



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 2018/065

Région du Québec

**Valeur d'assister des bélugas nouveau-nés échoués vivants et des juvéniles en
difficulté pour la conservation de la population de bélugas
(*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent**

Mike O. Hammill et Véronique Lesage

Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
C. P. 1000, 850, route de la Mer
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 (ON) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Hammill, M.O. et Lesage, V. 2019. Valeur d'assister des bélugas nouveau-nés échoués vivants et des juvéniles en difficulté pour la conservation de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/065. iii + 22 p.

Also available in English:

Hammill, M.O., and Lesage, V. 2019. Conservation value to assisting live-stranded neonates and entrapped juvenile beluga (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary population. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/065. iii + 20 p.

RÉSUMÉ

Les bénéfices potentiels de relocaliser des bélugas échoués vivants ou piégés pour le rétablissement de la population de bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) ont été examinés à l'aide d'un modèle démographique. La population est actuellement en déclin et l'information concernant les taux de reproduction sont manquants. Il n'est pas possible de déterminer si le déclin actuel résulte d'une faible reproduction ou d'une mortalité élevée des nouveau-nés ou les deux. La survie chez les adultes est déjà assez élevée et il y a peu de place à l'amélioration. Les efforts pour améliorer la survie des nouveau-nés et des juvéniles sont ceux qui peuvent être les plus bénéfiques pour le rétablissement de la population. Toutefois, des nombres considérables d'animaux devraient être assistés et relocalisés avec succès chaque année pour augmenter le taux de survie et stopper le déclin de la population. Les rapports de nouveau-nés échoués vivant ou de juvéniles piégés sont peu fréquents. Par conséquent, le bénéfice de relocaliser ces quelques individus est nul pour le rétablissement de la population et ne rencontre pas les objectifs de la Relocalisation à des fins de Conservation. Les occurrences de juvéniles piégés sont rares, mais si les animaux sont en bonne santé, ils sont plus susceptibles de survivre lors d'une relocalisation que les nouveau-nés abandonnés par leur mère. Dans une perspective de conservation, le bénéfice de relocaliser des juvéniles piégés au niveau de la population est nul étant donné la rareté de ces cas. Toutefois, la relocalisation de ces individus peut être envisagée sur la base de d'autres considérations. Certains des facteurs qui doivent être pris en compte ont été déterminés au préalable (p. ex. critères pour la remise en liberté et la réhabilitation du MPO).

INTRODUCTION

Certaines populations de mammifères marins se sont remarquablement rétablies après de graves diminutions, tandis que d'autres sont demeurées à des niveaux d'abondance faibles ou ont continué à décliner et ont disparu (Magera *et al.* 2013). Parmi les différents groupes, les pinnipèdes et autres mammifères marins (siréniens, ours polaires et loutres) ont montré la plus forte proportion de populations en rétablissement, bénéficiant probablement de stratégies relatives au cycle biologique qui favorisent des taux de reproduction plus élevés, et de l'occupation d'habitats littoraux qui offrent une visibilité et des mesures de gestion protectrice. Cependant, le rétablissement a été moins fréquent chez les cétacés, en particulier pour les populations hauturières (Magera *et al.* 2013).

La conservation de la faune, telle qu'elle se déroulait au début du XX^e siècle, était centrée sur l'exploitation des ressources naturelles, où la production excédentaire était supprimée tout en protégeant une partie des ressources en vue d'une utilisation future (Lavigne 2006). À l'époque, la faune était considérée comme une marchandise et l'accent était mis sur la taille de la population nécessaire pour assurer des ressources suffisantes à l'exploitation. À partir des années 1960, le champ d'action a été élargi pour inclure les préoccupations relatives au bien-être animal et au maintien d'écosystèmes fonctionnels, ce qui, avec le temps, a permis de passer des préoccupations pour une ressource à une situation où les écosystèmes terrestres et aquatiques et tout ce qui y vivait n'étaient pas simplement considérés comme des ressources à exploiter, mais comme des ressources ayant des droits inhérents à l'existence (Lavigne 2006; Harrington *et al.* 2013). Cette nouvelle approche a donné lieu à des visions concurrentes des ressources naturelles, l'une s'intéressant au développement durable et l'autre aux ressources ayant le droit de persister parce qu'elles existent. Inhérentes à ce droit à l'existence sont les préoccupations pour le bien-être des individus qui ont mené à des efforts accrus pour sauver certains animaux, les réhabiliter et les remettre dans la nature (Harrington *et al.* 2013). Dans le cas des animaux qui se sont retrouvés fragilisés en raison d'un élément humain, il a été suggéré que les humains devaient tenter de réparer le tort et déployer tous les efforts raisonnables pour aider l'animal à retourner dans son environnement naturel (Moore *et al.* 2007; Grogan et Kelly 2013). Le sauvetage des animaux qui ont subi un préjudice peut nécessiter des ressources considérables, présenter des risques pour les individus eux-mêmes et les humains qui les manipulent, ou la population en raison du transfert de maladie potentiel (Quakenbush *et al.* 2009). Sur le plan de la conservation, la valeur du retour à la population d'un individu fragilisé dépendra en partie de l'état actuel de la population, de la probabilité que l'animal survive et de son espérance de vie, du nombre de petits qu'il est susceptible d'avoir (valeur de reproduction), et du nombre d'animaux aidés et remis en liberté. En général, les valeurs de conservation et de reproduction sont considérées comme plus élevées pour les femelles parce qu'elles produisent une progéniture et que, dans de nombreux cas, seulement quelques mâles sont nécessaires pour féconder de nombreuses femelles. Cependant, les mâles peuvent être plus importants s'ils contribuent aux soins de la progéniture ou si un grand nombre de mâles sont nécessaires pour induire l'ovulation chez les femelles.

Les mammifères marins représentent une mégafaune charismatique, dont le sort au niveau individuel provoque des émotions particulièrement fortes chez le public. Cela est particulièrement vrai lorsqu'un individu est en difficulté en raison d'une activité humaine. Il existe des réseaux d'intervention d'urgence pour sauver les mammifères marins en péril dans différents pays, dont le Canada. Les interventions varient de la remise à l'eau de l'individu en le poussant, à l'euthanasie, en passant par une réhabilitation complète dans des installations spécialisées, où l'objectif est d'améliorer l'état de santé pour qu'il atteigne des niveaux favorisant la survie de l'animal en milieu sauvage. Dans certains cas, il y a des appels au

rétablissement d'individus appartenant à des espèces abondantes et en santé et peu préoccupantes pour la conservation, comme le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) ou le phoque commun (*Phoca vitulina*) sur les côtes est et ouest, respectivement. Toutefois, en ce qui concerne les espèces dont la conservation est préoccupante, les efforts visant à aider les animaux individuels peuvent être avantageux pour le rétablissement de la population. L'avantage dépendra toutefois de l'âge et du sexe des individus et de leurs chances de survie, compte tenu de leur état de santé au moment de leur remise en liberté.

Les bélugas (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) sont considérés comme une population résiduelle à la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce (Mosnier *et al.* 2010; COSEPAC 2014). Gravement appauvrie par la chasse commerciale, cette population compte maintenant moins de 900 animaux (Mosnier *et al.* 2015; MPO 2017). Le béluga de l'ESL est actuellement inscrit comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada. Après une période de stabilité ou de légère augmentation (de 1988 à 1998), la population semble avoir diminué entre 1999 et 2012 (Mosnier *et al.* 2015). Un plan de rétablissement a été élaboré et des éléments favorisant le rétablissement de la population ont été proposés.

Dans le cadre de ses efforts de suivi, Pêches et Océans Canada (MPO) maintient un programme de récupération des carcasses afin de surveiller le nombre et la composition selon l'âge et le sexe des bélugas trouvés morts le long des rives de l'ESL. Au cours des quelque 25 dernières années du programme, le nombre de carcasses déclarées chaque année est demeuré relativement constant (médiane = 15 individus par année; Lesage *et al.* 2014; Gosselin *et al.* 2017). Depuis le début du programme en 1983, treize bélugas nouveau-nés, âgés de quelques jours à quelques semaines, se sont échoués vivants, dont cinq au cours des quatre dernières années (MPO Québec, données non publiées).

Au cours des dernières années, trois nouveau-nés relativement vigoureux qui s'étaient échoués vivants dans les limites de l'aire de répartition normale de la population de l'ESL ont reçu de l'aide. Ils ont été déplacés au sein d'un troupeau d'adultes et de jeunes, dans l'espoir d'être adoptés ou de retrouver leur mère. On a reconnu que les probabilités que cela se produise et que les chances de survie étaient probablement nulles, mais la décision d'aller de l'avant a été motivée par des efforts pour sauver les animaux individuels de cette population en déclin. La remise en liberté a eu lieu après le prélèvement d'un échantillon de peau aux fins d'analyse d'ADN et de comparaison future avec des bélugas morts ou ayant subi des biopsies. Le sort des trois nouveau-nés relocalisés est inconnu.

Au cours de la même période, il y a également eu quelques cas où des juvéniles indépendants se sont retrouvés piégés et ont eu besoin d'aide pour retourner à leur habitat normal. En 2001, un juvénile identifié plus tard comme provenant de l'Arctique a été trouvé piégé dans une rivière près du détroit de Belle-Isle, c'est-à-dire bien à l'extérieur de l'aire de répartition de l'ESL. L'animal a été relocalisé à l'entrée de la rivière et a survécu à l'opération; il a été aperçu au cours des mois suivants dans un port de Terre-Neuve, mais il est mort par la suite après avoir été frappé par une hélice. Aucun traitement n'avait été appliqué avant la relocalisation; seul un échantillon de peau avait été prélevé. En juin 2017, un béluga juvénile (d'environ trois ou quatre ans) de sexe inconnu a été observé dans la rivière Nepisiguit près de Bathurst, au Nouveau-Brunswick, c'est-à-dire à l'extérieur de l'aire de répartition normale de la population à ce moment de l'année (Mosnier *et al.* 2010). Toujours dans le contexte du déclin connu de la population, il a été décidé de capturer et de transporter l'animal de la rivière jusqu'à l'ESL, où il a été relâché dans une zone connue pour être occupée par ses congénères. Pendant le transport, l'animal a été réhydraté, des échantillons de sang ont été prélevés et un émetteur satellite a été déployé sur l'animal aux fins de surveillance. Le signal a été perdu après 19 jours.

L'animal de Bathurst a été capturé et relâché dans un délai de cinq à six heures, mais son sort est inconnu. On ignore combien de temps l'animal a passé dans la zone restreinte de la rivière, mais son mauvais état au moment de sa capture semble indiquer qu'il y a passé un certain temps. Cela a soulevé la question de savoir si l'animal aurait pu bénéficier d'efforts de réhabilitation supplémentaires avant d'être relâché.

Dans le cadre de la LEP, il n'y a pas de dispositions pour l'euthanasie ou la réhabilitation des animaux, sauf s'ils présentent une valeur scientifique. La Direction de la gestion des espèces en péril a demandé au Secteur des sciences de fournir un avis concernant les avantages potentiels pour le rétablissement de la population de bélugas de l'ESL que présenterait l'aide des nouveau-nés échoués vivants et des juvéniles en difficulté, et les préoccupations relatives au bien-être animal qui sont liés à la réhabilitation, à l'euthanasie ou à l'absence d'intervention humaine.

Dans la présente étude, nous examinons les avantages potentiels pour le rétablissement de la population de l'ESL que présenterait l'aide à des bélugas individuels de différentes classes d'âge. Nous utilisons une approche démographique pour estimer et comparer les effets des changements dans la survie ou la reproduction de classes d'âge particulières, ainsi que la contribution proportionnelle de différents aspects du cycle de vie au taux de croissance et au rétablissement de la population (Heppell *et al.* 2000; Caswell 2001). La présente analyse répond au point 1 et à une partie des points 2 et 3 de la demande d'avis concernant les questions suivantes :

1. Les tentatives visant à réhabiliter ou à déplacer un béluga nouveau-né ou un juvénile échoué et vivant sont-elles susceptibles de contribuer au rétablissement de la population de bélugas de l'ESL?
2. Quelles sont les chances de survie d'un béluga nouveau-né échoué, et comment devons-nous évaluer l'état de santé de bélugas nouveau-nés?
3. Dans le cas d'un béluga de l'ESL échoué vivant, quels facteurs doit-on prendre en compte dans la décision de réhabiliter, de déplacer ou de laisser un animal tel quel? Quelles mesures concrètes doit-on prendre pour réduire le plus possible les préoccupations concernant le bien-être animal?
4. Dans l'éventualité où un animal échoué est déplacé, quelles données scientifiques doit-on recueillir pendant le déplacement?

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Chez les humains, un nouveau-né est un bébé âgé de 0 à 28 jours, mais il ne semble pas y avoir de définition claire pour un mammifère nouveau-né, bien qu'il ait été suggéré qu'un animal dans sa première semaine semble approprié (Saunders Comprehensive Veterinary Dictionary, 3 ed. © 2007 Elsevier, Inc.). Dans la présente étude, nous supposons qu'un nouveau-né est âgé de quelques jours à quelques semaines. Pour le béluga, la durée de lactation est d'un an et demi à deux ans (Brodie 1971; Doidge 1990), donc, s'il est laissé seul, l'animal mourra. Nous définissons un veau comme un animal allaitant (de zéro à deux ans), un juvénile comme un animal qui a été sevré, mais qui n'a pas encore atteint la maturité sexuelle, qui se produit vers l'âge de huit ans chez les femelles (et quelques années plus tard chez les mâles) et où les animaux deviennent adultes.

Les données comprennent des données sur la répartition des fréquences selon l'âge et sur la fécondité d'une population saine de bélugas en Alaska, ainsi que des données sur les bélugas morts récupérés dans le cadre du programme de suivi des carcasses dans l'ESL entre 1983

et 2017 (Tableau 1) (Burns et Seaman 1985; Lesage *et al.* 2014). Les données sur la répartition des fréquences selon l'âge des deux populations ont été utilisées pour créer une table de survie, en supposant qu'elles proviennent de populations avec une répartition selon l'âge stable. Les deux types de données sont légèrement différents, les données de l'Alaska étant constituées de données recueillies, où les fréquences selon l'âge représentent des multiples des prévisions de survie, appelées « table de survie de type l_x » par Caughley (1977). Les données de l'ESL portent sur des carcasses échouées. Les fréquences selon l'âge des animaux échoués sont des multiples des prévisions d_x , ce qui suppose une approche légèrement différente pour recréer la table de survie (Caughley 1977).

Tableau 1. Fréquences selon l'âge des animaux pêchés en Alaska (Burns et Seaman 1985) et des carcasses échouées de l'estuaire du Saint-Laurent pour la période de 1983 à 2017 (Lesage et al. 2014; MPO, données non publiées). Les naissances pour les deux populations sont estimées à partir des taux de reproduction du béluga de l'Alaska (Tableau 2) [Burns et Seaman 1985]. Les données originales pour l'Alaska ont été présentées en supposant deux groupes de couches de croissance (GCC) par année, ce qui était la convention lorsque les données ont été recueillies, mais celles-ci ont été converties pour tenir compte du fait qu'un GCC représente une année (Stewart et al. 2006). Pour le béluga de l'ESL, on suppose qu'un GCC équivaut à une année.

Âge (GCC)	Alaska			Estuaire du Saint-Laurent		
	Nombre	Décès	Naissances	Nombre	Décès	Naissances
0	50	15	0	466	96	0
1	-	-	-	370	7	0
2	35	4	0	363	9	0
3	-	-	-	354	11	0
4	31	2	0	343	2	0
5	-	-	-	341	5	0
6	29	3	0	336	2	0
7	-	-	-	334	7	0
8	26	1	0	327	4	0
9	-	-	-	323	7	0
10	25	2	0	316	4	0
11	-	-	-	312	5	51
12	23	1	4	307	7	50
13	-	-	-	300	2	49
14	22	1	4	298	4	49
15	-	-	-	294	3	48
16	21	2	3	291	3	47
17	-	-	-	288	3	47
18	19	1	3	285	9	46
19	-	-	-	276	3	45
20	18	1	3	273	2	44
21	-	-	-	271	10	45
22	17	1	3	261	3	43
23	-	-	-	258	3	43
24	16	0	3	255	2	42
25	-	-	-	253	3	42
26	16	1	3	250	4	42
27	-	-	-	246	4	41
28	15	1	2	242	4	40
29	-	-	-	238	5	40
30	14	1	2	233	7	39
31	-	-	-	226	6	38
32	13	1	2	220	5	37

Âge (GCC)	Alaska			Estuaire du Saint-Laurent		
	Nombre	Décès	Naissances	Nombre	Décès	Naissances
33	-	-	-	215	6	36
34	12	0	2	209	3	35
35	-	-	-	206	8	34
36	12	1	2	198	6	33
37	-	-	-	192	3	32
38	11	1	2	189	12	31
39	-	-	-	177	9	29
40	10	0	2	168	11	28
41	-	-	-	157	9	26
42	10	1	2	148	12	25
43	-	-	-	136	5	23
44	9	0	1	131	6	22
45	-	-	-	125	16	17
46	9	1	1	109	6	15
47	-	-	-	103	6	14
48	8	1	1	97	13	13
49	-	-	-	84	12	12
50	7	0	1	72	14	10
51	-	-	-	58	7	5
52	7	1	1	51	8	5
53	-	-	-	43	6	4
54	6	0	1	37	4	3
55	-	-	-	33	6	3
56	6	1	1	27	7	2
57	-	-	-	20	5	1
58	5	0	0	15	2	1
59	-	-	-	13	3	1
60	5	1	0	10	4	1
61	-	-	-	6	4	0
62	4	0	0	2	2	0

Tableau 2. Données sur le taux de natalité selon l'âge des bélugas pêchés en Alaska, fondées sur les femelles avec fœtus ou nouveau-nés à terme, d'après l'âge de maturité déclaré et les grossesses tardives et précoces (Burns et Seaman 1985). Les données originales ont été présentées en supposant deux groupes de couches de croissance (GCC) par année, ce qui était la convention lorsque les données ont été recueillies, mais celles-ci ont été converties pour tenir compte du fait qu'un GCC représente une année (Stewart et al. 2006).

Âge (2 GCC par année)	Âge (1 GCC par année)	Taux de naissance
0-5	0-9	0
6-10	10-20	0,326
11-22	21-44	0,333
23-25	45-50	0,278
26-28	51-56	0,182
29-35	57-70	0,125

Les renseignements des tables de survie ont été utilisés pour examiner la dynamique de la population à l'aide d'un modèle matriciel de Leslie :

$$N(t+1) = \mathbf{A} \cdot n(t), \quad (1)$$

où n est un vecteur structuré en fonction de l'âge aux temps t et $t+1$, et \mathbf{A} est une matrice de projection démographique définie par les taux de fécondité et de survie par âge (Leslie 1945, 1948; Caswell 2001).

$$\mathbf{A} = \begin{pmatrix} 0_i & F_{i+1} & \cdots & F_{i+z-1} & F_z \\ P_i & 0 & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & P_{i+1} & \cdots & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \cdots & P_{i+z} & 0 \end{pmatrix}$$

P_i est la probabilité qu'un individu de la classe d'âge i , survivant à la classe d'âge $i+1$, F_i est la fertilité pour les individus de la classe d'âge i , qui est ici le nombre de jeunes par individu au temps i qui sont vivants au temps $i+1$. Le paramètre i variait de 1 à x , où x était l'âge maximal. On suppose que la matrice de projection est irréductible et non négative. Donc, toutes les classes d'âge du modèle contribuent à produire les classes d'âge plus jeunes, c'est-à-dire que les classes d'âge post-reproductif ne font pas partie du modèle et que tous les éléments de la matrice sont égaux ou supérieurs à zéro.

On a supposé que le sex-ratio était de 1:1 dans la population, que les femelles donnaient naissance à un seul petit et que les petits étaient tous nés en même temps (rythme des naissances). Seule la composante femelle de la population a été examinée. Dans les deux modèles, l'information sur la fertilité selon l'âge a été tirée de la population de l'Alaska (Burns et Seaman 1985; Tableau 2). L'hypothèse d'un dépôt de deux GCC par année dans Burns et Seaman (1985) a introduit une certaine imprécision dans la détermination de l'âge pour la maturité sexuelle et les premières naissances. Les animaux étaient matures à l'âge de 8 ans et la première naissance a eu lieu à l'âge de 9 ans. Il semble y avoir un déclin des taux de mise bas chez les animaux plus âgés, ce qui suggère le début de la sénescence et peu de bélugas se reproduisent après 70 ans (d'après les données de Burns et Seaman 1985, mais les données ont été converties en supposant le dépôt d'un GCC par année). Cependant, l'âge maximal pour une reproduction réussie est difficile à déterminer en raison de la perte des couches dentinaires chez les vieux animaux (Burns et Seaman 1985). Pour respecter l'exigence d'irréductibilité, le nombre maximal de classes d'âge a été tronqué lorsque le nombre de veaux produits par une classe d'âge tombait à zéro.

Nous avons examiné le taux d'accroissement (λ), la structure d'âge stable, les valeurs de reproduction nette et selon l'âge ainsi que les élasticités des deux populations. Le taux d'accroissement fournit une mesure unique de la dynamique de la population, résumant les effets combinés de la reproduction, de l'âge à la maturité et de la survie. Si la matrice est irréductible et non négative, le taux d'accroissement de la population est la valeur propre dominante de la matrice de transition \mathbf{A} et il peut être estimé à l'aide de l'équation caractéristique. Les valeurs propres sont la solution à l'équation caractéristique :

$$\det(\mathbf{A} - \lambda \mathbf{I}) = 0,$$

où \det est le déterminant, \mathbf{I} est la matrice d'identité et λ , le taux d'accroissement de la population, est la valeur propre dominante.

La valeur de reproduction selon l'âge est le nombre attendu de futurs descendants produits par un animal d'un âge i . Ce paramètre combine les influences de la reproduction, de la survie et de l'âge en une seule valeur. En général, la valeur de reproduction est faible à la naissance, atteint son maximum près de l'âge de la première reproduction, puis diminue jusqu'à zéro pour les

classes d'âge post-reproductif. La valeur de reproduction de classes d'âge particulières peut donc être considérée comme leur potentiel relatif de contribution aux générations futures. Les valeurs de reproduction selon l'âge sont normalisées de sorte que la valeur de reproduction de la première classe d'âge, en l'occurrence les nouveau-nés, est l'unité. La faible valeur de cette classe d'âge par rapport aux animaux plus âgés reflète la probabilité qu'un nouveau-né meure avant de se reproduire et le délai avant d'atteindre la maturité (Caswell 2001).

L'équation discrète pour la valeur de reproduction (v_x) pour un animal d'un âge x peut être estimée sous forme de matrice à partir de :

$$v_x = \sum_{j=x}^s \left(\prod_{h=i}^{j-1} P_h \right) F_j \lambda^{i-j-1}$$

Le taux de reproduction net (R_0) est le nombre moyen de descendants par lequel un nouveau-né sera remplacé à la fin de sa vie. Il donne une indication du taux d'accroissement de la population d'une génération à l'autre. L'équivalent discret peut être estimé à partir de formule suivante (Caswell 2001) :

$$R_0 = \sum_i F_i \left(\prod_{j=1}^{i-1} P_j \right)$$

Le temps de génération (T) est le temps nécessaire pour que la population augmente d'un facteur de R_0 . Il peut être estimé comme suit :

$$T = \frac{\log R_0}{\log \lambda_1}$$

Il est important de comprendre quels sont les facteurs qui contribuent le plus à la croissance d'une population. Cela est compliqué par les différentes échelles sur lesquelles opèrent les paramètres démographiques. Par exemple, la probabilité de survie ne peut varier qu'entre 0 et 1, tandis que le taux de reproduction peut varier de 0 à plusieurs descendants selon la taille de la portée. L'analyse de l'élasticité décompose le taux de croissance de la population en contributions qu'apportent les transitions du cycle de vie. Il s'agit d'une mesure de perturbation dans les modèles de projection matricielle qui quantifie le changement proportionnel du taux de croissance démographique comme une fonction d'un changement proportionnel de la survie ou de la fécondité d'une classe d'âge donnée. Les élasticités indiquent donc la sensibilité proportionnelle ou l'« importance » relative des transitions du cycle de vie pour la croissance et le maintien de la population (Caswell 2001; de Kroon *et al.* 2000). Les élasticités (e_{ij}) ont été élaborées par Caswell (1978) :

$$e_{ij} = \frac{a_{ij}}{\lambda} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}}$$

où λ est le taux d'accroissement de la population, a_{ij} est le changement proportionnel de l'élément matriciel et ∂ est la dérivée partielle.

Toutes les analyses ont été réalisées en utilisant la construction et l'analyse de l'ensemble de modèles démographiques structurés selon l'âge « demogR » écrit en R (Jones 2007; R Development Core Team 2007).

Le taux maximal d'accroissement (λ) est la variation de l'abondance sur une période de temps (t) et il peut être estimé à partir de la formule suivante :

$$\lambda = \frac{N_{t+1}}{N_t}$$

Si λ et N_t sont connus, il est alors possible d'estimer N_{t+1} . Dans le cas d'un déclin de population, la différence de l'abondance divisée par la probabilité de survie fournit une estimation du nombre d'animaux qui doivent être réintroduits ou retournés dans la population pour permettre à la population de se stabiliser ou d'augmenter.

La taille de la population attendue au temps $t+1$ (N_t) est calculée à partir de la taille de la population au temps t (N_0) et λ :

$$N_t = N_0 \cdot \lambda$$

où λ a été fixé à 0,0987 pour refléter les résultats de la modélisation de Mosnier *et al.* (2015) et au λ estimé par les projections du modèle actuel.

Le nombre minimal d'individus (n) qui doivent être secourus pour stabiliser la population, c'est-à-dire $\lambda = 1$, peut être calculé comme suit :

$$n = \frac{N_0 - N_{t+1}}{P_i}$$

Où P_i est le taux de survie de la classe d'âge des animaux secourus. N_0 est la population au temps = 0. Dans l'évaluation la plus récente, l'estimation de la population de bélugas de l'ESL est d'environ 900 individus (Mosnier *et al.* 2015; MPO 2017). Cependant, nous nous intéressons davantage ici à comparer la sensibilité de la dynamique de deux populations différentes de bélugas à des interventions humaines différentes, plutôt qu'à la taille réelle. Par conséquent, dans les deux cas, N_0 a été fixé à 1 000 animaux.

Le modèle a d'abord été créé à partir de données sur les fréquences selon l'âge et les taux de reproduction provenant de bélugas de l'Alaska. Nous avons appliqué une méthode semblable aux données sur les fréquences selon l'âge des carcasses de bélugas de l'ESL. Puisqu'il n'y a pas de données sur les taux de reproduction des bélugas de l'ESL, nous avons élaboré le modèle de l'ESL en utilisant les données sur les taux de reproduction des bélugas de l'Alaska. Cependant, on craint que les taux de reproduction ne soient pas normaux dans cette population, par conséquent, les effets de taux de reproduction plus faibles sur la dynamique de la population ont également été simulés (MPO 2014). Le modèle de l'ESL repose sur la répartition des fréquences selon l'âge des carcasses de bélugas qui ont été repérées sur la plage ou en mer. Les petits des bélugas sont beaucoup moins gros et pourraient ne pas être repérés aussi facilement que les animaux plus âgés. Mosnier *et al.* (2015) ont estimé que les adultes étaient deux à sept fois plus susceptibles d'être repérés que les veaux. Par conséquent, nous avons également examiné l'incidence de la variation de la probabilité de repérage des carcasses de nouveau-nés. Il en est résulté un total de cinq modèles de bélugas, un pour les bélugas de l'Alaska et quatre pour ceux de l'ESL.

RÉSULTATS

La projection pour le béluga de l'Alaska montre que la population augmente très lentement à un taux d'environ 0,8 % par an (Tableau 4, Figure 1). Le modèle de la population de bélugas de l'ESL fondé sur les fréquences de distribution selon l'âge des carcasses récupérées et les données sur les taux de reproduction des bélugas de l'Alaska indiquent que la population augmente à un taux de 1,7 % par an. Cette estimation est beaucoup plus élevée que les changements estimés à l'aide d'un modèle démographique intégré récemment élaboré qui combine plusieurs sources de données et qui a estimé une tendance légèrement positive à un taux de 0,13 % par an entre 1983 et 2002, suivie d'une tendance à la baisse à un taux de -1,13 % par an entre 2003 et 2012 (Mosnier *et al.* 2015). La tendance positive plus faible (par rapport aux bélugas de l'Alaska) observée entre 1983 et 2002 pourrait être simulée en réduisant les taux de reproduction de 32 % ou en supposant que les carcasses de seulement 30 % des veaux morts (par rapport aux adultes) ont été repérées. La tendance à la baisse de la population de l'ESL observée entre 2003 et 2012 pourrait être simulée en supposant que seulement 17 % des carcasses des veaux (par rapport aux adultes) ont été récupérées (Figure 1, Tableau 4).

Le taux de reproduction net ou le nombre moyen de descendants par lequel une femelle nouveau-née sera remplacée à la fin de sa vie, était le plus élevé pour le modèle initial des bélugas de l'ESL, suivi de celui de l'Alaska, puis des modèles modifiés de l'ESL (Tableau 3). Le temps en années pour que la population augmente d'un facteur équivalent au taux de reproduction net estimé, c'est-à-dire le temps de génération, était plus court pour les bélugas de l'Alaska que pour ceux de l'ESL, ce qui indique un taux de renouvellement de la population plus élevé (Tableau 3).

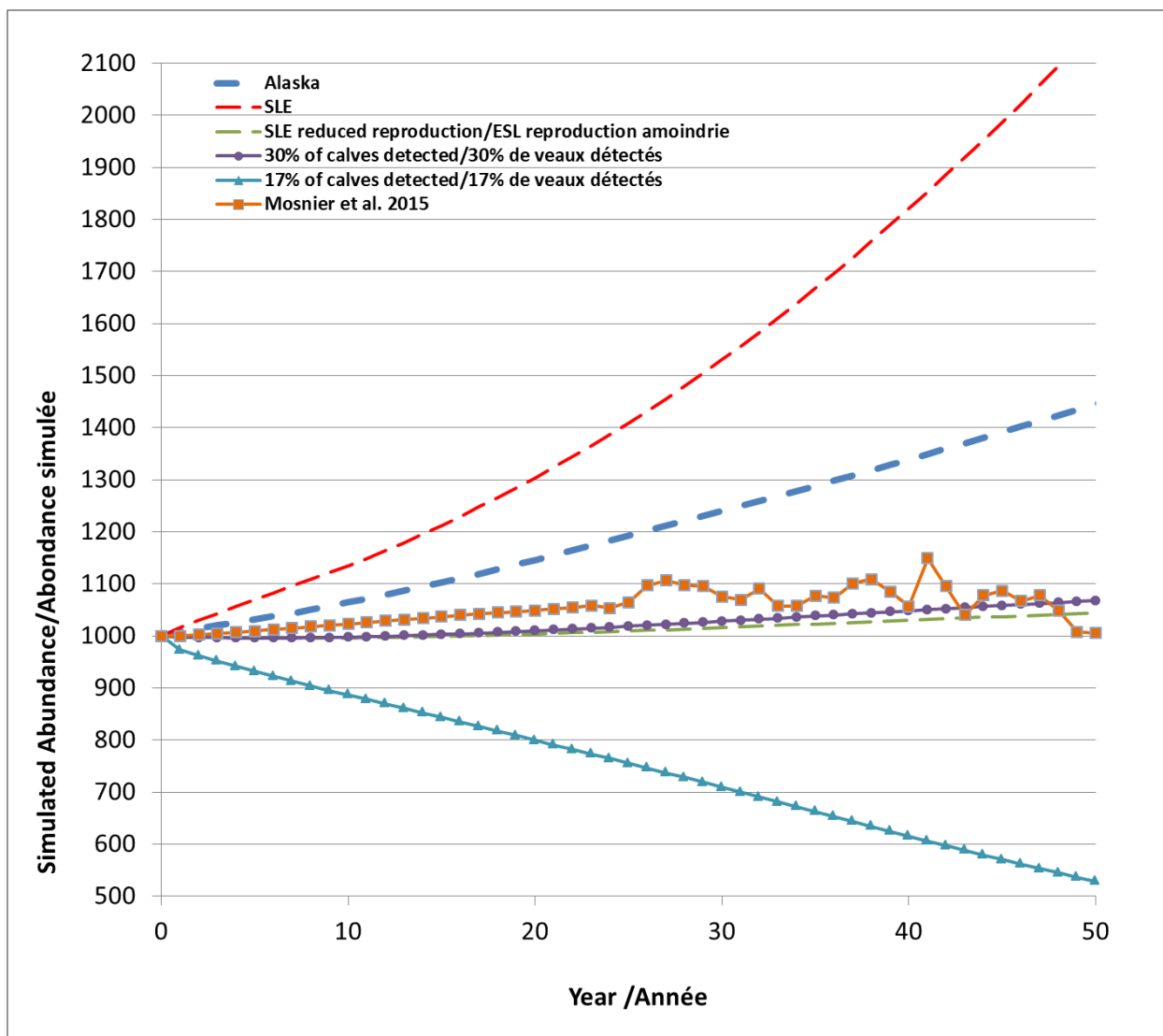


Figure 1. Trajectoires du modèle des populations de bélugas en fonction des calendriers de survie et de fertilité présentés aux tableaux 1 et 2 pour les bélugas de l'Alaska et de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL). Dans toutes les simulations, les populations ont été mises à l'échelle d'une population de départ de 1 000 animaux. Seules les 50 premières années de la projection sur 100 ans sont affichées pour montrer comment les tendances dévient. La série « Mosnier et al. » redimensionnée utilise les données sur la tendance de l'étude Mosnier et al. (2015) où la tendance des bélugas de l'ESL pour la période 1960-2010 a été ramenée à une population de départ de 1 000 animaux et l'année 1960 a été établie en tant qu'année zéro. Les séries « reproduction réduite de l'ESL » et « 30 % de petits repérés par rapport aux adultes » simulent la population en légère augmentation qui a été observée pendant les 40 premières années par Mosnier et al. (2015), tandis que la série « 17 % de petits repérés par rapport aux adultes » représente la trajectoire à la baisse observée au cours de la dernière décennie (Mosnier et al. 2015).

Tableau 3. Paramètres de population pour les populations de l'Alaska et de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL) estimés à l'aide d'un modèle matriciel de Leslie, et projections sur 100 ans. Le taux de reproduction net (R_0) représente le nombre moyen de descendants par lequel une femelle nouveau-née sera remplacée à la fin de sa vie. Le temps de génération (T) est le temps en années pendant lequel la population augmente d'un facteur R_0 .

Paramètre	Estuaire du Saint-Laurent						
	Alaska	Présente étude				Mosnier et al. 2015	
		Modèle initial	Reprod. réduite de 32 %	30 % des petits repérés	17 % des petits repérés	1983-2002	2003-2012
Taux de croissance de la population (λ)	1,008	1,0172	1,0013	1,0018	0,9859	1,0013	0,987
Taux de reproduction net (R_0)	1,11	1,531	1,034	1,048	0,683	-	-
Temps de génération (T)	72	125	130	130	135	-	-

La répartition selon l'âge stable du modèle de l'Alaska comprenait deux fois plus de jeunes veaux et un plus grand nombre de juvéniles que les modèles de bélugas de l'ESL, tandis que les modèles de l'ESL comprenaient un plus grand nombre de jeunes adultes (Tableau 4). La probabilité de survie des petits des bélugas de l'Alaska était intermédiaire aux valeurs estimées pour les bélugas de l'ESL (Tableau 4).

Tableau 4. Différences dans les divers descripteurs de la dynamique des populations entre le béluga de l'Alaska et le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent. L'âge est établi selon le dépôt d'un GCC par année (Stewart et al. 2006).

Paramètre	Population ou scénario	Jeunes veaux Âge 0 – ESL Âge 0 à 1 – Alaska	Vieux veaux/juveniles Âge 1 à 8	Jeunes adultes Âge 9 à 44	Adultes plus âgés de 45 ans et plus
Répartition selon l'âge stable (%)	Alaska	10	35	47	8
	ESL	5	29	67	4
	ESL – reprod. réduite de 32 %	4	23	70	6
	ESL – 30 % des petits repérés	4	23	70	6
	ESL – 17 % des petits repérés	4	17	73	9
Probabilité de survie	Alaska	0,71	0,93	0,94	0,92
	ESL	0,86	0,98	0,97	0,83
	ESL – reprod. réduite de 32 %	0,86	0,98	0,97	0,83
	ESL – 30 % des petits repérés	0,70	0,98	0,97	0,83
	ESL – 17 % des petits repérés	0,54	0,98	0,97	0,83
Valeur de reproduction	Alaska	1,0	1,7	1,4	0,3
	ESL	1,0	1,34	1,0	0,15
	ESL – reprod. réduite de 32 %	1,0	1,25	0,8	0,12
	ESL – 30 % des petits repérés	1,0	1,54	1	0,13
	ESL – 17 % des petits repérés	1,0	1,83	1	0,12

La survie des jeunes veaux pour le modèle de l'Alaska et de l'ESL où seulement 30 % des carcasses de nouveau-nés sont repérées était intermédiaire entre les taux de survie estimés pour le modèle de base de l'ESL et le modèle où seulement 17 % des carcasses de jeunes veaux ont été repérées (Tableau 4, Figure 2). Les taux de survie se sont améliorés rapidement de la naissance au sevrage, puis ont diminué lentement jusqu'à la maturité. Les taux de survie chez les adultes sont restés élevés jusqu'à l'âge 40, mais ont décliné plus rapidement chez les animaux âgés de 40 ans et plus (Figure 2). De façon générale, les taux de survie des bélugas adultes de l'ESL étaient légèrement plus élevés que ceux des bélugas de l'Alaska.

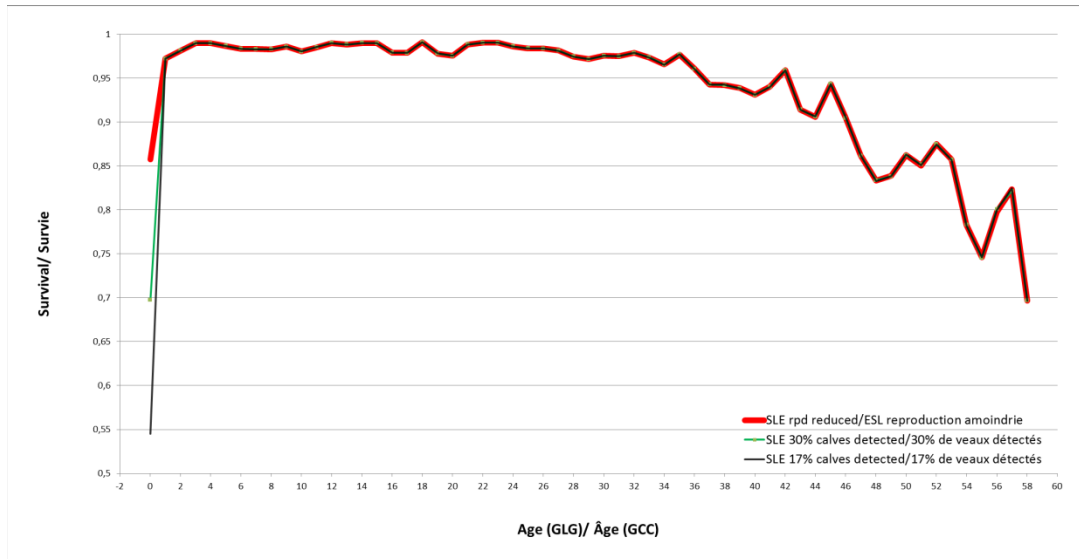


Figure 2. Changements estimés relativement aux taux de survie propres à l'âge des différents modèles pour les bélugas de l'Alaska et de l'estuaire du Saint-Laurent. L'axe y a été excentré pour montrer clairement la survie à l'âge 0. Les valeurs de survie se chevauchent pour les scénarios de l'ESL commençant à l'âge d'un an.

Les valeurs de reproduction des bélugas de l'Alaska ont augmenté de la naissance à l'âge de 10 ans, puis ont maintenu un plateau relativement élevé jusqu'à l'âge de 18 ans, pour ensuite diminuer au fil du temps (Tableau 4, Figure 3). Les valeurs du modèle de l'ESL où seulement 17 % des petits ont été repérés ont augmenté rapidement au cours de la première année, sont demeurées à un plateau jusqu'à la maturité, puis ont diminué. Parmi les autres modèles de l'ESL, la valeur de reproduction a augmenté plus graduellement, atteignant un sommet vers l'âge de 9-10 ans, puis diminuant graduellement sans plateau définitif par rapport au sommet de l'Alaska (Tableau 4, Figure 3).

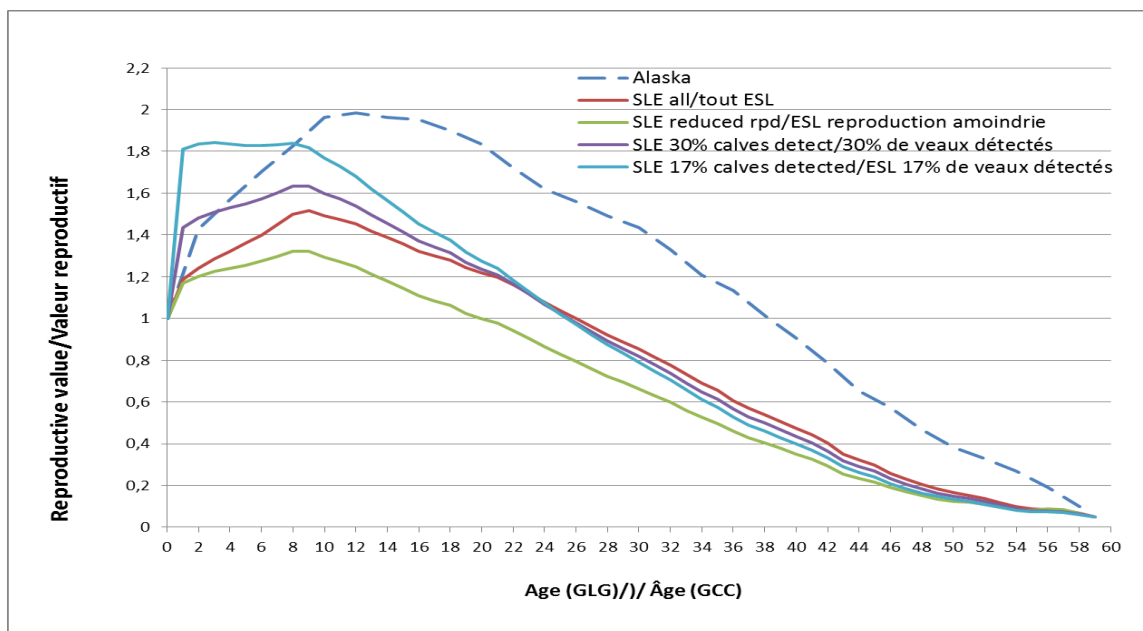


Figure 3. Changement des valeurs de reproduction avec l'âge chez les bélugas de l'Alaska et de l'estuaire du Saint-Laurent (ESL).

Les élasticités fournissent une mesure de la sensibilité des changements proportionnels dans λ , par rapport aux changements proportionnels des taux de survie et de fertilité. L'analyse de l'élasticité indique que, pour toutes les classes d'âge, une augmentation de la probabilité de survie a une incidence plus importante sur le taux de croissance de la population qu'une augmentation de la fertilité, et que les changements dans la survie sont susceptibles d'avoir une incidence beaucoup plus importante sur les bélugas de l'Alaska que sur ceux de l'ESL (Tableau 5, Figure 4). Cette analyse démontre également que parmi les classes d'âge, la plus forte incidence sur le taux d'accroissement de la population serait obtenue en améliorant la survie relative des individus non matures et des jeunes adultes (Tableau 6, Figure 4). L'évolution des taux de fécondité (en l'occurrence, la combinaison des naissances et de la survie des veaux) a une incidence plus grande sur λ chez les bélugas de l'Alaska que chez ceux de l'ESL. Chez les bélugas de l'Alaska, l'élasticité de la fertilité augmente rapidement pour atteindre un sommet à l'âge de 12 ans et ensuite diminuer (Tableau 5, Figure 4). Dans les populations de l'ESL, les élasticités de fertilité augmentent rapidement de la naissance à l'âge de 10 ans, puis maintiennent un plateau pendant de nombreuses années (âges 9 à 32 ans) sans jamais atteindre le niveau élevé observé pour la population de l'Alaska.

Tableau 5. Différences dans les élasticités des bélugas de l'Alaska et de ceux de l'estuaire du Saint-Laurent. L'âge est établi selon le dépôt d'un GCC par année (Stewart et al. 2006).

Paramètre	Population ou scénario	Jeunes veaux	Vieux veaux/juveniles	Jeunes adultes,	Adultes plus âgés de
		Âge 0 – ESL Âge 0 à 1 – Alaska	Âge 1 à 8	âge 9 à 44	45 ans et plus
Élasticité de λ par rapport à la survie	Alaska	0,07	0,07	0,03	0,002
	ESL	0,042	0,042	0,016	0,00
	ESL – reprod. réduite de 32 %	0,039	0,039	0,017	0
	ESL – 30 % des petits repérés	0,039	0,039	0,017	0,007
	ESL – 17 % des petits repérés	0,036	0,036	0,018	0,001
Élasticité de λ par rapport à la fertilité	Alaska	0	0,0005	0,004	0,001
	ESL	0	0,001	0,001	0,000
	ESL – reprod. réduite de 32 %	0	0,0001	0,001	0,0001
	ESL – 30 % des petits repérés	0	0	0,001	0,0001
	ESL – 17 % des petits repérés	0	0	0,001	0,0001

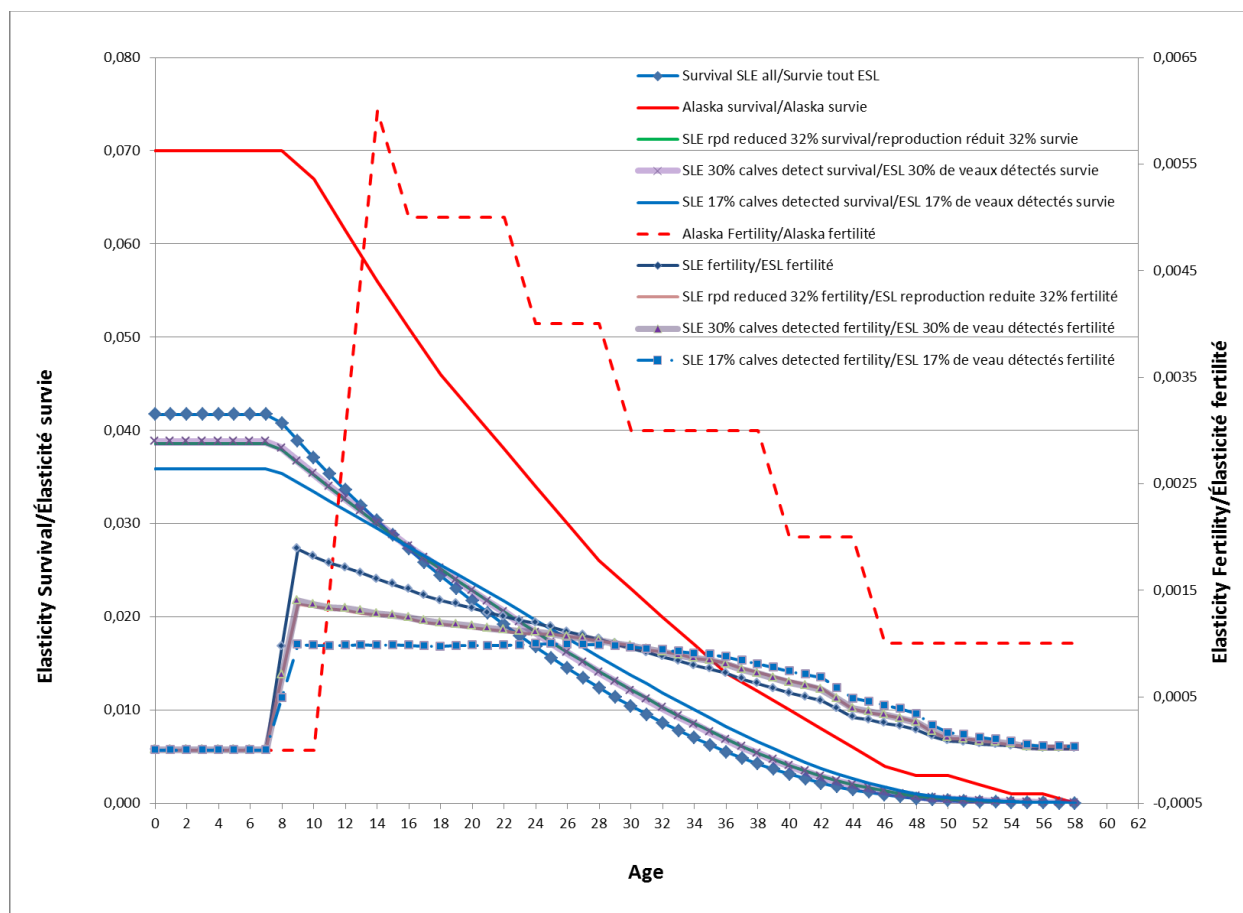


Figure 4. Estimations de l'élasticité par rapport à la survie (axe vertical gauche) et à la fertilité (axe vertical droit) pour les modèles de bélugas de l'Alaska et de l'estuaire du Saint-Laurent (ELS). Les élasticités des modèles qui ont examiné une réduction de 32 % des taux de reproduction et du modèle où 30 % des carcasses de veaux ont été repérées sont superposées.

RÉTABLISSEMENT

Les analyses ci-dessus indiquent que l'amélioration de la survie et de la productivité des juvéniles est probablement l'option la plus avantageuse pour la population de l'ESL. La seconde partie de l'analyse consiste à déterminer le nombre d'animaux devant survivre pour contribuer à l'interruption du déclin et au rétablissement de la population. À l'heure actuelle, la population diminue à un taux de 1,13 % par an (c'est-à-dire, $\lambda = 0,987$). Si la population est stabilisée, alors dix à dix-neuf bélugas par année devront être aidés et remis dans la population, selon leur classe d'âge et la probabilité de survie (Tableau 6). En supposant que la probabilité de survie ne soit pas touchée par l'échouement, dix juvéniles ou douze à dix-neuf nouveau-nés devront être aidés et réintroduits avec succès pour mettre un terme au déclin de la population. Ce nombre augmentera si l'échouement a une incidence négative sur les chances de survie d'un animal. Si la probabilité normale de survie diminue de 50 % ou plus, le nombre d'animaux à relocaliser avec succès dépassera les estimations de production maximale possible de 108 à 135 veaux pour une population estimée à 900 individus (Lesage et Kingsley 1995; Mosnier *et al.* 2015). [Maximum de 12 à 15 % de la taille de la population (Lesage et Kingsley 1995), c'est-à-dire 108 à 135 nouveau-nés pour une population estimée à 900 individus].

Tableau 6. Nombre minimal de bélugas de l'ESL qui doivent être relocalisés chaque année (n) pour renverser le déclin actuel, c'est-à-dire atteindre un taux de croissance de la population (λ) de 1,0. Les résultats sont présentés pour une population en déclin ($\lambda = 0,9887$) [Mosnier et al. 2015]. Les calculs ont été faits en supposant que la probabilité de survie P n'est pas touchée par le fait que l'animal se soit échoué vivant ainsi que pour diverses réductions du pourcentage de cette probabilité de survie (en %). Il est à noter que si $n > 100$, il y a alors dépassement de la production annuelle estimée de veaux pour cette population.

% de réduction de P	P des veaux		Nombre minimal de veaux à secourir $\lambda = 0,9887$	P des juvéniles	n minimal de juvéniles à secourir $\lambda = 0,9887$
	Modèle initial	Modèle où 17 % des veaux sont repérés			
0	0,86	0,54	12-19	0,98	10
10	0,774	0,486	13-21	0,882	11
20	0,6192	0,3888	16-26	0,7056	14
30	0,43344	0,27216	23-37	0,49392	20
40	0,260064	0,163296	38-61	0,296352	34
50	0,130032	0,081648	77-122	0,148176	67
60	0,0520128	0,0326592	192-306	0,0592704	169
70	0,01560384	0,0097978	641-1021	0,01778112	562
80	0,00312077	0,0019596	3204-5103	0,00355622	2812
90	0,00031208	0,000196	32043-51032	0,00035562	28120

DISCUSSION

La vigueur démographique d'une population se définit comme son bien-être sur le plan de la fécondité et de la survie. Elle ne fournit pas nécessairement de renseignements sur la croissance future, mais elle indique comment une population fait face aux conditions actuelles (Caughley 1977; Hammill et al. 2007). L'information tirée de ces analyses est utile non seulement pour comprendre la théorie du cycle biologique, mais également pour élaborer des stratégies de gestion et de conservation (Doidge 1990).

Le modèle élaboré à partir de données sur les fréquences selon l'âge et les taux de reproduction provenant de bélugas de l'Alaska représente une population de bélugas apparemment en bonne santé comparativement aux bélugas de l'ESL (Burns et Seaman 1985). Cela se reflète dans leur temps de génération légèrement plus court et dans leur productivité nette plus élevée par rapport aux modèles de bélugas de l'ESL. Les taux de survie des adultes de l'Alaska modélisés étaient légèrement inférieurs aux estimations des échantillons provenant

d'individus échoués de l'ESL, tandis que la survie des veaux était intermédiaire. Les taux de survie plus faibles des adultes dans le modèle de l'Alaska par rapport à l'ESL reflètent probablement la mortalité additionnelle résultant de la chasse, qui n'est pas un facteur pour le béluga protégé de l'ESL. Les taux de survie des bélugas adultes de l'ESL estimés ici étaient semblables à ceux obtenus à l'aide d'un modèle de population intégrée et, lorsqu'ils sont considérés ensemble, ils indiquent qu'ils sont probablement des paramètres raisonnables pour cette espèce. Malheureusement, les renseignements sur les taux de reproduction selon l'âge font défaut dans le cas des bélugas de l'ESL; par conséquent, lors de l'élaboration des modèles de l'ESL, on a également supposé que les taux de reproduction étaient semblables à ceux recueillis pour les baleines en Alaska. Sergeant (1986) a indiqué que les taux d'ovulation étaient semblables entre les bélugas de l'Arctique et ceux de l'ESL, mais les taux d'ovulation tendent à surestimer les taux de reproduction, parce que toutes les femelles qui ovulent ne deviennent pas nécessairement gestantes et que toutes les femelles gestantes ne mènent pas nécessairement à terme. Burns et Seaman (1985) ont noté une légère baisse des taux de reproduction, selon que les estimations étaient fondées sur des fœtus jeunes ou presque à terme. Les relevés aériens ont montré que la proportion de veaux dans les relevés est plus faible dans la population de l'ESL que dans les populations de l'Arctique, mais certaines de ces différences peuvent être attribuées à des changements de méthodes dans les relevés effectués après 1999 (Brodie 1967; Sergeant et Hoek 1988). Cependant, lorsque les relevés effectués à l'aide de méthodes similaires sont comparés, on constate une baisse notable de la proportion de veaux repérés sur les photographies, qui est passée de 15 à 18 % entre 1988 et 1997, à 3 à 8 % entre 2000 et 2008 (Gosselin *et al.* 2014). Ce changement est accompagné d'un changement apparent dans le cycle de reproduction, les animaux passant d'un cycle de reproduction de trois ans à un cycle de deux ans associé à une baisse des taux de reproduction ou à une augmentation de la mortalité très précoce des nouveau-nés, libérant les femelles pour qu'elles puissent se reproduire l'année suivante (Mosnier *et al.* 2015).

Depuis la protection qui lui a été accordée en 1979, la population de bélugas de l'ESL montre peu de signes de rétablissement important. Diverses études suggèrent plutôt que la population a connu un léger déclin avant 1987 (Béland *et al.* 1988), une légère augmentation entre 1988 et 1997 (Kingsley 2002) ou peu de changements entre 1985 et 2006 (Hammill *et al.* 2007). Selon une analyse plus récente, qui combine les données de levés photoaériens (1990-2009) et des échantillons de carcasses échouées (1983-2012) en un seul modèle de population intégrée, la population était stable ou elle augmentait lentement entre la fin de la chasse dans les années 1960 jusqu'au début des années 2000, mais à partir de 1999, elle est entrée dans une période d'instabilité qui s'est manifestée par une augmentation de la mortalité des veaux en 1999, puis par un déclin constant (Mosnier *et al.* 2015).

Les modèles de dynamique des populations élaborés dans la présente étude supposent une structure d'âge stable. Il s'agit d'une hypothèse raisonnable pour la population de l'Alaska (Burns et Seaman 1985), et elle était probablement vraie pour le béluga entre 1983 et 1999-2002, une période où la population était relativement stable. Après 2002, la population semble avoir diminué, probablement en raison d'une augmentation de la mortalité néonatale, et l'oscillation considérable de la productivité apparente signifiait que cette hypothèse n'était plus vraie (Michaud 2014; Mosnier *et al.* 2015). Ces changements nous ont empêchés d'utiliser les renseignements sur la répartition des fréquences selon l'âge pour modéliser séparément les tendances des périodes 1983-2002 et 2003-2016. Malheureusement, les données sur la reproduction propres à cette population ne sont pas disponibles. Des travaux antérieurs indiquent que la productivité du béluga de l'ESL pourrait être inférieure à celle du béluga de l'Arctique, et que les veaux sont moins susceptibles d'être repérés que les adultes dans les données sur les échouements (Gosselin *et al.* 2014; Mosnier *et al.* 2015). Nous avons constaté que la tendance relativement stable observée avant 2002 pouvait être simulée en supposant

que les taux de reproduction étaient inférieurs de 32 % aux données de l'Alaska, ou en supposant que seulement 30 % des veaux morts, comparativement aux adultes, avaient été trouvés (c'est-à-dire que les carcasses d'adultes étaient environ trois fois plus susceptibles d'être repérées que celles de veaux). Malheureusement, nous ne sommes pas en mesure de faire la distinction entre les deux scénarios, mais ceux-ci laissent entendre qu'un facteur majeur limitant le rétablissement de cette population indique un manque de recrutement plutôt qu'une mortalité élevée chez les animaux plus âgés. De même, la tendance à la baisse observée après 2002 pourrait être reproduite en supposant que la mortalité des veaux était encore plus élevée que le nombre de carcasses récupérées, ce qui indique encore une fois la nécessité d'améliorer notre compréhension des facteurs qui influent sur le recrutement des bélugas de l'ESL.

Une analyse d'élasticité peut servir d'outil pour comprendre la façon dont la croissance de la population réagit aux perturbations qui influent sur les indices vitaux. Le modèle d'élasticité est composé des contributions relatives de la survie et de la fécondité à la croissance de la population qui sont regroupées selon leur pertinence sur le plan biologique aux fins d'analyse comparative (Heppel *et al.* 2000). Parmi les espèces à grande longévité dont les taux de reproduction sont faibles, l'élasticité des taux de survie des adultes peut être parmi les plus élevées, mais les taux parmi les adultes peuvent déjà être si élevés qu'aucune possibilité de gestion n'est susceptible de les améliorer (Heppel 2007). Dans ce contexte, le fait de tenter d'augmenter la survie des jeunes animaux est probablement plus important pour contribuer à la croissance de la population. En même temps, il est peu probable que les efforts visant à aider les jeunes juvéniles fragilisés soient aussi bénéfiques que pour les juvéniles plus âgés ou les jeunes adultes du point de vue de la conservation, en raison de leur probabilité de survie plus faible.

Le transfert à des fins de conservation est le déplacement délibéré d'organismes d'un endroit pour être libérés à un autre. Il doit viser à procurer des avantages quantifiables en matière de conservation à une population, à une espèce ou à un écosystème et non pas seulement à des individus déplacés. Souvent, le transfert est considéré comme le déplacement de plusieurs animaux d'une zone où les animaux sont abondants vers une zone où les populations tentent de se réinstaller (UICN/SSC 2013). Le retour d'animaux en difficulté, de zones où on ne les voit pas normalement, vers des zones où ils sont abondants partage certaines caractéristiques avec le transfert à des fins de conservation en ce sens que l'objectif est de libérer les animaux dans des zones et dans des conditions favorisant leur survie et où, dans le cas du béluga de l'ESL, leur survie contribuera au rétablissement de la population. Les lignes directrices élaborées aux fins d'utilisation dans les opérations de transfert associées à la capture, aux soins, à la remise en liberté et au suivi ultérieur des animaux remis en liberté pour évaluer leur survie et leur succès, pourraient également fournir des directives à suivre dans les situations où il faut gérer des animaux en difficulté.

Selon notre analyse, l'élasticité de la valeur de reproduction et du taux d'accroissement de la population est la plus prononcée chez les juvéniles sevrés, et l'amélioration de la survie chez les juvéniles est probablement le moyen le plus efficace pour stabiliser la population. Toutefois, compte tenu du taux de déclin actuel de la population de l'ESL, un grand nombre d'animaux devraient être réintroduits avec succès dans la population chaque année pour la stabiliser, et un plus grand nombre d'animaux devraient être sauvés chaque année pour renverser la tendance actuelle et entraîner une croissance de la population. Nos estimations sont probablement optimistes parce qu'elles supposent que la survie des nouveau-nés et des juvéniles fragilisés qui sont retournés à leur population était la même que celle des animaux sains dans la nature. Cependant, la survie d'un nouveau-né trouvé quelques heures après s'être échoué vivant est probablement inférieure à celle de ses congénères en bonne santé.

Le sauvetage des nouveau-nés qui doivent être allaités ne présente aucun avantage apparent pour la population. Les animaux de cette classe d'âge ont déjà une faible probabilité de survie, qui est réduite à zéro si les animaux ne sont pas capables de consommer rapidement du lait (Brodie 1971; Matthews et Ferguson 2015). Pour les animaux sauvages, l'adoption par une autre femelle est hautement improbable, et cela devrait se produire dans les quelques heures suivant la réintroduction pour que le nouveau-né puisse survivre.

Sur le plan du bien-être animal, le fait de déplacer les nouveau-nés ou de laisser la nature faire son œuvre pourraient entraîner une augmentation de la détresse et de la souffrance, et en fin de compte de la mortalité (Singer 2003). Dans ces circonstances, des mesures visant à réduire les souffrances inutiles des animaux, comme l'euthanasie, doivent être envisagées (Harrington *et al.* 2013; MPO 2015) et suivies par une nécropsie qui améliorerait notre compréhension des causes potentielles de l'échouement. L'autre possibilité serait de mettre en captivité les nouveau-nés échoués vivant. Cependant, en vertu des nouvelles lignes directrices du MPO pour la remise en liberté et la réhabilitation, on considère que les veaux abandonnés ne peuvent pas être remis en liberté une fois en captivité (MPO 2018).

Reconnaissant qu'il faut plusieurs mesures pour atténuer les menaces qui pèsent sur la stabilisation de la population de l'ESL, le déplacement des juvéniles pris au piège peut être envisagé pour d'autres motifs que la réalisation des objectifs de transfert à des fins de conservation, étant donné la grande probabilité de survie de ces individus à la suite de leur déplacement. Les programmes de déplacement efficaces nécessitent une planification approfondie avant la remise en liberté, un suivi après la remise en liberté, par exemple l'exécution d'un dépistage de santé, une évaluation de la qualité de l'habitat au lieu de remise en liberté et le suivi des individus afin de surveiller leur santé et leur survie (Norris *et al.* 2017). Pour les animaux en difficulté, les possibilités de planification avant la remise en liberté peuvent être limitées ou nécessiter des ajustements importants selon leur état de santé. Une évaluation menée par un vétérinaire fournira une idée de l'état de santé général des animaux et de leurs chances de survie. Si la réhabilitation est envisagée comme une option, des ressources adéquates doivent être prévues pour le transport et les soins des animaux jusqu'à ce que leur état de santé permette leur remise en liberté. En même temps, il faut aussi tenir compte du délai attendu pour la réhabilitation, étant donné que les chances de remise en liberté diminuent à mesure que le temps passé en captivité augmente (MPO 2018).

RÉFÉRENCES CITÉES

- Béland, P., Vezina, A., et Martineau, D. 1988. Potential for growth of the St. Lawrence (Quebec, Canada) beluga whale (*Delphinapterus leucas*) population based on modelling. ICES J. Mar. Sci. 45: 22-32.
- Brodie, P.F. 1967. The biology of the beluga *Delphinapterus leucas* Pallas of Cumberland Sound - Baffin Island. MSc Thesis, McGill University, Québec. 65 p.
- Brodie, P.F. 1971. A reconsideration of aspects of growth, reproduction, and behavior of the white whale (*Delphinapterus leucas*), with reference to the Cumberland Sound, Baffin Island, population. J. Fish. Res. Board. Can. 28: 1309-1318.
- Burns, J.J., et Seaman, G.A. 1985. Investigations of Belukha whales in coastal waters of western and northern Alaska. II. Biology and ecology. 129 p. Final Report submitted to NOAA. Outer continental shelf Environmental Assessment Program. Alaska Dept. of Fish and Game. 1300 College Road. Fairbanks. Alaska. USA 99701.
- Caswell, H. 1978. A general formula for the sensitivity of population growth rate to changes in life history parameters. Theor. Popul. Biol. 14: 215-230.

-
- Caswell. H. 2001. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. 2nd ed. Sinauer Associates Inc. Sunderland Massachusetts. 722 p.
- Caughley. G. 1977. Analysis of vertebrate populations. Wiley. New York. 234 p.
- COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*), population de l'estuaire du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 73 p.
- De Kroon., H., van Groenendael, J., et Ehrlen, J. 2000. Elasticities: a review of methods and model limitations. Ecology 81: 607-618.
- Doidge, D.W. 1990. Age and stage based analysis of the population dynamics of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, with particular reference to the Northern Quebec population. PhD thesis. McGill University. Montreal QC. 213 p.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M.O., et Mosnier, A. 2014. [Summer abundance indices of St. Lawrence estuary beluga \(*Delphinapterus leucas*\) from a photographic survey in 2009 and 28 line transect surveys from 2001 to 2009](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec., Res. Doc. 2014/021. iv + 51 p.
- Gosselin, J.-F., Hammill, M.O., Mosnier, A., et Lesage, V. 2017. [Abundance index of St. Lawrence beluga, *Delphinapterus leucas*, from visual line transect surveys in August 2014](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec., Res. Doc. 2017/019. v + 28 p.
- Grogan. A., et Kelly, A. 2013. A review of RSPCA research into wildlife rehabilitation. Vet. Rec. 172: 211-214.
- Hammill, M.O., Measures, L.N., Gosselin, J.-F., et Lesage, V. 2007. [Lack of recovery in St. Lawrence estuary beluga](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec., Res. Doc. 2007/026.
- Harrington, L.A., Moehrensclager, A., Gelling, M., Atkinson, R.P.D., Hughes, J., et Macdonald, D.W. 2013. Conflicting and complementary ethics of animal welfare considerations in reintroductions. Conserv. Biol. 27: 476-500.
- Heppell, S.S. 2007. Elasticity analysis of green sturgeon life history. Environ. Biol. Fishes 79: 357-368.
- Heppell, S., Pfister, C., et de Kroon, H. 2000. Elasticity analysis in population biology: methods and applications. Ecology 81: 605-606.
- Jones, J.H. 2007. demogR: a package for the construction and analysis of age-structured demographic models. J. Stat. Software 22: 1-28.
- Kingsley, M.C.S. 2002. Status of the belugas of the St. Lawrence estuary, Canada. NAMMCO Scientific Publications 4: 239-257.
- Lavigne, D.M. 2006. Wildlife conservation and the pursuit of ecological sustainability: a brief introduction. Pages 1-18, in Lavigne, D.M., Fink, S. (eds.). Gaining Ground. University of Limerick. 425 p.
- Lesage, V., et Kingsley, M.C.S. 1995. Bilan des connaissances de la population de bélugas (*Delphinapterus leucas*) du Saint-Laurent. Rap. tech. can. sci. halieut. aquat. 2041: vii + 44 p.
- Lesage, V., Measures, L., Mosnier, A., Lair, S., Michaud, R., et Béland, P. 2014. [Mortality patterns in St. Lawrence Estuary beluga \(*Delphinapterus leucas*\) inferred from the carcass recovery data 1983–2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec., Res. Doc. 2013/118, iv + 23 p.
-

-
- Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33: 183-212.
- Leslie, P.H. 1948. Some further notes on the use of matrices in population mathematics. *Biometrika* 35: 213-245.
- Magera, A.M., Mills Flemming, J.E., Kaschner, K., Christensen, L.B., et Lotze H.K. 2013. Recovery trends in marine mammal populations. *PLoS ONE* 8(10): e77908. DOI: 10.1371/journal.pone.0077908.
- Matthews, C.J.D., et Ferguson, S.H. 2015. Weaning age variation in beluga whales (*Delphinapterus leucas*). *J. Mammal.* 96: 425-437.
- Michaud, R. 2014. [St. Lawrence Estuary beluga \(*Delphinapterus leucas*\) population parameters based photo-identification surveys, 1989-2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/130. iv + 27 p.
- Mosnier, A., Lesage, V., Gosselin, J.-F., Lemieux Lefebvre, S., Hammill, M.O., et Doniol-Valcroze, T. 2010. [Information relevant to the documentation of habitat use by St. Lawrence beluga \(*Delphinapterus leucas*\), and quantification of habitat quality](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec., Res. Doc. 2009/098. iv + 35 p.
- Mosnier, A., Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Lesage, V., Measures, L.N., et Hammill, M.O. 2015. Insights into processes of population decline using an integrated population model: the case of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). *Ecol. Model.* 314: 15-31.
- Moore, M., Early, G., Touhey, K., Barco, S., Gulland, F., et Wells, R. 2007. Rehabilitation and release of marine mammals in the United States: risks and benefits. *Mar. Mammal Sci.* 23: 731-750.
- MPO. 2014. [Situation du béluga \(*Delphinapterus leucas*\) dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/076.
- MPO. 2015. [Techniques d'euthanasie pour les petits et grands cétacés](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/046.
- MPO. 2017. [Mise à jour de l'abondance du béluga \(*Delphinaterus leucas*\) et des morts signalées dans l'estuaire du fleuve Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/015.
- MPO. 2018. [Avis sur les critères de remise en liberté des mammifères marins réhabilités](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 201/026.
- Norris, T.A., Littman, C.L., Gulland, F.M.D., Baker, J.D., et Harvey, J.T. 2017. An integrated approach for assessing translocation as an effective conservation tool for Hawaiian monk seals. *Endang. Species Res.* 32: 103-115.
- Quakenbush, L., Beckmen, K., et Brower, C.D.N. 2009. Rehabilitation and release of marine mammals in the United States: concerns from Alaska. *Mar. Mammal Sci.* 25: 994-999.
- R Development Core Team. 2013. R: [A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Sergeant, D.E. 1986. Present status of white whales, *Delphinapterus leucas*, in the St. Lawrence estuary. *Nat. Can.* 113: 61-81.
- Sergeant, D.E., et Hoek, W. 1988. An update of the status of white whales *Delphinapterus leucas* in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Biol. Conserv.* 45: 287-302.
-

-
- Singer, P. 2003. Not for humans only: the place of nonhumans in environmental issues. pp 55–64 in A. Light, and H. Rolston III, editors. Environmental ethics. Blackwell Publishing, Oxford, United Kingdom.
- Stewart, R.E.A., Campana, S.E., Jones, C.M., et Stewart, B.E. 2006. Bomb radiocarbon dating calibrates beluga (*Delphinaptera leucas*) age estimates. *Can. J. Zool.* 84: 1840-1852.
- Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), Commission de la sauvegarde des espèces (SSC). 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp.