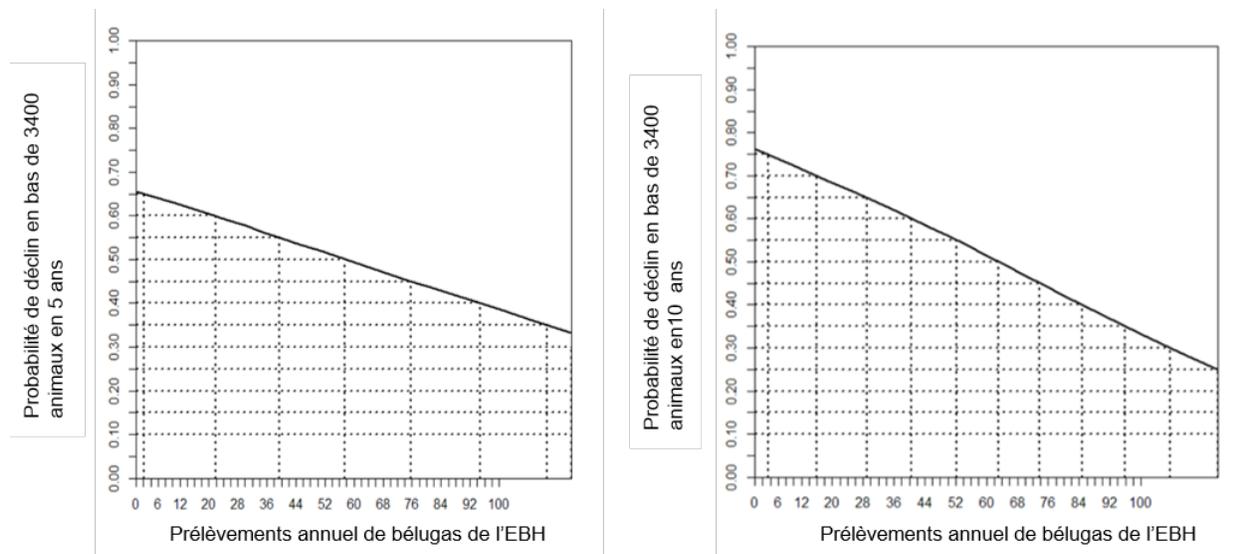


Figure 5. Probabilité de déclin d'une population à partir des niveaux actuels sur une période de cinq ans (gauche) et 10 ans (droite) à différents niveaux de prélèvement de bélugas de l'EBH.

Nous avons également examiné les incidences d'un prélèvement, dans laquelle le TAP pour les bélugas de l'EBH est passé du cadre de gestion actuel de 68 animaux à des niveaux de 100, 125 et 150 animaux pour une période de deux ans (c'est-à-dire jusqu'à 2021), puis fixé à partir de 2022 à des niveaux qui permettraient à la population de se rétablir à 3 400 animaux sur une période de cinq à 30 ans (Tableau 6, Figure 6).

Le PBP estimé à partir du modèle de population en supposant un facteur de rétablissement de 0,25 (MPO 2018) est de 14. Le PBP du relevé aérien est également de 14.

DISCUSSION

En établissant un stock estival de bélugas de l'EBH, l'objectif est d'éviter l'épuisement et la perte de la diversité génétique associée aux bélugas qui passe l'été dans la zone de l'arc de la baie d'Hudson, qui s'étend de la côte au large jusqu'à environ 81° O de longitude. Des estimations de l'abondance de ce stock sont disponibles à partir d'une série chronologique de relevés aériens qui remontent à 1985 (Gosselin *et al.* 2017). La gestion de ce stock relativement petit est compliquée par le fait que les individus passent l'hiver dans le détroit d'Hudson, avec un troupeau beaucoup plus important, le stock estival de l'ouest de la baie d'Hudson (MPO 2018). Dans le détroit d'Hudson, les animaux sont prélevés par les chasseurs des communautés du détroit ainsi que par les chasseurs qui se rendent dans la région du détroit depuis les villages du nord-est de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava. Les différences de signatures génétiques entre les bélugas de l'EBH et de l'OBH (voir l'introduction) fournissent des informations sur la composition en stocks de la chasse et ont permis aux gestionnaires d'augmenter les prélèvements d'animaux de l'OBH, tout en essayant de réduire les incidences sur le stock plus petit de l'EBH. La définition actuelle du stock est probablement conservatrice, puisque le matériel de base du modèle de mélange génétique est fondé uniquement sur des

échantillons provenant des estuaires de la Petite rivière de la Baleine et de la rivière Nastapoka; ces estuaires sont fermés à la chasse depuis un certain temps et il n'est pas certain que ces échantillons soient représentatifs des animaux qui occupent actuellement la grande zone de l'EBH. Ainsi, une incertitude demeure qu'en à savoir si les animaux vivants en dehors de ces estuaires et dans les zones extracôtières possèdent des signatures génétiques différentes. Et si c'est le cas, la signature génétique de ce stock pourrait devoir être élargie puisque davantage d'animaux pourraient être affectés au stock de l'EBH. Cela pourrait avoir une incidence sur les prélèvements dans les zones de chevauchement. Un examen des méthodes génétiques et de la composition en stocks de la chasse sera inclus dans le cadre d'une nouvelle évaluation prévue après le relevé aérien de 2020.

Dans la présente mise à jour, nous avons utilisé le même matériel source que celui utilisé dans la dernière évaluation. Des échantillons supplémentaires provenant de chasseurs ont permis d'affiner quelque peu les proportions d'animaux de l'EBH prélevés, et dans certains cas ont contribué à réduire l'incertitude liée à ces estimations. Néanmoins, dans certaines régions (par exemple, la baie d'Ungava), le nombre des échantillons reste trop petit pour pouvoir faire des déductions. Cela est en partie attribuable aux activités de gestion qui ont limité les prélèvements.

Nous avons constaté une augmentation notable de la proportion d'animaux de l'EBH capturés lors de la chasse d'automne dans la région du nord-est de la baie d'Hudson par rapport à la dernière évaluation (44,5 % p/r à 30,2 %). Bien que l'incertitude reste élevée en raison du faible nombre d'échantillons, les prises de cette zone représente la deuxième proportion la plus élevée d'animaux de l'EBH dans la chasse (Tableau 4). Pour l'instant, les prélèvements ne sont pas importants dans cette zone et ne sont pas considérées comme ayant une incidence majeure, mais le nombre d'animaux prélevés doit être surveillés, car toute augmentation aura une incidence important sur le stock de l'EBH. Dans l'ensemble, la proportion d'animaux de l'EBH chassés au Nunavik et au Nunavut était d'environ 22 % entre 2017 et 2019. Si l'on exclut les échantillons de la chasse du Nunavut, cette proportion augmente légèrement pour atteindre 24 %.

Les prélèvements par Sanikiluaq ne sont pas gérés dans le cadre d'un système de quotas. Au lieu de cela, cette chasse continue à être gérée selon une approche de limitation non quantitative, où la chasse est fermée entre la mi-juillet et le 1^{er} septembre. En dehors de la période de fermeture, la proportion d'animaux de l'EBH dans les prélèvements est très faible (< 5 %) et selon les niveaux de prélèvements actuels, très peu d'animaux de l'EBH sont capturés.

La trajectoire du modèle de population montre que le stock de l'EBH a continué à décliner même après l'introduction des quotas au milieu des années 1980, les captures d'animaux de l'EBH étant restées élevées tout au long de cette période (Figure 4). Depuis le début des années 2000, des efforts considérables ont été déployés pour réorienter les prélèvements vers le détroit d'Hudson et limiter ces derniers dans la zone est de l'arc de la baie d'Hudson. Cela a permis de réduire les prélèvements de bélugas de l'EBH et a entraîné une stabilisation ou une légère augmentation du stock à une abondance estimée à 3 400 animaux (Figure 4) [Hammill *et al.* 2017; MPO 2018]. L'effort de modélisation actuel, qui a intégré l'information récente sur les prélèvements et la génétique, indique que la population est stable ou pourrait avoir légèrement diminué depuis la dernière révision, passant de 3 400 à 3 300 animaux. L'objectif de gestion pour ce stock est de fixer des niveaux de prélèvement tels que la probabilité de diminution de l'abondance en deçà de 3 400 animaux soit de 50 % ou moins. Dans le cadre du plan de gestion 2017-2020, le TAP était fixé à 68 animaux, incluant les prélèvements de Sanikiluaq (Nunavut). Cependant, les prélèvements d'animaux de l'EBH rapportés étaient de 70, 74 et 98 en 2017, 2018 et 2019 respectivement. Les prélèvements à Sanikiluaq

représentent un à deux animaux chaque année, les autres animaux ont été capturés au Nunavik. Pour atteindre l'objectif de gestion selon lequel il y a une probabilité de 50 % que la population de bélugas de l'EBH compte 3 400 animaux ou plus, le total autorisé de prélèvements (TAP) annuel, incluant les prélèvements à Sanikiluaq, serait de 58 animaux si elle était évaluée sur une période de 5 ans, ou de 62 bélugas si elle était évaluée sur une période de 10 ans. Les différences reflètent le temps d'extrapolation plus long. Le délai de cinq ans est plus approprié puisqu'il est plus conforme à la durée du cycle de gestion. En outre, plus la projection est longue, plus l'incertitude est grande quant à la validité des hypothèses du modèle.

Il existe un savoir scientifique et traditionnel considérable pour la gestion de ce stock, en particulier lorsqu'il est considéré dans le contexte d'autres stocks de mammifères marins évalués par le Ministère. Ces informations ont permis aux gestionnaires de respecter les droits des chasseurs et de stabiliser le stock. L'utilisation de méthodes bayésiennes dans le modèle de population nous a permis d'intégrer explicitement l'incertitude autour des paramètres du modèle (Wade 2000), qui sont représentés dans le modèle en utilisant des distributions stochastiques au lieu de valeurs uniques. L'ajustement bayésien a également permis de s'assurer que l'incertitude se propageait tout au long de l'analyse et que les corrélations entre les paramètres étaient préservées (Hoyle et Maunder 2004). Cependant, il subsiste une incertitude mal comprise, liée à certaines des informations qui ont été recueillies et à leur incidence sur l'approche de gestion. Par exemple, nous avons souligné ci-dessus la nécessité de réexaminer la définition source du stock de l'EBH et de nouvelles informations sur l'abondance sont nécessaires depuis le dernier relevé aérien effectué en 2015. L'incertitude supplémentaire liée à la composition en stock des prélèvements est prise en compte dans une certaine mesure par le programme d'échantillonnage soutenu par les chasseurs et dans le cadre du modèle bayésien, mais des travaux supplémentaires sont nécessaires pour traiter l'incertitude liée à la structure d'âge des prélèvements, au taux de croissance maximal, à la proportion d'individus abattus et perdus (A&P) et à l'erreur de processus. Lors de l'échantillonnage, les chasseurs ont fourni une dent des animaux chassés qui, avec le sexage génétique, pourrait être utilisée pour modéliser la structure âge/sexes des prélèvements. Nous savons peu de choses sur la dynamique de ce stock, mais un échantillonnage supplémentaire des prélèvements pourrait nous éclairer sur des paramètres démographiques tels que la productivité par âge.

Le modèle estime un taux d'A&P de 39 %, avec une mise à jour minime par rapport à la distribution de probabilité *a priori*. Cette valeur se situe à l'extrémité supérieure de la fourchette de valeurs que l'on trouve dans la littérature et qui sont plus fréquemment associées à des pratiques de prélèvement où les animaux ne sont pas harponnés en premier (voir ci-dessus). De plus amples informations sont nécessaires pour déterminer si cela pourrait être le cas au Nunavik, mais la valeur d'A&P estimée par le modèle inclut également la non-déclaration des prises, qui n'est souvent pas prise en compte dans la plupart des études publiées. Si l'A&P est plus conforme aux observations d'autres études (c'est-à-dire ~20 %) et que le reste est dû à la non-déclaration, alors cela représente une source importante de mortalité non documentée. Plus d'informations sur l'A&P, et une plus grande conformité dans le rapport des prises permettraient de réduire l'incertitude liée à la modélisation de la dynamique de ce stock.

Le terme représentant l'erreur de processus a été inclus dans le modèle pour tenir compte de la variabilité de la dynamique de la population. Ici, nous avons supposé que la dynamique du béluga présente une faible variabilité interannuelle des taux démographiques de la population (c'est-à-dire la survie et la fécondité). Toutefois, nous avons récemment constaté, pour d'autres stocks (par exemple les phoques du Groenland), que le recrutement et la mortalité peuvent varier considérablement d'une année à l'autre en raison de la variabilité des conditions de la glace et des ressources alimentaires. Nous disposons de moins d'informations sur la variabilité

des taux démographiques du béluga, mais l'incertitude associée à ce paramètre pourrait devoir être réexaminée.

Tableau 6. Incidences des différents niveaux de prélèvements sur le stock de l'EBH sur cinq à 30 ans en utilisant un cadre de gestion de rendement soutenable (RS) pour maintenir la population à 3 400. Le TAP a une probabilité de 50 % que la population dépasse 3 400 animaux pendant cinq à 30 ans. Des scénarios additionnels supposent des prélèvements de 100, 125 ou 150 bélugas de l'EBH pendant deux ans pour 2020 et 2021, suivie d'un TAP associé à une probabilité de 50 % que la population soit de 3 400 animaux ou plus pendant cinq à 30 ans. Toutes les estimations ont été arrondies à la centaine près.

Scénario	Estimation de la population en 2019	TAP pendant 5 ans	TAP pendant 10 ans	TAP pendant 15 ans	TAP pendant 20 ans	TAP pendant 25 ans	TAP pendant 30 ans
Approche actuelle	3 300	58	62	66	66	66	66
(prélèvements 2020-2021)	Estimation de la population en 2021	-	-	-	-	-	-
100	3 200	42	52	58	60	62	62
125	3 200	32	50	56	58	58	60
150	3 100	22	44	52	54	56	58

Depuis le milieu des années 1980, les prélèvements de béluga du Nunavik sont limités par un TAP. Ce cadre a permis de stabiliser le troupeau, mais n'a pas permis de retrouver les abondances antérieures. Alors que la population de bélugas s'est stabilisée, la pression exercée sur les chasseurs a augmenté en raison de la combinaison d'une augmentation de la population de chasseurs (la population du Nunavik a augmenté de 30 % entre 2006 et 2016; Levesque et Duhaime 2019) et d'un intérêt accru pour une gestion plus locale et régionale de la chasse au béluga au Nunavik, comme le permet l'Accord sur les revendications territoriales des Inuits du Nunavik (ARTIN 2008). Au cours de cette transition vers un nouveau cadre de gestion, les prélèvements sont susceptibles de fluctuer au fur et à mesure de la mise en œuvre d'une nouvelle approche, avec des incidences différentes sur le stock de l'EBH (Tableau 6, Figure 6). Si la nouvelle approche ne respecte pas les objectifs de gestion actuels, le stock pourrait diminuer à court terme, à moins que les niveaux de prélèvement des animaux de l'EBH ne soient réduits (Figures 5, 6). Une autre solution à ce cadre consiste à fixer des objectifs de gestion à court, moyen et long terme qui définissent la taille critique des populations au-delà de laquelle l'exploitation doit être limitée, à établir les niveaux de risque qui seront tolérés avant de déclencher une intervention de gestion et à fixer un calendrier conduisant au rétablissement de ce stock.

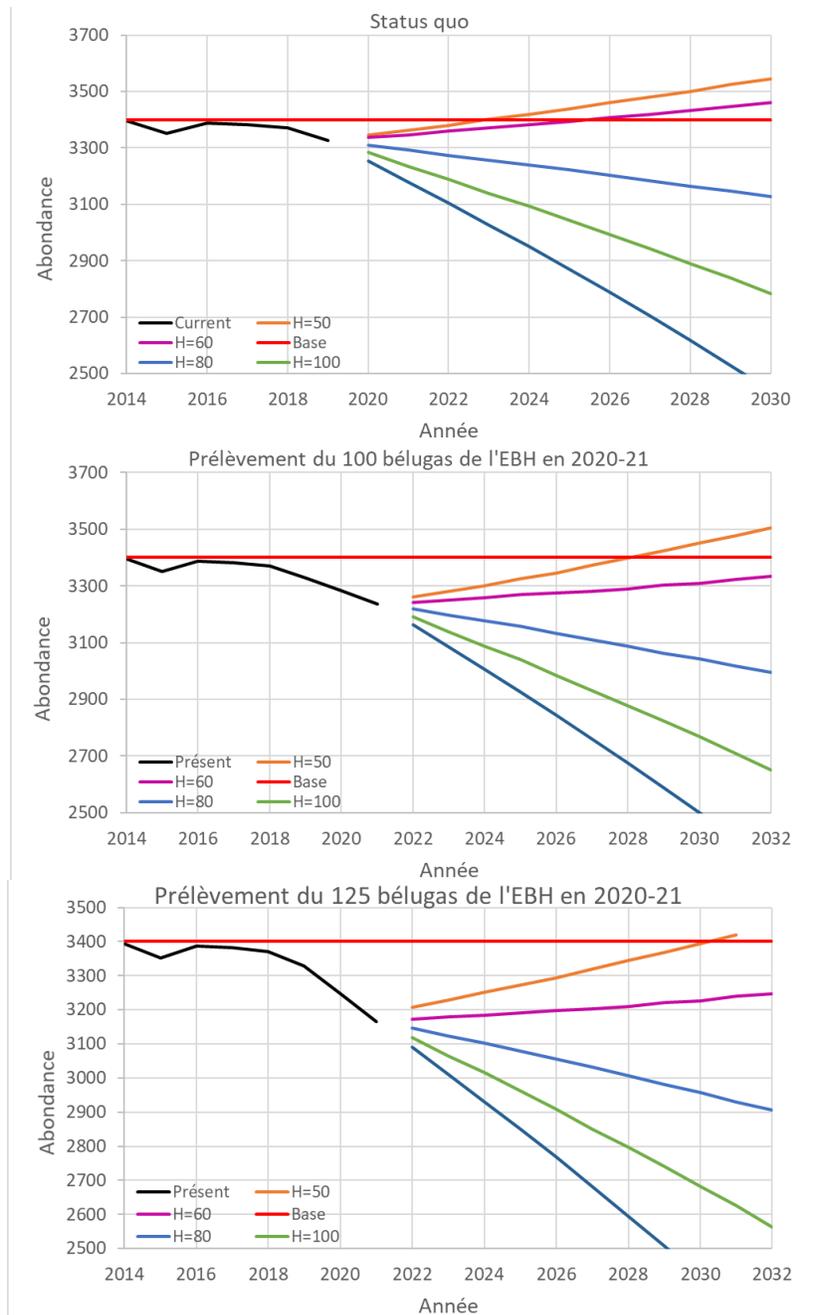


Figure 6. Estimation des incidences des différentes stratégies de prélèvement sur les tendances de l'abondance du béluga de l'EBH. L'objectif est de maintenir le stock à 3 400 animaux ou plus (base) [rouge]. Le panneau supérieur représente l'abondance estimée pour 2014-2019 avec les prélèvements de l'EBH rapportés pour 2014-2019. Les trajectoires prévues pour la population sous différents niveaux de prélèvement (H) de 50, 60, 80 ou 100 animaux de l'EBH sont présentées à partir de l'année 2020. Le panneau du milieu utilise la trajectoire 2014-2019 et suppose que 100 animaux de l'EBH seront récoltés en 2020 et 2021. Les trajectoires prévues pour la population sous différents niveaux de prélèvement (H) de 50, 60, 80 ou 100 animaux de l'EBH sont présentées à partir de l'année 2022. Le panneau du bas est semblable à celui du milieu, mais suppose que 125 bélugas de l'EBH sont récoltés en 2020 et 2021. Les trajectoires prévues pour la population sous différents niveaux de prélèvement (H) de 50, 60, 80 ou 100 animaux de l'EBH sont présentées à partir de l'année 2022 pour ce scénario.

La gestion de la chasse au béluga au Nunavik est complexe parce que cette dernière a des répercussions sur quatre stocks de bélugas différents dont l'état de conservation diffère, et qu'elle implique 15 communautés dans deux juridictions. Le cadre de gestion actuel a permis de stabiliser le stock de l'EBH avec succès en orientant les prélèvements vers le plus grand stock de l'OBH. Le PBP actuel pour le stock de l'OBH est de 753 animaux ($F_R = 0,75$), avec des prélèvements totaux de 584 animaux en 2015 (Hammill *et al.* 2017). Cela laisse donc une certaine marge de manœuvre pour augmenter les prélèvements d'animaux de l'OBH par les chasseurs du Nunavik, bien qu'à un moment donné, les prélèvements puissent atteindre des niveaux nécessitant l'implication d'un plus grand nombre de groupes d'intervenants dans la gestion du béluga. Bien qu'il soit peu probable que ces limites soient atteintes avant un certain temps, des approches alternatives pour limiter les prélèvements devraient être considérées.

Les États-Unis attendent des pays qui exportent des produits de la pêche sur le marché américain qu'ils mettent en place d'ici 2021 des systèmes de surveillance des mammifères marins et des prélèvements durables comparables à ceux actuellement en vigueur dans ce pays. Aux États-Unis, le PBP est considéré comme un niveau durable de prélèvement. Dans l'est du détroit d'Hudson et dans les eaux voisines, il existe des pêcheries commerciales de crevettes et de turbot, bien que les bélugas ne soient actuellement pas considérés comme risquant d'être pris accidentellement dans ces pêcheries. Le PBP pour le stock de l'EBH serait de 14 animaux, ce qui est bien inférieur au TAP suggéré de 58 animaux (en incluant Sanikiluaq). Les différences entre les deux estimations reflètent les différences entre les objectifs de gestion des deux approches. L'objectif de gestion actuel pour les bélugas de l'EBH est de fixer les niveaux de prélèvement de manière à ce que la probabilité d'un déclin de la population en dessous de 3 400 animaux ne dépasse pas 50 %. L'objectif de gestion de l'approche PBP est de déterminer les niveaux de prélèvement qui ont une probabilité de 95 % que la population soit au-dessus du niveau de productivité nette maximale, sur une période de 100 ans (Wade 1998).

REMERCIEMENTS

Nous remercions T. Doniol-Valcroze, J-F Gosselin, S. Turgeon, L. Postma, S. Mongrain, V. Lesage, S. Ferguson pour leurs diverses contributions.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Bailleul, F., Lesage, V. Power, M. Doidge, D.W. et Hammill, M.O. 2012. Differences in diving and movement patterns of two groups of beluga whales in a changing Arctic environment reveal discrete populations. *Endang. species Res.* 17:27-41.
- Brennin, R., Murray, B.W., Friesen, M.K., Maiers, L.D., Clayton, J.W. et White, B.N. 1997. Population genetic structure of beluga whales (*Delphinapterus leucas*): Mitochondrial DNA sequence variation within and among North American populations. *Can. J. Zool.* 75: 795-802.
- Brown Gladden, J.G., Ferguson, M.M. et Clayton, J.W. 1997. Matriarchal genetic population structure of North American beluga whales *Delphinapterus leucas* (Cetacea: Monodontidae). *Mol. Ecol.* 6: 1033-1046.
- Brown Gladden, J.G., Ferguson, M.M., Friesen, M.K. et Clayton, J.W. 1999. Population structure of North American beluga whales (*Delphinapterus leucas*) based on nuclear DNA microsatellite variation and contrasted with the population structure revealed by mtDNA variation. *Mol. Ecol.* 8: 347-3 63

-
- Caron, L.M.J. et Smith, T.G. 1990. Philopatry and site tenacity of belugas, *Delphinapterus leucas*, hunted by the Inuit at the Nastapoka estuary, eastern Hudson Bay. In Smith, T.G., D.J. St. Aubin, and J.R. Geraci (ed.). Advances in research on the beluga whale, *Delphinapterus leucas*. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 224: 69-79.
- Colbeck, G., Duchesne, P., Postma, L.D., Lesage, V., Hammill, M. et Turgeon, J. 2013. Groups of related belugas (*Delphinapterus leucas*) travel together during their seasonal migrations in and around Hudson Bay. Proc. Royal Soc. B: Biol. Sci. 280 doi: 10.1098/rspb.2012.2552
- COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 77 pp.
- de March, B.G.E. et Postma, L.D. 2003. Molecular genetic stock discrimination of belugas (*Delphinapterus leucas*) hunted in eastern Hudson Bay, Northern Quebec, Hudson Strait, and Sanikiluaq (Belcher Islands), Canada, and comparisons to adjacent populations. Arctic 56:111-124.
- de March, B.G.E., Maiers, L.D., et Friesen, M.K. 2002. An overview of genetic relationships of Canadian and adjacent populations of belugas (*Delphinapterus leucas*) with emphasis on Baffin Bay and Canadian eastern Arctic populations. NAMMCO Sci. Publ. 4: 17-38.
- de March, B.G.E., Stern, G. et Innes, S. 2004. The combined use of organochlorine contaminant profiles and molecular genetics for stock discrimination of white whales (*Delphinapterus leucas*) hunted in three communities on Southeast Baffin Island. J. Cetacean Res. Manage. 6: 241-250.
- Doniol-Valcroze, T. et Hammill, M. O. 2012. [Information on abundance and harvest of Ungava Bay beluga](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/126. iv + 12 p.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F. et Hammill, M.O. 2012a. [Population modeling and harvest advice under the precautionary approach for eastern Hudson Bay beluga \(*Delphinapterus leucas*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/168. iii + 31 p.
- Doniol-Valcroze, T., Hammill, M.O. et Lesage, V. 2012b. [Information on abundance and harvest of eastern Hudson Bay beluga \(*Delphinapterus leucas*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/119. iv + 17 p
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F. et Hammill, M.O. 2014. [Impacts of a flexible Total Allowable Take system on beluga conservation in the Nunavik Marine Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/004. v + 17 p.
- Finley, K.J., G.W. Miller, M. Allard, R.A. Davis et C.R. Evans. 1982. The belugas (*Delphinapterus leucas*) of northern Quebec: Distribution, abundance, stock identity, catch history and management. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1123: 1-32.
- Gosselin, J-F, Hammill, M.O., et Mosnier, A. 2017. [Indices of abundance for beluga \(*Delphinapterus leucas*\) in James Bay and eastern Hudson Bay in summer 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/067. iv + 25 p.
- Hammill, M.O., Mosnier, A., Gosselin, J.-F., Matthews, C.J.D., Marcoux, M., et Ferguson, S.H. 2017. [Management Approaches, Abundance Indices and Total Allowable Harvest levels of Belugas in Hudson Bay](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/062. iv + 43 p.
- Hobbs, R. C., Shelden, K. E. W. Vos, D. J. Goetz, K. T., et Rugh, D. J. 2006. Status review and extinction assessment of Cook Inlet belugas (*Delphinapterus leucas*). AFSC Processed Rep. 2006-16, 74 p. Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., 7600 Sand Point Way NE, Seattle WA 98115.
-

-
- Hoyle, S. et Maunder, M. 2004. A Bayesian integrated population dynamics model to analyze data for protected species. *Anim. Biodiv. Conserv.* 27:247-266.
- Kerr, L.A., Hintzen, N.T., Cadrin, S.X., Clausen, L.W., Dickey-Collas, M., Goethal, D.R., Hatfield, E.M.C., Kritzer, J.P., et Nash, R.D.M. 2017. Lessons learned from practical approaches to reconcile mismatches between biological population structure and stock units of marine fish. *ICES J. Mar. Sci.* 74:1708-1722.
- Lévesque, S. et Duhaime, G. 2019. Demographic Changes in Nunavik 2006-2016. Québec, Canada Research Chair on Comparative Aboriginal Conditions, Collection: Nunivaat Analytics. Université Laval, 3 p.
- Matthews, C.J.D., Marcoux, M., Watt, C., Dunn, B., Young, R., Hall, P.J., Orr, J., et Ferguson, S.H. 2017. Estimated Western Hudson Bay beluga population size from the 2015 visual and photographic aerial survey. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/061. v + 34 p.
- Ministry of Fisheries (MoF) 2007. Operational guidelines for New Zealand's harvest strategy standard. 68 p.
- Mosnier, A., Hammill, M.O., Turgeon, S., et Postma, L. 2017. [Updated analysis of genetic mixing among beluga stocks in the Nunavik marine region and Belcher Islands area: information for population models and harvest allocation](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/016. v + 15 p.
- MPO. 2018. [Avis sur le prélèvement de béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'est et l'ouest de la baie d'Hudson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/008.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2016. [Guidelines for Preparing Stock Assessment Reports Pursuant to the 1994 Amendments to the MMPA](#). 23p.
- NILCA. 2008. Nunavik Inuit Land Claims Agreement. Pages 22-53. Ottawa, Canada.
- Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling; Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing; Vienna, Austria.
- Postma, L.D., Petersen, S.D., Turgeon, J., Hammill, M.O., Lesage, V., et Doniol-Valcroze, T. 2012. [Beluga whales in James Bay: a separate entity from eastern Hudson Bay belugas?](#) *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/074.
- Richard, P.R., 2008. [On determining the Total Allowable Catch for Nunavut odontocete stocks](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2008/022.
- Richard, P.R. 2010. [Stock definition of belugas and narwhals in Nunavut](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/022. iv + 14 p.
- Rioux, E., Lesage, V., Postma, L., Pelletier, É., Turgeon, J., Stewart, R.E.A., Stern, G., et Hammill, M.O. 2012. Use of stable isotopes and trace elements to determine harvest composition and wintering assemblages of belugas at a contemporary ecological scale. *Endang Spec. Res.* 18:179-191.
- Sergeant, D.E. 1973. Biology of white whales (*Delphinapterus leucas*) in western Hudson Bay. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 30: 1065-1090.
- Taylor, B.J. et Demaster, D.P. 1993. Implications of non-linear density dependence. *Mar. Mamm. Sci.* 9:360-371.

-
- Turgeon, J., Duchesne, P., Colbeck, G.J.C., Postma, L. et Hammill, M.O. 2012. Spatiotemporal segregation among summer stocks of beluga (*Delphinapterus leucas*) despite nuclear gene flow: implication for an endangered population in eastern Hudson Bay (Canada). *Conserv. Gen.* 13: 419-433.
- Wade, P. R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mamm. Sci.* 14:1-37.
- Wade, P. R. 2000. Bayesian Methods in Conservation Biology. *Conserv. Biol.* 14:1308-1316.

ANNEXE

Annexe 1, tableau 1. Prélèvements déclarés dans les communautés du Nunavik et de Sanikiluaq (Nunavut). Pour Sanikiluaq, la moyenne des prélèvements de 2017 et 2018 a été utilisée pour 2019. L'ARC représente les communautés de Kuujuarapik, Umiujaq et Inukjuak. DHBU représente une première période où les prises du détroit d'Hudson et de la baie d'Ungava ont été combinées. SAN est Sanikiluaq. Le printemps et l'automne représentent les prises déclarées dans la région du détroit d'Hudson au printemps (1^{er} février au 31 août) et à l'automne (1^{er} septembre au 31 janvier). BUPR et BUAU sont respectivement le printemps et l'automne dans la baie d'Ungava. NEBHPR et NEBHAU sont respectivement le printemps et l'automne dans le nord-est de la baie d'Hudson (Hammill et al. 2017).

ANNÉE	ARC	DHBU	SAN	PRINTEMPS	AUTOMNE	BUPR	BUAU	NEBHPR	NEBHAU	Total
1974	184	421	0	0	0	0	0	0	0	605
1975	224	586	0	0	0	0	0	0	0	810
1976	216	463	0	0	0	0	0	0	0	679
1977	269	554	14	0	0	0	0	0	0	823
1978	164	243	6	0	0	0	0	0	0	407
1979	271	293	0	0	0	0	0	0	0	564
1980	280	281	0	0	0	0	0	0	0	561
1981	97	236	6	0	0	0	0	0	0	333
1982	114	271	30	0	0	0	0	0	0	385
1983	105	227	7	0	0	0	0	0	0	332
1984	131	189	28	0	0	0	0	0	0	320
1985	103	166	5	0	0	0	0	0	0	269
1986	43	126	25	0	0	0	0	0	0	169
1987	53	125	28	0	0	0	0	0	0	178
1988	52	117	20	0	0	0	0	0	0	169
1989	84	284	19	0	0	0	0	0	0	368
1990	53	109	20	0	0	0	0	0	0	162
1991	106	178	22	0	0	0	0	0	0	284
1992	78	96	20	0	0	0	0	0	0	174
1993	67	189	10	0	0	0	0	0	0	256
1994	82	207	50	0	0	0	0	0	0	289
1995	55	221	30	0	0	0	0	0	0	276
1996	56	211	30	0	0	0	0	0	0	267
1997	51	239	19	0	0	0	0	0	0	290
1998	50	252	54	0	0	0	0	0	0	302

ANNÉE	ARC	DHBU	SAN	PRINTEMPS	AUTOMNE	BUPR	BUAU	NEBHPR	NEBHAU	Total
1999	57	238	32	0	0	0	0	0	0	295
2000	62	208	23	0	0	0	0	0	0	270
2001	73	241	27	0	0	66	0	0	0	380
2002	5	161	15	0	0	23	0	0	0	189
2003	8	168	80	0	0	26	0	0	0	202
2004	3	144	94	0	0	4	0	0	0	151
2005	1	172	53	0	0	5	0	0	0	178
2006	0	147	22	0	0	2	0	0	0	149
2007	21	165	24	0	0	6	0	0	0	192
2008	23	92	33	0	0	5	0	0	0	120
2009	21	0	34	68	70	6	0	0	0	165
2010	16	0	47	138	61	8	7	0	0	230
2011	19	0	32	115	86	0	17	0	0	237
2012	13	0	61	208	56	10	2	0	0	289
2013	8	0	76	150	90	8	0	0	0	256
2014	22	0	26	208	37	11	0	1	14	293
2015	36	0	170	106	94	28	3	0	30	297
2016	17	0	43	121	19	24	3	0	3	187
2017	18	0	30	150	85	23	4	0	13	293
2018	14	0	50	146	91	100	2	2	17	372
2019	35	0	40	144	110	23	2	2	24	340
