



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/071

Région du Pacifique

Évaluation des effets cumulatifs pour la population d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest, dans le Pacifique Nord-Est

Murray, C.C.¹, Hannah, L.C.¹, Nelson, J.C.², Towers, J.R.^{2,3}, Vagle, S.¹, Brown, T.M.⁴,
Tucker, S.² et Doniol-Valcroze, T.²

¹Pêches et Océans Canada
Institut des sciences de la mer
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 5T5

²Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

³Bay Cetology
257, rue Fir
Alert Bay (Colombie-Britannique) V0N 1A0

⁴Pêches et Océans Canada
Centre d'entreprise scientifique du Pacifique
West Vancouver (Colombie-Britannique) V7H 1H2

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-79370-2 N° cat. Fs70-5/2025-071F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Murray, C.C., Hannah, L.C., Nelson, J.C., Towers, J.R., Vagle, S., Brown, T.M., Tucker, S. et Doniol-Valcroze, T. 2025. Évaluation des effets cumulatifs pour la population d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest, dans le Pacifique Nord-Est. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/071. x + 89 p.

Also available in English :

Murray, C.C., Hannah, L.C., Nelson, J.C., Towers, J.R., Vagle, S., Brown, T.M., Tucker, S., and Doniol-Valcroze, T. 2025. Cumulative Effects Assessment for West Coast Transient Population of Bigg's Killer Whale in the Northeast Pacific. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/071. x + 80 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	x
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 RENSEIGNEMENTS DE BASE	1
1.1.1 Aire de répartition et structure de la population.....	1
1.1.2 Abondance et croissance	2
1.1.3 Proies et structure sociale	3
1.1.4 Cycle biologique	4
1.1.5 Sources de mortalité naturelle.....	5
1.2 BUT DE L'ÉVALUATION	7
1.3 RAISON POUR LAQUELLE UNE ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS EST NÉCESSAIRE	7
1.4 ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS POUR LES ÉPAULARDS DE BIGG	8
1.4.1 Hypothèses	9
1.4.2 Objectifs	10
1.4.3 Portée.....	10
2 MODÈLE CONCEPTUEL DE SÉQUENCES DES EFFETS.....	10
2.1 PERTURBATION ACOUSTIQUE	11
2.1.1 Renseignements de base.....	11
2.1.2 Bruit chronique provenant des navires	12
2.1.3 Ouïe et vocalisations chez l'EMCO	13
2.1.4 Masquage acoustique ①②⑨⑩⑪⑫	13
2.1.5 Autres réactions au bruit ①	17
2.1.6 Quantification de la perturbation comportementale.....	17
2.1.7 Résumé des voies de liaison avec les paramètres de l'EB.....	18
2.2 PERTURBATION PHYSIQUE — PRÉSENCE DE NAVIRES ET COLLISION AVEC UN NAVIRE.....	19
2.2.1 Renseignements de base.....	19
2.2.2 Présence de navires ④⑬⑭	19
2.2.3 Collision avec un navire ③④⑨⑩	20
2.2.4 Résumé des voies de liaison avec les paramètres de l'EB.....	22
2.3 RÉDUCTION DE LA DISPONIBILITÉ DES PROIES.....	23
2.3.1 Renseignements de base.....	23
2.3.2 Espèces des proies qui composent le régime alimentaire de l'EB	23
2.3.3 Tendances relatives aux espèces de proies	23
2.3.4 Effets de la réduction des proies sur l'EMCO ⑤⑥⑪⑫⑬⑭⑯	26
2.3.5 Interactions avec d'autres menaces.....	26
2.3.6 Résumé des voies de liaison avec les paramètres de la population d'EMCO	27
2.4 CONTAMINANTS	27
2.4.1 Exposition à des contaminants dans l'environnement	27

2.4.2	Polluants organiques persistants et bioaccumulation	27
2.4.3	Contaminants préoccupants.....	28
2.4.4	Classification des menaces par le Programme sur les espèces en péril	29
2.4.5	Biphényles polychlorés (BPC).....	29
2.4.6	Résumé des voies de liaison avec les paramètres de la population	31
2.5	Résumé des interactions entre les menaces dans le modèle de SE	32
2.5.1	Interactions entre des menaces — mortalité naturelle	33
2.6	AUTRES MENACES	33
2.6.1	Menaces passées	33
2.6.2	Déversements d'hydrocarbures	33
2.6.3	Changements climatiques	34
2.7	DISCUSSION SUR LE MODÈLE DE SÉQUENCES DES EFFETS	34
2.7.1	Modèle de SE utilisé dans le modèle d'AVP	35
3	ANALYSE DE LA VIABILITÉ DE LA POPULATION.....	36
3.1	MODÈLE DE POPULATION — APERÇU DE LA MÉTHODE	36
3.1.1	Scénario de référence et simulation des scénarios de menaces	37
3.1.2	Inspection et validation du modèle	38
3.1.3	Projection de la population	39
3.1.4	Analyse de sensibilité.....	39
3.2	POPULATION D'INTÉRÊT ET ZONE D'ÉTUDE	39
3.2.1	Paramètres de la population	41
3.3	QUANTIFICATION DES MENACES.....	46
3.3.1	Perturbation.....	46
3.3.2	Bruit des navires.....	46
3.3.3	Contaminants	51
3.3.4	Disponibilité des proies	53
3.3.5	Effets cumulatifs des menaces.....	58
4	RÉSULTATS DE L'AVP	58
4.1	SCÉNARIOS DE MENACES INDIVIDUELLES	58
4.2	MODÈLE DES EFFETS CUMULATIFS DE TOUTES LES MENACES	63
4.3	INSPECTION ET VALIDATION DU MODÈLE	64
4.4	PROJECTIONS.....	65
4.5	SENSIBILITÉ DU MODÈLE	67
5	DISCUSSION.....	68
5.1	ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS	68
5.2	HYPOTHÈSES ET INCERTITUDES	69
5.3	CONCLUSION	71
6	REMERCIEMENTS.....	72
7	RÉFÉRENCES CITÉES.....	72
8	ANNEXE	89

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Caractéristiques et valeurs du cycle biologique de l'EMCO et sources de l'information.....	4
Tableau 2. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (bruit chronique et bruit aigu), adapté de MPO (2007).	12
Tableau 3. Production et niveau sonores pour les espèces dont les EB se nourrissent.	15
Tableau 4. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (présence de navires), adapté de MPO (2007).	19
Tableau 5. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (collision avec un navire), adapté de MPO (2007).	21
Tableau 6. Renseignements sur 11 épaulards de Bigg trouvés morts, d'après les données des nécropsies réalisées entre 2004 et 2018. Abréviations utilisées dans la colonne « Sexe » : femelle (F), mâle (M) et inconnu (I). Source : Raverty et al. (2020) et Lee et al. (2023).....	22
Tableau 7. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (réduction de la disponibilité ou de la qualité des proies), adapté de MPO (2007).	25
Tableau 8. Contaminants préoccupants pour les épaulards et leurs effets potentiels. Effets : RD (reproduction et développement), SI (système immunitaire), SE (système endocrinien), CN (cancérogène).....	28
Tableau 9. Classification des menaces d'origine anthropique (pollution et changements dans les processus naturels — source de nourriture), adaptation de MPO (2007).....	29
Tableau 10. Comparaison des concentrations moyennes de BPC trouvées dans des échantillons prélevés au sein de différentes populations d'épaulards.	30
Tableau 11. Sélection du modèle de marquage-recapture de Cormack-Jolly-Seber (CJS) pour l'analyse des données sur les observations d'EMCO dans les ECMS (de 2005 à 2021).....	43
Tableau 12. Pourcentage des phoques communs et de leurs échoueries que l'on a estimé se trouver sous le seuil de 50 % de la portée de détection par intervalles de trois mois, et moyenne générale.	50
Tableau 13. Valeurs moyennes des concentrations de BPC pour les mâles et les femelles dans le sous-ensemble des ECMS (Ross et al. 2013; Guy 2018). On a effectué une vérification croisée des valeurs individuelles sur les BPC pour s'assurer qu'elles ne concernaient que les individus appartenant au sous-ensemble des ECMS (N = 4), et on a supprimé les valeurs des individus dont le sexe était inconnu (N = 4).	52
Tableau 14. Proportions des mammifères marins ciblés lors des épisodes de prédation dans les ECMS (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology) et proportions recalculées utilisées dans l'AVP.	54
Tableau 15. Valeurs des taux de mortalité et de la capacité de charge (K) mises à l'essai dans les scénarios de la menace liée à la disponibilité des proies dans Vortex.	57
Tableau 16. Taux d'accumulation des contaminants (BPC+; mg kg ⁻¹ pl) mise à l'essai dans l'AVP et les concentrations moyennes résultantes dans le modèle (facteur de correction compris) en 2021.	62
Tableau 17. Résultats de l'AVP pour chaque scénario, notamment le taux de croissance stochastique (r), la taille de la population (N) à l'année 2021 modélisée et le risque global de disparition.....	62

Tableau 18. Renseignements sur les paramètres utilisés dans le modèle des effets cumulatifs de toutes les menaces.	63
Tableau 19. Résultats de la validation du modèle au moyen de l'écart moyen quadratique (EMQ), qui permet de quantifier les différences entre les estimations des scénarios de menaces (valeurs projetées) et les estimations du modèle de marquage-recapture de CJS (valeurs observées). Un faible EMQ indique qu'un scénario de modèle reproduit bien la tendance observée de la population.	65
Tableau 20. Résultats de l'AVP pour chaque scénario du modèle des effets cumulatifs (EC) projeté, soit le taux de croissance stochastique (r), la taille de la population (N) à l'année 2121 modélisée et le risque global de disparition.	66
Tableau 21. Paramètres utilisés dans les tests de sensibilité pour chacune des menaces (valeur de référence, minimum, maximum et augmentation).	67

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Aire de répartition de l'épaulard migrateur (de Bigg) de la côte ouest, dans les eaux canadiennes du Pacifique (MPO 2021b). Le rectangle noir délimite la zone ciblée par le modèle sur le bruit des navires.	2
Figure 2. Étapes du cadre d'évaluation des effets cumulatifs (figure adaptée de Clarke Murray et al. 2019).	9
Figure 3. Modèle conceptuel général de séquences des effets (SE) pour la population d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest montrant les voies de liaison qui sont étayées par des données probantes. Huit voies de liaison relient directement les quatre menaces à des effets sur les paramètres de la population (mortalité et fécondité), et huit autres voies de liaison passent par quatre interactions entre des menaces.	11
Figure 4. Champ auditif et écholocalisation des EB par rapport aux fréquences sonores produites par les navires et petits bateaux, les échosondeurs et les espèces de proies. Il convient de noter que ce diagramme n'indique pas l'intensité du son.	15
Figure 5. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relie la menace associée à la perturbation acoustique à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.	18
Figure 6. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relie la menace de la perturbation physique à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.	23
Figure 7. Estimation de la population de phoques communs (à gauche) et de la population d'otaries de Steller (à droite) au fil du temps.	24
Figure 8. À gauche, la zone d'étude du marsouin commun qui est composée de la baie Washington et du détroit de Juan de Fuca (la baie Washington comprend le détroit de Georgia et les îles San Juan); à droite, l'abondance estimée du marsouin commun au fil du temps (USDW, données inédites).	25
Figure 9. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relie la menace de la disponibilité réduite des proies à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.	27
Figure 10. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relie la menace associée aux contaminants à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.	32
Figure 11. Description des quatre interactions recensées dans le modèle donnant un aperçu des SE pour l'épaulard migrateur (de Bigg) de la côte ouest.	32
Figure 12. A) Diagramme des liens entre les facteurs de stress et les effets dans le modèle conceptuel donnant un aperçu des SE; les liens n'ayant pas pu être quantifiés sont en gris clair et les liens ayant pu être quantifiés sont en noir. B) Diagramme du modèle conceptuel d'analyse de la viabilité de la population (AVP) qui comprend les six liens quantifiables entre les facteurs de stress et les effets qui ont été inclus dans le modèle d'AVP (tous les autres liens ont été retirés).	36
Figure 13. Aperçu de l'approche de modélisation fondée sur l'analyse de la viabilité de la population (AVP).	37

Figure 14. Carte des observations d'EMCO (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Cercles blancs : toutes les observations, de 1970 à 2022. Cercles orange : observations dans les ECMS qui ont été sélectionnées, de 2005 à 2022.	40
Figure 15. Sous-ensemble de données utilisé pour l'estimation des paramètres de la population (sous-ensemble des eaux canadiennes de la mer des Salish) et relation avec la population d'épaulards migrants de la côte ouest (écotype de Bigg).	41
Figure 16. Taux de fécondité annuel (TFA) pour les femelles âgées de 10 à 30 ans d'après les observations individuelles figurant dans l'ensemble de données (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). La plage temporelle de l'AVP est en noir.	42
Figure 17. Abondance annuelle estimée pour le sous-ensemble des ECMS d'après le modèle de CJS. Les barres grises représentent le nombre d'individus uniques observés dans la zone d'étude des ECMS, et la ligne noire représente l'abondance estimée par le modèle avec un taux de survie variable dans le temps (la zone grisée représentant l'intervalle de confiance à 95 % provenant d'une méthode bootstrap non paramétrique).	44
Figure 18. Taux de survie annuel pour le sous-ensemble des ECMS estimé au moyen du modèle de CJS avec une survie et une capture variables dans le temps.	45
Figure 19. Probabilités annuelles de capture pour le sous-ensemble des ECMS provenant du modèle de CJS avec une survie et une capture variables dans le temps.	45
Figure 20. Courbe de découverte de nouveaux individus observés dans le sous-ensemble des ECMS. La ligne noire représente tous les nouveaux individus (petits et autres), et la ligne rouge représente les individus autres que les petits.	46
Figure 21. A) Le niveau médian de bruit reçu modélisé pour la période allant de janvier à mars 2019 à trois profondeurs (7,5 m, 50 m et 100 m) pour la mer des Salish. Les croix blanches indiquent le banc Swiftsure, Port Renfrew, la rivière Jordan, Sooke, le détroit de Haro et le passage Boundary. B) Le niveau de bruit minimum observé en fonction de la fréquence observée à six endroits dans la mer des Salish. Adaptation de la figure 3 dans Burnham et al. (2023). La ligne noire épaisse représente le niveau de bruit minimum dépendant de la fréquence utilisé pour l'estimation de la portée de détection maximale. La ligne tiretée horizontale représente le seuil de bruit détectable. La plage de fréquences des sons produits par le phoque commun va de 100 à 800 Hz (140 dB).	48
Figure 22. Plage de détection du phoque commun en tant que pourcentage de la plage de détection maximale possible en présence de bruit de navires commerciaux estimée à partir des valeurs médianes sur trois mois à une profondeur de 7,5 m. Le rouge foncé indique qu'il n'y a pas de réduction de la détection en raison du bruit des navires (capacité de détection totale semblable à celle observée dans des conditions où le bruit ambiant est minime), alors que le bleu foncé indique un masquage complet du bruit des proies par les navires (autrement dit, les sons des phoques communs seraient indétectables en raison du bruit de fond). Les échoueries, mises à l'échelle en fonction du nombre de phoques communs à chacune d'elles, sont représentées par des bulles blanches.	48
Figure 23. Les échoueries du phoque commun qui sont au-dessus (points noirs) et en dessous (points rouges) du seuil de 50 % de la portée de détection, par rapport à la portée de détection maximale de 3,5 km, en raison du masquage de leurs sons par le niveau médian de bruit produit par les navires. Les échoueries sont pondérées en fonction du nombre de phoques à chacune d'elles, les cercles plus grands indiquant un nombre plus élevé de phoques présents (MPO 2022).	49

Figure 24. Niveaux de contamination par des BPC (mg kg ⁻¹ pl) d'après 33 échantillons de tissus d'EMCO, selon l'année (à gauche) et l'âge (à droite).	51
Figure 25. Indices pour a) le phoque commun, b) l'otarie de Steller, c) le marsouin commun et d) toutes les proies combinées. La plage utilisée dans l'AVP est en noir (de 2005 à 2021).	54
Figure 26. Analyse A) de l'abondance des EB dans les ECMS (N selon le modèle de marquage-recapture de CJS), B) du taux de croissance du sous-ensemble des ECMS (r), C) de l'indice combiné des proies et D) du taux de croissance de la population de proies combinées (P). Les lignes tiretées représentent les modèles linéaires ajustés, et les lignes pleines grises représentent les valeurs de zéro à titre de référence.	55
Figure 27. Relation entre l'abondance du sous-ensemble des ECMS et la fécondité (à gauche) et la mortalité (à droite). La ligne tiretée noire représente la régression linéaire. Les lignes tiretées bleues représentent l'intervalle de confiance à 95 % autour de la ligne de régression. 56	
Figure 28. Diagramme détaillé de l'approche de modélisation utilisée pour l'AVP indiquant les données utilisées, les menaces et la façon dont ces dernières ont été représentées dans l'AVP.	59
Figure 29. Résultats des scénarios utilisés dans l'AVP pour le sous-ensemble des ECMS selon une distribution de 90 % autour de la moyenne du modèle. A) Modèle de référence (ligne grise) et tendance de la population provenant de la modélisation de marquage-recapture de CJS (ligne noire tiretée) — ces deux lignes se trouvent aussi dans les autres panneaux; B) perturbation acoustique modélisée selon la répercussion du masquage sur le nombre de phoques et d'échoueries; C) perturbation physique liée à un risque élevé ou faible de collision avec des navires; D) répercussion des proies sur la capacité de charge par la mortalité; E) répercussions des contaminants selon trois taux d'accumulation; F) interactions entre les contaminants et les proies, et le bruit et les proies.	61
Figure 30. Scénario des effets cumulatifs de toutes les menaces (effet des proies sur la capacité de charge par la mortalité, bruit, collisions et interaction entre les proies et les BPC, selon une probabilité de survie à la capacité de charge de 96,5 %). La moyenne du modèle et la distribution de 90 % sont indiquées. Le modèle de référence (en gris) et la tendance selon le modèle de marquage-recapture de CJS (ligne tiretée noire) sont aussi représentés à des fins de comparaison.	64
Figure 31. Projections de la taille de la population d'EMCO de 2021 à 2121 issues de deux scénarios fondés sur un indice des proies, à savoir un niveau stable des proies ou une augmentation logarithmique des proies, selon deux niveaux de capacité de charge. Les projections reposent sur une probabilité de survie à la capacité de charge de 96,5 %.	66
Figure 32. Test de sensibilité appliqué aux quatre paramètres de menaces sur la taille de la population d'EMCO : collision avec un navire, perturbation acoustique, taux d'accumulation de BPC+ et indice des proies. La ligne horizontale représente la valeur de référence et les lignes verticales, les tailles minimale et maximale de la population.	67

RÉSUMÉ

L'épaulard migrateur (de Bigg) de la côte ouest a été désigné comme espèce menacée au titre de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2003, et il est vulnérable aux effets cumulatifs des menaces d'origine anthropique. La compréhension actuelle des menaces (disponibilité réduite des proies, perturbation acoustique, perturbation physique et contaminants), des interactions entre ces menaces et de leurs répercussions potentielles sur la fécondité et la mortalité a été résumée dans un modèle de séquences des effets (SE) qui comprend 16 voies de liaison entre des menaces (individuelles ou combinées) et des effets sur la fécondité et la mortalité de l'épaulard migrateur de la côte ouest (EMCO). Des connaissances et des données accessibles et suffisantes ont permis la quantification de huit de ces voies de liaison dans le modèle de SE et leur inclusion dans un modèle d'analyse de la viabilité de la population (AVP).

À l'aide des données accessibles les plus récentes, le modèle d'AVP a permis de quantifier les répercussions des menaces sur des paramètres du sous-ensemble des EMCO qui sont présents dans les eaux canadiennes de la mer des Salish (ECMS). On a comparé les répercussions révélées par les scénarios de menaces individuelles et combinées sur la population modélisée aux données observées de la population dans le but de définir un modèle qui reflète au mieux la dynamique réelle. La tendance de l'abondance de la population simulée par le modèle des effets cumulatifs de toutes les menaces (distribution de 90 % des résultats) correspondait à l'abondance observée. Le modèle final comprenait les répercussions associées à la disponibilité des proies sur la capacité de charge de la population, au masquage des proies par le bruit des navires, aux collisions avec des navires et à la contamination par les biphényles polychlorés (BPC). L'analyse de sensibilité a démontré l'importance de la disponibilité des proies pour les résultats du modèle, en raison de son effet direct sur la capacité de charge et de ses interactions avec le bruit et la contamination. Le modèle d'AVP fondé sur les effets cumulatifs a projeté une augmentation continue de la population modélisée par rapport à la capacité de charge à un taux dépendant de la tendance des populations de proies, ce qui indique que les niveaux de menace actuels ne limiteront probablement pas la croissance de la population.

On connaît moins bien l'épaulard migrateur (de Bigg) de la côte ouest que les épaulards résidents (ER) qui sont piscivores et mieux étudiés. Lors de la mise au point du modèle quantitatif pour l'EMCO, la détermination de la portée, l'analyse des données sur la population et la quantification des menaces ont nécessité des efforts plus importants que pour les ER. Plus particulièrement, les répercussions de la perturbation acoustique demeurent une lacune importante dans les connaissances sur l'EMCO. Le modèle de SE et le sous-modèle quantitatif ont permis de cerner explicitement les lacunes dans les connaissances et les données ainsi que les recherches nécessaires pour éclairer la prochaine itération et réduire l'incertitude. Les incertitudes et les hypothèses inhérentes au modèle conceptuel de SE et au modèle quantitatif d'AVP sont décrites dans le présent document. Le modèle des effets cumulatifs pour l'EMCO fait progresser la compréhension, et il constitue un outil précieux qui servira à examiner des scénarios d'atténuation et de gestion en vue du rétablissement continu de la population.

1 INTRODUCTION

1.1 RENSEIGNEMENTS DE BASE

Les eaux côtières du Pacifique Nord-Est abritent trois écotypes distincts d'épaulards : migrants (ou de Bigg), résidents et océaniques. Ces écotypes ne se croisent pas, et ils présentent des différences évidentes sur le plan de la morphologie, de la structure sociale, du régime alimentaire, du comportement acoustique et de la génétique (Deecke *et al.* 2005; Ford et Ellis 1999; Ford *et al.* 2013; Ford *et al.* 1998; Morin *et al.* 2024). Plusieurs populations distinctes d'épaulards de Bigg (EB) ont été documentées dans le Pacifique Nord-Est, à savoir la population migratrice de la côte ouest, la population migratrice AT1 et la population migratrice du golfe d'Alaska (Ford *et al.* 2013; Matkin *et al.* 2012; Parsons *et al.* 2013). Les épaulards migrants de la côte ouest (EMCO) sont identifiés par photo depuis les années 1970 (Bigg 1982), et ils sont le sujet d'intérêt des présents travaux parce qu'ils forment la seule population de l'écotype de Bigg qui se trouve régulièrement dans les eaux au large de la côte canadienne du Pacifique (Ford *et al.* 2013). Quelques individus de la population du golfe d'Alaska ont été observés sur la côte nord de la Colombie-Britannique (Ford *et al.* 2013; Matkin *et al.* 2012; Parsons *et al.* 2013), mais trop rarement pour être inclus dans cette évaluation. Dans le présent document, on fait référence à l'EB lorsque l'on parle de l'écotype, à l'EMCO lorsque l'on parle de la population d'intérêt et au sous-ensemble des eaux canadiennes de la mer des Salish (ECMS) lorsque l'on parle des EMCO observés dans la mer des Salish. Le sous-ensemble des ECMS est le sujet principal de cette évaluation.

1.1.1 Aire de répartition et structure de la population

L'EMCO a une vaste aire de répartition le long de la côte du Pacifique, en Amérique du Nord, qui s'étend au moins depuis le sud de la Californie jusqu'au sud-est de l'Alaska (figure 1). Dans cette aire, on le trouve principalement à l'intérieur de la limite du plateau continental (Ford *et al.* 2013; Towers *et al.* 2019). L'EMCO est présent toute l'année dans l'ensemble des eaux côtières de l'ouest du Canada, et sa présence a été documentée de plus en plus régulièrement dans la mer des Salish des années 1970 à aujourd'hui (Baird et Dill 1995; Houghton *et al.* 2015).

Deux sous-populations présumées d'EMCO ont été établies en fonction de leurs préférences en matière d'habitat (Ford *et al.* 2013). Il s'agit des sous-populations de la « côte intérieure » et de la « côte extérieure »; les individus qui les composent ont été distingués uniquement en fonction du nombre d'observations au fil du temps, les individus de l'intérieur de la côte étant documentés relativement fréquemment comparativement à ceux de la côte extérieure (Ford *et al.* 2013; Smith 2017). Les individus de ces sous-populations se déplacent régulièrement ensemble là où leurs aires de répartition préférées se chevauchent; c'est pourquoi une approche révisée pour définir le « sous-ensemble côtier » de la population d'EMCO au Canada a été élaborée en fonction de trois critères, à savoir le nombre d'observations d'épaulards adultes au fil du temps, le nombre d'années où chaque individu a été identifié et le nombre d'années écoulé depuis la dernière observation (Towers *et al.* 2019). Les approches décrites dans Ford *et al.* (2013) et Towers *et al.* (2019) donnent lieu à des définitions arbitraires et différentes des sous-populations ou sous-ensembles présumés. Les multiples critères de la plus récente approche aident à éliminer les données des individus dont l'état est inconnu ou qui peuvent appartenir à des populations d'EB autres que la population d'EMCO étant donné que des individus d'autres populations génétiquement distinctes ont été occasionnellement documentés dans les eaux canadiennes du Pacifique (Towers *et al.* 2019).

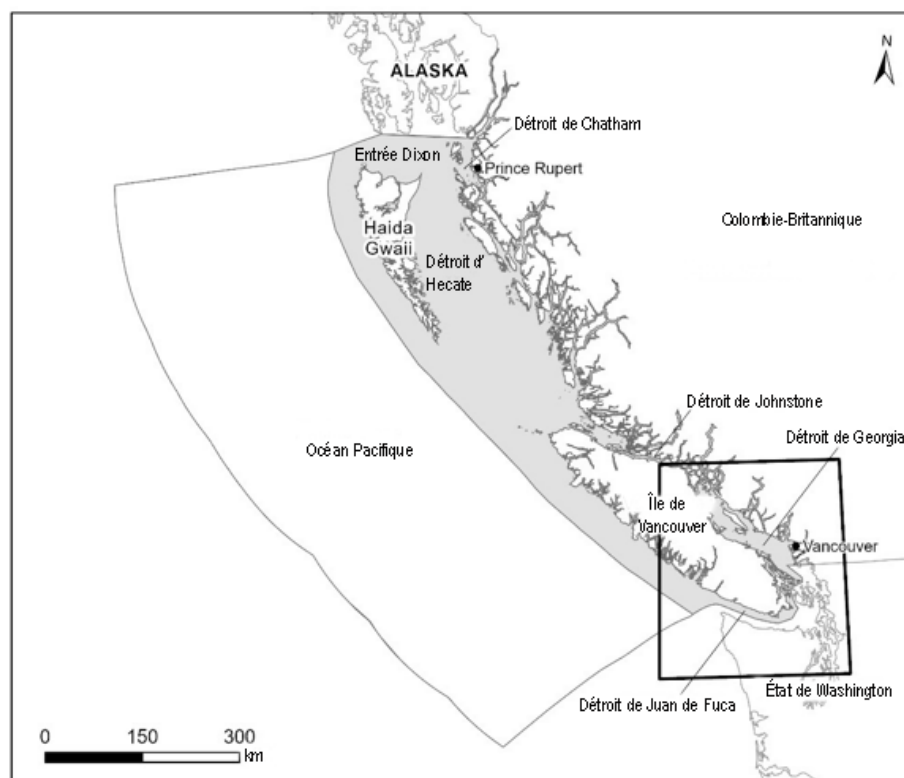


Figure 1. Aire de répartition de l'épaulard migrateur (de Bigg) de la côte ouest, dans les eaux canadiennes du Pacifique (MPO 2021b). Le rectangle noir délimite la zone ciblée par le modèle sur le bruit des navires.

1.1.2 Abondance et croissance

L'effort de photo-identification des EMCO s'est amélioré sur les plans de la superficie couverte et de la régularité chaque décennie des années 1970 jusqu'à aujourd'hui. La première tentative pour évaluer l'abondance de cette population a reposé sur l'utilisation des données de photo-identification de 1974 à 2006 et a abouti à une estimation de 243 individus (Ford *et al.* 2007). En 2012, plus de 500 EB ont été documentés dans les eaux canadiennes du Pacifique, dont 304 ont été attribués à la sous-population présumée de la côte intérieure et 217, à la sous-population présumée de la côte extérieure (Ford *et al.* 2013). En 2018, 766 individus uniques ont été documentés. Cette année-là, le sous-ensemble côtier de la population a été réévalué par Towers et ses collaborateurs (2019) et s'est avéré comprendre 349 individus, dont la plupart des adultes avaient été inclus dans l'évaluation de Ford et ses collaborateurs (2007) et attribués à la sous-population de la côte intérieure par Ford et ses collaborateurs (2013).

Ford et ses collaborateurs (2007) ont indiqué que la population d'EMCO avait augmenté à un taux moyen de 6 % par année entre 1974 et 2006. Entre 2006 et 2011, la sous-population de l'intérieur de la côte a augmenté à un taux moyen de 2,7 % par année (Ford *et al.* 2013) et, entre 2012 et 2018, le sous-ensemble côtier de la population a affiché un taux de croissance annuel moyen de 4,1 % (Towers *et al.* 2019).

L'augmentation de l'abondance de la population a entraîné une plus grande densité d'EMCO dans leur aire de répartition. Cette densité supérieure est plus évidente dans l'habitat principal de la population autour de l'île de Vancouver, en particulier la mer des Salish, où la taille

moyenne observée des groupes a augmenté d'environ quatre à six individus entre les années 1970 et 2010 (Baird et Dill 1995; Ford *et al.* 2013; Houghton *et al.* 2015; Shields *et al.* 2018). La fréquence à laquelle les EMCO ont été documentés dans cette région a également augmenté considérablement au fil du temps, de seulement quelques observations documentées chaque année dans les années 1970 et 1980 (Bigg 1982; Ford et Ellis 1999) à des centaines d'observations chaque année tout au long des années 2010 et 2020 (Ford *et al.* 2013; Houghton *et al.* 2015; Shields *et al.* 2018). L'augmentation de la présence d'EMCO dans la mer des Salish est également attribuable à l'arrivée d'individus dans la région, notamment plusieurs lignées maternelles qui n'étaient pas connues auparavant pour utiliser la mer des Salish (Towers *et al.* 2019), probablement en réponse à l'abondance accrue des proies (Shields *et al.* 2018). L'ensemble de données sur les EMCO observés — notamment les dates, les lieux, les individus, leur état reproducteur, les naissances et les morts documentées et les relations familiales — est tenu à jour par J. Towers et est utilisé tout au long de ce document avec la citation suivante : « données inédites du PRC [Programme de recherche sur les cétacés] du MPO et de Bay Cetology ».

1.1.3 Proies et structure sociale

L'épaulard de l'écotype de Bigg se nourrit de mammifères marins. Les principales espèces de proies de la population d'EMCO dans les eaux canadiennes du Pacifique sont le phoque commun (*Phoca vitulina*), suivi du marsouin commun (*Phocoena phocoena*) et de l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*; Ford *et al.* 2013). Dans les eaux canadiennes du Pacifique, ils chassent et consomment également le marsouin de Dall (*Phocoenoides dalli*), le dauphin à flancs blancs du Pacifique (*Lagenorhynchus obliquidens*), l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*), l'éléphant de mer boréal (*Mirounga angustirostris*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*) et la baleine grise (*Eschrichtius robustus*; Baird et Dill 1995; Ford et Ellis 1999; Ford *et al.* 2013; Ford *et al.* 1998). L'abondance croissante des principales espèces de proies, en particulier les pinnipèdes, est probablement responsable de la croissance observée du sous-ensemble côtier de la population d'EMCO (Shields *et al.* 2018), surtout autour de l'île de Vancouver où le phoque commun, l'otarie de Steller et l'otarie de Californie ont affiché des augmentations importantes de leur abondance au cours des dernières décennies (MPO 2021b, 2022, 2023). Des EMCO ont également été observés en train de chasser et parfois tuer des loutres de mer et de rivière ainsi que plusieurs espèces d'oiseaux et de poissons, mais la consommation de ces animaux n'a pas été confirmée (Ford et Ellis 1999; Ford *et al.* 1998). Au total, diverses espèces sont la proie de tous les EMCO et, bien qu'il existe des différences régionales et temporelles quant aux principales espèces de proies, à ce jour, il y a peu de spécialisations connues au niveau des individus ou des familles au sein du sous-ensemble côtier de cette population.

Les EMCO, comme les individus d'autres populations de cette espèce, vivent dans une société matrifocale où l'unité sociale de base est composée d'une femelle adulte et de sa progéniture (Ford et Ellis 1999). Les groupes restent unis pendant de longues périodes, mais il arrive souvent que des femelles quittent à tout jamais leur groupe natal lorsqu'elles atteignent la maturité et qu'elles commencent à avoir leurs propres petits (Nielsen *et al.* 2023; Towers *et al.* 2019). Il arrive aussi à l'occasion que des mâles adultes et des juvéniles des deux sexes quittent leur groupe natal, de façon temporaire ou permanente (Baird et Whitehead, 2000; Ford et Ellis 1999; Nielsen *et al.* 2023; Towers *et al.* 2019). Ces départs permettent aux groupes d'EMCO de conserver une petite taille optimale, ce qui est important lorsque des activités sociales telles que les comportements vocaux et la nage sans direction particulière peuvent entraîner l'évitement chez les proies et ainsi réduire la réussite d'une chasse (Deecke *et al.* 2005; Ford et Ellis 1999). Néanmoins, les communications vocales entre individus entraînent des associations régulières, mais temporaires avec d'autres unités sociales apparentées ou non

au sein de la population. Ces regroupements sociaux peuvent afficher des tendances temporelles et spatiales fondées sur l'abondance des proies et l'affinité entre les sexes et les classes d'âge.

1.1.4 Cycle biologique

L'analyse de la base de données sur les EMCO observés (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology) a fourni des valeurs liées au cycle biologique (Tableau 1) pour l'âge au moment de la première reproduction chez la femelle (moyenne de 15,7 ans, minimum de 10 ans) et l'intervalle entre les mises bas (moyenne de 4,7 ans; Towers *et al.* 2019). L'analyse de cet ensemble de données a permis à Nielsen et ses collaborateurs (2023) d'estimer que l'espérance de vie moyenne était de 29 ans (écart-type [ET] de $\pm 0,7$ an) pour les mâles et de 43 ans (ET de ± 11) pour les femelles. L'âge maximal, fondé sur 90 % de la durée de vie, a été estimé à 69 ans pour les femelles et de 50 ans pour les mâles (Nielsen *et al.* 2021). La proportion de mâles dans la population était de 0,36 (Nielsen *et al.* 2021). À l'aide de données morphométriques tirées d'une photogrammétrie par drone, il a été estimé que les EMCO mâles atteignent la maturité physique à 18,4 ans et les femelles, à 14,2 ans (Kotik *et al.* 2023), ce qui correspond aux estimations pour les épaulards résidents du Sud (ERS; 15 ans pour les femelles et 18 ans pour les mâles; Fearnbach *et al.* 2011). Il est probable que d'autres paramètres du cycle biologique de la population d'EMCO ressemblent à ceux des populations résidentes sympatriques (Smith 2017).

Tableau 1. Caractéristiques et valeurs du cycle biologique de l'EMCO et sources de l'information.

Caractéristique du cycle biologique	Valeur	Source
Âge au moment de la maturité sexuelle	Mâle : 18,4 ans (ET = 2,3)	Données morphométriques tirées d'une photogrammétrie par drone, de 2014 à 2019 (Kotik <i>et al.</i> 2023)
	Femelle : 14,2 ans (ET = 2,8)	Données morphométriques tirées d'une photogrammétrie par drone, de 2014 à 2019 (Kotik <i>et al.</i> 2023)
Âge au moment de la première reproduction	Mâle : 15 ans (de 10 à 17,4)	Tiré de la dynamique de la population d'ERS : la maturité sexuelle chez le mâle, définie comme le moment où la forme de la nageoire dorsale change assez pour qu'il soit possible de distinguer les mâles des femelles (Olesiuk <i>et al.</i> 1990).
	Femelle Moyenne = 15,74 ans Minimum = 10 ans	Analyse de l'ensemble de données sur les EMCO observés (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology; Towers <i>et al.</i> 2019)
Âge maximal au moment de la reproduction	Mâle : 50 ans	Valeur attribuée identique à l'intervalle de crédibilité maximal de 90 % de la durée de vie (50 $\pm$ 1,3 ans; Nielsen <i>et al.</i> 2021)
	Femelle : 69 ans	Intervalle de crédibilité maximal ou 90 % de la durée de vie (69 $\pm$ 2,9 ans; Nielsen <i>et al.</i> 2021)
Âge maximal	Mâle : 70 ans	Nielsen et ses collaborateurs (2021) ont estimé un intervalle de crédibilité à 90 % pour la durée de vie des

Caractéristique du cycle biologique	Valeur	Source
		mâles = médiane de 44 ans (ET de $\pm 0,7$ an et intervalle de confiance [IC] de 37 à 52 ans).
	Femelle : 90 ans	Nielsen et ses collaborateurs (2021) ont estimé un intervalle de crédibilité à 90 % pour la durée de vie des femelles = médiane de 59 ans (ET de $\pm 1,5$ an et IC de 48 à 73 ans).
Intervalle entre les mises bas	Moyenne de 4,71 ans	Analyse de l'ensemble de données sur la population d'EMCO (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology; Towers <i>et al.</i> 2019)
Période de gestation	16 ou 17 mois	D'après la dynamique des populations d'ER (MPO 2021b)
Rapport des sexes chez les adultes	0,36 (mâle:nombre total d'individus)	Fraction de tous les EB adultes qui sont des mâles (Nielsen <i>et al.</i> 2021)

1.1.5 Sources de mortalité naturelle

Les sources de mortalité naturelle chez l'EMCO comprennent l'infanticide, l'échouement accidentel, le piégeage dans de petits plans d'eau, les maladies, le parasitisme, les biotoxines et la famine (MPO 2007, 2021b).

1.1.5.1 Conflit entre les sexes

L'infanticide est l'un des exemples extrêmes de conflit entre les sexes; il a été documenté une fois chez la population d'EMCO en 2016 (Towers *et al.* 2018). Même si sa mère a tenté de le défendre, un nouveau-né a été tué rapidement par un mâle adulte non apparenté et sa mère post-reproductrice. Le nouveau-né n'a pas été consommé, ce qui donne à penser que, comme chez la plupart des autres mammifères qui commettent des infanticides, ce comportement vise à obtenir des avantages liés à la valeur adaptative (McEntee *et al.* 2023; Towers *et al.* 2018). On ne sait pas à quel point l'infanticide est commun chez l'EMCO, mais étant donné la rapidité avec laquelle il a été commis après la naissance du petit, il est possible que ce comportement soit plus fréquent que ce qui est documenté.

Les conflits entre les sexes sont également susceptibles d'être une cause de mortalité chez les adultes, car il arrive que des femelles et des mâles soient trouvés morts avec un traumatisme contondant ou des cicatrices suggérant une agression délibérée par leurs congénères (Lee *et al.* 2023; Raverty *et al.* 2020). Ces constatations pathologiques concordent avec les causes potentielles de mort chez les individus, y compris les nouveau-nés, d'autres populations (Lee *et al.* 2023). Les signes d'agressions envers les petits sont répandus dans la population d'EMCO et d'autres populations d'épaulards; les jeunes individus, en particulier les mâles, présentent plus de cicatrices causées par des dents de congénères que toute autre classe d'âge ou de sexe (van Weelden *et al.* 2025). Ces agressions sont probablement causées par un conflit entre les sexes, et les blessures qui en découlent pourraient constituer une voie d'infection et de mortalité subséquente (van Weelden *et al.* 2025).

1.1.5.2 Échouements d'épaulards vivants

Il arrive que des épaulards s'échouent accidentellement hors de l'eau lorsqu'ils chassent des proies dans des eaux peu profondes (par opposition aux carcasses emportées sur le rivage). Ces échouements accidentels sont rares le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord, et la plupart des cas enregistrés par le passé n'indiquent pas la population à laquelle l'individu appartenait (Towers *et al.* 2020). Cependant, depuis 2002, tous les épaulards vivants qui se sont échoués dans l'aire de répartition de la population d'EMCO de l'Amérique du Nord faisaient partie de cette population. Le risque d'échouement d'individus vivants est probablement beaucoup plus élevé pour les EMCO que pour les épaulards des autres populations dans cette région, car ils chassent souvent des phoques communs très près du rivage (Towers *et al.* 2020).

Il y a eu quatre cas d'échouement concernant cinq EMCO entre 2002 et 2015 (Towers *et al.* 2020) et deux cas concernant deux épaulards entre 2016 et 2024 (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Des adultes et des juvéniles des deux sexes ont été observés échoués sur des rivages sablonneux et des affleurements rocheux. La plupart d'entre eux ont survécu en regagnant le large lorsque la marée montait. Cependant, une femelle adulte s'est noyée pendant la marée montante en 2024 (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology) et un mâle adulte est mort, peut-être en raison de blessures internes qu'il a subies lors de l'échouement, en 1976 (Ford et Ellis 1999). De plus, une femelle juvénile dont il est question dans Towers *et al.* (2020) se serait peut-être noyée pendant la marée montante si des intervenants ne l'avaient pas délogée des roches par effet de levier (Towers *et al.* 2020).

1.1.5.3 Piégeage

Le piégeage naturel est défini dans Jourdain *et al.* (2021) comme une situation où un ou plusieurs épaulards restent dans un habitat inhabituel et restreint duquel ils ne veulent ou ne peuvent pas partir pendant une période prolongée. Dans de telles situations, les épaulards peuvent mourir en raison de ressources limitées. Le piégeage, notamment dans la glace de mer (Westdal *et al.* 2017), d'épaulards de plusieurs populations a été documenté, dont quatre cas impliquant des EMCO jusqu'en 2019 (Jourdain *et al.* 2021). Depuis, deux autres cas ont été documentés (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology).

Au total, trois de ces cas concernaient des individus solitaires, dont deux étaient des juvéniles et un était un mâle adulte. Tous ces épaulards solitaires sont sortis de la zone de piégeage après y avoir été incités par des intervenants et ont survécu, même si les deux juvéniles affichaient des signes de malnutrition au moment de l'opération de sauvetage (Jourdain *et al.* 2021; données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Les trois autres cas concernaient des groupes d'EMCO; dans deux cas, les individus sont sortis seuls (Jourdain *et al.* 2021) et dans l'autre cas, un duo de mâles adultes a été incité à sortir de la zone par des intervenants (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology).

1.1.5.4 Maladies

Un examen de la littérature accessible sur les agents pathogènes bactériens, viraux et fongiques chez l'épaulard a révélé trois agents pathogènes signalés chez des épaulards sauvages, dont *Brucella* spp., *Edwardsiella tarda* et le poxvirus des cétacés (Gaydos *et al.* 2004). La bactérie *E. tarda* est très virulente pour tous les groupes d'âge et a été la cause confirmée de la mort d'un ERS en 2000 (Gaydos *et al.* 2004); le poxvirus des cétacés n'est très virulent que chez les nouveau-nés; et les espèces de *Brucella* peuvent réduire la fécondité chez les individus infectés, bien qu'elles ne soient pas considérées comme étant très virulentes (Gaydos *et al.* 2004). Gaydos et ses collaborateurs (2004) ont également trouvé 13 agents pathogènes signalés chez des épaulards en captivité, dont neuf étaient très virulents. Depuis la

fin de cette étude, il a été confirmé par nécropsie que deux individus sont morts à cause d'une infection bactérienne; en effet, un épaulard océanique est mort en raison de la présence de *Salmonella* en 2005 en Californie, et un EB est mort en raison d'une infection par un agent bactérien inconnu en 2007 en Colombie-Britannique (Raverty *et al.* 2020).

La présence d'une maladie peut également faire en sorte qu'un individu meure des suites d'une blessure ou d'un traumatisme dont il se serait normalement rétabli. L'ingestion d'un corps étranger, comme un hameçon, peut ouvrir la voie à une infection. Par exemple, un EB de l'Alaska (N018) a succombé à une septicémie en 2005 après avoir avalé un hameçon et, bien que la cause du traumatisme soit inconnue, cet individu est mort d'une infection secondaire à *Taxoplasma gondii* et à *Sarcocystis neurona* après avoir subi une fracture vertébrale (Raverty *et al.* 2020).

1.2 BUT DE L'ÉVALUATION

L'EMCO (écotype de Bigg) a été désigné comme espèce menacée au titre de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) en 2003. Aux termes de cette loi, il incombe au gouvernement du Canada de prévenir la disparition — de la planète ou du Canada seulement — des espèces sauvages, de permettre le rétablissement de celles qui, par suite de l'activité humaine, sont devenues des espèces disparues du pays, en voie de disparition ou menacées et de favoriser la gestion des espèces préoccupantes pour éviter qu'elles ne deviennent des espèces en voie de disparition ou menacées. La ministre des Pêches et des Océans et le ministre responsable de l'Agence Parcs Canada sont les ministres compétents en vertu de la LEP à l'égard du rétablissement des espèces aquatiques en péril.

Il faut procéder à une évaluation des effets cumulatifs (EEC) pour donner suite à une mesure de rétablissement à priorité élevée (MR7) indiquée dans la version proposée du plan d'action (évaluer les effets cumulatifs des répercussions d'origine anthropique potentielles sur les épaulards migrants à l'aide d'un cadre d'évaluation des effets approprié pour les espèces aquatiques). Les effets cumulatifs sont les répercussions combinées et additionnelles que des menaces et des agents de stress découlant de multiples activités humaines peuvent avoir sur des individus, des populations, des communautés et des écosystèmes dans l'espace et le temps. Les menaces qui pèsent le plus sur la population d'EMCO sont les contaminants environnementaux (hérités et nouveaux), la perturbation physique et la perturbation acoustique (MPO 2021b), mais l'espèce est aussi vulnérable aux changements dans la disponibilité ou la qualité des proies, aux maladies et aux déversements de substances toxiques.

1.3 RAISON POUR LAQUELLE UNE ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS EST NÉCESSAIRE

Le Programme sur les espèces en péril de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé à la Direction des sciences de procéder à une évaluation des effets cumulatifs des menaces d'origine anthropique actuelles et potentielles sur la population d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest dans les eaux canadiennes du Pacifique. Les évaluations des effets cumulatifs examinent les effets de plusieurs menaces par la transformation des répercussions en un seul paramètre ou une seule mesure, ce qui permet de comparer les menaces et leurs effets combinés sur la viabilité à long terme de la population. Le MPO a déjà réalisé une évaluation des effets cumulatifs pour donner suite à une mesure de rétablissement similaire pour les populations d'ERS et d'épaulards résidents du Nord (ERN; Clarke Murray *et al.* 2019; MPO 2019). La présente étude permettra d'améliorer les méthodes élaborées pour l'écotype résident (Murray *et al.* MPO 2019; Lacy *et al.* 2017; Murray *et al.* 2021) par l'évaluation des effets cumulatifs sur les EMCO.

1.4 ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS POUR LES ÉPAULARDS DE BIGG

La

Figure 2 donne un aperçu des étapes d'une évaluation des effets cumulatifs pour une population. La première étape consiste à déterminer la portée, un processus qui a déjà été achevé pour les EB par le Programme sur les espèces en péril du MPO. La présente évaluation des effets cumulatifs est axée sur deux phases de la deuxième étape de ce processus, appelées ici phase 1 et phase 2. Dans la phase 1, un modèle conceptuel de SE décrit et illustre les connaissances actuelles sur la façon dont les menaces prioritaires peuvent avoir des répercussions sur des paramètres de la population (fécondité et mortalité), directement ou par le biais d'interactions entre elles. Comme les menaces peuvent interagir entre elles dans l'espace et le temps, modifiant ainsi les effets subséquents sur les individus et les populations, cette étude permettra également de repérer et d'évaluer les interactions potentielles entre des menaces afin de représenter plus précisément le système naturel. Les résultats du modèle conceptuel de SE ont servi à concevoir et à améliorer le modèle de population dans la phase 2.

Au cours de la phase 2, on a paramétré les répercussions déterminées dans le modèle conceptuel de SE pour lesquelles les données étaient suffisantes, et on a effectué une AVP pour évaluer les effets cumulatifs, en se fondant sur les méthodes et les résultats de travaux antérieurs (MPO 2007; Lacy et al. 2017; Murray et al. 2019). On a utilisé la littérature et les données existantes pour paramétrer les répercussions de chaque menace sur les taux vitaux de la population. Ces valeurs et relations quantitatives ont été utilisées pour la définition des intrants d'un modèle de population décrivant les répercussions combinées sur la persistance de la population au fil du temps. La structure du modèle s'appuyait sur celle du modèle d'AVP que Murray et ses collaborateurs (2019) ont mis au point pour les ER.

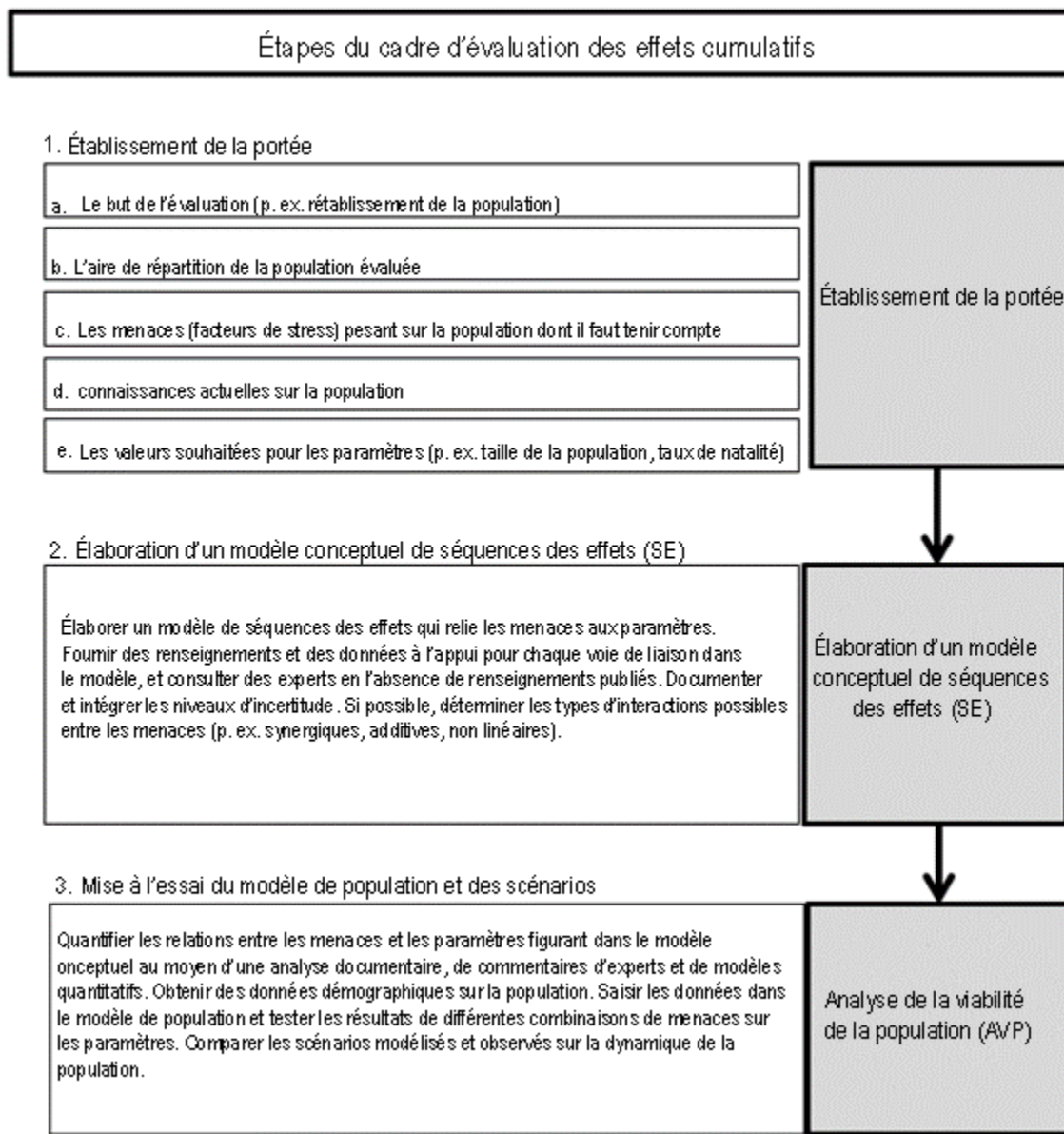


Figure 2. Étapes du cadre d'évaluation des effets cumulatifs (figure adaptée de Clarke Murray et al. 2019).

1.4.1 Hypothèses

- Il est présumé que les répercussions des menaces sur les taux vitaux de la population (mortalité et fécondité), d'après la meilleure information accessible au moment de l'évaluation, sont décrites avec exactitude dans le modèle de SE.
- Pendant l'analyse, il a été présumé que les répercussions découlaient uniquement des menaces ciblées examinées (disponibilité réduite des proies, perturbations et contaminants), et les effets de répercussions vastes (comme les conditions climatiques changeantes et l'augmentation des populations humaines) n'ont pas été pris en compte. En plus d'avoir leurs propres répercussions, ces répercussions vastes peuvent influencer sur les

menaces ciblées et interagir avec elles, mais elles étaient hors de la portée des travaux pour le moment.

- Il est présumé que la façon dont les répercussions sont paramétrées dans le modèle d'AVP représente les répercussions de l'ensemble d'une menace (p. ex. les répercussions des BPC représentent la menace associée aux contaminants).
- Pendant la projection de la dynamique de la population d'EMCO, il a été présumé que les niveaux de menace actuels demeureraient les mêmes. Il est également présumé qu'aucune mesure d'atténuation ou de gestion des menaces n'est prise.
- Il est présumé que le modèle de population choisi pour les projections est un substitut efficace de la dynamique réelle de la population d'EMCO.

1.4.2 Objectifs

Voici les quatre principaux objectifs du présent document de travail :

1. Mettre au point un modèle conceptuel de SE pour représenter visuellement les voies de liaison entre les menaces et les répercussions pour la population d'EMCO, en se limitant aux menaces principales recensées par le Programme sur les espèces en péril (MPO 2007).
2. Quantifier les voies de liaison pour les menaces figurant dans le modèle de SE en fonction des meilleures et plus récentes données accessibles provenant de l'analyse des données, de l'examen de la littérature et de la consultation d'experts. Ces informations seront utilisées pour la mise au point et le paramétrage d'un modèle d'AVP quantitative.
3. Évaluer les effets cumulatifs agissant sur la population d'EMCO en exécutant dans le modèle d'AVP des scénarios fondés sur des menaces individuelles et combinées afin d'évaluer et de comparer les effets de chaque scénario à la dynamique observée de la population.
4. Recenser les incertitudes et les sensibilités dans les données et les méthodes, et souligner les lacunes en matière de connaissances à combler au moyen de recherches futures.

1.4.3 Portée

L'objectif de la présente étude est d'évaluer les effets cumulatifs des menaces d'origine anthropique sur la population d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest. L'étude se limite à examiner les principales menaces définies dans le programme de rétablissement (MPO 2007) et le plan d'action pour l'épaulard migrant (en préparation). Les effets des événements à probabilité faible, mais à répercussion élevée, comme les déversements d'hydrocarbures catastrophiques, ne sont pas inclus dans l'évaluation quantitative. Des changements futurs dans les activités anthropiques et les changements climatiques ne sont pas non plus inclus ni évalués. Les mesures d'atténuation et de gestion potentielles ne seront pas évaluées, mais cette étude pourra servir d'outil pour l'évaluation de changements et de mesures d'atténuation une fois que le modèle des effets cumulatifs aura été examiné.

2 MODÈLE CONCEPTUEL DE SÉQUENCES DES EFFETS

Le modèle général de SE décrit ce que l'on comprend des mécanismes par lesquels les menaces prioritaires touchent les individus de la population d'EMCO en fonction des données probantes accessibles (Figure 3). Les voies de liaison relient les menaces à des effets sur les paramètres de la population (fécondité et mortalité); elles peuvent représenter un lien direct ou

être le résultat d'interactions entre des menaces. Les sections 2.1 à 2.5 décrivent les données probantes à l'appui des voies de liaison recensées dans le modèle de SE illustré à la figure 1, où chaque chiffre encadré (p. ex. ①) représente une voie de liaison précise entre une menace et un effet sur un paramètre de la population. Ces chiffres encadrés sont inclus dans les sous-sections pertinentes ci-après afin d'indiquer où se trouvent les données probantes à l'appui.

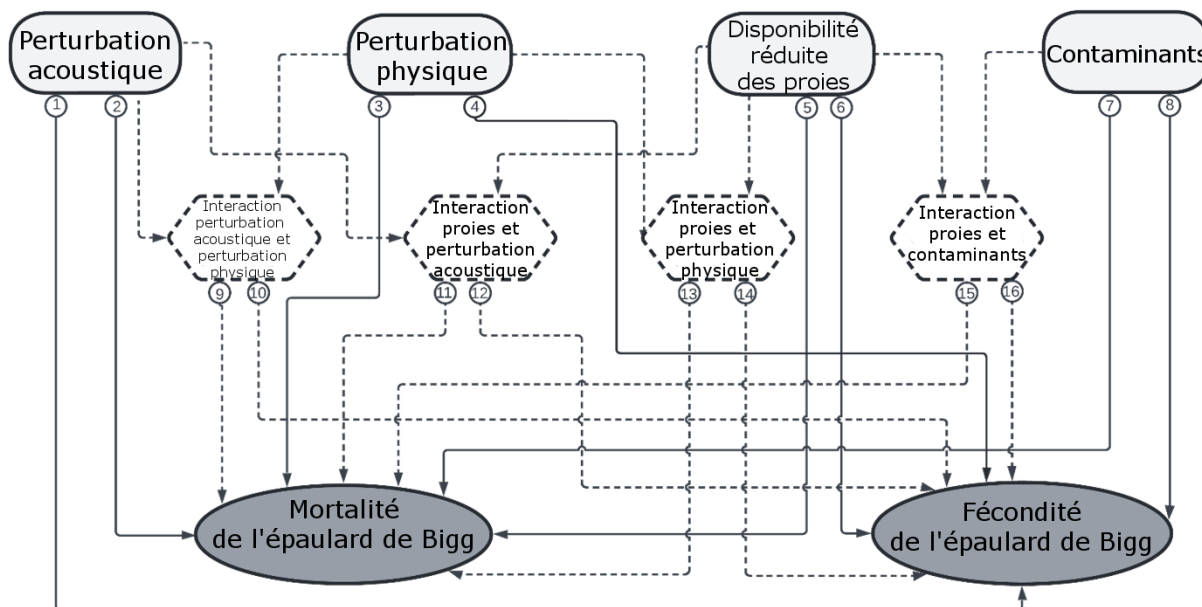


Figure 3. Modèle conceptuel général de séquences des effets (SE) pour la population d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest montrant les voies de liaison qui sont étayées par des données probantes. Huit voies de liaison relient directement les quatre menaces à des effets sur les paramètres de la population (mortalité et fécondité), et huit autres voies de liaison passent par quatre interactions entre des menaces.

2.1 PERTURBATION ACOUSTIQUE

2.1.1 Renseignements de base

Bien qu'il existe des sources naturelles de bruit dans l'océan (tels que le vent, les marées, les courants, les précipitations, les vagues de surface et les animaux), les niveaux sonores de fond dans l'océan ont augmenté au cours des dernières décennies dans les eaux côtières et extracôtières en raison de la présence de sources de bruit anthropiques (Andrew *et al.* 2002; Burnham 2017; Hildebrand 2009). Le son se déplace beaucoup plus loin dans l'eau que dans l'air, sa propagation dans l'océan étant influencée par la température de l'eau, la salinité, l'acidité et les régimes de mélange, ainsi que par la topographie et la composition du substrat (Burnham 2017; Burnham et Duffus 2023; Burnham *et al.* 2023; Francois et Garrison 1982; Hamilton 1980; Jensen *et al.* 2011). L'augmentation de la température de la mer devrait augmenter l'influence du bruit ambiant d'origine anthropique déjà croissant (Burnham 2017; Ilyina *et al.* 2010).

La perturbation acoustique peut être chronique, comme le bruit continu à basse fréquence des navires, ou aiguë (comme le bruit intense, intermittent et imprévisible émis par les sonars militaires, le dynamitage de construction, l'exploration sismique, et d'autres sources de bruit fort de courte durée (Burnham 2017; Nowacek *et al.* 2007; Southall *et al.* 2021; Southall *et al.* 2019; Weilgart 2007) qui peuvent causer une perte auditive, un traumatisme physique et la

désorientation chez les mammifères marins (Abgrall *et al.* 2009; Simmonds *et al.* 2004; Southall *et al.* 2021; Southall *et al.* 2019). Les répercussions subies par les baleines dépendent de la fréquence, de l'intensité et de la structure du signal du son (Murray *et al.* 2019; National Research Council 2003; Nowacek *et al.* 2007; Richardson *et al.* 1995; Simmonds *et al.* 2004; Southall *et al.* 2021; Southall *et al.* 2019; Weilgart 2007).

2.1.1.1 Classification des menaces par le Programme sur les espèces en péril : bruit chronique et bruit aigu

La version provisoire du programme de rétablissement pour l'épaulard migrateur (de Bigg) de la côte ouest, élaborée par le Programme sur les espèces en péril du Canada, décrit le bruit aigu et le bruit chronique dans un tableau de classification des menaces, dont une version adaptée est présentée ci-dessous (Tableau 2).

Tableau 2. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (bruit chronique et bruit aigu), adapté de MPO (2007).

Catégorie	Bruit chronique	Bruit aigu
Catégorie de facteur de stress	Dégradation de l'habitat	Perturbation
Facteur de stress général	Bruit des navires	Bruit impulsif intense
Stress précis	Masquage des signaux de communication, incapacité à bien se nourrir	Levés sismiques, sonars militaires, explosions sous-marines, battage de pieux
Effet	Dommages physiologiques et physiques	Effets sur le comportement, atteinte physiologique et dommages physiques possibles (causés par les sonars militaires et les explosions sous-marines seulement)
Occurrence	En cours	En cours
Fréquence	Continue, avec variabilité saisonnière	Récurrente
Certitude causale	Plausible, mais nécessite une étude plus approfondie	Attendue
Gravité	Inconnue	Faible à la fréquence actuelle
Niveau de préoccupation	Moyen	Élevé en raison de l'expansion possible

2.1.2 Bruit chronique provenant des navires

La contribution la plus importante au bruit ambiant dans l'océan est l'énergie à basse fréquence (de 5 à 1 000 Hz) provenant des navires, principalement des hélices (cavitation et chant) et de la propulsion (Veirs *et al.* 2016). En général, le bruit des navires augmente avec le trafic maritime et, étant donné que le volume du trafic maritime commercial a connu une augmentation spectaculaire, le bruit associé a également augmenté. En outre, les types de

navires ont changé au fil du temps, en particulier la proportion de vraquiers et de porte-conteneurs. La proportion de vraquiers a diminué dans la mer des Salish, passant de 40 % (1977 à 1997) à 24,3 % (1998 à 2019), tandis qu’au cours de la même période, la proportion de porte-conteneurs est passée de 21,4 % à 41,7 %. On estime que cette augmentation a entraîné une augmentation de 38 % de la distance parcourue par les porte-conteneurs dans l’habitat essentiel des ER dans la mer des Salish (Taylor et Mayer 2023). Étant donné que les porte-conteneurs sont les navires commerciaux les plus bruyants (Veirs *et al.* 2016), la combinaison de l’augmentation du volume du transport maritime et du changement dans le type dominant de navire a augmenté le niveau de bruit chronique auxquels les mammifères marins sont exposés dans cette zone. Les prochaines sous-sections portent sur la façon dont la perturbation acoustique peut toucher la population.

2.1.3 Ouïe et vocalisations chez l’EMCO

Les épaulards utilisent des vocalisations dont les sons se situent en grande partie dans la gamme de 500 Hz à 15 kHz pour la communication et de 15 à 100 kHz pour l’écholocation (Heise *et al.* 2017; Vagle *et al.* 2021). Ils émettent des clics pour l’écholocation, l’orientation et la détection des proies, des sifflements pour la communication au sein d’un groupe, et des impulsions tant pour la communication au sein d’un groupe que pour la coordination (Deecke *et al.* 2005). La gamme de fréquences des vocalisations sociales va de 0,1 kHz pour les salves de clics à 75 kHz pour les sifflements ultrasoniques, tandis que celle des clics d’écholocation va de 22 à 80 kHz (Southall *et al.* 2019). Les EMCO ne semblent pas utiliser l’écholocation de façon différente entre leurs comportements d’alimentation, de nage sans direction particulière, de repos, de socialisation et de déplacement lent ou rapide, mais selon les observations, ils l’utilisent presque dix fois plus dans les eaux côtières que dans les eaux extracôtières (Barrett-Lennard *et al.* 1996). Lorsque leur champ auditif chevauche celui de leurs proies potentielles, les EMCO se déplacent sans émettre de clics d’écholocation ni de vocalises sociales audibles de manière à demeurer inaperçus. Ils utilisent plutôt des vocalises cryptiques composées de clics isolés et de courtes séquences de clics peu fréquentes qui ressemblent à des sons aléatoires (Barrett-Lennard *et al.* 1996), et ils sont presque silencieux lorsqu’ils chassent activement, sauf après une mise à mort ou lorsqu’ils interagissent avec des congénères à la surface de l’eau (Riesch et Deecke 2011). En Alaska, des épaulards ont été observés en train de chasser dans l’obscurité en écoutant de façon passive les bruits émis par leurs proies pour les localiser (Deecke *et al.* 2013).

2.1.4 Masquage acoustique ①②⑨⑩⑪⑫

Le masquage est une interférence de la communication acoustique, de l’écholocation et de l’écoute passive causée par d’autres sources de bruit, ce qui réduit la capacité à détecter des sons pertinents (Clark *et al.* 2009). Il peut s’agir de bruits de fond continus, comme ceux provenant du transport maritime, ou de bruits plus aigus d’origine anthropique (OSPAR Commission 2009). Le masquage peut se produire lorsque le volume d’un son d’intérêt ne dépasse pas le seuil auditif en raison de la présence de bruit de fond (rapport signal sur bruit; Clark *et al.* 2009; Williams *et al.* 2020), et lorsque le bruit d’interférence est émis à la même fréquence que le son d’intérêt (Clark *et al.* 2009). Le masquage peut avoir des répercussions sur les mammifères marins en bloquant complètement les communications et les sons des proies, en augmentant la demande énergétique pour un individu qui communique ou en causant un stress physiologique (Burnham et Duffus 2023; Smith 2017). Le masquage acoustique causé par le bruit chronique peut également interférer avec les signaux d’écholocation que les épaulards utilisent pour la navigation et la discrimination, et il peut affecter les signaux de coordination et de communication sociale utilisés par les épaulards qui se nourrissent de

mammifères marins (MPO 2021b). Le masquage influe sur les paramètres de la population par deux interactions dans le modèle de SE, soit une interaction entre les proies et la perturbation acoustique et une interaction entre la perturbation acoustique et la perturbation physique.

2.1.4.1 Masquage acoustique et disponibilité des proies ⑪⑫

La présente section décrit comment la menace liée à la perturbation acoustique interagit avec la menace liée à la disponibilité réduite des proies par le masquage acoustique (l'interaction *proies et perturbation acoustique* dans le modèle de SE). Les proies principales de l'EMCO sont le phoque commun, le marsouin commun et l'otarie de Steller, mais il chasse aussi le marsouin de Dall et l'otarie de Californie (Ford *et al.* 2013). Le phoque commun et l'otarie de Californie peuvent entendre des sons à des fréquences aussi basses que 1 kHz (Deecke 2003), tandis que le marsouin commun entend bien jusqu'à 140 kHz et le dauphin à flancs blancs du Pacifique, jusqu'à 128 kHz (Deecke 2003). L'épaulard entend le mieux les sons entre 0,018 et 42 kHz, mais il peut entendre des sons jusqu'à 115 kHz (Branstetter *et al.* 2021; Branstetter *et al.* 2017; Deecke 2003; Miller 2006; Thornton *et al.* 2022), et il utilise l'écoute passive pour détecter les sons des proies. Le champ auditif de l'épaulard chevauche ceux des espèces de pinnipèdes et de dauphins qu'il chasse, mais il ne chevauche pas la partie supérieure des champs auditifs du marsouin de Dall et du marsouin commun, qui peuvent communiquer à des fréquences beaucoup plus élevées (Figure 4). Il est présumé que ces marsouins ont développé cette stratégie de « camouflage acoustique » pour éviter la détection par les prédateurs (Sørensen *et al.* 2018).

Si le bruit à basse fréquence de la navigation chevauche les fréquences utilisées par l'épaulard et les mammifères marins dont il se nourrit, un masquage acoustique des sons des proies par le bruit des navires peut se produire (Figure 4; Tableau 3), ce qui nuit à la détection et à la capture des proies, surtout sur de longues distances (Smith 2017) et réduit donc la disponibilité des proies (Sato *et al.* 2021). Les navires et les bateaux — notamment les embarcations de plaisance, les vraquiers, les porte-conteneurs, les transporteurs de cargo, de véhicules et de passagers, les pétroliers, les navires militaires, les remorqueurs, les navires de pêche et de recherche et autres navires divers — peuvent produire du bruit à large bande allant de 0,0115 à 40 kHz (Veirs *et al.* 2016), chevauchant ainsi l'ensemble de la portée des communications de l'épaulard. En outre, certains échosondeurs émettent une énergie de pointe dans la gamme de fréquences utilisée par les espèces de proies des EB (Burnham *et al.* 2022, tableau 3). Les épaulards qui se nourrissent de mammifères marins ne peuvent pas compenser le bruit des navires en augmentant l'amplitude de leurs vocalisations comme le font les épaulards qui se nourrissent de poissons (voir Holt *et al.* 2011; Holt *et al.* 2009) sans augmenter le risque d'être détectés par leurs proies (Barrett-Lennard *et al.* 1996; Holt *et al.* 2009; Smith 2017). Holt *et al.* 2009; Smith 2017).

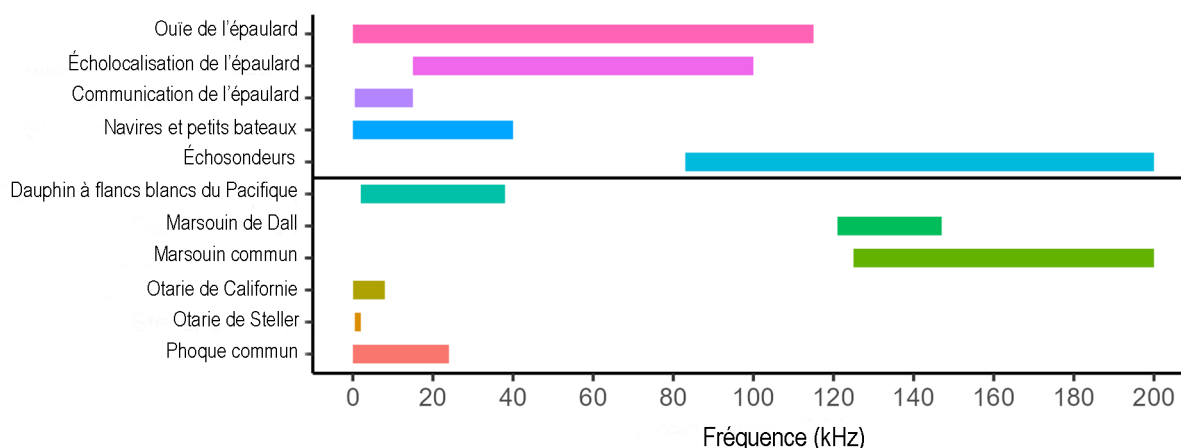


Figure 4. Champ auditif et écholocation des EB par rapport aux fréquences sonores produites par les navires et petits bateaux, les échosondeurs et les espèces de proies. Il convient de noter que ce diagramme n'indique pas l'intensité du son.

Le phoque commun peut utiliser un système de reproduction appelé « lek », où les mâles se regroupent dans des zones et attirent les femelles en chaleur grâce à des démonstrations sonores et physiques (Boness *et al.* 2006). Pendant la saison de reproduction, les mâles passent plus de temps dans l'eau, loin des échoueries, et ils émettent des sons intenses à certains endroits lors de leur parade (Hayes *et al.* 2004). En Colombie-Britannique, ces sons affichent une tendance nycthémérale et se produisent davantage la nuit (Nikolich *et al.* 2018). Il est présumé qu'il s'agit d'une stratégie contre la prédation, mais elle peut également réduire le potentiel de masquage des signaux par le bruit des navires (Matthews *et al.* 2020; Nikolich *et al.* 2018).

Tableau 3. Production et niveau sonores pour les espèces dont les EB se nourrissent.

Espèce	Production sonore	Niveau sonore
Phoque commun (<i>Phoca vitulina</i>)	Les sons qu'il produit sous l'eau vont de 0,02 à 24 kHz (rugissement; Southall <i>et al.</i> 2019).	Le niveau sonore à la source (à un mètre) des rugissements produits par les mâles était d'environ 140 dB re 1 µPa. Les sons à basse fréquence duraient de 5 à 10 secondes, la plus grande énergie étant entre 100 et 800 Hz (Casey <i>et al.</i> 2016).
Otarie de Steller (<i>Eumetopias jubatus</i>)	Les sons qu'elle produit sous l'eau vont de 0,5 à 2 kHz (râle; Southall <i>et al.</i> 2019).	Information non trouvée.
Otarie de Californie (<i>Zalophus californianus</i>)	Elle produit des sons sous l'eau allant de moins de 0,08 (balayage) à 8 kHz (abolement, bang; Southall <i>et al.</i> 2019)	À une distance d'environ 2 m, le niveau sonore à la source des aboiements émis sur terre par les mâles adultes à 1 kHz était de 103 dB re 0,0002/cm ² et de 90 dB à 0,5 et 2 kHz; les aboiements qu'ils émettent sur terre ressemblent à ceux qu'ils émettent dans l'eau (Schusterman 1974).

Espèce	Production sonore	Niveau sonore
Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	Il produit des sons résonnants ou des clics dans une gamme de fréquences moyenne allant de 125 à 200 kHz (Southall <i>et al.</i> 2019)	Les clics à haute fréquence mesurés chez des marsouins communs en captivité avaient une durée d'environ 100 µs, une fréquence maximale d'environ 130 kHz, un intervalle d'environ 60 ms entre les clics et un niveau source maximal à la source (1 m) de 172 dB re 1 µPa d'une pointe à l'autre (Villadsgaard <i>et al.</i> 2007). Le niveau sonore moyen à la source pour des marsouins communs canadiens était de 178 ±4 dB re 1 µPa (d'une pointe à l'autre; Kyhn <i>et al.</i> 2013).
Marsouin de Dall (<i>Phocoenoides dalli</i>)	Il produit des sons résonnants ou des clics dans une gamme de fréquences moyenne allant de 121 à 147 kHz (Southall <i>et al.</i> 2019)	Il a produit un niveau moyen à la source de 187 ±7 dB re 1 µPa (d'une pointe à l'autre; Kyhn <i>et al.</i> 2013).
Dauphin à flancs blancs du Pacifique (<i>Lagenorhynchus obliquidens</i>)	Il produit des vocalisations sociales allant de 2 à 20 kHz (gamme complète de sifflements), et des sons résonnants/clics avec une gamme de fréquences maximales (dominantes) allant de 22 à 38 kHz (Southall <i>et al.</i> 2019).	Le niveau sonore à la source des clics produits par des dauphins à flancs blancs du Pacifique en captivité était de 170 dB (Evans 1973, cité dans Rasmussen <i>et al.</i> 2002).

2.1.4.2 Masquage acoustique et navigation ①②⑨⑩

Le masquage peut limiter la capacité des cétacés à utiliser des signaux acoustiques pour naviguer, s'orienter et trouver leur chemin, et il peut réduire leur capacité à établir avec précision des cartes cognitives de leur environnement (Burnham et Duffus 2023). En ce qui concerne la coordination et la communication sociale chez l'EMCO, l'utilisation de l'écholocalisation et de sons pour la navigation pourrait être touchée (MPO 2021b). Dans le modèle, les SE associées à une détérioration de la navigation attribuable au masquage acoustique passent par une voie directe (risque accru d'échouement) et une voie indirecte (risque accru de collision avec un navire).

Masquage acoustique et échouement accidentel ①②

Lorsqu'il s'alimente, nage sans direction particulière, se repose, socialise et se déplace en haute mer, l'EMCO utilise le moins possible l'écholocalisation pour éviter de révéler sa présence à ses proies. Cela dit, il utilise presque dix fois plus l'écholocalisation dans les eaux côtières parce qu'il doit connaître son emplacement avec précision pour éviter d'entrer en collision avec le littoral ou de s'y échouer (Barrett-Lennard *et al.* 1996; Riesch et Deecke 2011). Le risque accru d'échouement accidentel est l'un des effets potentiels du masquage acoustique causé par le bruit anthropique (OSPAR Commission 2009) qui pourrait entraîner des blessures ou la mort, bien que les épaulards adultes évitent généralement de s'échouer accidentellement en abandonnant la poursuite lorsque leurs proies se réfugient près de rivages rocheux (Towers *et al.* 2020).

Masquage acoustique et collision avec un navire ⑨⑩

L'interaction *perturbation acoustique et perturbation physique* dans le modèle de SE décrit comment la menace liée à la perturbation acoustique (masquage acoustique) pourrait interagir avec la menace liée à la perturbation physique et ainsi accroître le risque de collision avec un navire. Une collision avec un navire peut causer de graves traumatismes physiques ou la mort chez les mammifères marins, ce qui pourrait contribuer au déclin de leurs populations (Schoeman *et al.* 2020). En théorie, la capacité des épaulards à entendre et à localiser les navires pourrait être réduite par le masquage acoustique, ce qui augmenterait leur risque de collision avec un navire. Cependant, les données probantes sur cette théorie n'ont pas été bien documentées, car il faut comprendre des facteurs complexes tels que la génération et la propagation du bruit provenant de différents types de navires, en particulier dans les eaux de surface et dans différentes zones, quantifier diverses réactions comportementales (Erbe *et al.* 2019) et isoler les effets du masquage acoustique par rapport à ceux d'autres facteurs. La signature acoustique précise d'un navire devrait influencer sur la mesure dans laquelle les mammifères marins peuvent le détecter (Leal *et al.* 2015) et, bien qu'il existe des données probantes selon lesquelles le ralentissement des navires réduise les collisions mortelles avec des mammifères marins (p. ex. Laist *et al.* 2014; Vanderlaan et Taggart 2007), on ne sait pas dans quelle mesure la réduction du bruit et du masquage acoustique découlant de ce ralentissement contribue à ce résultat.

2.1.5 Autres réactions au bruit ①

Les mammifères marins ont des réactions complexes et variées aux perturbations sonores, comme des changements liés aux profils de remontée à la surface et de respiration, à la vitesse et à la direction de nage (p. ex. Lusseau *et al.* 2009; Parks *et al.* 2007), aux vocalisations (p. ex. Dahlheim et Castellote 2016; Holt *et al.* 2009; Watkins 1986), au rythme cardiaque (Miksis *et al.* 2001), au stress (Rolland *et al.* 2012), à l'évitement des zones bruyantes (Konrad Clarke *et al.* 2024; Morton et Symonds 2002; Richardson *et al.* 1995), à l'alimentation, à la reproduction, à l'allaitement et à la migration (Croll *et al.* 2001; Foote *et al.* 2004; Huntington *et al.* 2015; Walker *et al.* 2019; Williams *et al.* 2014). Une exposition chronique à des navires semble exacerber le stress chez les ER (Smith 2017) et modifier les taux vitaux et les niveaux d'hormones de stress chez d'autres cétacés (Burnham et Duffus 2023; Rolland *et al.* 2012). On sait que les ER évitent les zones où le bruit de fond est constant et de forte amplitude (Konrad Clarke *et al.* 2024; Morton et Symonds 2002). Les changements liés aux comportements tels que la plongée, la socialisation et la recherche de nourriture en réaction au bruit ont un coût énergétique pour les épaulards (Noren *et al.* 2009; Williams *et al.* 2002; Williams *et al.* 2015), mais ce coût demeure inconnu. Une étude récente mesurant les taux de respiration et l'apport en oxygène d'épaulards lors de différents comportements (McRae *et al.* 2024) pourrait aider les chercheurs à commencer à comprendre ce coût énergétique.

2.1.6 Quantification de la perturbation comportementale

Malgré les recherches en cours, les scientifiques n'ont pas assez de connaissances pour quantifier l'importance biologique de la perturbation par le bruit pour les mammifères marins à l'échelle de la population (Erbe *et al.* 2019). Pour quantifier les répercussions sur les paramètres des populations de mammifères marins tels que la fécondité, il faut traduire les réactions comportementales complexes au bruit en une augmentation de la dépense énergétique. Les tentatives visant à établir un lien entre un changement dans le comportement et des changements dans les taux vitaux sont plus complexes, car les animaux peuvent s'adapter à court terme; une étude qui a modélisé les réactions de dauphins à l'augmentation du bruit des navires a donné lieu à une réaction biologiquement non significative en raison de

l'adaptation du comportement de la population (New *et al.* 2013). Il est possible d'utiliser des modèles des conséquences des perturbations sur les populations (CPP) pour relier des changements de comportement à court terme à des effets à long terme sur la dynamique d'une population (New *et al.* 2020), et ces modèles peuvent intégrer les caractéristiques du cycle biologique, les caractéristiques des sources de perturbation et les conditions environnementales (Keen *et al.* 2021). Un tel modèle a été utilisé pour l'ERS (Tollit *et al.* 2017), mais il peut être limité par la disponibilité de l'information et des données nécessaires comme intrants.

D'autres types de modèles ont été élaborés pour l'exploration de ce sujet, notamment un modèle permettant d'examiner les déplacements des mammifères marins en réaction à des perturbations sonores et d'estimer les répercussions de la réduction de la recherche de nourriture selon une fonction dose-réaction (Joy *et al.* 2022). Un autre type de méthode utilisée pour quantifier l'effet du bruit des navires sur les taux vitaux des épaulards est celle reposant sur le « choc » économique, qui compare les populations d'ER avant et après des changements soudains dans le transport maritime liés à la dynamique mondiale et politique (Taylor 2021a, 2021b; Taylor et Mayer 2023). Cette méthode utilise un grand ensemble de données sur les débarquements portuaires (Lloyds List) remontant à 1977 pour calculer les kilomètres parcourus par les navires dans l'habitat des ERS et des ERN au fil du temps, puis évalue les effets des « chocs sonores » négatifs (fortes augmentations du trafic maritime et du bruit associé) à la capacité de charge de l'habitat des ER. La perturbation de comportements tels que la recherche de nourriture, la socialisation et la reproduction due aux chocs sonores a été liée à des effets sur la fertilité et la mortalité. L'étude a révélé un taux de natalité inférieur chez les épaulards dans les habitats où le nombre de kilomètres parcourus par les navires était élevé, et que les habitats des ERS étaient plus touchés que ceux des ERN (Taylor 2021a, 2021b; Taylor et Mayer 2023). Il a été conclu que la réduction de la fécondité et l'augmentation de la mortalité attribuables aux chocs sonores étaient suffisantes pour que la population d'ERS tombe sous le seuil de remplacement et, par conséquent, diminue (Taylor 2021a, 2021b; Taylor et Mayer 2023).

2.1.7 Résumé des voies de liaison avec les paramètres de l'EB

Deux voies du modèle de SE relient directement la menace que représente la perturbation acoustique à la mortalité et à la fécondité, et quatre voies relient cette menace à la mortalité et à la fécondité par deux interactions (Figure 5).

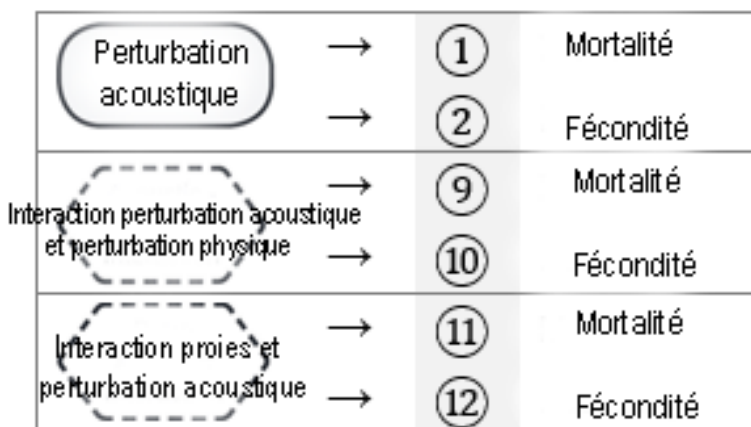


Figure 5. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relient la menace associée à la perturbation acoustique à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.

2.2 PERTURBATION PHYSIQUE — PRÉSENCE DE NAVIRES ET COLLISION AVEC UN NAVIRE

2.2.1 Renseignements de base

La menace que représente la présence physique de navires comprend deux types de perturbations physiques qui ont des effets selon le modèle de SE : les effets de la présence physique de navires et les effets d'une collision avec un navire.

2.2.2 Présence de navires ④⑬⑭

Les navires, en particulier ceux qui participent à l'observation des baleines, peuvent chercher, suivre et observer des épaulards, parfois pendant de longues périodes (p. ex. Moore *et al.* 2021). L'EMCO peut être touché par la présence de navires en vivant un stress accru (psychologique ou nutritionnel), en étant déplacé ou en subissant une réduction de sa valeur adaptative en raison de la perturbation de ses comportements normaux, de l'augmentation de sa dépense énergétique causée par la réduction de son temps de repos et de recherche de nourriture et de la nécessité de modifier ses habitudes de déplacement lorsque des navires sont présents (Smith 2017). Un effet négatif causé par la présence de navires a été documenté chez l'ERN, qui a appris au fil du temps à éviter les plages où il se frottait autrefois contre le substrat, un comportement social important (Konrad Clarke *et al.* 2024). Dans une méta-analyse des études sur les répercussions de l'observation des baleines, Senigaglia et ses collaborateurs (2016) ont constaté que les trajets des cétacés se compliquaient constamment en présence de navires d'observation des baleines et que de nombreuses espèces modifiaient leurs activités, les animaux étant plus susceptibles de se déplacer que de se reposer ou de s'alimenter. Ces changements réduisent les possibilités d'obtenir des apports énergétiques par la consommation de proies. Chacun de ces changements de comportement causés par la présence de navires d'observation des baleines peut entraîner une augmentation de la dépense énergétique.

2.2.2.1 Classification des menaces par le Programme sur les espèces en péril : perturbation physique

La version provisoire du programme de rétablissement de l'EMCO décrit cette menace au moyen d'un tableau de classification, dont une version adaptée se trouve ci-dessous (Tableau 4).

Tableau 4. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (présence de navires), adapté de MPO (2007).

Catégorie	Perturbation physique
Catégorie de facteur de stress	Perturbation
Facteur de stress général	Activités de loisir Activités d'observation des baleines
Stress précis	Interruption de l'alimentation et des comportements sociaux
Effet	Déplacement possible

Catégorie	Perturbation physique
Occurrence	En cours
Fréquence	Continue, avec une certaine variabilité saisonnière
Certitude causale	Attendue, mais nécessite une étude plus approfondie
Gravité	Inconnue
Niveau de préoccupation	Élevé

2.2.2.2 Présence de navires et disponibilité des proies ⑬⑭

L'interaction entre la présence de navires et la disponibilité des proies est représentée dans le modèle de SE par l'interaction *proies et perturbation physique*. Il est présumé que la présence de navires interfère avec la chasse parce que des phoques communs poursuivis par des EB ont été observés utilisant des navires à proximité comme échoueries pour éviter d'être capturés (Schmunk 2015; Smith 2017).

Il existe peu d'information sur la façon dont les EB réagissent à la perturbation, tant au niveau de l'individu qu'au niveau de la population. Des études sur des populations de dauphins ont révélé que les populations ouvertes pour lesquelles la nourriture n'est pas limitée, comme c'est le cas pour les EB, sont plus résilientes aux perturbations et moins susceptibles de modifier leur comportement et leurs motivations lorsque les perturbations sont de faible niveau (New *et al.* 2020). Un autre défi est la difficulté d'isoler les effets de la présence de navires des effets du bruit qu'ils produisent et d'autres changements de comportement dus à des facteurs externes.

2.2.3 Collision avec un navire ③④⑨⑩

Si un navire en mouvement heurte une baleine, cette dernière peut subir un traumatisme résultant d'un choc violent ou des lacérations et mourir; cette menace pèse sur toutes les classes d'âge et tous les écotypes, en particulier ceux qui fréquentent des eaux situées près de populations humaines et de voies de navigation (Kelley *et al.* 2021; Raverty *et al.* 2020). L'augmentation prévue du nombre de navires commerciaux et de croisière pourrait également accroître le risque de collision, probablement de façon plus marquée dans les zones où ils doivent emprunter des passages étroits comme les voies d'entrée et de sortie de zones industrielles (MPO 2021b).

2.2.3.1 Classification des menaces par le Programme sur les espèces en péril : collision avec un navire

La version provisoire du programme de rétablissement de l'EMCO décrit la menace de collision avec un navire dans un tableau de classification, dont une version adaptée se trouve ci-dessous (Tableau 5).

Tableau 5. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (collision avec un navire), adapté de MPO (2007).

Catégorie	Collision avec un navire
Catégorie de facteur de stress	Mortalité accidentelle
Facteur de stress général	Trafic de bateaux à grande vitesse
Stress précis	Traumatisme résultant d'un choc violent ou lacérations
Effet	Mortalité directe ou indirecte (par infection)
Occurrence	En cours
Fréquence	Récurrente
Certitude causale	Démontrée
Gravité	Faible
Niveau de préoccupation	Faible

Le nombre réel d'épaulards blessés et morts à la suite d'une collision avec un navire n'est pas connu précisément, mais deux mortalités et six blessures ont été signalées entre 2004 et 2016 (MPO 2021b). Il est documenté que quatre collisions entre des navires et six épaulards survenues entre 1974 et 2016 ont contribué à la mort d'épaulards (Raverty *et al.* 2020).

Les carcasses d'épaulards peuvent couler avant d'être repérées (Ford *et al.* 1998; Murray *et al.* 2021), mais il est possible de réaliser une nécropsie des carcasses trouvées pour déterminer la cause de la mort. Les dossiers des nécropsies de 22 EB (toutes populations confondues) réalisées entre 2004 et 2018 sont accessibles (Lee *et al.* 2023; Raverty *et al.* 2020). Parmi ceux-ci, 11 épaulards n'étaient pas morts à la suite d'un traumatisme; les causes étaient plutôt des incidents environnementaux ($n = 5$), une infection ($n = 1$), un retard de croissance ($n = 1$), une autolyse et un hématome sous-cutané ($n = 1$) et des problèmes nutritionnels ou métaboliques ($n = 3$). Trois épaulards étaient morts à la suite d'un traumatisme, et la cause de la mort de huit autres épaulards était inconnue (Tableau 6).

Tableau 6. Renseignements sur 11 épaulards de Bigg trouvés morts, d'après les données des nécropsies réalisées entre 2004 et 2018. Abréviations utilisées dans la colonne « Sexe » : femelle (F), mâle (M) et inconnu (I). Source : Raverty et al. (2020) et Lee et al. (2023).

Date de la nécropsie ou de la récupération	Emplacement	Classe d'âge	Sexe	Écotype	Cause immédiate de la mort
2004-05-03	Oregon, États-Unis	Adulte	F	De Bigg	Inconnue
2005-12-02	Californie, États-Unis	Adulte	F	De Bigg	Traumatisme — inconnu
2007-05-22	Washington, États-Unis	Adulte	F	De Bigg	Traumatisme — interaction humaine
2009-03-29	C.-B., Canada	Adulte	M	De Bigg	Inconnue
2009-04-05	Californie, États-Unis	Petit	F	De Bigg	Inconnue
2009-08-02	C.-B., Canada	Adulte	F	De Bigg	Inconnue
2010-06-14	Washington, États-Unis	Adulte	F	Épaulard migrateur (haplotype 59)	Inconnue
2010-07-23	Alaska, États-Unis	Adulte	I	Épaulard migrateur du golfe d'Alaska	Inconnue
2011-02-23	Oregon, États-Unis	Subadulte	I	De Bigg	Inconnue
2013-10-18	C.-B., Canada	Adulte	F	De Bigg	Inconnue
2018-11-14	C.-B., Canada	Adulte	M	De Bigg	Traumatisme, possible collision avec un navire et agression par des congénères

2.2.4 Résumé des voies de liaison avec les paramètres de l'EB

Deux voies de liaison du modèle de SE relient directement la menace que représente la perturbation physique à la mortalité et à la fécondité, et quatre voies de liaison relient cette menace à la mortalité et à la fécondité par deux interactions (Figure 6).

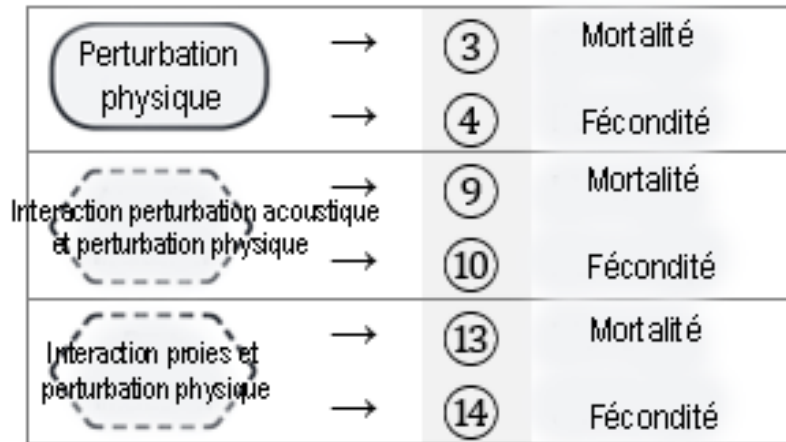


Figure 6. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relie la menace de la perturbation physique à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.

2.3 RÉDUCTION DE LA DISPONIBILITÉ DES PROIES

2.3.1 Renseignements de base

L'EB consomme divers mammifères marins, une stratégie qui pourrait réduire le risque que le déclin d'une seule espèce de proie affecte une de ses populations. Le déclin de plusieurs espèces de proies pourrait faire en sorte que l'EB se tourne vers une espèce de proie qui répond moins à ses besoins énergétiques ou nutritionnels ou dont la capture ou la transformation nécessite une plus grande dépense énergétique de sa part, ce qui entraînerait des carences nutritionnelles. Des données probantes indiquent que cette situation s'est produite pour des populations de l'Alaska dans les années 1990 (MPO 2009; Estes *et al.* 1998). L'EB peut mourir de faim avant de manger du poisson, même si c'est la seule option qui s'offre à lui (MPO 2007).

2.3.2 Espèces des proies qui composent le régime alimentaire de l'EB

La documentation révèle que l'EMCO consomme divers mammifères marins dans les eaux côtières. Le phoque commun est l'espèce la plus fréquemment chassée par l'EMCO (MPO 2021b), et ce dernier adapte sa répartition en fonction des périodes de mise bas et de reproduction du phoque commun (Baird et Dill 1995). Dans les ECMS, l'EMCO cible principalement le phoque commun (66 % des événements de prédation), suivi du marsouin commun (17 %), de l'otarie de Steller (11 %), du marsouin de Dall (2 %) et de toutes les autres espèces (4 %; données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Rien n'indique que les individus ciblent des espèces de proies en particulier (Ford *et al.* 2013).

2.3.3 Tendances relatives aux espèces de proies

2.3.3.1 Phoque commun et otarie de Steller

Une chasse intensive a décimé la population de phoques communs de la Colombie-Britannique entre 1879 et 1914, la réduisant à 20 000 individus, puis encore une fois de 1962 à 1968, la réduisant à 10 000 individus; la population a ensuite été protégée en 1970 (Olesiuk 2010). Les mesures de protection ont permis à la population de se rétablir et d'atteindre, en 2008, l'abondance approximative qu'elle affichait avant la chasse, soit 100 000 individus (Figure 7, à gauche; Olesiuk 2010). Une évaluation menée en 2019 a permis d'estimer à 85 400 le nombre

de phoques communs, dont plus de 40 % étaient présents dans le détroit de Georgia (MPO 2022). En raison de l'incertitude associée à cette estimation, soit le stock en 2019 était stable, soit il avait légèrement diminué depuis l'évaluation de 2008. Il est estimé que la population de phoques communs de la mer des Salish est à l'équilibre, avec un total d'environ 45 000 individus. Il est aussi estimé que la population a atteint la capacité de charge au milieu des années 1990 (Ashley *et al.* 2020; MPO 2010; Jeffries *et al.* 2003). Les phoques communs sont des prédateurs s'alimentant depuis un point central, c'est-à-dire qu'ils retournent à la même échouerie après leurs sorties et qu'ils utilisent ce site pour se reposer, muer, élever leurs petits, réguler leur température et éviter les prédateurs (Brusa *et al.* 2024). Les adultes sont très fidèles à leur échouerie et ils chassent dans un rayon de 30 km de celle-ci; cela dit, certains restent à moins de 5 à 10 km (Lowry *et al.* 2001) tandis que d'autres parcourent jusqu'à 100 km (Brusa *et al.* 2024). Pendant la saison de reproduction (de juin à août), les mâles se regroupent (lek) dans l'eau et sur terre, et l'accouplement a lieu dans l'eau (Brusa *et al.* 2024).

Les otaries de Steller de la Colombie-Britannique représentent environ le tiers de la population de l'Est (dont la répartition s'étend de la Californie jusqu'à l'Alaska). Les programmes de contrôle et les récoltes commerciales ont réduit la population à un minimum estimé d'environ 3 500 otaries de Steller (Bigg 1984; Bigg 1985). La population s'est rétablie après l'introduction de mesures de protection dans les années 1970; en effet, le nombre de juvéniles et d'adultes a augmenté à un taux moyen annuel de 3,8 % et la production de petits, à un taux moyen annuel 4,8 %, ce qui a entraîné une augmentation de l'abondance de l'espèce de plus de 400 % par rapport au moment où elle a été protégée en 1970 (Figure 7, droite; MPO 2021a; Olesiuk 2018). La recolonisation d'anciennes roqueries et l'occupation de nouvelles roqueries, ainsi que l'expansion des échoueries d'hiver et permanentes, ont également eu lieu. En 2017, la population pendant la saison de reproduction sur l'ensemble de la côte a été estimée à 43 200 individus (IC à 95 % = 38 700 à 48 200; MPO 2021a). La population pendant l'hiver peut être plus élevée en raison de l'arrivée d'individus provenant de roqueries situées à l'extérieur des eaux canadiennes du Pacifique (MPO 2021a).

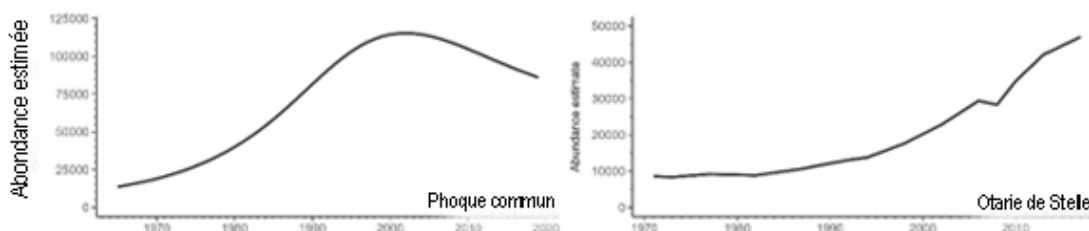
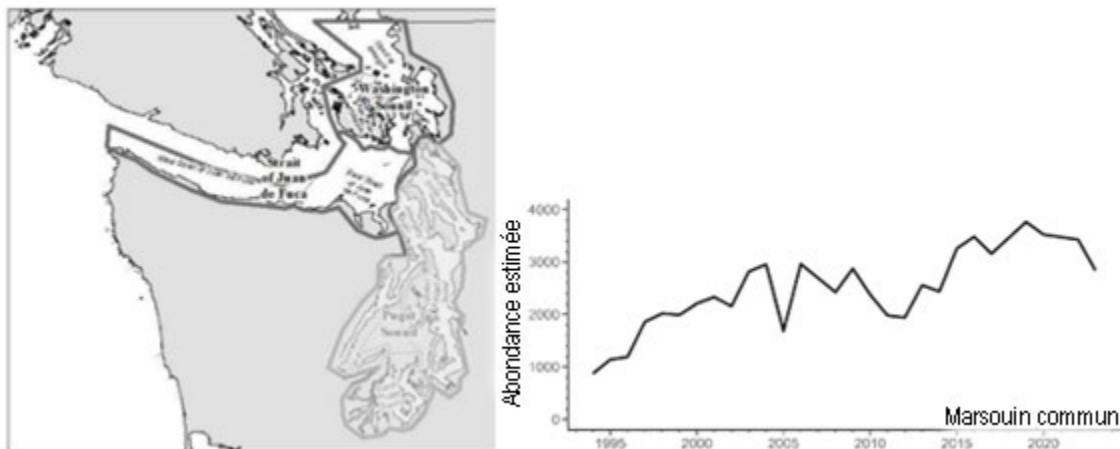


Figure 7. Estimation de la population de phoques communs (à gauche) et de la population d'otaries de Steller (à droite) au fil du temps.

2.3.3.2 Marsouin commun

La population de marsouins communs a triplé depuis les années 1990 (Figure 8; Carretta *et al.* 2011), se rétablissant de creux possiblement attribuables aux prises accessoires, à une perturbation causée par des navires et leur bruit, à la pollution, à la concurrence ou à la perte d'habitat (Jefferson *et al.* 2016). En 2015, l'abondance de l'espèce dans le sud de la mer des Salish, la baie Puget et le chenal Hood a été estimée à 11 233 individus (coefficient de variation [CV] = 37 %; IC à 95 % = 9 616 à 13 120; Jefferson *et al.* 2016). La population de marsouins communs a augmenté le long de la côte du Pacifique (Evenson *et al.* 2016), et l'espèce pourrait être une proie de plus en plus importante dans le régime alimentaire des EB. Le marsouin commun a un corps plus petit que celui d'autres espèces de proies, mais son contenu énergétique par kilogramme est plus élevé (Shields *et al.* 2018).



2.3.3.3 Classification des menaces par le Programme sur les espèces en péril : réduction de la disponibilité ou de la qualité des proies

La version provisoire du programme de rétablissement de la population d'EMCO, élaborée par le Programme sur les espèces en péril du Canada, décrit cette menace dans un tableau de classification des menaces, dont une version adaptée est présentée ci-dessous (Tableau 7).

Tableau 7. Tableau de classification des menaces d'origine anthropique (réduction de la disponibilité ou de la qualité des proies), adapté de MPO (2007).

Catégorie	Réduction de la disponibilité ou de la qualité des proies
Catégorie de facteur de stress	Exploitation non rationnelle ou abattage sélectif
Facteur de stress général	Abattage sélectif
Stress précis	Réduction du nombre de proies
Effet	Manque de nourriture
Occurrence	En cours (échelle locale); passée (dans toute l'aire de répartition)
Fréquence	Inconnue (échelle locale); continue jusqu'au début des années 1970 (dans toute l'aire de répartition)
Certitude causale	Plausible
Gravité	Faible (échelle locale); élevée (dans toute l'aire de répartition)

Catégorie	Réduction de la disponibilité ou de la qualité des proies
Niveau de préoccupation	Faible (selon la gestion actuelle des phoques et les mesures de protection des cétacés)

2.3.4 Effets de la réduction des proies sur l'EMCO ⑤⑥⑪⑫⑬⑭⑯

L'EMCO et les mammifères marins dont il se nourrit ont affiché une décroissance considérable dans le passé sur la côte de la Colombie-Britannique, et ils se rétablissent depuis la mise en place de mesures de protection dans les années 1970. Il peut être difficile d'évaluer l'effet que la réduction des proies pourrait avoir sur l'EMCO au moyen d'une étude directe ou des corrélations étant donné que l'espèce et ses proies se rétablissent d'une réduction de leur abondance. Cependant, il est possible de faire une comparaison avec les ER. Étant donné que les épaulards ne peuvent pas faire de grandes réserves d'énergie, une réduction de leurs proies peut les affecter rapidement. Par exemple, l'état corporel des ERS fluctue même au cours d'une seule année, augmentant de mai à septembre lorsque l'abondance des proies est élevée et diminuant en hiver et au début du printemps lorsque l'abondance des proies est faible (Stewart *et al.* 2021). Stewart et ses collaborateurs (2021) ont également constaté que les épaulards ayant un mauvais état corporel étaient plus susceptibles de mourir, le risque le plus élevé étant pour les individus âgés (mâles et femelles), suivis des petits. En plus de l'effet sur la mortalité, pour l'ERS, il existe une forte corrélation entre la fécondité et la disponibilité des proies; en effet, la probabilité qu'une femelle mette bas diminue de 50 % après une année où l'abondance des saumons a été faible par rapport à une année où l'abondance a été élevée (Ward *et al.* 2009). De plus, il existe certaines preuves d'une expansion de l'aire de répartition d'été et d'une diminution de la cohésion sociale chez les ERS lorsque la densité des proies est faible (Ward *et al.* 2009), ce qui pourrait réduire la probabilité d'événements de reproduction. En ce qui concerne l'otarie de Steller, il a été constaté que sa survie et sa fécondité diminuaient lorsque la qualité de ses proies diminuait (Trites et Donnelly 2003).

2.3.5 Interactions avec d'autres menaces

En plus d'avoir une répercussion directe sur les paramètres de la population d'EMCO, cette menace a une incidence sur ses taux vitaux par trois interactions dans le modèle de SE. Ces interactions n'ont peut-être pas de répercussion directe sur l'abondance des proies, mais elles peuvent réduire l'accès des EMCO à leurs proies, phénomène appelé « disponibilité réduite des proies » pour faire la distinction entre la quantité de proies présentes (abondance) et leur accessibilité (disponibilité). La nature des interactions ci-dessous est décrite à la section 2.6 (autres menaces).

- Interaction proies et perturbation acoustique
- Interaction proies et perturbation physique
- Interaction proies et contaminants
- 2.1.4.1 Masquage acoustique et disponibilité des proies ⑪⑫
- 2.2.2.2 Présence de navires et disponibilité des proies ⑬⑭
- 2.4.5.3 Interaction entre la toxicité des BPC et la disponibilité des proies

2.3.6 Résumé des voies de liaison avec les paramètres de la population d'EMCO

Deux voies de liaison du modèle de SE relient directement la menace que représente la disponibilité des proies à la mortalité et à la fécondité, et six voies de liaison relient cette menace à la mortalité et à la fécondité par trois interactions (Figure 9).

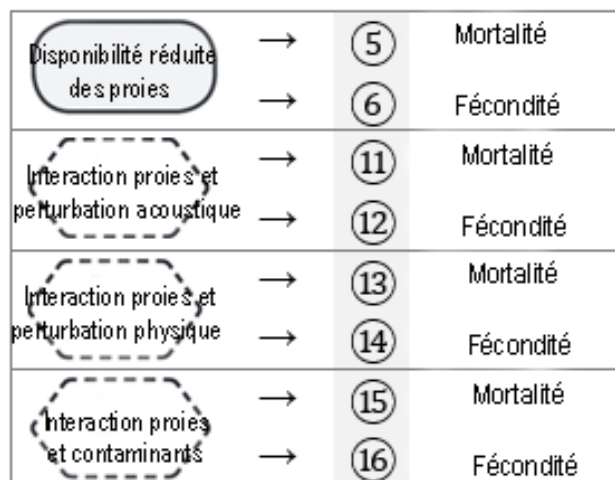


Figure 9. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relient la menace de la disponibilité réduite des proies à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.

2.4 CONTAMINANTS

2.4.1 Exposition à des contaminants dans l'environnement

Les contaminants pénètrent dans le milieu marin par des voies telles que les eaux pluviales, les eaux usées, les cours d'eau et les dépôts atmosphériques (Cullon *et al.* 2009). Ceux qui ne sont pas transportés loin de leur source sont présents à des niveaux élevés près des centres urbains, tandis que ceux qui sont transportés sur de longues distances, comme les substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (PFOS), peuvent être présents à des niveaux élevés dans des zones éloignées (Lee *et al.* 2023). Bien que l'exposition des épaulards à différents contaminants dans l'environnement soit liée à la répartition géographique de chaque écotype, il est difficile de tirer des conclusions en conséquence parce que les écotypes sont en grande partie sympatriques, que la répartition peut varier d'une année à l'autre et que l'on ne comprend pas bien les zones utilisées par les populations.

2.4.2 Polluants organiques persistants et bioaccumulation

La plupart des contaminants préoccupants pour les épaulards ont les mêmes caractéristiques que les polluants organiques persistants (POP), car ils persistent dans l'environnement et les organismes y sont donc exposés pendant de longues périodes, ils se bioaccumulent et s'accumulent dans les tissus organiques, ils sont toxiques pour les organismes, et ils peuvent être transportés sur de longues distances dans l'environnement (Hayes *et al.* 2022). Certains POP utilisés dans le passé sont encore préoccupants dans l'environnement, bien qu'ils soient interdits de fabrication depuis les années 1970. Les concentrations de ces types de contaminants augmentent avec le niveau trophique, et ils se bioaccumulent dans les tissus organiques au cours d'une vie. Étant donné la longue durée de vie et le niveau trophique élevé des épaulards, leurs tissus peuvent contenir une charge élevée en contaminants. Pour les

populations qui consomment des mammifères marins, comme c'est le cas pour l'EMCO, la bioaccumulation est encore plus importante, car les mammifères marins ont des charges en contaminants plus élevées que les poissons de niveau trophique inférieur dont les ER se nourrissent (Lawson *et al.* 2020), ce qui entraîne des charges en contaminants beaucoup plus élevées dans la graisse (Lawson *et al.* 2020; Ross 2006; Ross *et al.* 2000). Un autre facteur qui contribue aux niveaux élevés de contaminants chez l'EMCO est son stockage particulièrement important de graisse; il bioaccumule donc plus de contaminants que les ER (Lee *et al.* 2023).

2.4.3 Contaminants préoccupants

Des recherches sur les effets des contaminants préoccupants pour les ER sont en cours (Environnement et Changement climatique Canada 2021). Les contaminants jugés préoccupants pour l'EMCO sont décrits dans le Tableau 8; il s'agit de contaminants nouveaux et de contaminants hérités qui ne sont plus rejetés.

Tableau 8. Contaminants préoccupants pour les épaulards et leurs effets potentiels. Effets : RD (reproduction et développement), SI (système immunitaire), SE (système endocrinien), CN (cancérogène).

Symbole	Nom du contaminant	RD	SI	SE	CN	Réf.
APE/Aps	Alkylphénols éthoxylés/alkylphénols			+	-	1
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane	+	+	+	-	2
HBCD	Hexabromocyclododécane	-	-	-	-	1
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques persistants	-	-	-	+	2
PCDD, PCDF	Dioxines et furanes	+	+	+	+	2
PBB, PBDE	Polybromobiphényles, polybromodiphényléthers	+	+	+	+	2, 3, 4
BPC	Biphényles polychlorés	+	+	+	-	2
PCN	Polychloronaphtalènes	+	+	+	-	6
PPC	Paraffines polychlorées	-	-	+	-	2
TPC	Terphényles polychlorés	+	--	+	-	2
PFAS, PFOS	Substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées (p. ex. PFOS et PFAS)	+	-	-	+	1
TBT, DBT	Ttributylétain, dibutylétain	-	+	-	-	5

¹ Lee *et al.* (2023), ² Grant et Ross (2002), ³ Ross (2006), ⁴ US EPA (2017), ⁵ Frouin *et al.* (2008), ⁶ Fernandes *et al.* (2022)

2.4.4 Classification des menaces par le Programme sur les espèces en péril

La version provisoire du programme de rétablissement de l'EMCO, élaborée par le Programme sur les espèces en péril, décrit la menace associée aux contaminants dans un tableau de classification, dont une version adaptée se trouve ci-dessous (Tableau 9).

Tableau 9. Classification des menaces d'origine anthropique (pollution et changements dans les processus naturels — source de nourriture), adaptation de MPO (2007).

Catégorie	Toxines biocumulatives persistantes (TBP) — contaminants hérités	TBP — contaminants nouveaux
Catégorie de facteur de stress	Pollution et changements dans les processus naturels (source de nourriture)	Pollution et changements dans les processus naturels (source de nourriture)
Facteur de stress général	TBP	TBP
Stress précis	Effets toxiques directs et transfert (et bioaccumulation) de contaminants aux épaulards par les proies	Effets toxiques directs et transfert (et bioaccumulation) de contaminants aux épaulards par les proies
Effet	Troubles reproducteurs, perturbation endocrinienne, anomalies squelettiques, cancer, etc.	Troubles reproducteurs, perturbation endocrinienne, anomalies squelettiques, cancer, etc.
Occurrence	En cours	En cours
Fréquence	Continue	Continue
Certitude causale	Attendue	Attendue
Gravité	Élevée	Élevée
Niveau de préoccupation	Élevé	Élevé

2.4.5 Biphényles polychlorés (BPC)

Malgré l'information et les données nouvelles décrivant les contaminants passés et nouveaux qui sont préoccupants pour les épaulards (Brown *et al.* 2022; Lee *et al.* 2023), il n'existe qu'un seul modèle qui relie les effets d'un contaminant précis à la mortalité ou à la fécondité des épaulards. Le seul modèle accessible pour le moment concerne les BPC (Hall *et al.* 2018); par conséquent, la présente section portera principalement sur ces contaminants. Les BPC sont liposolubles et s'accumulent dans les tissus organiques, et une exposition peut entraîner des formes chroniques d'immunotoxicité et de neurotoxicité ainsi que des troubles de la reproduction, ce qui en fait une préoccupation écotoxicologique particulière pour les épaulards (Morra et Gobas 2017; Ross *et al.* 2000). Les concentrations de BPC varient grandement entre les individus et les populations (Tableau 10).

Tableau 10. Comparaison des concentrations moyennes de BPC trouvées dans des échantillons prélevés au sein de différentes populations d'épaulards.

Population	Concentration de BPC Moyenne (mg kg ⁻¹ pl)	Référence
EMCO (Pacifique Nord-Est) — mâles	132,4 (ET = ±35,2; n = 16)	Guy (2018); Ross <i>et al.</i> (2013)
EMCO (Pacifique Nord-Est) — femelles	104,8 (ET = ±20,1; n = 17)	Guy (2018); Ross <i>et al.</i> (2013)
Épaulards migrants de l'Alaska	150 (ET = ±31; n = 5)	Herman <i>et al.</i> (2005)
Est de l'Arctique (Canada)	92 (ET = ±10; n = 30)	Remili <i>et al.</i> (2023)
Est du Canada	96 (ET = ±31,2; n = 5)	Remili <i>et al.</i> (2023)
Épaulards résidents de l'Alaska	15 (ET = ±6; n = 14)	Herman <i>et al.</i> (2005)
Épaulards des eaux extracôtières de l'Alaska	66 (ET = ±6,5; n = 2)	Herman <i>et al.</i> (2005)
ERS (Pacifique Nord-Est)	146 (ET = ±33)	Guy (2018)
ERN (Pacifique Nord-Est)	37 (ET = ±6)	Guy (2018)

2.4.5.1 Importance du régime alimentaire et du sexe pour les concentrations de BPC

Les concentrations de contaminants chez les mâles sont plus élevées que chez les femelles en raison du transfert de contaminants des mères à leurs petits pendant la gestation et la lactation, ce qui réduit la concentration de contaminants chez les mères (p. ex. Remili *et al.* 2023). Le régime alimentaire d'une population d'épaulards se reflète dans la charge en BPC de chaque individu, et une analyse de la signature des acides gras a révélé que le régime alimentaire est un prédicteur encore plus fort des concentrations de BPC que le sexe chez les populations d'épaulards de l'Atlantique Nord (Remili *et al.* 2023). Les populations dont le régime alimentaire est principalement composé de poisson se trouvent à l'extrémité inférieure des niveaux de BPC. La charge en contaminants est plus élevée pour les populations dont le régime alimentaire est plus varié, et elle est la plus élevée pour les populations qui se nourrissent principalement de pinnipèdes et d'odontocètes (Remili *et al.* 2023). Le type de congénères des BPC trouvés chez les épaulards varie également selon leur régime alimentaire; en effet, les épaulards qui se nourrissent principalement de pinnipèdes présentent un ratio plus élevé de congénères des BPC chlorés que les épaulards qui se nourrissent principalement d'odontocètes, en raison de la capacité des pinnipèdes à métaboliser les congénères des BPC moins chlorés (Remili *et al.* 2023).

2.4.5.2 Effet de la toxicité des BPC sur les épaulards ⑦⑧

On sait que les BPC ont des effets négatifs sur les systèmes immunitaire et endocrinien, et qu'ils peuvent causer un échec de la reproduction chez les mammifères marins par l'immunosuppression et la perturbation de la fonction endocrinienne (Murphy *et al.* 2015). Les effets sur le système immunitaire peuvent augmenter le risque d'infection; cette situation a été

observée chez le marsouin commun, dont le risque d'infection double lorsque la concentration des BPC dans sa graisse est supérieure à $45 \mu\text{g g}^{-1}$ de poids lipidique (Hall *et al.* 2006). Chez les pinnipèdes, la contamination de la graisse par des POP peut avoir une incidence sur la régulation du bilan énergétique en modifiant la fonction adipeuse, qui est importante pour le dépôt et la mobilisation de la graisse (Robinson *et al.* 2018). Le seuil à partir duquel la concentration des BPC entraîne des effets toxiques sur les mammifères marins est estimé à 9 mg/kg de poids lipidique (pl); une concentration supérieure à 41 mg/kg pl est associée à un risque élevé d'échec de la reproduction (Dietz *et al.* 2019; Helle et Olsson 1976; Jepson *et al.* 2016; Kannan *et al.* 2000). Un seuil de 10 mg/kg pl a été utilisé pour les effets immunotoxiques et le déséquilibre hormonal chez les mammifères marins (Dietz *et al.* 2019).

Des recherches récentes indiquent que les sédiments marins sont maintenant la principale source de BPC dans le milieu marin de la mer des Salish, plutôt que les sources ponctuelles et la pollution atmosphérique (Lee *et al.* 2023). Les sédiments sont plus faciles à échantillonner et à analyser pour la détection de contaminants présents, et des méthodes ont été élaborées pour la prédiction des concentrations de BPC chez les ER au moyen des concentrations de BPC dans les sédiments se trouvant dans leurs habitats importants (Alava 2019; Alava *et al.* 2012).

2.4.5.3 Interaction entre la toxicité des BPC et la disponibilité des proies (15)(16)

La présente section décrit une interaction entre la menace associée aux contaminants (BPC) et la réduction de la disponibilité des proies (l'interaction *proies et contaminants* dans le modèle de SE). La population d'EMCO a affiché une croissance constante (Towers *et al.* 2019) malgré la présence prouvée dans leur corps de concentrations de BPC bien au-dessus des seuils estimés pour les effets toxiques graves (Dietz *et al.* 2019; Remili *et al.* 2023). En revanche, un déclin de la population a été observé chez les ERS, qui sont piscivores et qui présentent également des concentrations élevées de BPC dans leur corps. Des raisons pouvant expliquer cette différence sont la différence dans la disponibilité des proies et les conséquences d'une pénurie de nourriture, qui peuvent faire en sorte que les épaulards métabolisent les lipides stockés dans leur graisse pour répondre à leurs besoins énergétiques (Lundin *et al.* 2016). La graisse assure la flottabilité, soutient la locomotion, emmagasine l'énergie et fournit une isolation thermique chez les cétacés (Wang *et al.* 2015). La couche interne de la graisse est l'endroit où les lipides métaboliques sont stockés, prêts à être utilisés comme énergie lors d'un jeûne (Samuel et Worthy 2004; Wang *et al.* 2015). Les contaminants liposolubles tels que les BPC s'accumulent dans la graisse, et leur distribution dans les corps des cétacés est corrélée avec la teneur en lipides des tissus (Yordy *et al.* 2010). Lorsque des lipides sont métabolisés à partir de la graisse, les contaminants qui y sont stockés sont libérés et redistribués dans d'autres tissus du corps, où ils peuvent être mobilisés sélectivement dans le sang, de sorte que les cétacés manquant de nourriture courent également un risque accru d'effets sur la santé après une exposition à des contaminants (Yordy *et al.* 2010).

2.4.6 Résumé des voies de liaison avec les paramètres de la population

Deux voies du modèle de SE relient directement la menace associée aux contaminants à la mortalité et à la fécondité, et deux voies relient cette menace à la mortalité et à la fécondité par une interaction (Figure 10). Pour en savoir plus sur les quatre interactions dans le modèle de SE, consulter la section 2.5.



Figure 10. Résumé des voies de liaison dans le modèle de SE qui relie la menace associée aux contaminants à des effets sur les paramètres de la population directement ou en passant par une interaction avec une autre menace.

2.5 RÉSUMÉ DES INTERACTIONS ENTRE LES MENACES DANS LE MODÈLE DE SE

Une interaction avec une menace ou un facteur de stress représente la façon dont deux facteurs de stress ou plus interagissent pour créer un effet qui peut être différent de celui de chaque menace considérée individuellement (Crain *et al.* 2008). Par exemple, une interaction additive est une interaction où les effets de tous les facteurs de stress sont le résultat de leur addition. Dans une interaction synergique, l'effet des facteurs de stress combinés est plus élevé que si on ne fait que les additionner. Et dans une interaction antagoniste, l'effet des facteurs de stress combinés est moins élevé que si on ne fait que les additionner (Clarke Murray *et al.* 2014). En dehors de ces trois principaux types d'interaction, il existe une série d'autres façons dont des agents de stress peuvent interagir de manière non linéaire.

Le modèle d'aperçu des SE pour l'EMCO a permis de recenser quatre interactions entre les menaces ciblées (Figure 11); celles-ci ont été abordées dans les sections pertinentes et elles sont également résumées ci-dessous.

Nom de l'interaction	Menaces	Résumé	Voie de liaison avec	
			Fécondité	Mortalité
Interaction perturbation acoustique et perturbation physique	Perturbation acoustique	Le risque de collision avec un navire augmente si la capacité des épaulards à détecter et à éviter les navires est touchée par le masquage acoustique causé par du bruit d'origine anthropique (Erbe <i>et al.</i> 2018; Murray <i>et al.</i> 2019).	⑨	⑩
	Perturbation physique			
Interaction proies et perturbation acoustique	Disponibilité réduite des proies	La disponibilité des proies est touchée si la chasse est moins efficace en raison du masquage acoustique des sons produits par les proies, ce qui rend ces dernières plus difficiles à détecter et à capturer, ou s'il y a des répercussions sur l'écholocation ou la communication entre congénères pour la chasse et le partage des proies.	⑪	⑫
	Perturbation acoustique			
Interaction proies et perturbation physique	Disponibilité réduite des proies	La disponibilité des proies est touchée si la chasse est moins efficace en raison de la perturbation physique causée par la présence de navires.	⑬	⑭
	Perturbation physique			
Interaction proies et contaminants	Disponibilité réduite des proies	Lorsque les effets liés à la disponibilité réduite des proies atteignent un niveau où une perte de poids se produit, l'exposition à des contaminants peut augmenter à mesure que les contaminants liposolubles présents dans la graisse, tels que les BPC, sont libérés dans le sang.	⑮	⑯
	Contaminants			

Figure 11. Description des quatre interactions recensées dans le modèle donnant un aperçu des SE pour l'épaulard migrateur (de Bigg) de la côte ouest.

2.5.1 Interactions entre des menaces — mortalité naturelle

2.5.1.1 Maladies

Les agents pathogènes tels que les virus, les bactéries et les parasites peuvent traverser plus facilement les barrières entre des espèces lorsque celles-ci sont étroitement apparentées (MPO 2009). Les EB courent le risque d'être infectés par les agents pathogènes présents chez les mammifères marins dont ils se nourrissent, qui sont aussi de niveau trophique supérieur. De plus, la contamination du milieu marin par les eaux usées ou le ruissellement de sources terrestres peut exposer les épaulards et leurs proies à des agents pathogènes provenant de bétail ou d'animaux domestiques (MPO 2021b). Les agents pathogènes d'origine terrestre comprennent des espèces de *Brucella*, qui sont associées à des lésions de l'appareil reproducteur et à des encéphalites chez les cétacés, ainsi que le *Toxoplasma gondii* (MPO 2021b). Il a été établi que le *T. gondii* cause des kystes tissulaires, des encéphalites, des lésions et une toxoplasmose disséminée chez les cétacés (Dubey *et al.* 2020), et il est soupçonné d'avoir contribué à la mort d'un jeune épaulard mâle en captivité en 1988 (Costa-Silva *et al.* 2019).

Il est connu que les éclosions de maladies ou de biotoxines ont des répercussions sur les populations de pinnipèdes et de cétacés dans le monde entier. Des éclosions de virus du genre *Morbillivirus* ont causé des épisodes de mortalité massive chez des dauphins et des phoques dans d'autres parties du monde (Aguilar et Borrell 1994; Kennedy *et al.* 2000) et chez des loutres de rivière dans l'ouest du Canada (Mos *et al.* 2003). Si un tel événement se produisait chez les espèces de proies de l'EMCO, il pourrait avoir une incidence sur la population (MPO 2021b) soit indirectement par la réduction de l'abondance des proies, soit directement par le transfert de la maladie lors de la consommation des proies. Selon Walther et ses collaborateurs (2002), les éclosions de maladies sont de plus en plus fréquentes. De plus, comme les phoques contaminés sont plus vulnérables à une éclosion de maladie infectieuse, la qualité ou la quantité des proies de l'EMCO pourraient être touchées par des niveaux de contamination accrus (MPO 2021b).

2.6 AUTRES MENACES

2.6.1 Menaces passées

Capture d'individus vivants — Des 68 épaulards capturés vivants dans le cadre d'une pêche dans les eaux de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington de 1962 à 1977 (Bigg et Wolman 1975), cinq étaient des EB, prélevés entre 1970 et 1975 (Asper et Cornell 1977).

Abattage par balle — Il y a eu une période où des épaulards de la Colombie-Britannique étaient abattus par balle sans discernement, mais de tels abattages ont été rarement observés depuis 1974 (Ford *et al.* 2000). De plus, le fait que les EMCO ne mangent pas de poisson signifie qu'ils sont moins susceptibles d'être impliqués dans des conflits avec les activités de pêche commerciale.

2.6.2 Déversements d'hydrocarbures

Les épaulards sont vulnérables aux événements qui se produisent peu souvent, mais qui ont des conséquences graves, comme les déversements d'hydrocarbures importants. Comme ils vivent en petits groupes, la perte de seulement quelques individus peut avoir des répercussions graves et durables (Myers *et al.* 2021). Des répercussions de ce genre ont été observées chez des EB de l'Alaska exposés au déversement de pétrole de l'*Exxon Valdez* en 1989, où 22 individus de la population génétiquement unique AT1 ont été observés nageant dans des eaux mazoutées (Fraker 2013). Neuf d'entre eux sont morts au cours des 18 mois suivants,

probablement à cause de l'inhalation de vapeurs de pétrole (Matkin *et al.* 1999). La population a continué de diminuer par la suite; elle compte aujourd'hui sept individus selon les observations faites entre 2004 et 2019 (Matkin *et al.* 2008; Young *et al.* 2023). Ce déclin marqué a eu de graves répercussions : il n'y a eu aucun recrutement ni aucune naissance dans la population depuis 1984, et on ne s'attend pas à ce qu'elle se rétablisse (Muto *et al.* 2021).

2.6.3 Changements climatiques

Bien qu'ils ne fassent pas partie de la portée de la présente évaluation, les changements climatiques devraient toucher les mammifères marins de multiples façons. Ils ne devraient pas avoir d'effets directs sur l'épaulard, le marsouin commun et le phoque commun (Gulland *et al.* 2022), mais ils pourraient entraîner un déplacement de leur aire de répartition vers le Nord (van Weelden *et al.* 2021). Les épaulards qui se nourrissent de mammifères pourraient passer plus de temps dans l'Arctique à mesure que le climat changera, comme en témoigne l'augmentation des marques de morsures sur des baleines boréales (4 % des baleines débarquées portaient des marques entre 1976 et 1992 comparativement à 8 % entre 2002 et 2012). Avant 2000, des épaulards avaient tendance à être signalés entre juin et août, tandis que les observations récentes donnent à penser que les épaulards restent jusqu'en septembre, voire la mi-novembre, moment qui correspond à l'avancée de la glace de mer (Stafford 2019).

On s'attend à une réduction de l'état corporel des proies de l'EMCO, notamment l'otarie de Californie et le phoque commun, en raison d'un changement dans la répartition et l'abondance de leurs proies (Gulland *et al.* 2022). En outre, l'occurrence accrue de proliférations d'algues nuisibles attribuables aux changements climatiques devrait accroître la fréquence et l'étendue des épidémies de maladies infectieuses (Gulland *et al.* 2022).

2.7 DISCUSSION SUR LE MODÈLE DE SÉQUENCES DES EFFETS

Le modèle donnant un aperçu des SE représente les connaissances actuelles sur la façon dont les menaces recensées pourraient avoir des répercussions sur la fécondité et la mortalité de la population d'EMCO. L'élément le plus important du modèle de SE est la menace associée à la disponibilité réduite des proies, qui est liée à la fécondité et à la mortalité par deux voies de liaison directes et six voies de liaison passant par trois interactions (proies et perturbation acoustique; proies et perturbation physique; proies et contaminants). Un autre élément important est la menace associée à la perturbation acoustique, qui est liée à des effets sur la fécondité et la mortalité par deux voies de liaison directes et six voies de liaison passant par deux interactions (perturbation acoustique et perturbation physique; proies et perturbation acoustique). La prochaine étape consiste à déterminer les voies de liaison pour lesquelles les données sont suffisantes pour être intégrées dans le modèle d'AVP, car les liens doivent être quantifiables aux fins d'inclusion. La section 2.7.1 et la Figure 12 décrivent les liens dont la quantification était possible (lignes noires) et ceux dont la quantification était impossible (lignes grises) avec les données actuellement accessibles. La section 3 (Analyse de la viabilité de la population) décrit comment les voies de liaison dans le modèle de SE ont été quantifiées et intégrées au modèle d'AVP.

D'autres menaces pesant sur la population d'EMCO ont été recensées dans le programme de rétablissement (MPO 2021b), mais n'ont pas été incluses dans le modèle actuel. Il s'agit notamment du bruit impulsif intense, des contaminants chimiques (hérités et nouveaux) autres que les BPC, des polluants biologiques, des métaux traces, des déversements de substances toxiques et des maladies.

2.7.1 Modèle de SE utilisé dans le modèle d'AVP

Le modèle conceptuel de SE offre une compréhension générale des SE que certaines menaces pourraient avoir sur les paramètres de la population d'EMCO d'après la documentation et les données accessibles (Figure 3). Seuls les liens qui peuvent être paramétrés avec suffisamment de confiance peuvent être intégrés au modèle d'AVP. Les voies de liaison (directes et par interaction) dont le paramétrage n'était pas possible ont été retirées de la présente évaluation et sont représentées par des lignes grises dans le modèle de SE à la Figure 12A. La structure du modèle de SE modifié représentant les intrants du modèle d'AVP comprend les six liens qui ont pu être paramétrés (Figure 12B).

Dans le modèle d'AVP, la menace associée à la perturbation acoustique est représentée par les effets du masquage acoustique causé par le bruit chronique provenant des navires, y compris une interaction avec la disponibilité des proies. La menace associée à la perturbation physique est représentée par les collisions avec des navires. La disponibilité des proies est représentée par l'abondance des proies, d'après un indice combinant trois espèces de proies importantes dans le régime alimentaire de l'EMCO. La menace associée aux contaminants ne comprend que les BPC, car il s'agit du seul contaminant ayant un effet quantifié sur la fécondité et la mortalité, malgré la présence prouvée d'autres contaminants chez l'EMCO.

Deux interactions ont été paramétrées pour le modèle d'AVP, et elles comprennent toutes les deux un effet de seuil lié à la faible disponibilité des proies. Lorsque l'indice des proies est inférieur à 1 (niveau moyen des proies), l'interaction entre les proies et la perturbation acoustique est paramétrée de façon à diminuer la fécondité en raison de la détection réduite des proies, et l'interaction entre les proies et les contaminants est paramétrée de façon à augmenter la mortalité et à diminuer la fécondité lorsque l'indice des proies est inférieur au seuil en raison d'effets sur les systèmes immunitaire et endocrinien (cela est mis en œuvre dans le modèle d'AVP sous la forme d'une augmentation de la mortalité des petits). Bien qu'il existe des données prouvant les deux interactions liées à la perturbation physique (interaction perturbation acoustique et perturbation physique; interaction proies et perturbation physique), elles n'ont pas pu être paramétrées dans le modèle d'AVP. La section 3 ci-dessous, qui porte sur l'AVP, décrit la façon dont les menaces ont été paramétrées.

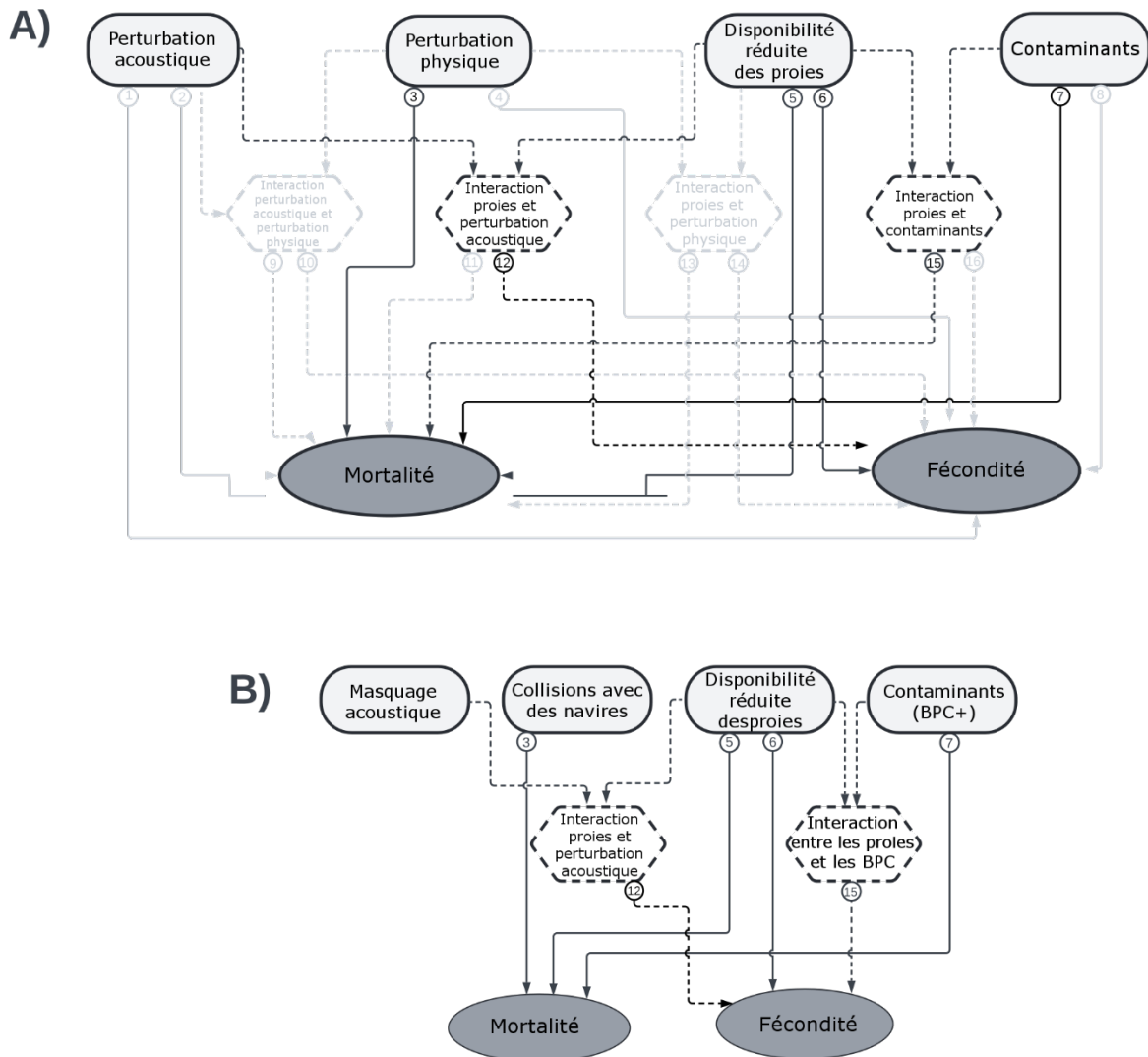


Figure 12. A) Diagramme des liens entre les facteurs de stress et les effets dans le modèle conceptuel donnant un aperçu des SE; les liens n'ayant pas pu être quantifiés sont en gris clair et les liens ayant pu être quantifiés sont en noir. B) Diagramme du modèle conceptuel d'analyse de la viabilité de la population (AVP) qui comprend les six liens quantifiables entre les facteurs de stress et les effets qui ont été inclus dans le modèle d'AVP (tous les autres liens ont été retirés).

3 ANALYSE DE LA VIABILITÉ DE LA POPULATION

3.1 MODÈLE DE POPULATION — APERÇU DE LA MÉTHODE

L'AVP est composée d'une série d'étapes (voir la Figure 13), et elle commence par l'établissement d'une tendance de référence de la population à partir d'une population relativement non touchée. Ensuite, les menaces recensées sont examinées et quantifiées, et leurs effets sur la tendance de référence de la population sont simulés. L'examen de différents scénarios où des menaces sont combinées permet d'estimer comment les menaces individuelles, interactives et cumulatives influent sur la tendance de référence de la population,

et de les comparer à la tendance observée de la population. Les tests de sensibilité et les projections permettent ensuite d'estimer les tendances futures de la population selon différents scénarios.

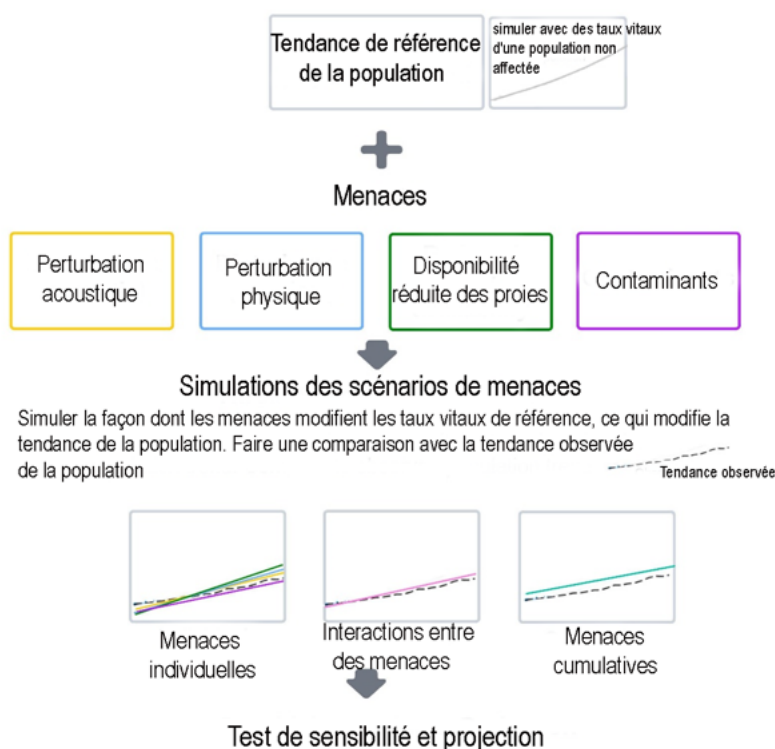


Figure 13. Aperçu de l'approche de modélisation fondée sur l'analyse de la viabilité de la population (AVP).

3.1.1 Scénario de référence et simulation des scénarios de menaces

L'AVP a été utilisée pour la simulation des effets des menaces sur la population cible (Figure 13). Elle a été mise en œuvre à l'aide de Vortex, un logiciel en libre accès qui permet une simulation de la population basée sur l'individu en fonction d'intrants stochastiques fondés sur la population, l'environnement et la génétique (Lacy et Pollak 2023). Pour exécuter le modèle structuré selon le stade biologique à deux sexes, Vortex nécessite des taux de mortalité et de fécondité selon l'âge et une liste d'individus dont on connaît l'âge au début de la simulation, la parenté, le sexe et l'identité à suivre dans le temps (Figure 13). Pour permettre la combinaison et l'ajout de répercussions de menaces, on a utilisé les taux de fécondité et de mortalité d'une population de référence relativement peu touchée par les menaces touchant déjà la population d'intérêt (Murray *et al.* 2019), à savoir la population d'épaulards résidents du sud de l'Alaska (ERSA; Matkin *et al.* 2014). La population d'ERSA a un cycle biologique semblable à celui de la population d'EMCO, mais elle n'est pas assujettie aux menaces présentes dans la mer des Salish. La population d'ERSA n'est pas considérée comme intacte parce qu'elle est exposée à certaines répercussions d'origine anthropique et qu'elle a été particulièrement touchée par un important déversement de pétrole (*Exxon-Valdez*) en 1989, mais ces répercussions ponctuelles ne sont pas intégrées dans ses taux vitaux parce que ces morts anormales ont été exclues de l'analyse des données dans Matkin *et al.* (2014). L'utilisation des taux de cette population appartenant à un autre groupe permet d'évaluer systématiquement les menaces individuelles.

Des scénarios ont été élaborés pour le modèle en fonction de menaces individuelles et cumulatives. Les menaces, qui sont décrites en détail dans la section 3.3, ont été incluses dans le modèle à titre de modificateurs des taux vitaux de référence de la population d'ERSA (Figure 13). Des simulations ont été effectuées pour chacune des menaces individuelles (bruit, collision, contamination), des interactions entre des menaces (bruit et proies; contaminants et proies) et un modèle des effets cumulatifs combinés des quatre menaces (Figure 13). Pour commencer la simulation, on a utilisé la liste des individus faisant partie du sous-ensemble des ECMS (voir la section 3.2) en 2005. L'âge, le sexe et l'état de ces individus ont été consignés dans Vortex, puis les taux de référence associés à la mortalité et à la fécondité de la population d'ERSA ont été appliqués. Une immigration d'EMCO dans la mer des Salish a été documentée au début de la série chronologique (Houghton *et al.* 2015; Shields *et al.* 2018; données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Pour en tenir compte, on a modélisé l'arrivée de dix épaulards dans la zone d'étude au cours des deux premières années, avec une diminution graduelle du nombre d'immigrants sur dix ans. Le modèle de référence a été exécuté avec ces données uniquement, et chaque scénario de menace a été exécuté comme modificateur du modèle de référence (voir la section 3.3 pour en savoir plus sur la quantification des menaces dans l'AVP).

Des simulations du modèle ont été exécutées 1 000 fois pour chaque scénario, et des statistiques sommaires sur le taux de croissance de la population (r) et la taille de la population à chaque pas de temps (N_t) ont été enregistrées. Le taux de croissance de la population (r) a été quantifié comme le taux d'augmentation exponentiel, selon l'équation 1.

$$r = \ln \left(\frac{N_{t+1}}{N_t} \right) \quad \text{Équation 1}$$

3.1.2 Inspection et validation du modèle

On a utilisé une approche d'inspection du modèle (Law et Kelton 1991) pour examiner la taille, le taux de croissance, la structure selon l'âge et le rapport des sexes de la population simulés dans chaque scénario et pour les comparer aux données observées de la population (Figure 13). Plus précisément, les abondances prévues après la modification des taux vitaux de référence par les menaces ont été comparées aux abondances estimées avec le modèle de marquage-recapture de Cormack-Jolly-Seber (CJS; voir la section 3.2.1 qui porte sur les paramètres de la population) pour la même période (de 2005 à 2021). L'hypothèse qui sous-tend cette approche est que si on peut définir un modèle qui reproduit la dynamique réalisée de la population d'EMCO, on a mis au point un modèle approprié pour le système.

En plus d'effectuer une inspection visuelle, on a validé la comparaison entre les modèles en calculant l'écart moyen quadratique (EMQ) pour quantifier les différences entre les abondances d'après Vortex pour chaque scénario (valeurs prédites) et les estimations d'après le modèle de marquage-recapture de CJS (valeurs observées), selon l'équation 2.

$$EMQ = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ([y_i - \hat{y}_i])^2}$$

Équation 2

où n est le nombre d'années, y_i sont les valeurs observées pour l'année i , et $\hat{y}_i$ sont les valeurs prédites pour l'année i . Un faible EMQ indique que le scénario du modèle reproduit bien la tendance observée de la population (Hodson 2022).

3.1.3 Projection de la population

Afin de démontrer l'utilisation du modèle des effets cumulatifs, on a effectué une projection pour le sous-ensemble des ECMS. Au moyen du modèle de tous les effets cumulatifs des quatre menaces (proies, BPC, bruit et collision), on a fait une projection sur 100 ans à partir de 2021, en fonction de deux scénarios de disponibilité des proies. Le premier scénario présumait une disponibilité continue et stable des proies, comme celle observée ces dernières années. Les valeurs ont été définies par la moyenne et la variation (ET) de l'indice des proies entre 2005 et 2021. Dans Vortex, la valeur de l'indice annuel des proies a été échantillonnée au hasard à partir de la distribution normale avec une moyenne de $1,44 \pm 0,11$ (ET). Le deuxième scénario simulait une augmentation logarithmique du nombre de proies. La tendance de l'indice annuel des proies (de 1985 à 2021) a été ajustée à un modèle logarithmique et extrapolée, selon la fonction logarithmique où l'indice des proies équivalait à $0,0065 \cdot \ln(x) + 1,4539$, où x représentait l'année de la simulation.

3.1.4 Analyse de sensibilité

On a procédé à une analyse de sensibilité des paramètres clés du modèle afin de tester l'incidence de l'incertitude liée à ces paramètres sur les résultats de l'étude. La sensibilité du modèle aux paramètres d'entrée a été étudiée à l'aide de scénarios de test de sensibilité dans Vortex 10. Les paramètres qui nécessitaient une analyse de sensibilité étaient la valeur de la répercussion du bruit, l'indice des proies, le taux d'accumulation des BPC et la probabilité de collision avec un navire. Pour chacune des menaces incluses dans le modèle des effets cumulatifs, une analyse de sensibilité à un seul facteur de chaque paramètre a été effectuée pour l'ensemble de sa distribution. Cette méthode permet de tester systématiquement chaque paramètre indépendamment tout en maintenant les autres paramètres au niveau de référence. La réaction de la taille de la population modélisée (N) aux variations dans l'ensemble de la distribution des quatre paramètres de menace a été enregistrée.

3.2 POPULATION D'INTÉRÊT ET ZONE D'ÉTUDE

Les EMCO sont photo-identifiés depuis le début des années 1970, et les observations d'individus sont documentées dans une base de données sur les observations tenue à jour par le Programme de recherche sur les cétacés du MPO et Bay Cetology (Towers et al. 2019; données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Cette base de données comprend des renseignements sur les individus (sexe, âge, mère, etc.), s'ils sont connus, ainsi que la date et le lieu de l'observation. La plupart des EMCO sauvages qui font partie du sous-ensemble côtier de la population sont observés chaque année, mais des périodes de plusieurs années sans données dans l'historique des observations de certains individus génèrent une incertitude quant aux années de naissance et de mort. Aucune évaluation de la population d'EMCO n'a été effectuée depuis celle de Ford et ses collaborateurs (2007). Comme les paramètres de son cycle biologique ne sont pas facilement accessibles, l'information sur les ER est souvent utilisée comme approximation. Pour effectuer une évaluation quantitative des effets cumulatifs, on avait besoin de données récentes et précises sur la population, notamment les indices annuels de fécondité, de mortalité et d'immigration ainsi que l'abondance.

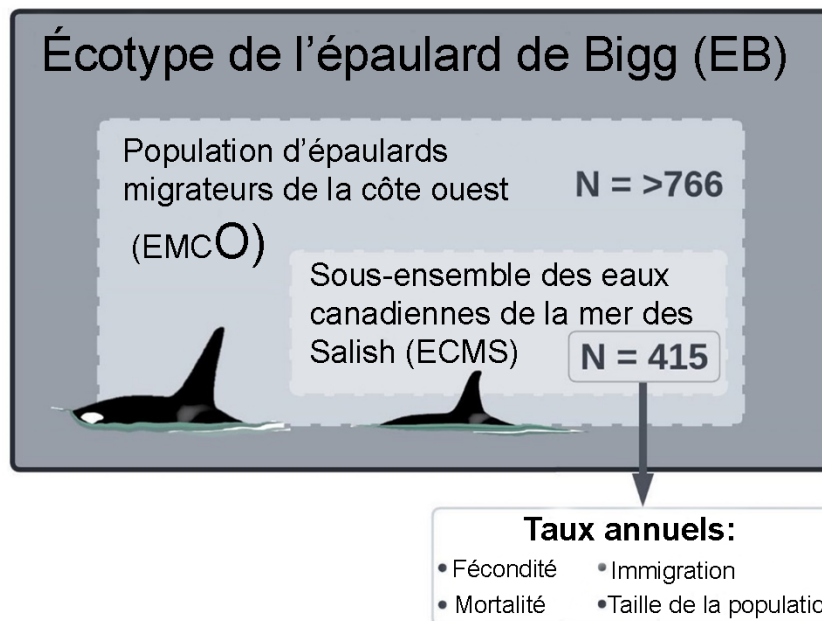


Figure 14. Carte des observations d'EMCO (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Cercles blancs : toutes les observations, de 1970 à 2022. Cercles orange : observations dans les ECMS qui ont été sélectionnées, de 2005 à 2022.

Les ECMS ont été choisies comme zone d'étude en raison de l'effort de relevé relativement constant qui y a été mené et de la probabilité élevée que les baleines y subissent des répercussions d'activités humaines. On a filtré la totalité de la base de données sur les observations d'EMCO (43 282 observations) pour en extraire que les observations d'individus dans les ECMS entre 2005 et 2022 (Figure 14; sous-ensemble des ECMS, 16 409 observations). L'ensemble de données obtenu portait donc à la fois sur les individus observés régulièrement (ceux de la sous-population présumée de la côte intérieure ou du sous-ensemble côtier) et ceux considérés comme des visiteurs de la région (de la sous-population de

la côte extérieure décrite à la section 2.1.1). Cet ensemble comprenait les données de 415 individus (Figure 15). Bien que ce sous-ensemble d'individus ne soit pas une population sur le plan biologique, il est composé d'épaulards dont la présence dans la zone d'étude a été documentée à tout moment entre 2005 et 2022 et qui ont donc été exposés à la grande variété de menaces à intensité élevée dans la mer des Salish.

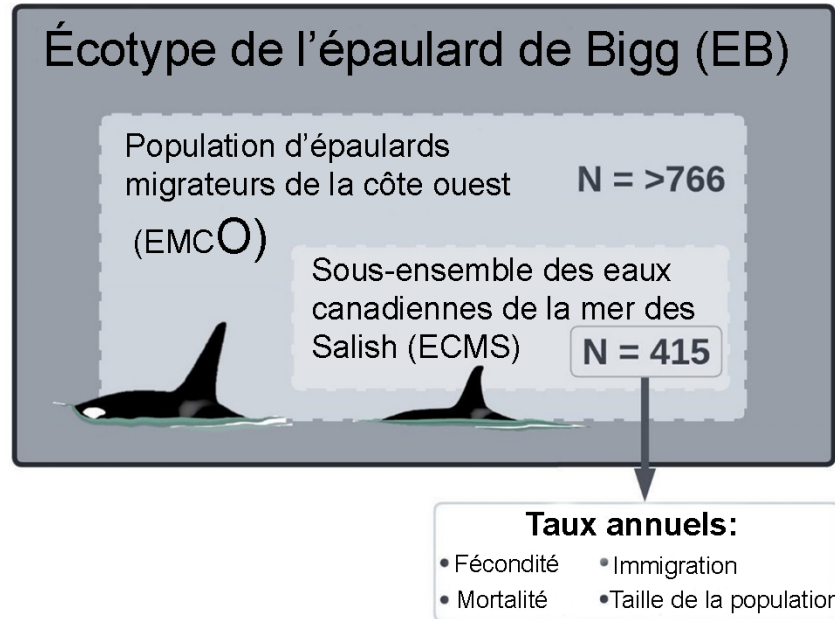


Figure 15. Sous-ensemble de données utilisé pour l'estimation des paramètres de la population (sous-ensemble des eaux canadiennes de la mer des Salish) et relation avec la population d'épaulards migrateurs de la côte ouest (écotype de Bigg).

3.2.1 Paramètres de la population

Les taux annuels de la population (fécondité, mortalité et immigration) étaient nécessaires pour l'étude des relations entre les tendances de la population et les proies. La taille annuelle de la population était nécessaire pour la comparaison des simulations fondées sur des scénarios de menaces à une valeur observée de la taille de la population.

3.2.1.1 Fécondité

Le taux de fécondité annuel (TFA) a été défini comme étant le nombre de naissances divisé par le nombre de femelles reproductrices vivantes chaque année dans le sous-ensemble des ECMS (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). On disposait de renseignements sur le cycle biologique (année de naissance et état reproducteur) de 377 des 415 épaulards figurant dans l'ensemble de données des ECMS. Deux approches ont été comparées. Un calcul initial a été effectué uniquement en fonction des petits et des femelles qui avaient été observés au cours d'une année donnée. On a effectué un deuxième calcul en incluant aussi les naissances « présumées » au cours de cette année, d'après les données de l'année précédente et de l'année suivante au sujet des femelles non observées, mais « présumées » vivantes parce qu'elles ont été observées ultérieurement. Les valeurs moyennes des deux approches concernant la fécondité au cours de la période de 1985 à 2020 étaient presque identiques (0,1054 contre 0,1053, respectivement, pour la classe d'âge de 10 à 50 ans). La deuxième approche a donné lieu à une plus grande taille d'échantillon et à un nombre moins variable de femelles par année, c'est donc elle qui a été choisie pour le calcul des taux annuels.

Le TFA a été estimé pour deux groupes d'âge : les femelles âgées de 10 à 50 ans (toutes les femelles reproductrices) et celles âgées de 10 à 30 ans (les femelles les plus fertiles). Chez les femelles âgées de 10 à 50 ans, le TFA variait de 0,036 à 0,222, avec une moyenne de 0,105. Chez les femelles âgées de 10 à 30 ans, il variait de 0,048 à 0,312, avec une moyenne de 0,148 (Figure 16).

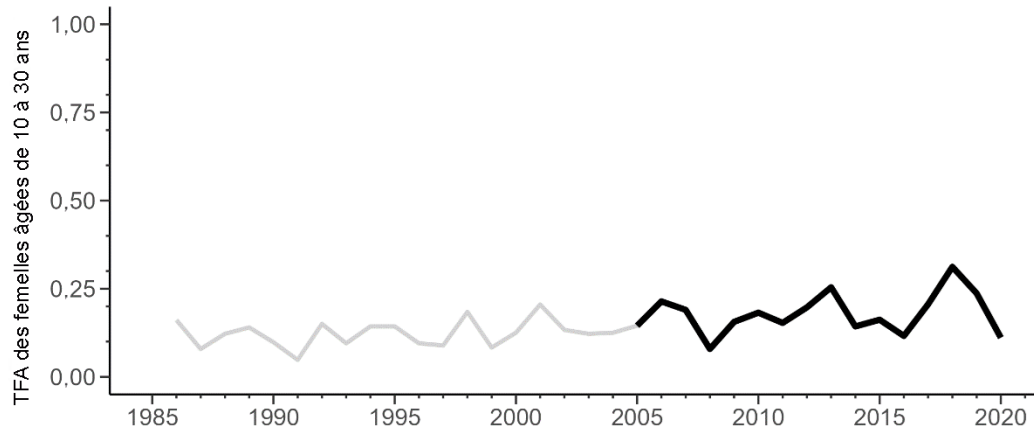


Figure 16. Taux de fécondité annuel (TFA) pour les femelles âgées de 10 à 30 ans d'après les observations individuelles figurant dans l'ensemble de données (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). La plage temporelle de l'AVP est en noir.

3.2.1.1.1 Fécondité dans l'AVP

Les taux de fécondité ont été utilisés pour la quantification de la menace associée à la disponibilité réduite des proies (section 3.3). Le modèle d'AVP présumait que le ratio mâle-femelle à la naissance était égal. Les petits dépendent de leur mère pendant un an après la naissance; par conséquent, si une mère mourait dans une simulation du modèle au cours de la première année suivant la naissance de son petit, ce dernier mourait aussi.

3.2.1.2 Mortalité et abondance

Les estimations des taux de mortalité annuels et de l'abondance ont nécessité une approche analytique différente. Les modèles de marquage-recapture de CJS ont été ajustés aux données annuelles sur la capture des 415 individus uniques formant l'ensemble de données des ECMS de 2005 à 2022 à l'aide du logiciel MARK (White et Burnham 1999) et de l'interface RMark (Laake 2013) dans R (R Core Team 2020). Les modèles de CJS sont une approche communément utilisée pour l'estimation des taux de survie apparents (parce qu'une émigration permanente ne peut être distinguée d'une mortalité dans ce cadre) et des probabilités de recapture. On calcule l'abondance en divisant le nombre d'individus observés chaque année par les probabilités de recapture (Lebreton *et al.* 1992).

Plusieurs formulations du modèle ont été comparées à l'aide de la modification de petit échantillon du critère d'information d'Akaike (CIA; Akaike 1973), la probabilité de survie annuelle ϕ et la probabilité de recapture annuelle p étant modélisées comme étant constantes (.) ou comme variant annuellement dans le temps (t). On a évalué la qualité de l'ajustement pour vérifier si les hypothèses des modèles de CJS étaient respectées, à l'aide du test 3.SR et du test 2.CT du progiciel « R2ucare » (Gimenez *et al.* 2018). Le test 3.SR permet de déterminer si les individus marqués pour la première fois ont une probabilité de recapture différente de celle des individus ayant déjà été capturés (c'est-à-dire un effet de passage), tandis que le test 2.CT permet de vérifier si la probabilité de recapture pendant l'année en cours est

influencée par le fait que l'individu a été capturé ou non au cours de l'année précédente (c'est-à-dire un effet lié au piège).

Le modèle de CJS qui a reçu le plus de soutien reposait sur des probabilités de survie et de recapture qui dépendaient du temps (Tableau 11). Le deuxième modèle qui a reçu le plus de soutien reposait sur une survie constante (0,958) et une probabilité de recapture dépendante du temps. Ces deux modèles ont produit des estimations de l'abondance presque identiques (Figure 17). Les modèles reposant sur une recapture constante ont reçu un soutien beaucoup plus faible, probablement en raison du changement dans l'effort au fil du temps attribuable à une augmentation des activités de recherche sur le terrain et de l'observation des baleines dans la zone d'étude.

Tableau 11. Sélection du modèle de marquage-recapture de Cormack-Jolly-Seber (CJS) pour l'analyse des données sur les observations d'EMCO dans les ECMS (de 2005 à 2021).

Modèle	CIA	Delta-CIA
$\varphi(t) p(t)$	4 467,81	0
$\varphi(.) p(t)$	4 474,40	6,59
$\varphi(t) p(.)$	4 508,22	40,41
$\varphi(.) p(.)$	4 519,09	51,28

Les tests 3.SR et 2.CT étaient tous les deux statistiquement significatifs, ce qui indique une hétérogénéité supplémentaire inexpliquée dans les données. L'effet de passage dans l'ensemble de données pourrait être dû à la présence d'individus rares (p. ex. appartenant à la sous-population de la côte extérieure), ou encore il pourrait s'expliquer par la nature arbitraire de la zone d'étude. Par exemple, un individu ou un groupe pourrait avoir été observé plus souvent dans les eaux américaines adjacentes de la mer des Salish plutôt que dans les eaux canadiennes; il serait donc considéré comme absent de l'ensemble de données une année donnée, même s'il avait été à proximité des limites de la zone d'étude. Un véritable effet lié au piège est peu probable chez les cétacés sauvages, mais il pourrait refléter des tendances différentes de fidélité au site parmi les groupes d'épaulards, ou encore il pourrait être le résultat de la nature grégaire des individus puisque la structure sociale de la population d'EMCO n'est pas prise en compte dans l'analyse.

Pour tenir compte d'un éventuel effet de passage, on a modélisé la survie séparément pour deux catégories d'individus en fonction du temps écoulé depuis leur marquage : une année après la première capture et une autre pour toutes les années suivantes. Les estimations de la survie pour la deuxième catégorie d'individus peuvent être considérées comme non biaisées par rapport à un effet de passage potentiel (Pradel *et al.* 1997). Pour l'effet lié au piège, on a ajouté une covariable variable dans le temps pour permettre aux probabilités de recapture de varier selon que l'individu avait été capturé ou non au cours de l'année précédente (Schleimer *et al.* 2019).

La comparaison du modèle de CJS standard, du modèle tenant compte de l'effet de passage et du modèle tenant compte de l'effet lié au piège a montré que les estimations de l'abondance obtenues étaient presque identiques. Étant donné que ces estimations sont utilisées comme un indice de survie pour l'étude des relations avec la disponibilité des proies, mais qu'elles ne sont pas utilisées dans l'AVP elle-même, le modèle de CJS a été retenu par souci de simplicité.

Dans le modèle de CJS sélectionné, la taille de la population (N) est passée de 117 épaulards en 2005 à 267 épaulards en 2021 (Figure 17). La survie a varié de 0,88 à 1 au cours de la série chronologique, avec une moyenne de 0,96 (Figure 18), et les probabilités de recapture étaient relativement constantes au cours de la série chronologique (Figure 19).

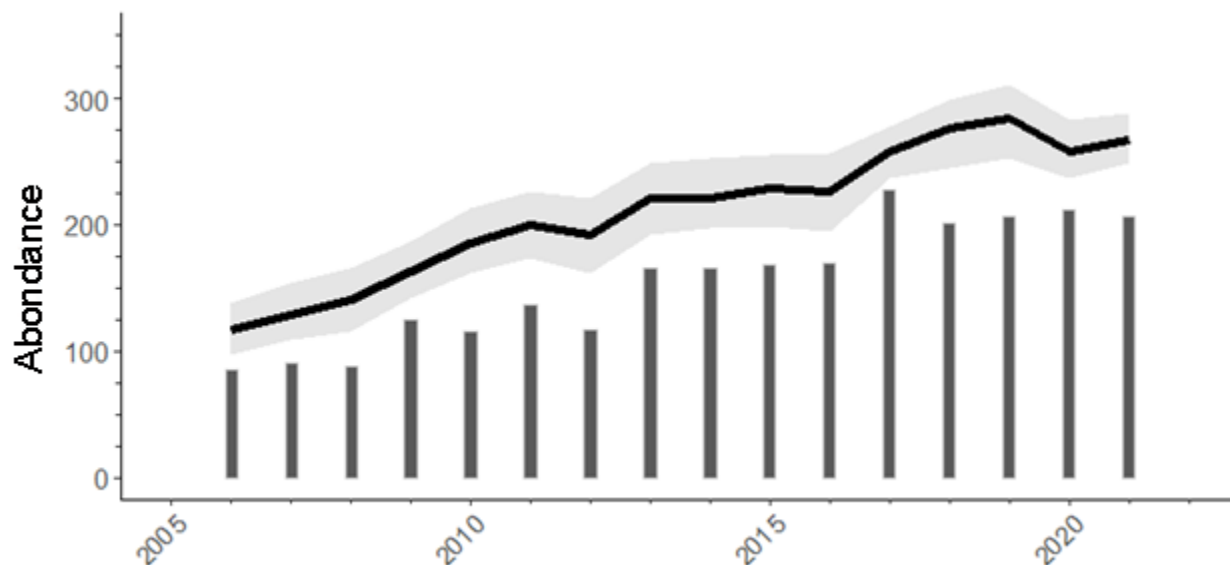


Figure 17. Abondance annuelle estimée pour le sous-ensemble des ECMS d'après le modèle de CJS. Les barres grises représentent le nombre d'individus uniques observés dans la zone d'étude des ECMS, et la ligne noire représente l'abondance estimée par le modèle avec un taux de survie variable dans le temps (la zone grisée représentant l'intervalle de confiance à 95 % provenant d'une méthode bootstrap non paramétrique).

3.2.1.2.1 Mortalité et abondance dans l'AVP

Les estimations de la mortalité ont été calculées à partir des taux de survie provenant du modèle de CJS et utilisées dans la quantification de la menace liée à la disponibilité réduite des proies (section 3.3). Les estimations de l'abondance annuelle ont été utilisées comme tendance « observée » de la population pour la comparaison des simulations de scénarios de menaces.

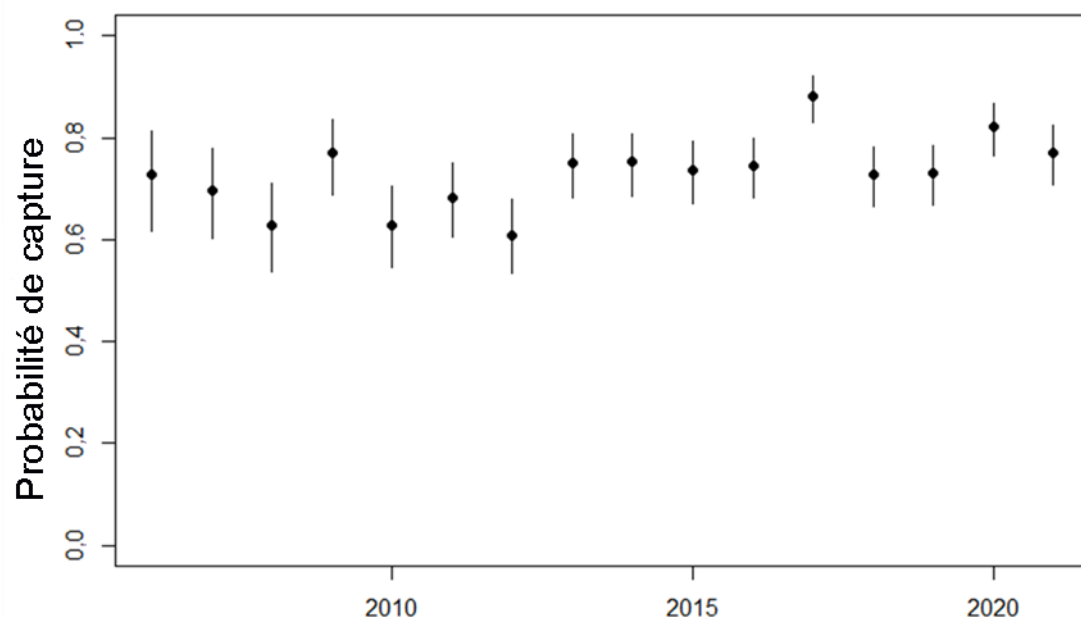


Figure 18. Taux de survie annuel pour le sous-ensemble des ECMS estimé au moyen du modèle de CJS avec une survie et une capture variables dans le temps.

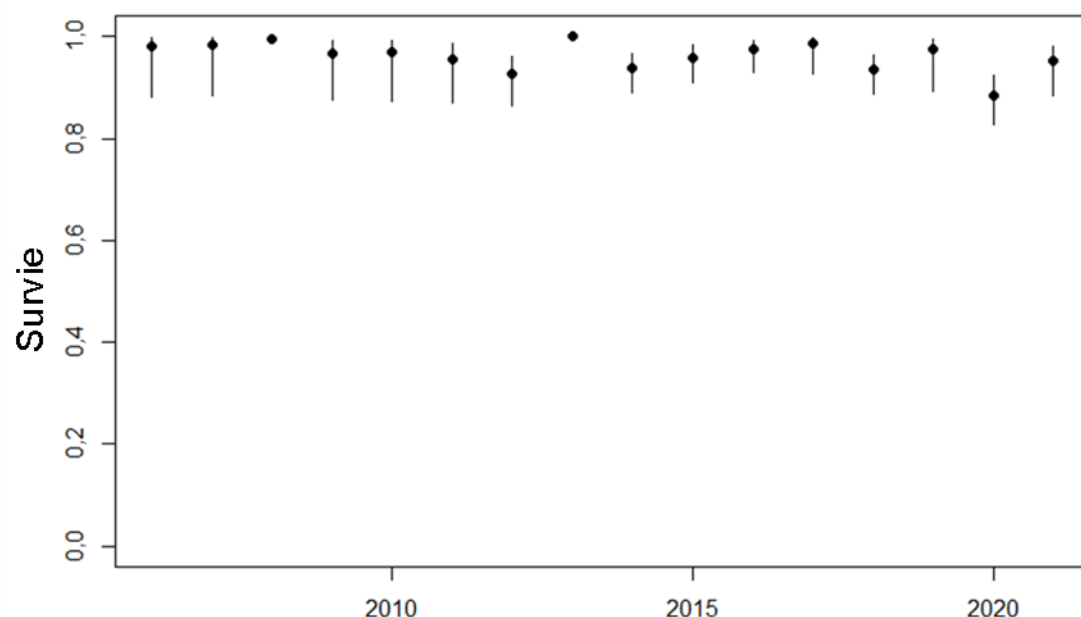


Figure 19. Probabilités annuelles de capture pour le sous-ensemble des ECMS provenant du modèle de CJS avec une survie et une capture variables dans le temps.

3.2.1.3 Immigration

L'examen des courbes de découverte d'individus dans le sous-ensemble des ECMS (Figure 20) montre qu'entre 2005 et 2012, il y avait encore de nouveaux individus autres que des petits (c'est-à-dire des individus observés dans les ECMS pour la première fois en tant que juvéniles ou adultes) : 15 en 2005 et 4,9 en moyenne par année par la suite. L'observation de ces

nouveaux individus donne à penser que l'augmentation de l'abondance dans la zone d'étude était encore attribuable à une immigration combinée à une croissance de la population (naissances). Pour le reste de la série chronologique (de 2013 à 2021), le nombre de nouveaux individus autres que des petits tombe à entre 0 et 3 (moyenne de 1,4) par année et la courbe de découverte atteint un plateau, ce qui indique qu'au cours de cette période, l'abondance a augmenté uniquement en raison des naissances.

3.2.1.3.1 Immigration dans l'AVP

Pour tenir compte de l'immigration dans l'AVP, on a appliqué un nombre fixe d'immigrants à l'aide de la fonction de « supplémentation » de Vortex en s'appuyant sur les données brutes (Figure 20). Dix individus (cinq femelles et cinq mâles) ont été ajoutés au cours des deux premières années, puis le nombre d'immigrants a diminué de deux tous les deux ans pendant les dix années suivantes et il n'y avait plus d'immigrants pendant le reste de la série chronologique.

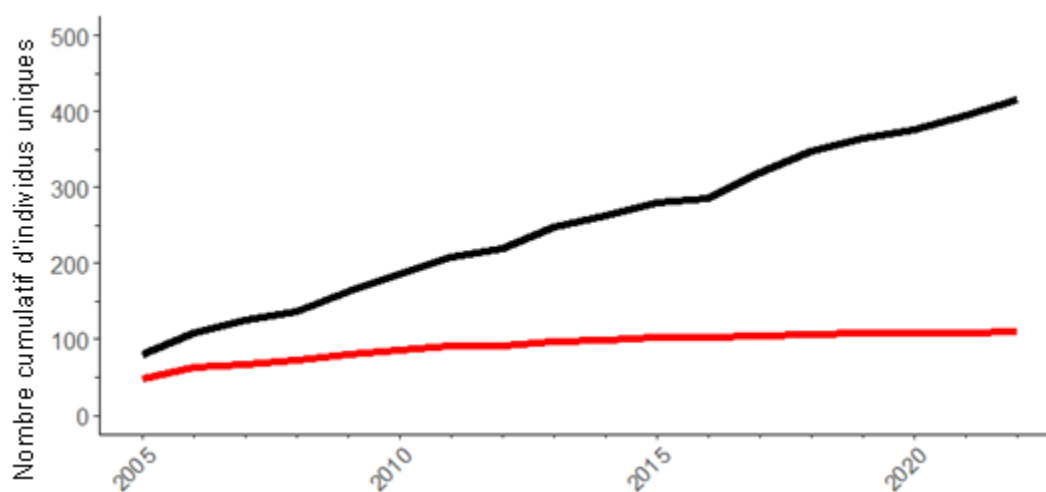


Figure 20. Courbe de découverte de nouveaux individus observés dans le sous-ensemble des ECMS. La ligne noire représente tous les nouveaux individus (petits et autres), et la ligne rouge représente les individus autres que les petits.

3.3 QUANTIFICATION DES MENACES

3.3.1 Perturbation

3.3.1.1 Bruit

Dans le modèle d'AVP, on a quantifié les effets du bruit en tenant compte de la réduction de la portée de détection des proies (près des échoueries) attribuable au masquage acoustique des sons des proies par le bruit des navires; pour ce faire, on a appliqué le modèle sur le bruit des navires décrit dans Burnham *et al.* (2023) pour estimer le masquage des sons émis par les phoques communs.

3.3.2 Bruit des navires

Le modèle sur le bruit lié à la navigation utilisé était basé sur le modèle acoustique dépendant de la portée élaboré par Collins (1993) et amélioré par Aulancier et ses collaborateurs (2017). Ce modèle calcule les pertes de transmission en fonction de la portée et de la direction de toutes les sources de bruit (navires) présentes dans son domaine pour chacun de ses pas de temps. Le pas de temps utilisé était de 30 minutes. Le niveau total de bruit reçu à chaque point de grille

(mesurant environ 400 m sur 400 m) dans le modèle est estimé à jusqu'à 20 m de profondeur et correspond à la somme des niveaux de bruit reçus de tous les navires présents dans le domaine. Les intrants du modèle sont la bathymétrie (Haugerud 1999), les profils de vitesse du son dérivés des données sur la température et la salinité obtenues à partir du modèle hydrodynamique SalishSeaCast (Soontiens et allen 2017; Soontiens *et al.* 2016), les prévisions d'absorption d'après la fréquence pour un pH de 8 (François et Garrison 1982) et les vitesses du son pour les sédiments non consolidés (Hamilton 1980; Jensen *et al.* 2011). Les navires utilisés comme sources de bruit dans le modèle étaient les navires commerciaux de grande taille qui doivent être équipés d'un émetteur-récepteur du système d'identification automatique (SIA) de classe A dont les données sont enregistrées par les récepteurs terrestres de la Garde côtière canadienne. Les niveaux de bruit à la source pour divers types de navires (modélisés dans Burnham *et al.* 2023) ont été tirés de MacGillivray et Li (2018). Le résultat du modèle sur le bruit lié à la navigation était le niveau de bruit reçu à une fréquence unique de 125 Hz à tous les points de grille dans le domaine du modèle, à chaque profondeur définie et toutes les 30 minutes pendant la période allant de février 2018 à mars 2019. La Figure 21A présente un exemple du niveau médian de bruit reçu, à trois profondeurs différentes (7,5 m, 50 m et 100 m) entre janvier et mars 2019.

On a utilisé les deux années (de février 2018 à mars 2020) de données de surveillance acoustique passive enregistrées continuellement à six sites dans la mer des Salish (Figure 21A) pour définir les niveaux de bruit minimum observables en fonction de la fréquence (Figure 21B). Ces niveaux représentent les meilleures conditions possibles pour la détection des vocalisations des épaulards et des sons de leurs proies.

3.3.2.1 Masquage des sons produits par les proies

Le phoque commun était la seule espèce de proie de l'EMCO sur laquelle on avait l'information requise sur les sons pour calculer le masquage à l'aide du modèle. Le phoque commun produit des sons dans la gamme de fréquences situées entre 100 et 800 Hz avec un niveau de bruit à la source (1 m) de 140 dB re 1µPa (Casey *et al.* 2016; Southall *et al.* 2019). À partir de cette information, en présumant une propagation sphérique du son et en utilisant les niveaux de bruit ambiant minimum indiqués à la Figure 21B, il a été possible d'obtenir une plage de détection maximale (R_{max}) avec l'équation suivante :

$$NL = SL - 20 \cdot \log(R_{max}) - \alpha \cdot R_{max} \quad \text{Équation 3}$$

où NL, SL et α représentent respectivement le niveau de bruit ambiant minimum, le niveau de bruit à la source pour le phoque commun et l'absorption acoustique dépendante de la fréquence pour la gamme de fréquences entre 100 et 800 Hz. En utilisant l' $NL = SL - 20 \cdot \log(R_{max}) - \alpha \cdot R_{max}$

Équation 3, on a constaté que la portée de détection maximale (R_{max}) des sons du phoque commun par l'EMCO en l'absence de bruit des navires est d'environ 3,5 km. Cette équation ne tient aucunement compte de la sensibilité de l'ouïe de l'épaulard dans cette gamme de fréquences, et le niveau de bruit reçu est considéré sans pondération selon les courbes de l'audiogramme.

Il est possible de calculer la portée de détection locale (R) en utilisant l' $NL = SL - 20 \cdot \log(R_{max}) - \alpha \cdot R_{max}$ Équation 3 et en remplaçant le niveau de bruit ambiant minimum par le niveau de bruit reçu local obtenu à partir du modèle sur le bruit lié à la navigation à une profondeur de 7,5 m, en présence de navires commerciaux. La réduction de la portée de détection peut être présentée en pourcentage en utilisant l'équation $100 \cdot (R/R_{max})$ — la méthode est détaillée dans Burnham *et al.* (2023). La Figure 22 montre cette réduction à l'aide du niveau médian de bruit reçu modélisé sur quatre périodes de trois mois en 2018 et 2019 pour la mer des Salish.

En pondérant la réduction de la portée de détection en fonction du nombre d'échoueries ou du nombre de phoques à chaque échouerie, il est possible d'estimer les échoueries et les phoques qui se trouvent sous le seuil de 50 % de la portée de détection (Figure 23), c'est-à-dire les échoueries et les phoques qui ne seraient pas détectés par les épaulards à plus de 1,75 km.

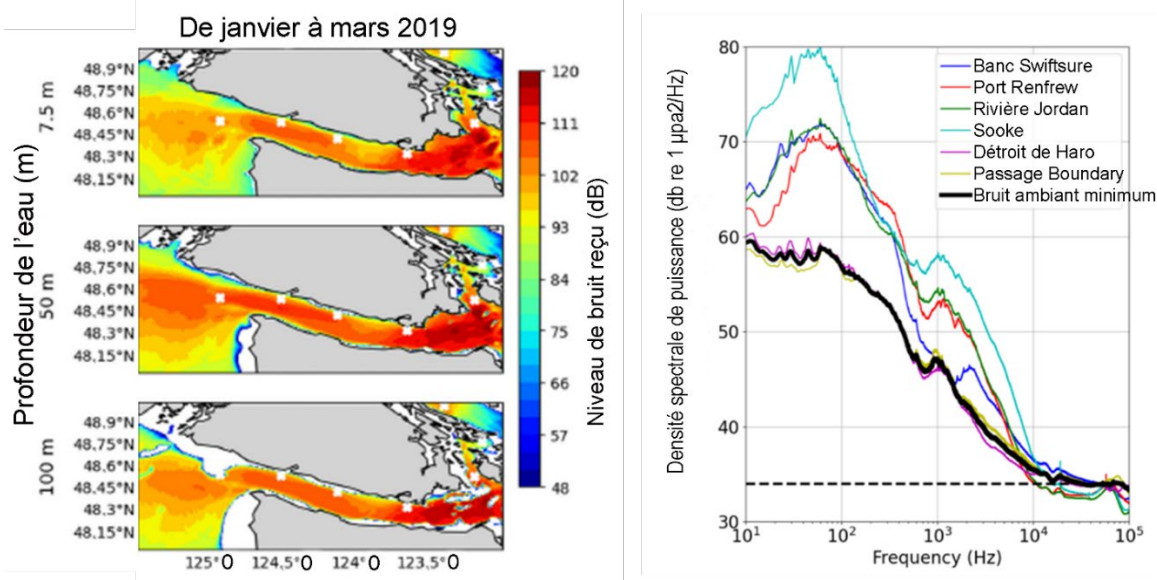


Figure 21. A) Le niveau médian de bruit reçu modélisé pour la période allant de janvier à mars 2019 à trois profondeurs (7,5 m, 50 m et 100 m) pour la mer des Salish. Les croix blanches indiquent le banc Swiftsure, Port Renfrew, la rivière Jordan, Sooke, le détroit de Haro et le passage Boundary. B) Le niveau de bruit minimum observé en fonction de la fréquence observée à six endroits dans la mer des Salish. Adaptation de la figure 3 dans Burnham et al. (2023). La ligne noire épaisse représente le niveau de bruit minimum dépendant de la fréquence utilisé pour l'estimation de la portée de détection maximale. La ligne tirée horizontale représente le seuil de bruit détectable. La plage de fréquences des sons produits par le phoque commun va de 100 à 800 Hz (140 dB).

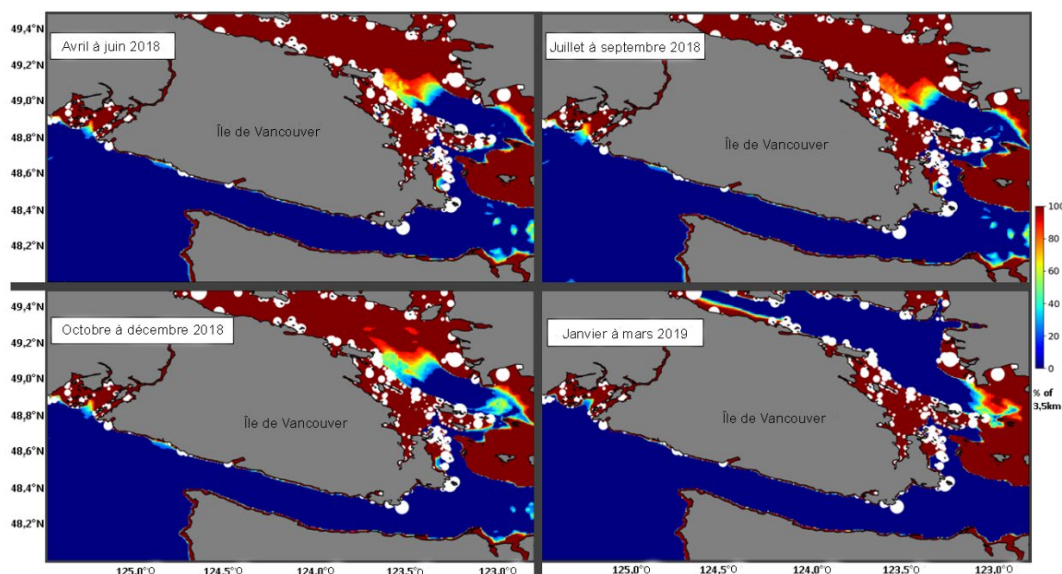


Figure 22. Plage de détection du phoque commun en tant que pourcentage de la plage de détection maximale possible en présence de bruit de navires commerciaux estimée à partir des valeurs médianes sur trois mois à une profondeur de 7,5 m. Le rouge foncé indique qu'il n'y a pas de réduction de la

détection en raison du bruit des navires (capacité de détection totale semblable à celle observée dans des conditions où le bruit ambiant est minime), alors que le bleu foncé indique un masquage complet du bruit des proies par les navires (autrement dit, les sons des phoques communs seraient indétectables en raison du bruit de fond). Les échoueries, mises à l'échelle en fonction du nombre de phoques communs à chacune d'elles, sont représentées par des bulles blanches.

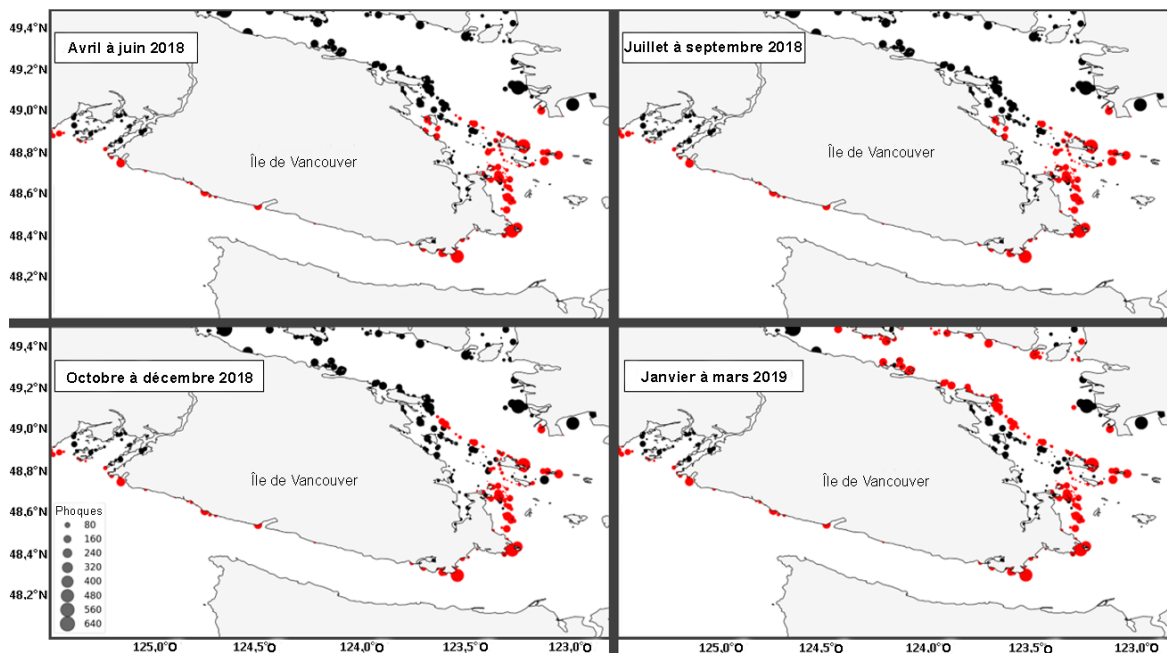


Figure 23. Les échoueries du phoque commun qui sont au-dessus (points noirs) et en dessous (points rouges) du seuil de 50 % de la portée de détection, par rapport à la portée de détection maximale de 3,5 km, en raison du masquage de leurs sons par le niveau médian de bruit produit par les navires. Les échoueries sont pondérées en fonction du nombre de phoques à chacune d'elles, les cercles plus grands indiquant un nombre plus élevé de phoques présents (MPO 2022).

3.3.2.1 Bruit dans l'AVP

On a utilisé le modèle sur le bruit lié à la navigation pour estimer le niveau de bruit qui entraînerait une réduction de 50 % de la détection des proies à partir d'une portée de détection maximale de 3,5 km, calculée à l'aide des paramètres liés aux sons du phoque commun et du niveau médian de bruit des navires reçu d'après le modèle. Le bruit des navires nuit aux EMCO en rendant les sons de leurs proies plus difficiles à détecter en raison du bruit de fond, ce qui les force à se déplacer plus loin pour étudier les sources possibles de nourriture et à déployer probablement plus d'efforts pour trouver et capturer des proies afin de répondre à leurs besoins énergétiques. La proportion des échoueries et des phoques communs sous le seuil de détection de 50 % était de 38,6 % et 46,3 %, respectivement (Tableau 12). En présumant que l'effet sur les taux démographiques d'une activité alimentaire réduite est le même qu'une réduction comparable des proies (c'est-à-dire sans compensation comportementale par les épaulards), Lusseau et ses collaborateurs (2009) ont observé une réduction de 25 % de l'activité alimentaire des ERN lorsque des bateaux étaient présents.

Tableau 12. Pourcentage des phoques communs et de leurs échoueries que l'on a estimé se trouver sous le seuil de 50 % de la portée de détection par intervalles de trois mois, et moyenne générale.

Saison	Phoques (%)	Échoueries (%)
Avril à juin	41,8	35,1
Juillet à septembre	42,1	35,5
Octobre à décembre	39,4	33,6
Janvier à mars	61,8	50,1
Moyenne	46,3	38,6

L'effet du bruit sur la disponibilité des proies a donc été estimé comme une réduction de la disponibilité des proies : la réduction de l'alimentation attribuable au bruit des navires (25 %), multipliée par la réduction de la portée de détection des proies (50 %), puis par la proportion d'échoueries (ou de phoques) concernées (38,6 % pour les échoueries et 46,3 % pour les phoques). Il en a résulté une réduction de 4,8 % des proies lorsque le calcul reposait sur les échoueries et de 5,8 % lorsqu'il reposait sur les phoques. Cette petite réduction a été appliquée directement à l'indice des proies dans le scénario lié au bruit, de sorte qu'une valeur de 1,4 était réduite à 1,33. Par conséquent, l'effet de la perturbation acoustique a été modélisé comme une réduction de la disponibilité des proies et médié par l'effet de la capacité de charge sur la mortalité. La section 3.3.3, qui porte sur la disponibilité des proies, contient de l'information détaillée sur la modélisation du scénario de la menace liée à la disponibilité réduite des proies.

Dans le modèle d'AVP, on a mis à l'essai un scénario de menace liée au bruit près des échoueries et des phoques ainsi qu'un scénario combinant le bruit et un seuil lié aux proies (l'effet du bruit lorsque les proies sont peu abondantes). L'interaction entre les proies et le bruit a été ajoutée au moyen d'un effet de seuil : l'effet du bruit a été appliqué dans le modèle lorsque l'indice des proies tombait sous 1 (niveau moyen des proies). L'effet de seuil était le même que celui appliqué dans l'AVP des ER (Murray *et al.* 2019), suivant la théorie selon laquelle la perturbation peut avoir une influence plus importante dans des conditions de faible abondance des proies.

3.3.2.2 Collisions

Au cours de la période de 15 ans allant de 2004 à 2018 (voir le Tableau 6), il est soupçonné que trois EB sont morts à la suite d'un traumatisme (probablement une collision avec un navire), ce qui correspond à environ 0,2 par année (Lee *et al.* 2023; Raverty *et al.* 2020). La cause de la mort de huit autres EB n'a pas pu être déterminée (Lee *et al.* 2023; Raverty *et al.* 2020). Si ces mortalités dont la cause est indéterminée étaient attribuées à des collisions avec des navires, une estimation extrême ou prudente de la probabilité de collision avec un navire serait de 0,73 par année.

3.3.2.2.1 Collisions dans l'AVP

Les collisions mortelles avec des navires ont été modélisées comme un événement de mortalité dans l'AVP effectuée avec le logiciel Vortex (Lacy et Pollak 2023) dans deux scénarios, un avec une probabilité annuelle de collision avec un navire de 0,2 et l'autre, extrême, de 0,73.

L'épisode de mortalité annuelle a été réparti uniformément entre les adultes mâles et femelles. Les changements dans la circulation et les caractéristiques des navires (p. ex. des navires plus

silencieux peuvent accroître le risque de collision) pourraient avoir une incidence sur cette probabilité à l'avenir.

3.3.3 Contaminants

Les épaulards sont particulièrement vulnérables aux polluants organiques hérités du passé, notamment les BPC et les pesticides organochlorés (POC), en raison de leur longue durée de vie, de leur niveau trophique élevé et de leur capacité limitée à métaboliser ces composés persistants. Malgré l'élimination progressive des BPC prévue par la Convention de Stockholm sur les POP, ces derniers persistent dans le milieu marin et poseront probablement un risque pour la santé des EB pendant une longue période, ce qui crée un décalage dans les répercussions (Hickie *et al.* 2007). Un modèle d'accumulation et de dépuration des BPC a été élaboré pour l'établissement d'un lien entre les concentrations de BPC et la mortalité des petits chez les cétacés (Hall *et al.* 2006; Hall *et al.* 2018). Le modèle de régression logistique élaboré lors de ces études (Hall *et al.* 2018) prédit la survie des petits en fonction du niveau de BPC chez les mères. Il a été constaté que les concentrations de BPC mesurées à partir d'échantillons de graisse d'épaulard prélevés sur le terrain variaient considérablement entre les sexes et au fil du temps (figure 24; Desforges *et al.* 2018; Guy 2018; Ross *et al.* 2013).

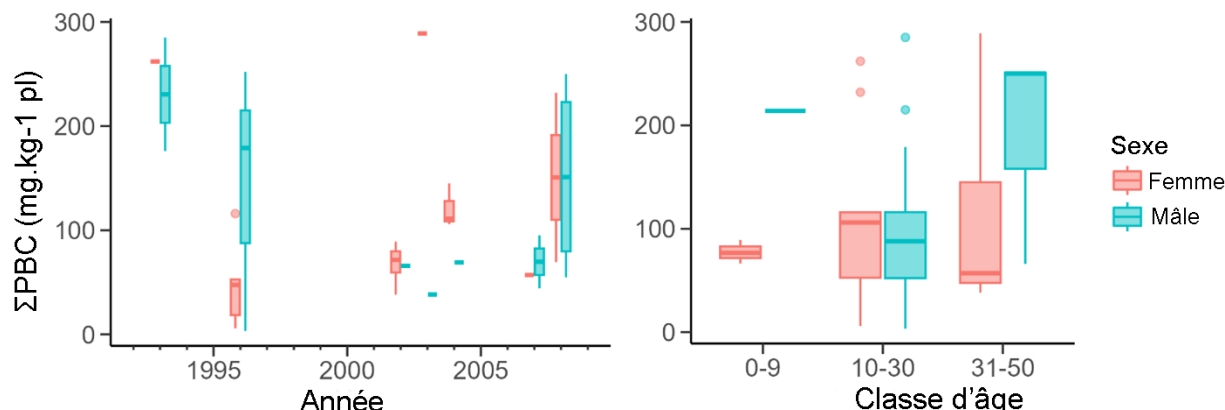


Figure 24. Niveaux de contamination par des BPC (mg kg^{-1} pl) d'après 33 échantillons de tissus d'EMCO, selon l'année (à gauche) et l'âge (à droite).

Il y avait peu de données accessibles sur les concentrations de BPC mesurées chez des EMCO dont le sexe était connu ($n = 27$; Guy 2018; Ross *et al.* 2013), et la variabilité des niveaux de BPC entre les individus rendait difficile le paramétrage des scénarios (Figure 24). Pour que toutes les données soient liées aux EMCO présents dans les ECMS, on a retiré quatre points de données sur les BPC provenant d'individus qui ne font pas partie de ce sous-ensemble. On a utilisé les données sur les BPC provenant des 29 autres individus pour calculer les concentrations moyennes de BPC chez les mâles et les femelles par décennie (de 1991 à 2000 et de 2001 à 2010) à utiliser dans la modélisation de simulation (Tableau 13).

Un facteur de correction de 1,75 a été appliqué à la concentration moyenne de BPC attribuée à la population modélisée pour refléter la contribution des autres POP, notamment les POC hérités du passé, et le risque associé. Ce facteur a été dérivé d'un quotient de risque de perturbation endocrinienne pour les phoques communs (*Phoca vitulina*) présents dans la zone (Mos *et al.* 2010), une espèce qui a été utilisée précédemment comme substitut pour caractériser les niveaux de contaminants et le risque pour l'épaulard du Pacifique Nord-Est. Il a été appliqué comme un facteur multiplicatif à la valeur de concentration des BPC pour estimer de façon prudente les effets d'autres contaminants, appelés « BPC+ » (Tableau 13).

Le modèle sur les BPC+ a simulé l'accumulation de BPC chez les individus au fil du temps, en fonction de taux de transfert maternel et d'accumulation établis. Il est estimé que les femelles dépurent (transfèrent) environ 77 % de la charge en BPC à chacun de leurs petits lors de la mise bas et de l'allaitement (Hall *et al.* 2006; Hall *et al.* 2018). Le taux d'accumulation estimé peut varier en fonction des sources de BPC dans l'environnement et des proies (Guy 2018).

3.3.3.1.1 BPC dans l'AVP

Dans Vortex, on a exécuté les scénarios sur la contamination par les BPC+ en attribuant des niveaux ajustés (1,75x) de BPC+ (1991 à 2000; Tableau 13) aux individus du modèle de départ. La modélisation de simulation précédente avait mis à l'essai les taux d'accumulation de 1, 2 et 6 mg kg⁻¹ pl par année, et il s'était avéré que les taux de 1 et 6 mg kg⁻¹ pl par année étaient les plus appropriés pour l'ERN et l'ERS, respectivement (Hall *et al.* 2018; Murray *et al.* 2019). Le taux d'accumulation a donc été fixé à 1, 2 et 6 mg kg⁻¹ pl par année dans la modélisation pour l'EMCO. Le modèle d'accumulation et de dépuration a fait varier la concentration des BPC+ chez les individus modélisés en fonction du taux d'accumulation dans le temps, transférant une proportion de la charge en BPC+ des mères aux petits. Lorsque la charge en BPC+ chez un petit dépassait le seuil établi, l'effet était appliqué et la mort du petit était simulée. On a ensuite comparé les concentrations de BPC+ simulées pour les mâles et les femelles aux concentrations observées dans les échantillons de tissus (Tableau 13) afin de déterminer le meilleur taux d'accumulation pour le sous-ensemble des ECMS.

*Tableau 13. Valeurs moyennes des concentrations de BPC pour les mâles et les femelles dans le sous-ensemble des ECMS (Ross *et al.* 2013; Guy 2018). On a effectué une vérification croisée des valeurs individuelles sur les BPC pour s'assurer qu'elles ne concernaient que les individus appartenant au sous-ensemble des ECMS (N = 4), et on a supprimé les valeurs des individus dont le sexe était inconnu (N = 4).*

Scénario	Décennie	Moyenne — femelles (mg kg ⁻¹ pl)	ET — femelles (mg kg ⁻¹ pl)	Taille de l'échantillon — femelles (N)	Moyenne — mâles (mg kg ⁻¹ pl)	ET — mâles (mg kg ⁻¹ pl)	Taille de l'échantillon — mâles (N)	Source
BPC	1991 à 2000	99,4	43,7	5	170,3	43,4	6	Ross <i>et al.</i> 2013; Guy 2018
BPC	2001 à 2010	116,9	26,0	10	104,0	28,8	8	Ross <i>et al.</i> 2013; Guy 2018
BPC+	1991 à 2000	173,9	76,4	5	298,1	76,0	6	Mos <i>et al.</i> 2010
BPC+	2001 à 2010	204,5	45,5	10	181,9	50,4	8	Mos <i>et al.</i> 2010

3.3.4 Disponibilité des proies

3.3.4.1 Tendances relatives à l'abondance des proies

La quantité de proies présentes (abondance) a été distinguée de l'accessibilité des proies pour la population de prédateurs (disponibilité). La majorité du régime alimentaire de la population d'EMCO est composé de quatre espèces : le phoque commun, le marsouin commun, l'otarie de Steller et le marsouin de Dall (Ford *et al.* 2007; Ford *et al.* 1998). La proportion relative de chaque espèce de proie a été mise à jour et estimée pour les ECMS (

Tableau 14; données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology). Pour analyser la relation entre les taux vitaux de la population d'EMCO et l'abondance des proies, il faut disposer de données de séries chronologiques simultanées. Des données de séries chronologiques ne sont accessibles que pour le phoque commun, l'otarie de Steller et le marsouin commun. Ces trois espèces de proies étaient dominantes dans les événements de prédation observés (

Tableau 14). Bien que le marsouin de Dall représente 2 % du régime alimentaire, il n'a pas pu être inclus dans l'AVP parce qu'aucune information sur ses tendances n'était accessible (Houghton *et al.* 2015).

Les estimations de l'abondance du phoque commun ont été tirées de MPO (2022) et couvraient la période allant de 1965 à 2019; elles ont été projetées jusqu'en 2021. La majeure partie (42 %) de la population de phoques communs se trouve dans le détroit de Georgia. On a utilisé l'abondance à l'échelle de la côte pour calculer la tendance associée à la taille de la population de phoques communs comme une estimation des proies disponibles pour la population d'EMCO, puisque les épaulards sont très mobiles et qu'ils peuvent avoir accès à leurs proies dans toute leur aire de répartition. On a calculé l'indice du phoque commun en ajustant les données pour l'estimation de l'abondance à l'échelle de la côte à la moyenne de toute la période pour laquelle des données étaient accessibles (de 1965 à 2019; Figure 25A).

Les estimations de l'abondance de l'otarie de Steller à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique de 1971 à 2017 ont été tirées de MPO (2021a). Étant donné que l'espèce n'a pas fait l'objet d'un relevé chaque année et qu'il y a donc des années sans données, on a interpolé ces données manquantes à l'aide d'un modèle polynomial ajusté conformément à ce qui se trouve dans MPO (2021a) et fait des projections jusqu'en 2021 dans RStudio (2023.12.0+369). On a converti les estimations de l'abondance en un indice en ajustant les données à la moyenne de l'abondance de toutes les années pour lesquelles des données étaient accessibles (de 1971 à 2017; Figure 25B).

Les données sur l'abondance du marsouin commun ont été recueillies par le Washington Department of Fish and Wildlife de 1994 à 2023 (Matthew Hamer et Joseph Evenson, données inédites). Les estimations de l'abondance dans trois régions d'intérêt ont été combinées : détroit de Juan de Fuca, îles San Juan et sud du détroit de Georgia. La tendance de croissance linéaire (R au carré ajusté : 0,9076) de 1994 à 2004 a été utilisée pour l'extrapolation des valeurs de 1985 à 1993 à l'aide de RStudio (2023.12.0+369). Les densités négatives ont été remplacées par des zéros; il convient de noter que ces zéros n'indiquent pas une disparition, mais plutôt une densité inférieure à celle qui a été enregistrée lors des relevés dans la zone d'intérêt. Pour créer l'indice, on a ajusté la valeur de l'abondance de chaque année à la moyenne globale de la série chronologique (de 1985 à 2023; Figure 25C).

L'indice combiné des proies repose sur les trois indices individuels pondérés selon leur proportion dans le régime alimentaire de la population d'EMCO (

Tableau 14, Figure 25D). Des données de séries chronologiques sur l'abondance étaient accessibles pour trois espèces de proies; les proportions relatives du phoque commun, du

marsouin commun et de l'otarie de Steller dans le régime alimentaire ont donc été recalculées de façon à ce que leur somme corresponde à un dans l'indice combiné (

Tableau 14).

Tableau 14. Proportions des mammifères marins ciblés lors des épisodes de prédation dans les ECMS (données inédites du PRC du MPO et de Bay Cetology) et proportions recalculées utilisées dans l'AVP.

Espèces de mammifères marins qui sont des proies	Pourcentage des événements de prédation observés	Proportion recalculée
Phoque commun	66 %	0,702
Marsouin commun	17 %	0,181
Otarie de Steller	11 %	0,117
Marsouin de Dall	2 %	—
Autres	4 %	—

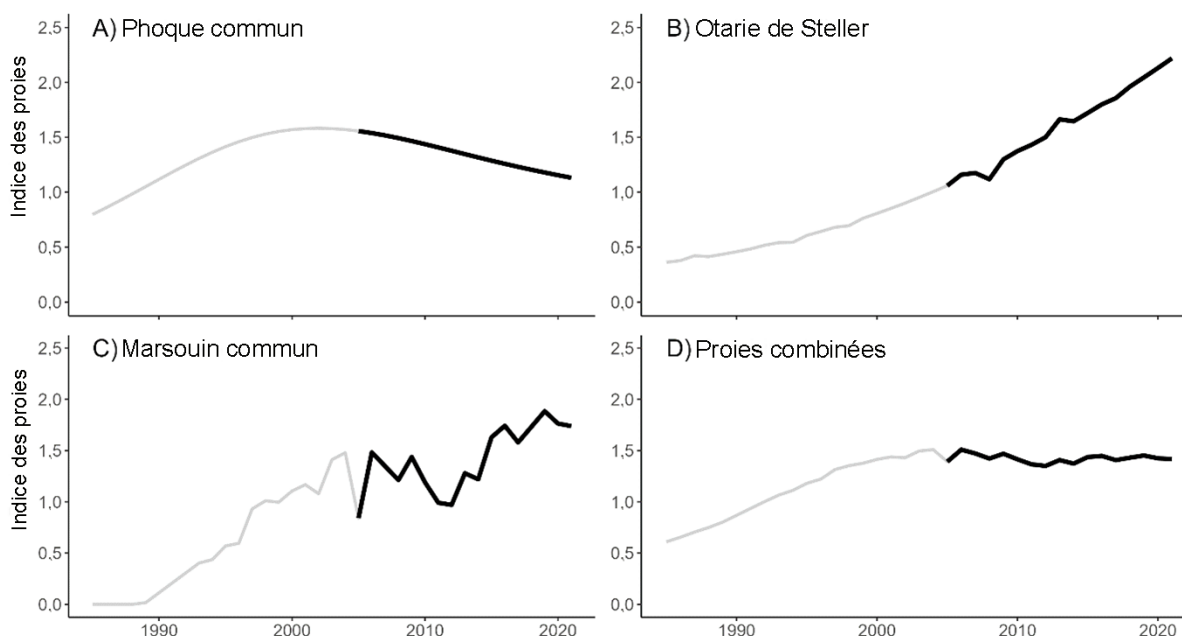


Figure 25. Indices pour a) le phoque commun, b) l'otarie de Steller, c) le marsouin commun et d) toutes les proies combinées. La plage utilisée dans l'AVP est en noir (de 2005 à 2021).

3.3.4.2 Abondance des proies et taux vitaux

Les relations entre l'abondance des proies (représentée par l'indice combiné des proies; Figure 25D) et les taux de mortalité et de fécondité du sous-ensemble des ECMS ont été examinées. De 2006 à 2021, la taille de la population d'épaulards présente dans les ECMS (Figure 26A) a augmenté tandis que l'indice combiné des proies est resté stable (Figure 26C),

ce qui soulève des questions quant au fait que l'abondance des proies puisse devenir un facteur limitatif de la croissance du sous-ensemble des ECMS.

La taille de la population et les taux vitaux avant les répercussions d'activités humaines sont inconnus. La capacité de charge est donc difficile à estimer, mais elle est probablement influencée par la combinaison de l'abondance des proies, des besoins en matière d'habitat et des limites imposées par la structure sociale des populations (Murray *et al.* 2019). Une analyse des taux de croissance du sous-ensemble des ECMS (Figure 26B) a révélé des oscillations qui s'amortissent, ce qui donne à penser que la population d'EMCO pourrait s'approcher de la capacité de charge. L'indice combiné des proies (Figure 26C) montre une diminution des taux de croissance de la population de proies au fil du temps (Figure 26D). Ensemble, ces données probantes indiquent que la capacité de charge de la population d'EMCO pourrait être limitée par la production de proies dans la région.

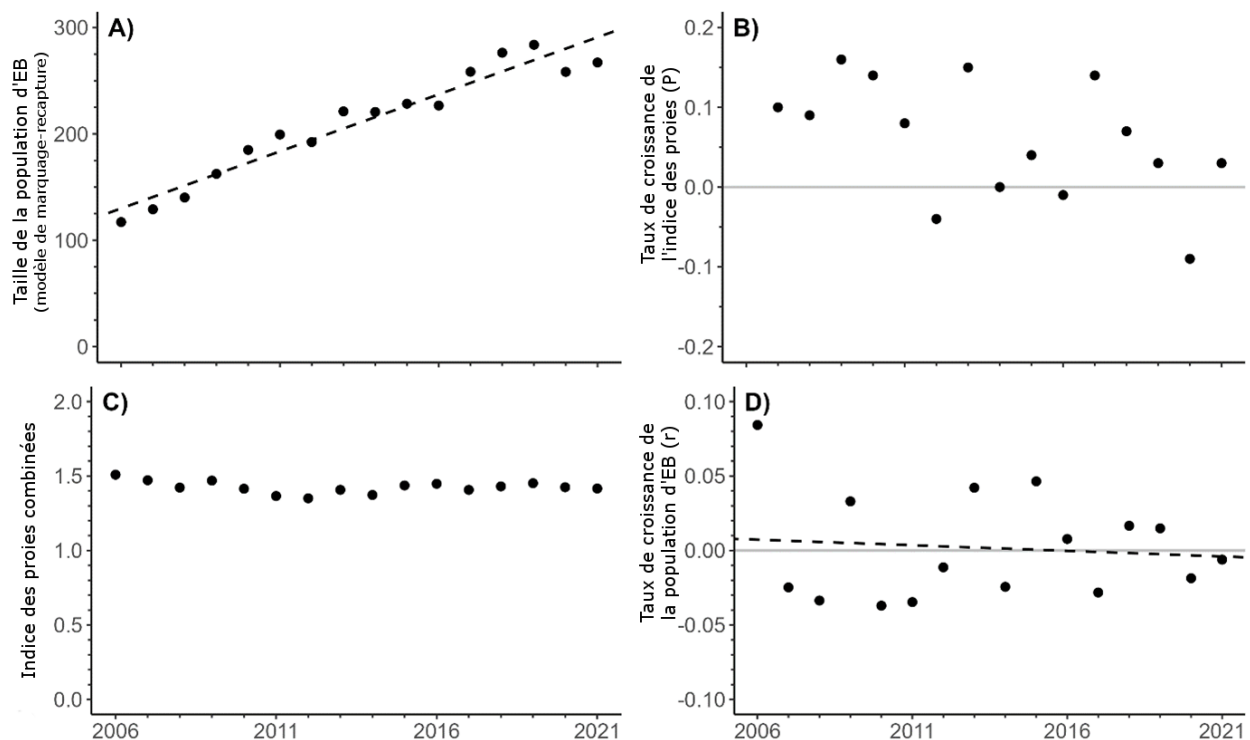


Figure 26. Analyse A) de l'abondance des EB dans les ECMS (N selon le modèle de marquage-recapture de CJS), B) du taux de croissance du sous-ensemble des ECMS (r), C) de l'indice combiné des proies et D) du taux de croissance de la population de proies combinées (P). Les lignes tiretées représentent les modèles linéaires ajustés, et les lignes pleines grises représentent les valeurs de zéro à titre de référence.

On a étudié la façon dont la fécondité et la mortalité ont changé à mesure que l'abondance des EMCO dans les ECMS a augmenté, en utilisant des régressions linéaires (fonction GLM en R) et non linéaires (fonction GAM). Il n'y avait pas de relation évidente entre la fécondité et l'abondance (Figure 27, à gauche), et il y avait une faible augmentation linéaire de la mortalité à mesure que l'abondance augmentait ($p = 0,10$; Figure 27, à droite). Par conséquent, on a mis en œuvre une relation de dépendance à la densité dans l'AVP entre la mortalité et l'abondance (exprimée sous forme de fraction de la capacité de charge).

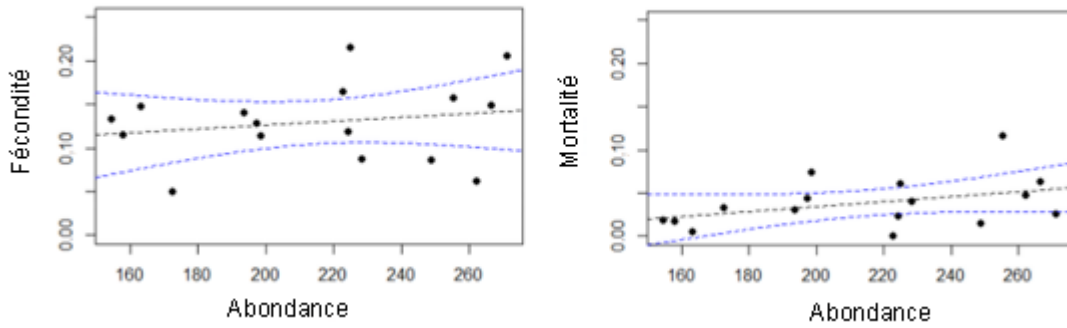


Figure 27. Relation entre l'abondance du sous-ensemble des ECMS et la fécondité (à gauche) et la mortalité (à droite). La ligne tiretée noire représente la régression linéaire. Les lignes tiretées bleues représentent l'intervalle de confiance à 95 % autour de la ligne de régression.

Si la capacité de charge dans les ECMS est proportionnelle à l'indice combiné des proies, on peut présumer qu'elle a été constante de 2005 à 2021 puisque l'indice des proies a été stable pendant cette période. Par conséquent, on a tenté d'estimer la capacité de charge (K) à partir du modèle logistique de dépendance à la densité (équation 4),

$$r_t = r_{max} \left(1 - \frac{N_t}{K}\right) \quad \text{Équation 4}$$

où r_t est le taux de croissance réalisé au temps t , r_{max} est le taux de croissance intrinsèque et N_t est l'abondance au temps t . À l'aide de cette équation, on a pu estimer K à partir des taux de croissance observés pour des niveaux d'abondance donnés (pour cela, on a présumé que la valeur de r_{max} était 5,5 %, soit le taux observé dans le cadre des projections de référence fondées sur les données de l'ERSA). Le taux de croissance observé (Figure 26B) était beaucoup trop élevé au cours de la première moitié de la période d'étude, probablement en raison de l'immigration documentée d'individus autres que des petits, mais il s'est chiffré à 2,6 % en moyenne de 2013 à 2021. En utilisant les taux de croissance et d'abondance estimés pour les trois dernières années de la série chronologique (de 2019 à 2021), on a estimé la valeur de K à 330. En utilisant les moyennes de r_t et N_t sur toute la période (de 2013 à 2021), on a chiffré la valeur de K à 459. Autrement dit, le ralentissement du taux de croissance au cours des trois dernières années donne à penser que le sous-ensemble des ECMS est près de la capacité de charge de la zone (environ 270 individus contre une capacité de 330), alors que le résultat obtenu à partir des données antérieures donne à penser qu'il y a plus de place pour la croissance.

Vortex utilise l'équation 5 pour modéliser l'effet de la dépendance à la densité sur la survie:

$$S_N = \left(S_0 - \left((S_0 - S_K) \frac{N}{K} \right) \right) \frac{N}{N+A} \quad \text{Équation 5}$$

où S_N est le taux de survie lorsque la taille de la population est de N , S_K est la survie lorsque la population a une capacité de charge K et S_0 est la survie à de faibles densités lorsqu'il n'y a pas d'effet d'Allee (A). Essentiellement, cette équation applique un modificateur au taux de survie de référence en fonction du rapport entre l'abondance actuelle et la capacité de charge.

On a utilisé 0,98 comme valeur de S_0 , soit le taux de survie de l'ERSA (le taux de survie observé le plus élevé qui a été utilisé dans le scénario de référence). Comme on ne sait pas si la population a atteint la capacité de charge ou est près de celle-ci, on ne sait pas quelle serait la survie exacte à une capacité de charge donnée. On a donc examiné deux approches pour

donner une valeur à S_K . La première approche consistait à déduire la valeur du taux de mortalité à l'abondance observée la plus élevée d'après la relation linéaire présentée à la Figure 27, c'est-à-dire 5,02 % (donc $S_K = 0,95$). La deuxième approche consistait à calculer la mortalité qui entraînerait un taux de croissance nul à la capacité de charge en annulant la natalité dans le sous-ensemble des ECMS. Selon l'équation 6, on sait ce qui suit :

$$r = b - d = PF - D \quad \text{Équation 6}$$

où r est le taux de croissance, b est le taux de natalité, d est le taux de mortalité, F est la proportion de femelles reproductrices dans la population et P est le taux de fécondité. En réorganisant cette équation pour trouver le taux de mortalité lorsque le nombre de naissances équivaut au nombre de décès et en utilisant la proportion observée de femelles (35 %) de 2013 à 2021 et le taux de fécondité annuel moyen (10 %) pendant la même période, on a trouvé une autre valeur de mortalité à K , c'est-à-dire 0,035 ($S_K = 0,965$).

3.3.4.2.1 Disponibilité des proies dans l'AVP

On a utilisé les valeurs résultantes pour K et la mortalité (S_0 , S_K) dans Vortex pour définir le taux de mortalité dépendant de la densité en tant que fonction de l'abondance par rapport à la capacité de charge au cours d'une année donnée (à l'aide de l'équation 5). Pour les projections, certains scénarios présumaient que la capacité de charge varierait dans le temps (p. ex. une augmentation ou une diminution de l'abondance des proies). Par conséquent, afin de relier l'indice des proies (P_t) à une capacité de charge variable dans le temps (K_t) pour les projections, on a utilisé la plus grande valeur de l'indice des proies observé pendant la période de 2005 à 2021; ainsi $K_t = 218 \times P_t$ si on utilise $K_{2021} = 330$, et $K_t = 304 \times P_t$ si $K_{2021} = 459$. Des combinaisons de valeurs plausibles pour la mortalité et la capacité de charge ont été testées dans Vortex (Tableau 15), et les meilleures valeurs d'ajustement ont été utilisées dans le modèle des effets cumulatifs.

Tableau 15. Valeurs des taux de mortalité et de la capacité de charge (K) mises à l'essai dans les scénarios de la menace liée à la disponibilité des proies dans Vortex.

Taux de mortalité	Capacité de charge (K ; nombre d'individus)
0,035	330
0,050	459

3.3.4.3 Interactions entre des menaces

Deux interactions entre des menaces ont été explorées au moyen de scénarios simulés dans Vortex. On a exploré l'interaction entre les proies et le bruit en ajoutant un effet de seuil lorsque l'indice des proies était inférieur à 1 (niveau moyen des proies) pour mettre en œuvre l'effet du bruit. Cet effet de seuil a été appliqué dans l'AVP des ER en fonction de la théorie selon laquelle les perturbations peuvent avoir une influence plus importante dans des conditions de faible abondance des proies. De même, une interaction entre les proies et les contaminants à base de BPC reposait sur un effet de seuil des proies inférieur à 1 pour mettre en œuvre l'effet des BPC. Cette interaction représente la possibilité que les contaminants soient métabolisés et n'aient un effet sur la mortalité des petits que dans des conditions de faible poids lorsque les proies sont faibles. Les interactions entre les menaces reposaient sur une capacité de charge de 459 individus, avec une probabilité de survie à la capacité de charge de 96,5 %.

3.3.5 Effets cumulatifs des menaces

On a créé un scénario des effets cumulatifs des quatre menaces (bruit, collisions, contamination par les BPC et disponibilité des proies) avec une probabilité de survie à la capacité de charge de 96,5 %. Comme dans Murray *et al.* (2019; 2021), on a appliqué les scénarios de menaces individuelles, les paramètres de ces scénarios affichant le meilleur ajustement et les preuves à l'appui pour modéliser les menaces cumulatives. Les interactions entre des menaces ont été incluses lorsque l'ajustement du scénario et les connaissances pour l'inclure étaient les plus élevés.

4 RÉSULTATS DE L'AVP

4.1 SCÉNARIOS DE MENACES INDIVIDUELLES

Les modèles de menaces individuelles ont été simulés dans Vortex séparément, puis combinés en un modèle des effets cumulatifs qui comprend toutes les menaces (

Figure 28). Chaque scénario de menace est présenté avec le scénario de référence (taux de l'ERSA) à des fins de comparaison. Le sous-ensemble des ECMS utilisé dans le modèle d'AVP a été modélisé au fil du temps à l'aide du modèle de marquage-recapture de CJS comme comparaison avec la base de référence, et il est présenté dans les figures comme « modèle de marquage-recapture de CJS » (Figure 29A). Les taux de croissance modélisés, les tailles de la population résultantes et la probabilité de disparition pour chacun des scénarios de menaces individuelles sont présentés dans la Figure 29 et le Tableau 17.

Tendance de référence de la population

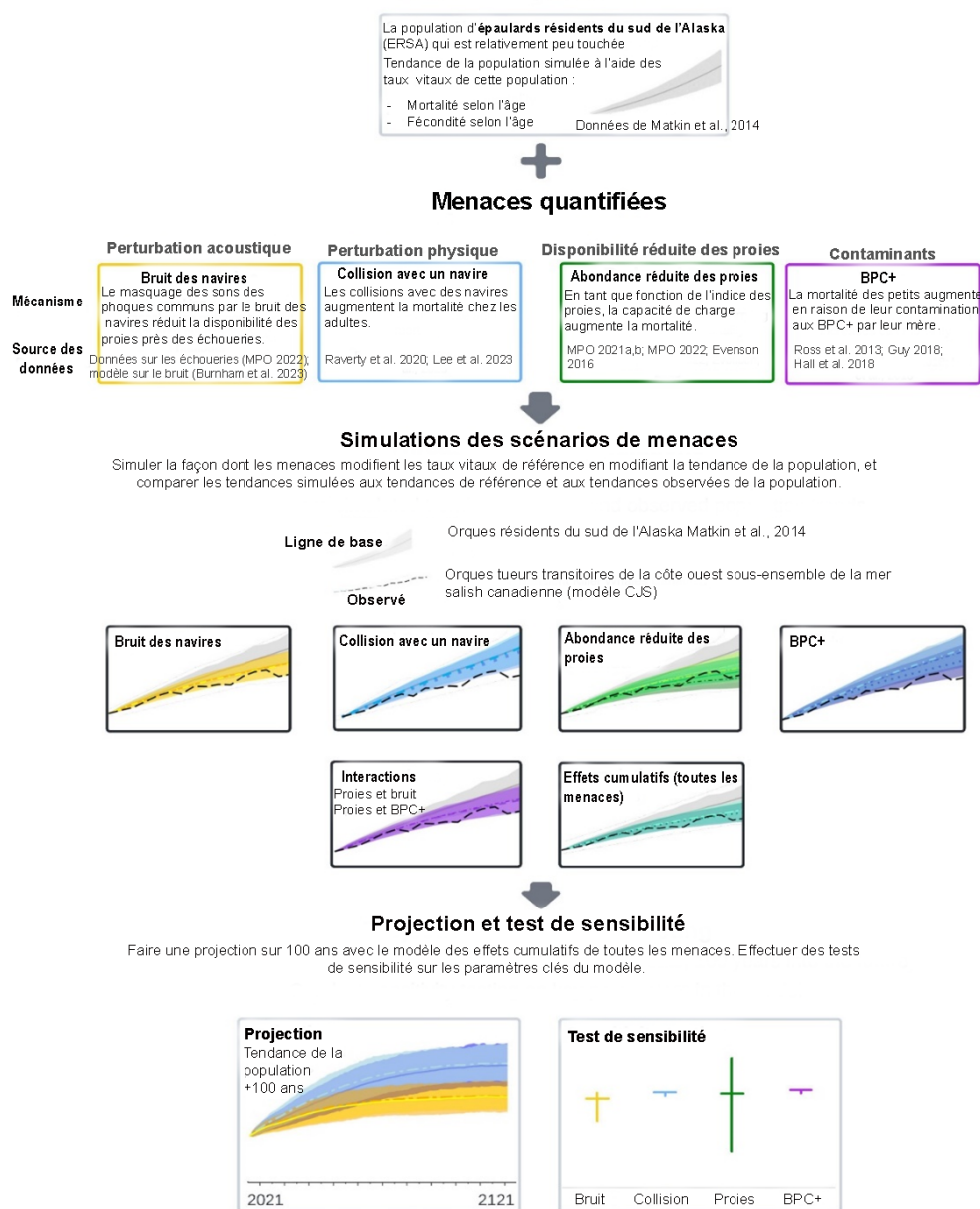


Figure 28. Diagramme détaillé de l'approche de modélisation utilisée pour l'AVP indiquant les données utilisées, les menaces et la façon dont ces dernières ont été représentées dans l'AVP.

Le lien entre la perturbation acoustique et la réduction de la détection des phoques communs ou de leurs échoueries a été étudié au moyen de deux scénarios (Figure 29B). Les scénarios portant sur les phoques et les échoueries étaient similaires et coïncidaient avec la tendance observée dans la population.

Les collisions avec des navires ont été modélisées selon deux scénarios de probabilité annuelle de collision mortelle, soit 0,2 en fonction du nombre estimé de collisions et 0,73 comme estimation extrême (Figure 29C). Les deux scénarios de collisions avec des navires n'ont montré qu'une petite dépression dans la tendance de la population au fil du temps, et ils concordaient avec la tendance du scénario de référence.

L'influence de la dépendance à la densité (par la disponibilité des proies) sur la mortalité annuelle a été prise en compte, et la capacité de charge (K) était une fonction de l'indice des proies (Figure 29D). Cette menace a eu l'effet le plus important sur la population simulée, et elle concordait avec la tendance observée dans la population. Différentes valeurs de K et de mortalité constante ont été appliquées, et les valeurs qui correspondaient le plus à la tendance observée étaient un taux de mortalité de 3,5 % et une capacité de charge de 459 individus.

Les scénarios de la menace liée à la contamination par les BPC+ ont montré des signes de dépression dans la tendance de la population au cours des dernières années, mais ils concordaient majoritairement avec la tendance du scénario de référence. On a mis à l'essai de multiples scénarios portant sur le taux d'accumulation des contaminants (1, 2 et 6 mg kg⁻¹ pl par année). La meilleure correspondance entre les concentrations de BPC simulées et échantillonnées était le scénario avec un taux d'accumulation annuel de 6 mg kg⁻¹ pl (Figure 29E; Tableau 16). Les concentrations obtenues avec ce taux dans la modélisation du scénario des BPC+ concordaient avec les celles présentes dans les échantillons prélevés sur des femelles sur le terrain, mais elles étaient supérieures à celles des mâles (Tableau 16).

Deux interactions entre des menaces ont été mises à l'essai dans l'AVP (Figure 29F). L'interaction entre la disponibilité des proies et les BPC+ a eu peu d'effet sur la population simulée, et les résultats concordaient avec ceux de la simulation de référence. Il s'agit d'une conséquence de l'effet de seuil appliqué; en effet, la disponibilité des proies est restée élevée pendant la période modélisée, de sorte que l'effet des BPC n'a pas été déclenché. L'interaction entre le bruit et les proies a eu un effet considérable, et les résultats concordaient avec la taille de la population observée. Encore une fois, l'effet de seuil n'aurait pas été déclenché pendant une période où la disponibilité des proies était élevée, mais la dépendance à la densité des proies est demeurée active et a fait diminuer la tendance de la population près de la tendance observée.

Tous les scénarios associés à des menaces individuelles et à des interactions entre des menaces ont révélé des taux de croissance de la population positifs, allant de 3,4 % pour l'effet des proies sur la capacité de charge à 6,82 % pour l'effet des BPC+ (1 mg; Tableau 17).

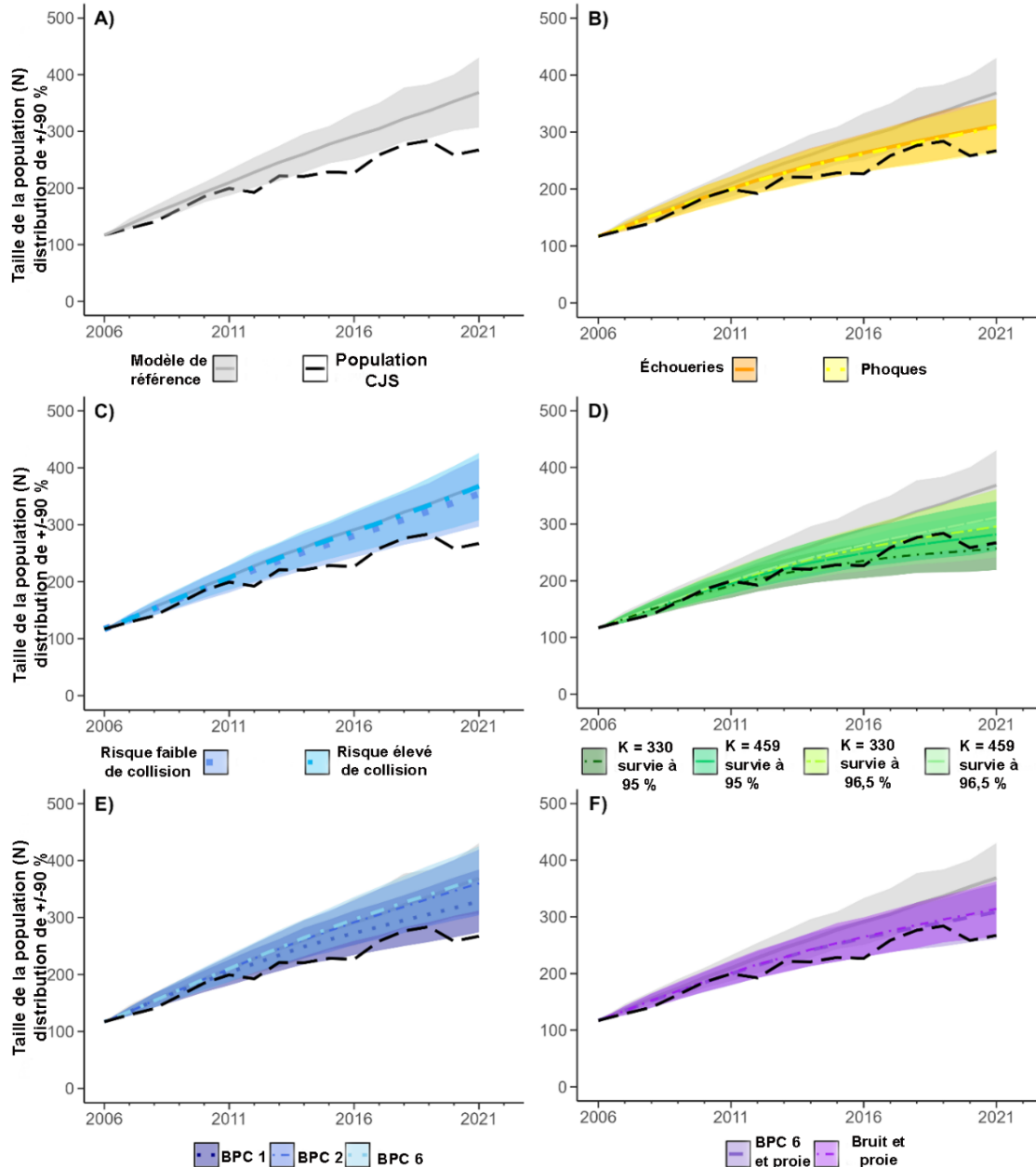


Figure 29. Résultats des scénarios utilisés dans l'AVP pour le sous-ensemble des ECMS selon une distribution de 90 % autour de la moyenne du modèle. A) Modèle de référence (ligne grise) et tendance de la population provenant de la modélisation de marquage-recapture de CJS (ligne noire tiretée) — ces deux lignes se trouvent aussi dans les autres panneaux; B) perturbation acoustique modélisée selon la répercussion du masquage sur le nombre de phoques et d'échoueries; C) perturbation physique liée à un risque élevé ou faible de collision avec des navires; D) répercussion des proies sur la capacité de charge par la mortalité; E) répercussions des contaminants selon trois taux d'accumulation; F) interactions entre les contaminants et les proies, et le bruit et les proies.

Tableau 16. Taux d'accumulation des contaminants (BPC+; mg kg⁻¹ pl) mise à l'essai dans l'AVP et les concentrations moyennes résultantes dans le modèle (facteur de correction compris) en 2021.

Scénario	Mâle — mg kg ⁻¹ pl (±ET)	Femelle — mg kg ⁻¹ pl (±ET)
PCB+ 1	227,29 (13,28)	76,65 (8,08)
PCB+ 2	255,38 (13,40)	94,92 (9,49)
PCB+ 6	367,71 (14,19)	162,96 (4,56)
Valeurs observées, facteur de correction compris (de 2001 à 2010)	204,5	181,9

Tableau 17. Résultats de l'AVP pour chaque scénario, notamment le taux de croissance stochastique (r), la taille de la population (N) à l'année 2021 modélisée et le risque global de disparition.

Scénario	Taux de croissance (r) + ET	Taille de la population (N2021) + ET	Probabilité de disparition (P ₀)
De référence	0,0770 (ET = 0,0517)	373,29 (ET = 37,03)	0
Bruit et phoques	0,0643 (ET = 0,0565)	309,01 (ET = 36,86)	0
Bruit et échoueries	0,0648 (ET = 0,057)	311,12 (ET = 35,81)	0
Risque de collision (0,20)	0,0758 (ET = 0,0539)	367,68 (ET = 46,15)	0
Risque de collision (0,73)	0,0733 (ET = 0,0538)	354,31 (ET = 46,54)	0
Proies et K par la mortalité (5, 330)	0,0520 (ET = 0,0588)	256,92 (ET = 29,91)	0
Proies et K par la mortalité (3,5, 330)	0,0614 (ET = 0,0579)	295,84 (ET = 34,47)	0
Proies et K par la mortalité (5, 459)	0,0582 (ET = 0,0573)	281,91 (ET = 32,30)	0
Proies et K par la mortalité (3,5, 459)	0,0649 (ET = 0,0559)	312,05 (ET = 36,35)	0
BPC+ (1 mg/année)	0,0760 (ET = 0,0554)	368,61 (ET = 42,91)	0

Scénario	Taux de croissance (r) + ET	Taille de la population (N2021) + ET	Probabilité de disparition (P ₀)
BPC+ (2 mg/année)	0,0744 (ET = 0,0546)	360,06 (ET = 44,81)	0
BPC+ (6 mg/année)	0,0682 (ET = 0,0523)	328,58 (ET = 43,95)	0
Interaction bruit et proies	0,0654 (ET = 0,0565)	314,17 (ET = 37,07)	0
Interaction proies et BPC+	0,0641 (ET = 0,0569)	308,41 (ET = 37,39)	0
Proies et K, bruit, collisions et BPC+ (K = 459)	0,0642 (ET = 0,0569)	308,57 (ET = 37,21)	0
Proies et K, bruit, collisions et BPC+ (K = 330)	0,0613 (ET = 0,0579)	295,62 (ET = 36,06)	0

4.2 MODÈLE DES EFFETS CUMULATIFS DE TOUTES LES MENACES

Le scénario des effets cumulatifs des quatre menaces reposait sur les paramètres les plus appuyés par des données probantes : effet de la disponibilité des proies sur la capacité de charge (K) par la mortalité, c'est-à-dire l'effet de la perturbation acoustique (phoques) par la disponibilité des proies, les collisions avec des navires (probabilité de 0,2), et l'interaction par un effet de seuil entre la disponibilité des proies et les contaminants (BPC; Tableau 18). Les approches liées au modèle des effets cumulatifs ont reproduit fidèlement la tendance observée de la population, et la taille de la population d'EMCO était comprise dans une proportion de 90 % de la distribution des estimations du modèle (Figure 30; Tableau 20).

Tableau 18. Renseignements sur les paramètres utilisés dans le modèle des effets cumulatifs de toutes les menaces.

Modèle de menace	Épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest présents dans les ECMS
Disponibilité des proies	La capacité de charge est une fonction de l'indice des proies et la mortalité augmente à mesure que la population s'en approche. K = 459 individus et mortalité à K = 0,035.
Collisions avec des navires	La probabilité de collision mortelle avec un navire par année est de 0,2 (Lee <i>et al.</i> 2023; Raverty <i>et al.</i> 2020)
Bruit	La disponibilité des proies devrait être réduite de 4,8 % en raison du masquage des sons des proies près des échoueries (38,8 % x 50 % x 25 %).
Contaminants (BPC+)	La survie des petits est fondée sur la concentration des BPC+ chez leur mère (Hall <i>et al.</i> 2018). Femelles (173,9 mg/kg) et mâles (298,1 mg/kg); taux d'accumulation de 6 mg/kg/année; taux de dépuración de 0,77. Lorsque la disponibilité des proies était

Modèle de menace	Épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest présents dans les ECMS
	faible (indice inférieur à la moyenne), les répercussions des BPC+ étaient appliquées (effet de seuil).

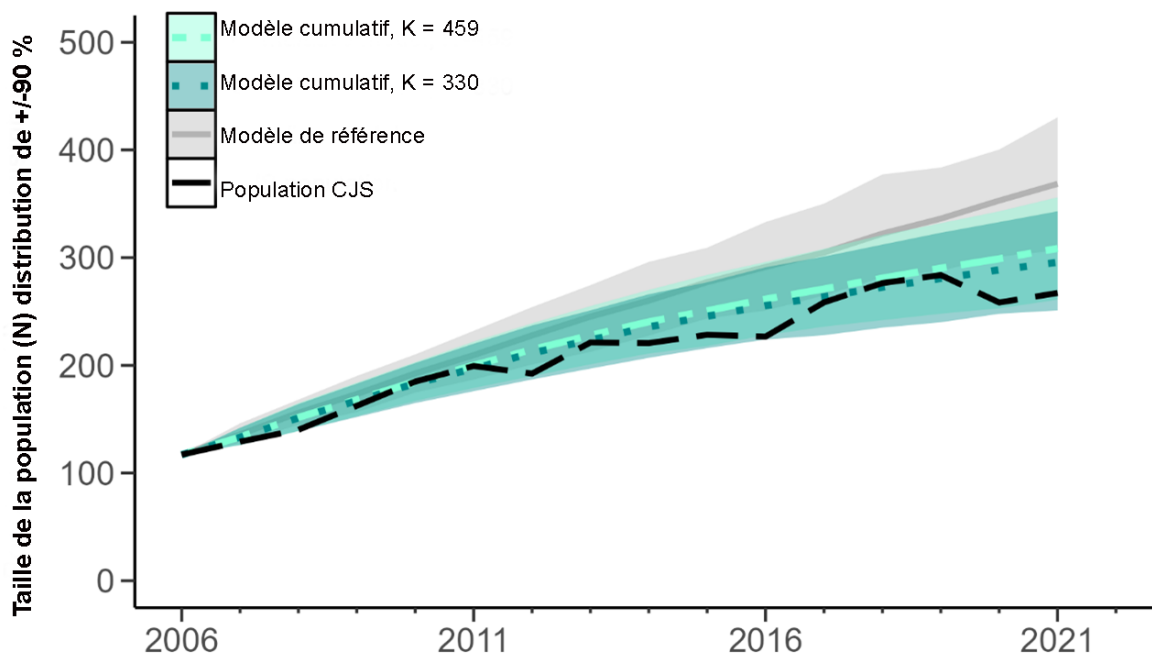


Figure 30. Scénario des effets cumulatifs de toutes les menaces (effet des proies sur la capacité de charge par la mortalité, bruit, collisions et interaction entre les proies et les BPC, selon une probabilité de survie à la capacité de charge de 96,5 %). La moyenne du modèle et la distribution de 90 % sont indiquées. Le modèle de référence (en gris) et la tendance selon le modèle de marquage-recapture de CJS (ligne tiretée noire) sont aussi représentés à des fins de comparaison.

4.3 INSPECTION ET VALIDATION DU MODÈLE

L'inspection des résultats des scénarios des effets de menaces individuelles, d'interaction entre des menaces et de toutes les menaces a révélé que les scénarios de l'effet de l'abondance des proies sur la capacité de charge par la mortalité et les scénarios des effets cumulatifs étaient ceux qui produisaient les résultats les plus proches de la tendance observée (CJS; Figure 29; Figure 30). Cinq scénarios présentaient un faible écart moyen quadratique, ce qui indiquait que la tendance observée de la population était bien reproduite (Hodson 2022). Ces cinq scénarios étaient trois des quatre scénarios fondés sur une dépendance à la densité et les deux scénarios des effets cumulatifs (Tableau 19).

Tableau 19. Résultats de la validation du modèle au moyen de l'écart moyen quadratique (EMQ), qui permet de quantifier les différences entre les estimations des scénarios de menaces (valeurs projetées) et les estimations du modèle de marquage-recapture de CJS (valeurs observées). Un faible EMQ indique qu'un scénario de modèle reproduit bien la tendance observée de la population.

Scénario de modèle	EMQ
Dépendance à la densité (K = 459), survie à K de 95 %	11,40
Dépendance à la densité (K = 330), survie à K de 95 %	13,73
Effets cumulatifs, avec dépendance à la densité (K = 330), survie à K de 96,5 %	15,15
Dépendance à la densité (K = 330), survie à K de 96,5 %	15,97
Effets cumulatifs, avec dépendance à la densité (K = 459), survie à K de 96,5 %	20,02
Bruit (phoques)	20,30
Interaction entre la dépendance à la densité des proies (K = 459, survie à K de 96,5 %) et les BPC	20,40
Dépendance à la densité (K = 459), survie à K de 96,5 %	21,57
Bruit (échoueries)	21,62
Interaction entre la dépendance à la densité des proies (K = 459, survie à K de 96,5 %) et le bruit	22,63
BPC (6 mg kg ⁻¹ pl/année)	29,36
Perturbation physique (probabilité de collision mortelle avec un navire de 0,73)	39,38
BPC (2 mg kg ⁻¹ pl/année)	45,64
Perturbation physique (probabilité de collision mortelle avec un navire de 0,2)	46,09
De référence	47,94
BPC (1 mg kg ⁻¹ pl/année)	50,08

4.4 PROJECTIONS

On a effectué une projection sur 100 ans avec le modèle des effets cumulatifs en utilisant deux valeurs pour K (330 et 459 individus) avec une probabilité de survie à K de 96,5 %. Les différentes tendances relatives aux proies n'ont eu que des effets mineurs dans les scénarios. La capacité de charge a eu le plus grand effet sur les tendances de la population simulée. Les scénarios fondés sur une capacité de charge élevée ont affiché une augmentation constante de la population au cours des vingt premières années, puis une stabilisation à environ 400 individus pendant le reste de la simulation (Figure 31; Tableau 17). Les scénarios fondés sur une capacité de charge faible ont affiché une légère augmentation de la population au cours des premières années, puis une stabilisation à environ 300 individus pour le reste de la simulation (Figure 31; Tableau 17). Ces résultats signifient que, pour le sous-ensemble des

EMCO présents dans les ECMS, la capacité de charge médiée par les proies est le prédicteur le plus important de la taille de la population, qui se distingue au cours des dix premières années de la simulation.

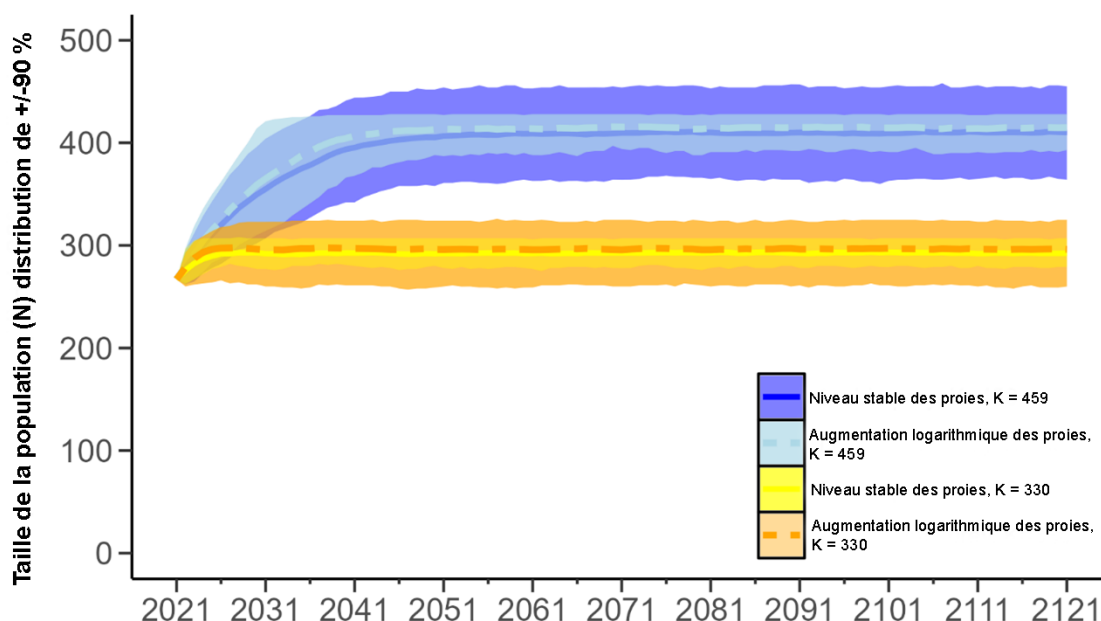


Figure 31. Projections de la taille de la population d'EMCO de 2021 à 2121 issues de deux scénarios fondés sur un indice des proies, à savoir un niveau stable des proies ou une augmentation logarithmique des proies, selon deux niveaux de capacité de charge. Les projections reposent sur une probabilité de survie à la capacité de charge de 96,5 %.

Tableau 20. Résultats de l'AVP pour chaque scénario du modèle des effets cumulatifs (EC) projeté, soit le taux de croissance stochastique (r), la taille de la population (N) à l'année 2121 modélisée et le risque global de disparition.

Scénario	Taux de croissance (r) $\pm$ ET	Taille de la population (N_{2121}) $\pm$ ET	Probabilité de disparition (P_0)
Projection du modèle des EC — niveau stable des proies (K= 459)	0,0098 (ET = 0,041)	719,88 (ET = 103,66)	0
Projection du modèle des EC — niveau stable des proies (K= 330)	0,0065 (ET = 0,041)	519,03 (ET = 79,01)	0
Projection du modèle des EC — augmentation logarithmique des proies (K = 459)	0,0100 (ET = 0,042)	731,95 (ET = 91,74)	0
Projection du modèle des EC — augmentation	0,0066 (ET = 0,041)	520,93 (ET = 69,33)	0

Scénario	Taux de croissance (r) $\pm$ ET	Taille de la population (N_{2121}) $\pm$ ET	Probabilité de disparition (P_0)
logarithmique des proies (K = 330)			

4.5 SENSIBILITÉ DU MODÈLE

Les paramètres des quatre menaces d'intérêt ont été systématiquement testés dans toute leur gamme plausible, de la valeur minimale à la valeur maximale (Tableau 21). Le modèle des effets cumulatifs était le plus sensible à la variation de l'indice des proies (Figure 32). L'indice des proies influe indirectement sur les taux de mortalité par un effet sur la capacité de charge (K). De plus, l'effet du bruit modifie l'indice des proies en réduisant la disponibilité des proies, et il est utilisé comme seuil pour appliquer l'effet de la contamination par les BPC+ sur les taux de mortalité des petits.

Tableau 21. Paramètres utilisés dans les tests de sensibilité pour chacune des menaces (valeur de référence, minimum, maximum et augmentation).

Menace	Référence	Minimum	Maximum	Augmentation
Collision	0,2	0,1	0,8	0,1
Bruit	0,942	0,75	1,0	0,05
BPC+	2	1	10	2
Proies	1,44	0,5	3,0	0,16

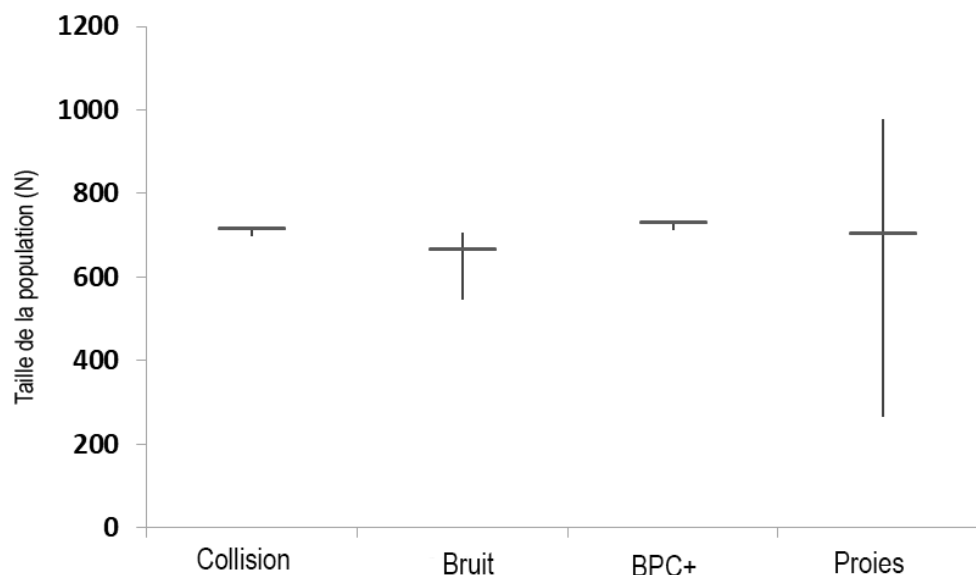


Figure 32. Test de sensibilité appliqué aux quatre paramètres de menaces sur la taille de la population d'EMCO : collision avec un navire, perturbation acoustique, taux d'accumulation de BPC+ et indice des proies. La ligne horizontale représente la valeur de référence et les lignes verticales, les tailles minimale et maximale de la population.

5 DISCUSSION

5.1 ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS

Pour examiner les effets des menaces d'origine anthropique sur la population menacée d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest, on a évalué les effets cumulatifs en combinant un modèle conceptuel de séquences des effets (SE) à une analyse quantitative de la viabilité de la population (AVP), comme cela a été fait précédemment pour l'écotype résident (Clarke Murray *et al.* 2019). Cette évaluation systématique des effets individuels et cumulatifs de menaces permet un examen détaillé des menaces (individuelles et combinées) qui pourraient avoir une influence sur la population d'épaulards à l'avenir.

La mise au point d'un modèle conceptuel de SE fondé sur des données probantes est la première étape de l'évaluation des effets cumulatifs (EEC) et, en fonction des connaissances actuelles, il permet de visualiser la façon dont les menaces influent sur la fécondité et la mortalité de la population migratrice de la côte ouest par des voies de liaison qui constituent le fondement de l'évaluation. Le modèle de SE comprenait 16 voies de liaison entre des menaces et des effets sur deux paramètres de la population migratrice de la côte ouest (la mortalité et la fécondité). La disponibilité réduite des proies, la menace la plus importante dans le modèle de SE, interagit avec trois autres menaces (perturbation acoustique, perturbation physique et contaminants). Étant donné que toutes les menaces dans le modèle de SE sont liées à au moins une autre menace, il est évident que les menaces ne devraient pas être considérées isolément et que la compréhension de leurs interactions est essentielle. Bien que les interactions entre des menaces soient une composante communément reconnue de l'évaluation des effets cumulatifs (Crain *et al.* 2008; Foley *et al.* 2017; Murray *et al.* 2020), il peut être difficile de paramétrer les effets d'interaction, car ils ne sont pas toujours de nature additive et ils peuvent avoir des effets non linéaires ou de seuil.

La principale fonction du modèle de SE est de fournir un processus transparent pour l'établissement de la portée et de la structure des connaissances accessibles sous forme de voies de liaison à des effets. Les voies de liaison quantifiables constituent ensuite la base du modèle d'AVP. Dans le présent cas, huit des 16 voies de liaison du modèle de SE étaient quantifiables et ont donc été incluses dans le modèle d'AVP. Un modèle conceptuel de SE tient compte des connaissances actuelles; il s'agit donc d'une méthode itérative qui devrait être régulièrement mise à jour et réévaluée pour l'inclusion des nouvelles connaissances et données. Une fois mis au point, le modèle de SE fournit une méthode structurée qui peut simplifier et orienter les mises à jour itératives et qui permet de recenser clairement les lacunes dans les données et les connaissances.

Pendant l'AVP de l'EMCO, on a systématiquement testé les menaces individuelles, leurs interactions et leurs effets cumulatifs afin de déterminer ce qui explique le mieux la croissance observée de la population et, par conséquent, influe sur le rétablissement à long terme de la population. Cette approche équivaut à un type de test de sensibilité permettant de déterminer les menaces, individuelles et combinées, qui influent sur la dynamique de la population. Comme dans la précédente évaluation des effets cumulatifs pour les épaulards résidents (ER; Clarke Murray *et al.* 2019), les taux de mortalité et de fécondité de référence de la population d'épaulards résidents du sud de l'Alaska (ERSA), qui est relativement peu touchée, ont été utilisés pour le paramétrage du scénario de référence. Les menaces ont ensuite été appliquées en tant que facteurs modifiant les taux de référence, et les résultats de scénarios de menaces ont été comparés à la taille de la population observée. Cette approche repose sur l'hypothèse selon laquelle la population d'ERSA est relativement peu touchée par les menaces d'origine anthropique et que les mécanismes par lesquels les menaces la touchent ressemblent à ceux de la population d'EMCO.

Les scénarios de menaces individuelles reposaient sur l'utilisation d'estimations propres à la population d'EMCO et de modèles de menaces mis à jour.

- Perturbation acoustique — Un nouveau modèle sur le bruit des navires que l'on a utilisé pour estimer le masquage potentiel des bruits émis par les proies. La réduction de la portée de communication causée par le niveau de bruit ambiant minimum a été estimée (Burnham *et al.* 2023). La seule espèce de proie pour laquelle les paramètres acoustiques requis étaient accessibles était le phoque commun; la réduction de la portée de détection près des échoueries de phoques communs a été calculée.
- Perturbation physique — Les collisions mortelles avec des navires demeurent un événement à faible probabilité. Il y a eu quatre incidents documentés de collisions entre des navires et des EB de 1974 à 2016 (Raverty *et al.* 2020).
- Abondance des proies — Les EMCO présents dans les ECMS consomment des pinnipèdes et de petits cétacés, le phoque commun étant l'espèce dominante dans les données sur les événements de prédation. Les espèces sur lesquelles des données de séries chronologiques étaient accessibles pour une comparaison avec les taux de la population d'EMCO étaient le phoque commun, l'otarie de Steller et le marsouin commun; un indice combiné de ces proies a été élaboré.
- Contaminants — Il n'y avait aucune nouvelle donnée accessible sur la contamination des EMCO par les BPC, mais un nouveau facteur de correction a été appliqué aux valeurs de concentration des BPC pour une estimation prudente des effets d'autres contaminants, comme les PBDE.

La disponibilité des proies est la menace qui a contribué le plus au modèle des effets cumulatifs, ses variations entraînant les changements les plus importants dans les tests de sensibilité, comme ce fut le cas pour les ER (Clarke Murray *et al.* 2019). Lorsque cette menace a été combinée aux autres menaces dans un modèle des effets cumulatifs, la population d'EMCO modélisée affichait une trajectoire et une croissance semblables à celles observées et la valeur de l'écart moyen quadratique était faible, ce qui indique une bonne correspondance à la tendance observée. Le modèle des effets cumulatifs pour les EMCO comprend les mêmes menaces que celui pour les ER, mais il les applique d'une manière légèrement différente. Pour la population d'EMCO, qui est en croissance, la capacité de charge pourrait limiter la poursuite de cette croissance étant donné que ses espèces de proies sont à leurs niveaux maximums et ont atteint la capacité de charge ou sont près de celle-ci (MPO 2021a, 2022). Le modèle des effets cumulatifs était le plus sensible aux valeurs de l'indice des proies, car la capacité de charge a été modélisée comme une fonction de l'indice des proies, avec des effets de dépendance à la densité sur la fécondité et la mortalité. Les projections pour le sous-ensemble côtier de la population d'EMCO dépendent donc fortement de la disponibilité des proies et, par conséquent, les facteurs de stress qui pèsent sur les populations de proies sont indirectement liés à cette population.

5.2 HYPOTHÈSES ET INCERTITUDES

Bien que la population d'EMCO soit relativement bien connue et fréquemment observée, il y avait comparativement moins de données et de documentation accessibles pour celle-ci que pour les populations d'ERS et d'ERN. Il a fallu calculer les paramètres de la population d'EMCO avant de pouvoir modéliser les effets individuels et cumulatifs des menaces. Comme la dernière évaluation de la population remontait à 2007 (Ford *et al.* 2007), on n'avait aucune données récentes sur la population et on a dû estimer la fécondité et la mortalité pour les présents travaux. On a effectué une nouvelle analyse des données existantes pour estimer les taux de

mortalité et de fécondité selon l'âge. On a utilisé un modèle de marquage-recapture pour déterminer les taux de mortalité annuels et la taille de la population dans la zone d'étude.

L'analyse au moyen du modèle de marquage-recapture a été limitée au sous-ensemble de la population d'EMCO qui est présent dans les ECMS. Comme la modélisation de la taille et des taux vitaux de la population est limitée à ce sous-ensemble, elle ne devrait pas être considérée comme une évaluation complète de la population dans le cadre d'un processus lié aux espèces en péril. La modélisation des menaces dépendait des données accessibles et comprenait donc diverses échelles spatiales et temporelles. L'effet des menaces associées aux collisions avec des navires, à la disponibilité des proies et aux contaminants a été appliqué à l'échelle de la côte, tandis que la menace associée à la perturbation acoustique, représentée au moyen du modèle sur le bruit des navires, a été limitée à la mer des Salish et au détroit de Juan de Fuca (voir la figure 1).

La disponibilité des proies était une composante clé du modèle des effets cumulatifs, ce qui donne à penser que son paramétrage est crucial. Les données de séries chronologiques sur les tendances de la disponibilité des proies étaient limitées à deux espèces de pinnipèdes (phoque commun et otarie de Steller), et les données sur le marsouin commun ont été extrapolées à partir des relevés effectués dans la partie américaine de la mer des Salish. Il n'y avait pas de données sur les tendances des populations de marsouins de Dall. On ne connaît pas les préférences en matière de proies de la population d'EMCO ni la mesure dans laquelle elle change de proie, mais d'après des événements de prédation observés, on sait que les individus de cette population peuvent cibler avec succès diverses espèces de proies. Un indice combiné des proies reflète cette variabilité et permet qu'une diminution d'une espèce de proie, comme ce fut le cas pour le phoque commun au cours des dernières années, soit compensée par l'augmentation d'autres espèces, comme le marsouin commun.

L'effet de la perturbation acoustique sur la population d'EMCO constitue une lacune importante dans les connaissances. Dans le modèle actuel des effets cumulatifs, la perturbation acoustique a été modélisée comme une réduction de la portée de communication, c'est-à-dire le masquage des sons émis par les proies. Cependant, un certain nombre d'autres fonctions et mécanismes d'effet pourraient être appliqués à cette population. La réduction de la portée acoustique ne tient pas compte des signaux acoustiques qui peuvent indiquer la présence de proies, en plus des sons qu'elles produisent. Inversement, le bruit des navires peut profiter aux EMCO lorsqu'ils chassent en empêchant leurs proies de les détecter. Le modèle utilisé pour le masquage acoustique était simpliste dans son application au modèle de population, en ce sens qu'il supposait une seule réduction de la valeur des proies disponibles pour la population d'EMCO. Les connaissances et les données sur les effets de cette menace progressent rapidement (p. ex. MPO 2017, 2025), de sorte que des modèles plus nuancés pourront être utilisés ultérieurement. Par exemple, un article publié récemment par Tennesen et ses collaborateurs (2024) laisse entendre que le bruit des navires a des répercussions différentes sur les ER en quête de nourriture selon leur sexe.

Les effets de la présence de navires sur la population d'EMCO constituent une autre lacune dans les connaissances. Des preuves anecdotiques donnent à penser que des EMCO ont utilisé la présence d'un navire lors d'une chasse en ciblant les petits cétacés qui se laissaient porter par la vague d'étrave. En revanche, des espèces de pinnipèdes utilisent des navires à proximité comme échoueries d'urgence pour échapper à la prédation par des épaulards. Avec l'augmentation du nombre d'EMCO présents dans la mer des Salish, les activités d'observation des baleines ciblent de plus en plus les EB afin d'atténuer la pression sur les ER. Ce changement peut augmenter le temps que les EMCO passent en présence de navires.

Des limites et des incertitudes sont associées à la représentation de la menace liée aux contaminants. Le seul modèle d'accumulation et de dépuración des contaminants accessible ne tient compte que des BPC (Hall *et al.* 2018). Le taux d'accumulation demeure incertain et difficile à estimer étant donné qu'il existe une large gamme de charges en BPC dans un nombre relativement faible d'échantillons de graisse d'EB (N = 33; Guy 2018; Ross *et al.* 2013). Cette variation peut être le résultat d'une consommation différentielle de proies dans des habitats avec des niveaux variables de polluants. Les phoques communs de la baie Puget présentent des équivalents toxiques totaux plus élevés de BPC, de PCDD et de PCDF que ceux du détroit de Georgia et du détroit de la Reine-Charlotte (Ross *et al.* 2004). D'autres contaminants préoccupants, comme les PBDE, ne sont pas inclus spécifiquement dans le modèle sur la menace liée aux contaminants, bien qu'un nouveau facteur de correction ait été appliqué pour la prise en compte des effets d'autres contaminants en fonction du quotient de risque de perturbation endocrinienne pour le phoque commun (Mos *et al.* 2010).

Les interactions entre des menaces peuvent compliquer la compréhension et la gestion de celles-ci (p. ex. Brown *et al.* 2013). Les interactions additives sont l'hypothèse par défaut dans la recherche sur les effets cumulatifs, mais d'autres interactions telles que la synergie et l'atténuation sont courantes (Crain *et al.* 2008). Les interactions et non-linéarités possibles ont été prises en compte et définies dans le modèle de SE pour chaque menace et incluses dans le modèle d'AVP lorsque des données probantes les étayaient. Le modèle des effets cumulatifs utilise un effet de seuil pour la contamination par les BPC, où une augmentation de la mortalité des petits a été appliquée lorsque l'indice des proies était inférieur à la moyenne. Cet effet de seuil aide à expliquer la raison pour laquelle la population d'EMCO, qui est plus fortement contaminée, augmente alors que les difficultés se poursuivent pour la population d'ERS, qui est en voie de disparition. L'effet synergique de la perturbation acoustique et de la disponibilité des proies a été exploré dans des scénarios de l'AVP, mais il n'a pas été inclus dans le modèle des effets cumulatifs en raison de l'incertitude entourant le mécanisme et la direction de l'effet de la perturbation acoustique sur la population d'EMCO.

Les projections selon lesquelles la croissance de la population d'EMCO se poursuivra jusqu'à ce qu'elle atteigne la capacité de charge reposent sur l'hypothèse que les niveaux actuels des menaces demeureront les mêmes et ne seront pas l'objet de mesures d'atténuation ou de gestion. Les menaces pourraient augmenter; par exemple, les résultats du modèle sur le bruit des navires sont fondés sur une année de données, et le trafic de navires commerciaux dans la zone d'étude a augmenté et devrait continuer à augmenter avec les nouveaux développements industriels (McWhinnie *et al.* 2021). En revanche, il est possible d'appliquer des mesures pour atténuer des menaces; l'augmentation du trafic maritime peut accroître le risque de collision avec des navires, tandis que la mise en œuvre de mesures de gestion telles que des zones de ralentissement des navires peut réduire le risque de mortalité. De plus, les changements climatiques peuvent toucher les espèces menacées de diverses façons qui peuvent contribuer aux effets cumulatifs (van Weelden *et al.* 2021). Les menaces peuvent être touchées par les changements climatiques; par exemple, la propagation du son dans l'eau est influencée par des changements dans les variables climatiques (voir Ilyina *et al.* 2010). Les effets directs et indirects sur le réseau trophique signifient que les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur l'abondance des pinnipèdes et des petits cétacés (Kovacs *et al.* 2012). L'ajout de ces changements et les interactions avec ceux-ci compliquent donc la projection de la dynamique de la population dans le futur.

5.3 CONCLUSION

Dans le cadre de cette évaluation des effets cumulatifs, on a fait progresser le domaine en appliquant un cadre des effets cumulatifs composé d'un modèle conceptuel de SE et d'un

modèle de simulation d'analyse de la viabilité de la population pour évaluer comment les menaces pourraient avoir des répercussions à l'avenir sur la population d'épaulards migrants (de Bigg) de la côte ouest. Le modèle donnant un aperçu des SE documente les connaissances actuelles sur la façon dont les menaces pourraient influencer sur les paramètres de la population d'EMCO. La disponibilité réduite des proies et la perturbation acoustique sont les deux menaces les plus importantes dans le modèle de SE, car elles ont toutes les deux des effets sur les paramètres de la population. Les voies de liaison qui peuvent être quantifiées avec suffisamment de confiance et de données sont intégrées dans le modèle d'AVP et définies dans un modèle de SE réduit et quantifiable. Il est possible d'utiliser ce dernier pour déterminer les lacunes en matière de connaissances et de données.

Le modèle d'AVP fondé sur les effets cumulatifs de toutes les menaces a permis de reproduire efficacement la dynamique observée de la population et il comprend toutes les menaces prioritaires qui pèsent sur l'espèce; il s'agit donc d'un outil utile. Le modèle mis au point a souligné l'importance de la disponibilité des proies pour un autre écotone d'épaulard (Murray *et al.* 2019). Il est possible de l'utiliser pour explorer les répercussions de différentes mesures d'atténuation et de gestion des menaces individuelles sur la trajectoire de la population; par exemple, pour déterminer si on pourrait s'attendre à ce qu'une réduction de la perturbation acoustique modifie la trajectoire de la population et combien de temps il faudrait pour qu'un changement soit observable. Grâce aux activités de recherche en cours, qui portent notamment sur la surveillance acoustique sous-marine, les relevés de pinnipèdes et de cétacés et les répercussions des contaminants, le modèle des effets cumulatifs mis au point pour l'EMCO est meilleur que celui mis au point précédemment pour les ER. L'utilisation de ce modèle et de ses itérations améliorées à l'avenir pourra aider à orienter ou à mettre en œuvre de façon adaptative les mesures de rétablissement pour l'EMCO, indiquées dans le *Programme de rétablissement de l'épaulard migrant (Orcinus orca) au Canada* (MPO 2021b).

6 REMERCIEMENTS

Les auteurs aimeraient remercier Mia Lybkær Kronborg Nielsen pour la communication d'analyses et de données sur la mortalité et la fécondité; Matthew Hamer et Joseph Evenson (WDFW) pour la communication de données sur le marsouin commun; Gary Sutton, Tasli Shaw et Danielle Conry pour la tenue à jour annuelle des données démographiques; Sheena Majewski pour la communication de données sur les pinnipèdes; et des centaines de personnes qui ont contribué aux données d'identification photographique des EB. Selina Agbayani a fourni un soutien cartographique, et Rianna Burnham a révisé une version du manuscrit. Les auteurs remercient également Bob Lacy, Species360 et la Species Conservation Toolkit Initiative pour leur soutien continu et le libre accès du logiciel Vortex.

7 RÉFÉRENCES CITÉES

- Abgrall, P., Moulton, V.D., and Richardson, W.J. 2009. [Évaluation actualisée des renseignements scientifiques relatifs à l'impact des bruits sismiques sur les mammifères marins, de 2004 jusqu'à présent](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/087
- Aguilar, A., and Borrell, A. 1994. [Abnormally high polychlorinated biphenyl levels in striped dolphins \(*Stenella coeruleoalba*\) affected by the 1990–1992 Mediterranean epizootic](#). Science of The Total Environment **154**(2): 237-247.
- Akaike, H. 1973. [Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle](#). In: Petrov, B.N. and Csaki, F., Eds., International Symposium on Information Theory, 267-281.

-
- Alava, J.J. 2019. [Legacy and emerging pollutants in marine mammals' habitat from British Columbia, Canada: Management perspectives for sensitive marine ecosystems](#). In *Stewarding the Sound*. CRC Press. pp. 87-114.
- Alava, J.J., Ross, P.S., Lachmuth, C., Ford, J.K.B., Hickie, B.E., and Gobas, F.A.P.C. 2012. [Habitat-Based PCB Environmental Quality Criteria for the Protection of Endangered Killer Whales \(*Orcinus orca*\)](#). *Environmental Science & Technology* **46**(22): 12655-12663. doi:10.1021/es303062q.
- Andrew, R.K., Howe, B.M., Mercer, J.A., and Dzieciuch, M.A. 2002. [Ocean ambient sound: Comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast](#). *Acoustics Research Letters Online* **3**(2): 65-70.
- Ashley, E.A., Olson, J.K., Adler, T.E., Raverty, S., Anderson, E.M., Jeffries, S., and Gaydos, J.K. 2020. [Causes of Mortality in a Harbor Seal \(*Phoca vitulina*\) Population at Equilibrium](#). *Frontiers in Marine Science* **7**: 319.
- Asper, E.D., and Cornell, L.H. 1977. Live capture statistics for the killer whale (*Orcinus orca*) 1961-1976, in California, Washington and British Columbia. *Aquatic Mammals* **5**: 21-26.
- Aulanier, F., Simard, Y., Roy, N., Gervaise, C., and Bandet, M. 2017. [Effects of shipping on marine acoustic habitats in Canadian Arctic estimated via probabilistic modeling and mapping](#). *Marine Pollution Bulletin* **125**(1): 115-131.
- Baird, R.W., and Dill, L.M. 1995. [Occurrence and behaviour of transient killer whales: seasonal and pod-specific variability, foraging behaviour, and prey handling](#). *Canadian Journal of Zoology* **73**(7): 1300-1311. doi:10.1139/z95-154.
- Baird, R.W., and Whitehead, H. 2000. [Social organization of mammal-eating killer whales: group stability and dispersal patterns](#). *Canadian Journal of Zoology* **78**(12): 2096-2105.
- Barrett-Lennard, L.G., Ford, J.K.B., and Heise, K.A. 1996. [The mixed blessing of echolocation: differences in sonar use by fish-eating and mammal-eating killer whales](#). *Animal Behaviour* **51**(3): 553-565.
- Bigg, M. A. 1982. An assessment of killer whale (*Orcinus orca*) stocks off Vancouver Island, British Columbia. *Rep. Int. Whal. Commn.* **32**: 655-666.
- Bigg, M. A. 1984. Sighting and kill data for the Steller lion (*Eumetopias jubatus*) and California sea lion (*Zalophus californianus*) in British Columbia, 1892-1982, with some records from Washington and Southeastern Alaska. *DFO Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences*(460).
- Bigg, M.A. 1985. [Status of the Steller sea lion \(*Eumetopias jubatus*\) and California sea lion \(*Zalophus californianus*\) in British Columbia](#). *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **77**: 20.
- Bigg, M.A., and Wolman, A.A. 1975. [Live-Capture Killer Whale \(*Orcinus orca*\) Fishery, British Columbia and Washington, 1962-73](#). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**(7):
- Boness, D.J., Bowen, W.D., Buhleier, B.M., and Marshall, G.J. 2006. [Mating Tactics and Mating System of an Aquatic-Mating Pinniped: The Harbor Seal, *Phoca vitulina*](#). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **61**(1): 119-130.
- Branstetter, B.K., Felice, M., Robeck, T., Accomando, A.W., and Holt, M.M. 2021. [Auditory masking in killer whales \(*Orcinus orca*\) with realistic signals and noise](#). *The Journal of the Acoustical Society of America* **150**(4_Supplement): A251-A251.
-

-
- Branstetter, B.K., St. Leger, J., Acton, D., Stewart, J., Houser, D., Finneran, J.J., and Jenkins, K. 2017. [Killer whale \(*Orcinus orca*\) behavioral audiograms](#). The Journal of the Acoustical Society of America **141**(4): 2387-2398.
- Brown, C.J., Saunders, M.I., Possingham, H.P., and Richardson, A.J. 2013. [Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems](#). PLOS ONE **8**(6): e65765. doi:10.1371/journal.pone.0065765.
- Brown, T.M., Holbert, S., Gallilee, C., and Colbourne, K. 2022. [Sediment Contaminant Concentrations from Disposal at Sea Sites at Point Grey and Sand Heads and inside and outside Southern Resident Killer Whale Critical Habitat, British Columbia in 2019](#). Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences **1346**.
- Brusa, J.L., Pearson, S.F., Raphael, M.G., and Gardner, B. 2024. [Biotic and abiotic drivers of harbor seal \(*Phoca vitulina*\) fine-scale densities in the Salish Sea](#). Marine Mammal Science **107**(3): e13155.
- Burnham, R. 2017. [Whale geography: Acoustics, biogeography and whales](#). Progress in Physical Geography: Earth and Environment **41**(5): 676-685.
- Burnham, R., and Duffus, D. 2023. [Implication of Altered Acoustic Active Space for Cetacean Species That Result from Soundscape Changes and Noise Additions](#). Acoustics **5**(2): 444-461.
- Burnham, R., Vagle, S., Van Buren, P., and Morrison, C. 2022. [Spatial Impact of Recreational-Grade Echosounders and the Implications for Killer Whales](#). Journal of Marine Science and Engineering **10**(9): 1267.
- Burnham, R.E., Vagle, S., Thupaki, P., and Thornton, S.J. 2023. [Implications of wind and vessel noise on the sound fields experienced by southern resident killer whales *Orcinus orca* in the Salish Sea](#). Endangered Species Research **50**: 31-46.
- Carretta, J.V., Forney, K.A., Lowry, M.S., Barlow, J., Baker, J.D., Johnston, D., Hanson, B., Brownell, R.L., Robbins, J., Mattila, D.K., Ralls, K., Muto, M.M., Lynch, D., Carswell, L., and Hill, M.C. 2011. [U.S. Pacific marine mammal stock assessments 2010](#). Southwest Fisheries Science Center (U.S.).
- Casey, C., Sills, J., and Reichmuth, C. 2016. [Source level measurements for harbor seals and implications for estimating communication space](#). Proceedings of Meetings on Acoustics **27**(1).
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S.M., Frankel, A., and Ponirakis, D. 2009. [Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication](#). Marine Ecology Progress Series **395**: 201-222.
- Clarke Murray, C., Mach, M.E., and Martone, R. 2014. [Cumulative effects in marine ecosystems: scientific perspectives on its challenges and solutions](#). World Wildlife Fund Canada.
- Murray, C.C., Hannah, L.C., Doniol-Valcroze, T., Wright, B., Stredulinsky, E., Locke, A., and R. Lacy. 2019. [Cumulative Effects Assessment for Northern and Southern Resident Killer Whale Populations in the Northeast Pacific](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/056. x. + 88 p. .
- Collins, M.D. 1993. [A split-step Padé solution for the parabolic equation method](#). The Journal of the Acoustical Society of America **93**(4): 1736-1742.
-

-
- Costa-Silva, S., Sacristán, C., Gonzales-Viera, O., Díaz-Delgado, J., Sánchez-Sarmiento, A.M., Marigo, J., Groch, K.R., Carvalho, V.L., Ewbank, A.C., and Colosio, A.C. 2019. [Toxoplasma gondii in cetaceans of Brazil: a histopathological and immunohistochemical survey](#). Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária **28**: 395-402.
- Crain, C.M., Kroeker, K., and Halpern, B.S. 2008. [Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems](#). Ecology Letters **11**(12): 1304-1315.
- Croll, D.A., Clark, C.W., Calambokidis, J., Ellison, W.T., and Tershy, B.R. 2001. [Effect of anthropogenic low-frequency noise on the foraging ecology of Balaenoptera whales](#). Animal Conservation **4**(1): 13-27.
- Cullon, D.L., Yunker, M.B., Alleyne, C., Dangerfield, N.J., O'Neill, S., Whitticar, M.J., and Ross, P.S. 2009. [Persistent organic pollutants in chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\): Implications for resident killer whales of british columbia and adjacent waters](#). Environmental Toxicology and Chemistry **28**(1): 148-161.
- Dahlheim, M., and Castellote, M. 2016. [Changes in the acoustic behavior of gray whales *Eschrichtius robustus* in response to noise](#). Endangered Species Research **31**: 227-242.
- Deecke, V.B. 2003. [The vocal behaviour of transient killer whales \(*Orcinus orca*\): communicating with costly calls](#). Doctor of Philosophy, University of St Andrews, St Andrews, UK.
- Deecke, V.B., Ford, J.K.B., and Slater, P.J.B. 2005. [The vocal behaviour of mammal-eating killer whales: communicating with costly calls](#). Animal Behaviour **69**(2): 395-405.
- Deecke, V.B., Shapiro, A.D., and Miller, P.J. 2013. [Killers in the dark—Acoustic evidence for night-time predation by mammal-eating killer whales \(*Orcinus orca*\) in Alaska](#). In The Journal of the Acoustical Society of America. pp. 4008-4008.
- Desforges, J.-P., Hall, A., McConnell, B., Rosing-Asvid, A., Barber, J.L., Brownlow, A., De Guise, S., Eulaers, I., Jepson, P.D., Letcher, R.J., Levin, M., Ross, P.S., Samarra, F., Víkingsson, G., Sonne, C., and Dietz, R. 2018. [Predicting global killer whale population collapse from PCB pollution](#). Science **361**(6409): 1373-1376.
- Dietz, R., Letcher, R.J., Desforges, J.-P., Eulaers, I., Sonne, C., Wilson, S., Andersen-Ranberg, E., Basu, N., Barst, B.D., Bustnes, J.O., Bytingsvik, J., Ciesielski, T.M., Drevnick, P.E., Gabrielsen, G.W., Haarr, A., Hylland, K., Jenssen, B.M., Levin, M., McKinney, M.A., Nørregaard, R.D., Pedersen, K.E., Provencher, J., Styrrishave, B., Tartu, S., Aars, J., Ackerman, J.T., Rosing-Asvid, A., Barrett, R., Bignert, A., Born, E.W., Branigan, M., Braune, B., Bryan, C.E., Dam, M., Eagles-Smith, C.A., Evans, M., Evans, T.J., Fisk, A.T., Gamberg, M., Gustavson, K., Hartman, C.A., Helander, B., Herzog, M.P., Hoekstra, P.F., Houde, M., Hoydal, K., Jackson, A.K., Kucklick, J., Lie, E., Loseto, L., Mallory, M.L., Miljeteig, C., Mosbech, A., Muir, D.C.G., Nielsen, S.T., Peacock, E., Pedro, S., Peterson, S.H., Polder, A., Rigét, F.F., Roach, P., Saunes, H., Sinding, M.-H.S., Skaare, J.U., Søndergaard, J., Stenson, G., Stern, G., Treu, G., Schuur, S.S., and Víkingsson, G. 2019. [Current state of knowledge on biological effects from contaminants on arctic wildlife and fish](#). Science of The Total Environment **696**: 133792.
- Dubey, J.P., Murata, F.H.A., Cerqueira-Cézar, C.K., Kwok, O.C.H., and Grigg, M.E. 2020. [Recent epidemiologic and clinical importance of Toxoplasma gondii infections in marine mammals: 2009–2020](#). Veterinary Parasitology **288**: 109296.
- Environment and Climate Change Canada. 2021. [2020-2021 Southern Resident Killer Whale Contaminants Technical Working Group Accomplishments Report](#).
-

-
- Erbe, C., Williams, R., Parsons, M., Parsons, S.K., Hendrawan, I.G., and Dewantama, I.M.I. 2018. [Underwater noise from airplanes: An overlooked source of ocean noise](#). Marine pollution bulletin **137**: 656-661.
- Erbe, C., Marley, S.A., Schoeman, R.P., Smith, J.N., Trigg, L.E., and Embling, C.B. 2019. [The Effects of Ship Noise on Marine Mammals—A Review](#). Frontiers in Marine Science **6**.
- Estes, J.A., Tinker, M.T., Williams, T.M., and Doak, D.F. 1998. [Killer Whale Predation on Sea Otters Linking Oceanic and Nearshore Ecosystems](#). Science **282**(5388): 473-476.
- Evenson, J.R., Anderson, D., Murphie, B.L., Cyra, T.A., and Calambokidis, J. 2016. [Disappearance and return of harbor porpoise to Puget Sound: 20 year pattern revealed from winter aerial surveys](#). Technical Report. Washington Department of Fish and Wildlife, Wildlife Program and Cascadia Research Collective, Olympia, WA.
- Fearnbach, H., Durban, J.W., Ellifrit, D.K., and Balcomb, K.C., III. 2011. [Size and long-term growth trends of Endangered fish-eating killer whales](#). Endangered Species Research **13**(3): 173-180.
- Fernandes, A.R., Kilanowicz, A., Stragierowicz, J., Klimczak, M., and Falandysz, J. 2022. [The toxicological profile of polychlorinated naphthalenes \(PCNs\)](#). Science of The Total Environment **837**: 155764.
- Foley, M.M., Mease, L.A., Martone, R.G., Praher, E.E., Morrison, T.H., Murray, C.C., and Wojcik, D. 2017. [The challenges and opportunities in cumulative effects assessment](#). Environmental Impact Assessment Review **62**: 122-134.
- Foote, A.D., Osborne, R.W., and Hoelzel, A.R. 2004. [Whale-call response to masking boat noise](#). Nature **428**(6986): 910-910.
- Ford, J.K., and Ellis, G.M. 1999. Transients: mammal-hunting killer whales of British Columbia, Washington State, and Southeast Alaska. UBC Press.
- Ford, J.K.B., Ellis, G.E., and Balcomb, K.C. 2000. Killer whales: the natural history and genealogy of *Orcinus orca* in British Columbia and Washington State 2nd edition. UBC Press, Vancouver, B.C.
- Ford, J.K.B., Ellis, G.M., and Durban, J.W. 2007. [An Assessment of the Potential for Recovery of West Coast Transient Killer Whales Using Coastal Waters of British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/088. iv + 34.
- Ford, J.K.B., Ellis, G., and Stredulinsky, E.H. 2013. [Information in support of the identification of critical habitat for Transient killer whales \(*Orcinus orca*\) off the west coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/155. iv + 46.
- Ford, J.K.B., Ellis, G.M., Barrett-Lennard, L.G., Morton, A.B., Palm, R.S., and Balcomb III, K.C. 1998. [Dietary specialization in two sympatric populations of killer whales \(*Orcinus orca*\) in coastal British Columbia and adjacent waters](#). Canadian Journal of Zoology **76**(8): 1456-1471.
- Fraker, M.A. 2013. [Killer Whale \(*Orcinus orca*\) Deaths in Prince William Sound, Alaska, 1985–1990](#). Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal **19**(1): 28-52.
- Francois, R.E., and Garrison, G.R. 1982. [Sound absorption based on ocean measurements. Part II: Boric acid contribution and equation for total absorption](#). The Journal of the Acoustical Society of America **72**(6): 1879-1890.
-

-
- Frouin, H., Lebeuf, M., Saint-Louis, R., Hammill, M., Pelletier, É., and Fournier, M. 2008. [Toxic effects of tributyltin and its metabolites on harbour seal \(*Phoca vitulina*\) immune cells in vitro](#). *Aquatic Toxicology* **90**(3): 243-251.
- Gaydos, J.K., Balcomb, K.C., Osborne, R.W., and Dierauf, L. 2004. [Evaluating potential infectious disease threats for southern resident killer whales, *Orcinus orca*: a model for endangered species](#). *Biological Conservation* **117**(3): 253-262.
- Jimenez, O., Lebreton, J.-D., Choquet, R., and Pradel, R. 2018. [R2ucare: An R package to perform goodness-of-fit tests for capture-recapture models](#). *Methods in Ecology and Evolution* **9**(7): 1749–1754.
- Grant, S.C.H., and Ross, P.S. 2002. [Southern Resident Killer Whales at Risk: Toxic Chemicals in the British Columbia and Washington Environment](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2412: xii + 111 p.
- Gulland, F.M.D., Baker, J.D., Howe, M., LaBrecque, E., Leach, L., Moore, S.E., Reeves, R.R., and Thomas, P.O. 2022. [A review of climate change effects on marine mammals in United States waters: Past predictions, observed impacts, current research and conservation imperatives](#). *Climate Change Ecology* **3**: 100054.
- Guy, J.M.G. 2018. [A risk analysis of legacy pollutants: PCBs, PBDEs and new emerging pollutants in Salish sea killer whales](#). PhD, Simon Fraser University, Environment: School of Resource and Environmental Management M.R.M thesis Report No 672 224pp.
- Hall, A.J., Hugunin, K., Deaville, R., Law, R.J., Allchin, C.R., and Jepson, P.D. 2006. [The Risk of Infection from Polychlorinated Biphenyl Exposure in the Harbor Porpoise \(*Phocoena phocoena*\): A Case–Control Approach](#). *Environmental Health Perspectives* **114**(5): 704-711.
- Hall, A.J., McConnell, B.J., Schwacke, L.H., Ylitalo, G.M., Williams, R., and Rowles, T.K. 2018. [Predicting the effects of polychlorinated biphenyls on cetacean populations through impacts on immunity and calf survival](#). *Environmental Pollution* **233**: 407-418.
- Hamilton, E.L. 1980. [Geoacoustic modeling of the sea floor](#). *The Journal of the Acoustical Society of America* **68**(5): 1313-1340. doi:10.1121/1.385100.
- Haugerud, R.A. 1999. [Digital elevation model \(DEM\) of Cascadia, latitude 39N-53N, longitude 116W-133W](#). 99-369, U.S.G. Survey, Reston, VA.
- Hayes, K.R.R., Ylitalo, G.M., Anderson, T.A., Urbán R, J., Jacobsen, J.K., Scordino, J.J., Lang, A.R., Baugh, K.A., Bolton, J.L., Brüniche-Olsen, A., Calambokidis, J., Martínez-Aguilar, S., Subbiah, S., Gribble, M.O., and Godard-Coding, C.A.J. 2022. [Influence of Life-History Parameters on Persistent Organic Pollutant Concentrations in Blubber of Eastern North Pacific Gray Whales \(*Eschrichtius robustus*\)](#). *Environmental Science & Technology* **56**(23): 17119-17130.
- Hayes, S.A., Costa, D.P., Harvey, J.T., and le Boeuf, B.J. 2004. [AQUATIC MATING STRATEGIES OF THE MALE PACIFIC HARBOR SEAL \(*PHOCA VITULINA RICHARDII*\): ARE MALES DEFENDING THE HOTSPOT?](#) *Marine Mammal Science* **20**(3): 639-656.
- Heise, K.A., Barrett-Lennard, L.G., Chapman, N.R., Dakin, D.T., Erbe, C., Hannay, D.E., Merchant, N.D., Pilkington, J.S., Thornton, S.J., Tollit, D.J., Vagle, S., Veirs, V.R., Vergara, V., Wood, J.D., Wright, B.M., Yurk, H. 2017. [Proposed Metrics for the Management of Underwater Noise for Southern Resident Killer Whales](#). Coastal Ocean Report Series (2), Ocean Wise, Vancouver, 30p.
- Helle, E., Olsson, M.T., and Jensen, S. 1976. [PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri](#). *Ambio* **5**(5/6): 261-263.
-

-
- Herman, D.P., Burrows, D.G., Wade, P.R., Durban, J.W., Matkin, C.O., LeDuc, R.G., Barrett-Lennard, L.G., and Krahn, M.M. 2005. [Feeding ecology of eastern North Pacific killer whales *Orcinus orca* from fatty acid, stable isotope, and organochlorine analyses of blubber biopsies](#). Marine Ecology Progress Series **302**: 275-291.
- Hickie, B.E., Ross, P.S., Macdonald, R.W., and Ford, J.K.B. 2007. [Killer Whales \(*Orcinus orca*\) Face Protracted Health Risks Associated with Lifetime Exposure to PCBs](#). Environmental Science & Technology **41**(18): 6613-6619.
- Hildebrand, J.A. 2009. [Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean](#). Marine Ecology Progress Series **395**: 5-20.
- Hodson, T.O. 2022. [Root-mean-square error \(RMSE\) or mean absolute error \(MAE\): when to use them or not](#). Geosci. Model Dev. **15**(14): 5481-5487.
- Holt, M.M., Noren, D.P., and Emmons, C.K. 2011. [Effects of noise levels and call types on the source levels of killer whale calls](#). The Journal of the Acoustical Society of America **130**(5): 3100-3106.
- Holt, M.M., Noren, D.P., Veirs, V., Emmons, C.K., and Veirs, S. 2009. [Speaking up: Killer whales \(*Orcinus orca*\) increase their call amplitude in response to vessel noise](#). The Journal of the Acoustical Society of America **125**(1): EL27-EL32.
- Houghton, J., Baird, R.W., Emmons, C.K., and Hanson, M.B. 2015. [Changes in the Occurrence and Behavior of Mammal-Eating Killer Whales in Southern British Columbia and Washington State, 1987–2010](#). Northwest Science **89**(2): 154-169, 116.
- Huntington, H.P., Daniel, R., Hartsig, A., Harun, K., Heiman, M., Meehan, R., Noongwook, G., Pearson, L., Prior-Parks, M., Robards, M., and Stetson, G. 2015. [Vessels, risks, and rules: Planning for safe shipping in Bering Strait](#). Marine Policy **51**: 119-127.
- Ilyina, T., Zeebe, R.E., and Brewer, P.G. 2010. [Future ocean increasingly transparent to low-frequency sound owing to carbon dioxide emissions](#). Nature Geoscience **3**(1): 18-22.
- Jefferson, T.A., Smultea, M.A., Courbis, S.S., and Campbell, G.S. 2016. [Harbor porpoise \(*Phocoena phocoena*\) recovery in the inland waters of Washington: estimates of density and abundance from aerial surveys, 2013–2015](#). Canadian Journal of Zoology **94**(7): 505-515.
- Jeffries, S., Huber, H., Calambokidis, J., and Laake, J. 2003. [Trends and Status of Harbor Seals in Washington State: 1978-1999](#). The Journal of Wildlife Management **67**(1): 207-218.
- Jensen, F.B., Kuperman, W.A., Porter, M.B., Schmidt, H., and Tolstoy, A. 2011. [Computational ocean acoustics](#). New York, NY: Springer New York.
- Jepson, P.D., Deaville, R., Barber, J.L., Aguilar, À., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S., Cunningham, A.A., Davison, N.J., ten Doeschate, M., Esteban, R., Ferreira, M., Foote, A.D., Genov, T., Giménez, J., Loveridge, J., Llavona, À., Martin, V., Maxwell, D.L., Papachlimitzou, A., Penrose, R., Perkins, M.W., Smith, B., de Stephanis, R., Tregenza, N., Verborgh, P., Fernandez, A., and Law, R.J. 2016. [PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters](#). Scientific Reports **6**(1): 18573.
- Jourdain, E., Barrett-Lennard, L.G., Ellis, G.M., Ford, J.K.B., Karoliussen, R., Towers, J.R., and Vongraven, D. 2021. [Natural Entrapments of Killer Whales \(*Orcinus orca*\): A Review of Cases and Assessment of Intervention Techniques](#). Front. Conserv. Sci. **2**:707616.
-

-
- Joy, R., Schick, R.S., Dowd, M., Margolina, T., Joseph, J.E., and Thomas, L. 2022. [A fine-scale marine mammal movement model for assessing long-term aggregate noise exposure](#). *Ecological Modelling* **464**: 109798.
- Kannan, K., Blankenship, A.L., Jones, P.D., and Giesy, J.P. 2000. [Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals](#). *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* **6**(1): 181-201.
- Keen, K.A., Beltran, R.S., Pirotta, E., and Costa, D.P. 2021. [Emerging themes in Population Consequences of Disturbance models](#). *Proc. R. Soc. B*.2882021032520210325.
- Kelley, D.E., Vlasic, J.P., and Brilliant, S.W. 2021. [Assessing the lethality of ship strikes on whales using simple biophysical models](#). *Marine Mammal Science* **37**(1): 251-267.
- Kennedy, S., Kuiken, T., Jepson, P.D., Deaville, R., Forsyth, M., Barrett, T., van de Bildt, M.W., Osterhaus, A.D., Eybatov, T., Duck, C., Kydyrmanov, A., Mitrofanov, I., and Wilson, S. 2000. [Mass die-Off of Caspian seals caused by canine distemper virus](#). *Emerg Infect Dis* **6**(6): 637-639.
- Konrad Clarke, C.M., Stredulinsky, E., Toews, S., Rani, V., Bouvier-Brown, M., Smyth, D., Joy, R., and Thornton, S.J. 2024. [Assessing the efficacy of ecological reserves: killer whale beach rubbing behaviour and vessel disturbance](#). *Endangered Species Research* **53**: 555-567.
- Kotik, C., Durban, J.W., Fearnbach, H., and Barrett-Lennard, L.G. 2023. [Morphometrics of mammal-eating killer whales from drone photogrammetry, with comparison to sympatric fish-eating killer whales in the eastern North Pacific](#). *Marine Mammal Science* **39**(1): 42-58.
- Kovacs, K.M., Aguilar, A., Auriolos, D., Burkanov, V., Campagna, C., Gales, N., Gelatt, T., Goldsworthy, S.D., Goodman, S.J., Hofmeyr, G.J.G., Härkönen, T., Lowry, L., Lydersen, C., Schipper, J., Sipilä, T., Southwell, C., Stuart, S., Thompson, D., and Trillmich, F. 2012. [Global threats to pinnipeds](#). *Marine Mammal Science* **28**(2): 414-436.
- Kyhn, L.A., Tougaard, J., Beedholm, K., Jensen, F.H., Ashe, E., Williams, R., and Madsen, P.T. 2013. [Clicking in a Killer Whale Habitat: Narrow-Band, High-Frequency Biosonar Clicks of Harbour Porpoise \(*Phocoena phocoena*\) and Dall's Porpoise \(*Phocoenoides dalli*\)](#). *PLOS ONE* **8**(5): e63763.
- Laake, J.L. 2013. [RMark: An R Interface for analysis of capture-recapture data with MARK](#). AFSC Processed Rep. 2013-01, 25 p. Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., 7600 Sand Point Way NE, Seattle WA 98115.
- Lacy, R.C., and Pollak, J.P. 2023. [Vortex: A stochastic simulation of the extinction process](#). Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA.
- Lacy, R.C., Williams, R., Ashe, E., Balcomb III, K.C., Brent, L.J.N., Clark, C.W., Croft, D.P., Giles, D.A., MacDuffee, M., and Paquet, P.C. 2017. [Evaluating anthropogenic threats to endangered killer whales to inform effective recovery plans](#). *Scientific Reports* **7**(1): 14119.
- Laist, D.W., Knowlton, A.R., and Pendleton, D. 2014. [Effectiveness of mandatory vessel speed limits for protecting North Atlantic right whales](#). *Endangered Species Research* **23**(2): 133-147
- Law, A.M., and Kelton, W.D. 1991. *Simulation Modeling & Analysis*. McGraw-Hill, New York, USA.
-

-
- Lawson, T.M., Ylitalo, G.M., O'Neill, S.M., Dahlheim, M.E., Wade, P.R., Matkin, C.O., Burkanov, V., and Boyd, D.T. 2020. [Concentrations and profiles of organochlorine contaminants in North Pacific resident and transient killer whale \(*Orcinus orca*\) populations](#). *Science of The Total Environment* **722**: 137776.
- Leal, N., Leal, E., and Sanchez, G. 2015. Marine vessel recognition by acoustic signature. *ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences* **10**(20): 9633-9639.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J., and Anderson, D.R. 1992. [Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies](#). *Ecological Monographs* **62**(1): 67-118.
- Lee, K., Alava, J.J., Cottrell, P., Cottrell, L., Grace, R., Zysk, I., and Raverty, S. 2023. [Emerging Contaminants and New POPs \(PFAS and HBCDD\) in Endangered Southern Resident and Bigg's \(Transient\) Killer Whales \(*Orcinus orca*\): In Utero Maternal Transfer and Pollution Management Implications](#). *Environmental Science & Technology* **57**(1): 360-374.
- Lowry, L.F., Frost, K.J., Ver Hoep, J.M., and Delong, R.A. 2001. [MOVEMENTS OF SATELLITE-TAGGED SUBADULT AND ADULT HARBOR SEALS IN PRINCE WILLIAM SOUND, ALASKA](#). *Marine Mammal Science* **17**(4): 835-861.
- Lundin, J.I., Ylitalo, G.M., Booth, R.K., Anulacion, B., Hempelmann, J.A., Parsons, K.M., Hanson, M.B., and Wasser, S.K. 2016. [Modulation in Persistent Organic Pollutant Concentration and Profile by Prey Availability and Reproductive Status in Southern Resident Killer Whale Scat Samples](#). *Environmental Science & Technology* **50**(12): 6506-6516.
- Lusseau, D., Bain, D.E., Williams, R., and Smith, J.C. 2009. [Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*](#). *Endangered Species Research* **6**(3): 211-221.
- MacGillivray, A., and Li, Z. 2018. Vessel noise measurements from the ECHO slowdown trial: Final report. Document 01518. Version 3.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for Vancouver Fraser Port Authority ECHO Program. Victoria, BC.
- Matkin, C., Ellis, G., Saulitis, E., Barrett-Lennard, L., and Matkin, D. 1999. Killer whales of southern Alaska. North Gulf Oceanic Society, Homer, Alaska. 96 pp.
- Matkin, C.O., Ward Testa, J., Ellis, G.M., and Saulitis, E.L. 2014. [Life history and population dynamics of southern Alaska resident killer whales \(*Orcinus orca*\)](#). *Marine Mammal Science* **30**(2): 460-479.
- Matkin, C.O., Saulitis, E.L., Ellis, G.M., Olesiuk, P., and Rice, S.D. 2008. [Ongoing population-level impacts on killer whales *Orcinus orca* following the Exxon Valdez oil spill in Prince William Sound, Alaska](#). *Marine Ecology Progress Series* **356**: 269-281.
- Matkin, C.O., Durban, J.W., Saulitis, E.L., Andrews, R.D., Straley, J.M., Matkin, D.R., and Ellis, G.M. 2012. [Contrasting abundance and residency patterns of two sympatric populations of transient killer whales \(*Orcinus orca*\) in the northern Gulf of Alaska](#). *Fish. Bull.* **110**(2):143–155.
- Matthews, L.P., Fournet, M.E.H., Gabriele, C., Klinck, H., and Parks, S.E. 2020. [Acoustically advertising male harbour seals in southeast Alaska do not make biologically relevant acoustic adjustments in the presence of vessel noise](#). *Biology Letters* **16**(4): 20190795.
- McEntee, M.H.F., MacQueeney, M., Alvarado, D., and Mann, J. 2023. [Infanticide and Sexual Conflict in Cetaceans](#). In *Sex in Cetaceans: Morphology, Behavior, and the Evolution of Sexual Strategies*. Edited by B. Würsig and D.N. Orbach. Springer International Publishing, Cham. pp. 199-224.
-

-
- McRae, T.M., Volpov, B.L., Sidrow, E., Fortune, S.M.E., Auger-Méthé, M., Heckman, N., and Trites, A.W. 2024. [Killer whale respiration rates](#). PLOS ONE **19**(5): e0302758.
- McWhinnie, L.H., O'Hara, P.D., Hilliard, C., Le Baron, N., Smallshaw, L., Pelot, R., and Canessa, R. 2021. [Assessing vessel traffic in the Salish Sea using satellite AIS: An important contribution for planning, management and conservation in southern resident killer whale critical habitat](#). Ocean & Coastal Management **200**: 105479.
- Miksis, J.L., Grund, M.D., Nowacek, D.P., Solow, A.R., Connor, R.C., and Tyack, P.L. 2001. [Cardiac response to acoustic playback experiments in the captive bottlenose dolphin \(*Tursiops truncatus*\)](#). Journal of Comparative Psychology **115**(3): 227-232.
- Miller, P.J.O. 2006. [Diversity in sound pressure levels and estimated active space of resident killer whale vocalizations](#). Journal of Comparative Physiology A **192**(5): 449-459.
- Moore, K.A., Burnham, R.E., Duffus, D.A., and Wells, P.G. 2021. [An Assessment of Commercial Fleet Applications of Management Measures in Clayoquot Sound, British Columbia, Canada, Aimed to Mitigate Whale-watching Impacts](#). Tourism in Marine Environments **16**(4): 205-224.
- Morin, P.A., McCarthy, M.L., Fung, C.W., Durban, J.W., Parsons, K.M., Perrin, W.F., Taylor, B.L., Jefferson, T.A., and Archer, F.I. 2024. [Revised taxonomy of eastern North Pacific killer whales \(*Orcinus orca*\): Bigg's and resident ecotypes deserve species status](#). Royal Society Open Science **11**(3): 231368.
- Morra, J., and Gobas, F. 2017. Recovering British Columbia's Resident Killer Whales by Tackling Pollution. Report Prepared for the Department of Fisheries and Oceans Canada.
- Morton, A.B., and Symonds, H.K. 2002. [Displacement of *Orcinus orca* \(L.\) by high amplitude sound in British Columbia, Canada](#). ICES Journal of Marine Science **59**(1): 71-80.
- Mos, L., Ross, P.S., McIntosh, D., and Raverty, S. 2003. [Canine distemper virus in river otters in British Columbia as an emergent risk for coastal pinnipeds](#). Vet Rec **152**(8): 237-239.
- Mos, L., Cameron, M., Jeffries, S.J., Koop, B.F., and Ross, P.S. 2010. [Risk-based analysis of polychlorinated biphenyl toxicity in harbor seals](#). Integrated Environmental Assessment and Management **6**(4): 631-640.
- MPO. 2007. [Programme de rétablissement de l'épaulard migrateur \(*Orcinus orca*\) au Canada](#). Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Vancouver. viii + 52 p.
- MPO. 2009. [Évaluation du potentiel de rétablissement des épaulards migrants de la côte Ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/039.
- MPO. 2010. [Évaluation des populations de phoques communs du Pacifique \(*Phoca vitulina richardsi*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/011.
- MPO. 2017. [Examen technique de l'énoncé des incidences environnementales sur le Terminal 2 à Roberts Bank et rapport complémentaire sur la navigation maritime : Effets sur les mammifères marins](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/001.
- MPO. 2019. [Mise à jour de l'état de la population d'épaulards résidents du nord \(*Orcinus orca*\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/025.
- MPO. 2021a. [Tendances de l'abondance et de la répartition de l'otarie de Steller \(*Eumetopias jubatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/035.
-

-
- MPO. 2021b. Recovery Strategy for the Transient Killer Whale (*Orcinus orca*) in Canada [Draft]. *Species at Risk Act Recovery Strategy Series*. Fisheries and Oceans Canada, Vancouver. ix + 59 pp.
- MPO. 2022. [Évaluation des stocks de phoque commun du pacifique \(*Phoca vitulina richardii*\) au Canada en 2019](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/034.
- MPO. 2023. [Estimation de l'abondance des otaries de Californie au Canada \(2020–2021\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/016
- MPO. 2025. [Évaluation d'une approche pour compenser l'augmentation du bruit sous-marin causé par le transport maritime, à l'aide d'informations sur l'épaulard résident du sud](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/001
- Murphy, S., Barber, J.L., Learmonth, J.A., Read, F.L., Deaville, R., Perkins, M.W., Brownlow, A., Davison, N., Penrose, R., Pierce, G.J., Law, R.J., and Jepson, P.D. 2015. [Reproductive Failure in UK Harbour Porpoises *Phocoena phocoena*: Legacy of Pollutant Exposure?](#) PLOS ONE 10(7): e0131085.
- Murray, C.C., Hannah, L., and Locke, A. 2020. [A review of cumulative effects research and assessment in Fisheries and Oceans Canada](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3357: vii + 51 p.
- Murray, C.C., Hannah, L.C., Doniol-Valcroze, T., Wright, B., Stredulinsky, E., Locke, A. et R. Lacy. 2019. [Évaluation des effets cumulatifs sur les populations d'épaulards résidents du nord et du sud dans le Pacifique Nord-Est](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/056. xiii. + 103 p.
- Murray, C.C., Hannah, L.C., Doniol-Valcroze, T., Wright, B.M., Stredulinsky, E.H., Nelson, J.C., Locke, A., and Lacy, R.C. 2021. [A cumulative effects model for population trajectories of resident killer whales in the Northeast Pacific](#). Biological Conservation 257: 109124.
- Muto, M. M., Helker, V. T., Delean, B.J., Young, N.C., Freed, J.C., Angliss, R.P., Friday, N.A., Boveng, P.L., Breiwick, J.M., Brost, B.M., Cameron, M.F., Clapham, P.J., Crance, J.L., Dahle, S.P., Dahlheim, M.E., Fadely, B.S., Ferguson, M.C., Fritz, L.W., Goetz, K.T., Hobbs, R.C., Ivashchenko, Y.V., Kennedy, A.S., London, J.M., Mizroch, S.A., Ream, R.R., Richmond, E.L., Shelden, K.E.W., Sweeney, K.L., Towell, R.G., Wade, P.R., Waite, J.M., and Zerbini, A.N. 2021. [Alaska marine mammal stock assessments, 2020](#). U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-421, 398 p.
- Myers, H.J., Olsen, D.W., Matkin, C.O., Horstmann, L.A., and Konar, B. 2021. [Passive acoustic monitoring of killer whales \(*Orcinus orca*\) reveals year-round distribution and residency patterns in the Gulf of Alaska](#). Scientific Reports 11(1): 20284.
- National Research Council. 2003. [Ocean Noise and Marine Mammals](#). National Academies Press, Washington, DC. PMID: 25057640.
- New, L., Lusseau, D., and Harcourt, R. 2020. [Dolphins and Boats: When Is a Disturbance, Disturbing?](#) Frontiers in Marine Science 7.
- New, L.F., Harwood, J., Thomas, L., Donovan, C., Clark, J.S., Hastie, G., Thompson, P.M., Cheney, B., Scott-Hayward, L., and Lusseau, D. 2013. [Modelling the biological significance of behavioural change in coastal bottlenose dolphins in response to disturbance](#). Functional Ecology 27(2): 314-322.
-

-
- Nielsen, M.L.K., Ellis, S., Towers, J.R., Doniol-Valcroze, T., Franks, D.W., Cant, M.A., Weiss, M.N., Johnstone, R.A., Balcomb III, K.C., Ellifrit, D.K., and Croft, D.P. 2021. [A long postreproductive life span is a shared trait among genetically distinct killer whale populations](#). *Ecology and Evolution* **11**(13): 9123-9136.
- Nielsen, M.L.K., Ellis, S., Weiss, M.N., Towers, J.R., Doniol-Valcroze, T., Franks, D.W., Cant, M.A., Ellis, G.M., Ford, J.K.B., Malleson, M., Sutton, G.J., Shaw, T.J.H., Balcomb, K.C., Ellifrit, D.K., and Croft, D.P. 2023. [Temporal dynamics of mother-offspring relationships in Bigg's killer whales: opportunities for kin-directed help by post-reproductive females](#). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **290**(2000): 20230139.
- Nikolich, K., Frouin-Mouy, H., and Acevedo-Gutiérrez, A. 2018. [Clear diel patterns in breeding calls of harbor seals \(*Phoca vitulina*\) at Hornby Island, British Columbia, Canada](#). *Canadian Journal of Zoology* **96**(11): 1236-1243.
- Noren, D.P., Johnson, A.H., Rehder, D., and Larson, A. 2009. [Close approaches by vessels elicit surface active behaviors by southern resident killer whales](#). *Endangered Species Research* **8**(3): 179-192.
- Nowacek, D.P., Thorne, L.H., Johnston, D.W., and Tyack, P.L. 2007. [Responses of cetaceans to anthropogenic noise](#). *Mammal Review* **37**(2): 81-115.
- Olesiuk, P.F. 2010. [An assessment of population trends and abundance of harbour seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/105. vi + 157 p.
- Olesiuk, P.F. 2018. [Recent trends in abundance of Steller sea lions \(*Eumetopias jubatus*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/006. v + 67 p.
- Olesiuk, P.F., Bigg, M.A., and Ellis, G.M. 1990. Life history and population dynamics of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. Report of the International Whaling Commission, Special **12**: 209-243.
- OSPAR Commission. 2009. [Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment](#). OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Biodiversity and Ecosystems Series, Publication Number 441/2009, 134 pp. Available.
- Parks, S.E., Clark, C.W., and Tyack, P.L. 2007. [Short- and long-term changes in right whale calling behavior: The potential effects of noise on acoustic communication](#). *The Journal of the Acoustical Society of America* **122**(6): 3725-3731.
- Parsons, K.M., Durban, J.W., Burdin, A.M., Burkanov, V.N., Pitman, R.L., Barlow, J., Barrett-Lennard, L.G., LeDuc, R.G., Robertson, K.M., Matkin, C.O., and Wade, P.R. 2013. [Geographic Patterns of Genetic Differentiation among Killer Whales in the Northern North Pacific](#). *Journal of Heredity* **104**(6): 737-754.
- Pradel, R., Hines, J.E., Lebreton, J.-D., and Nichols, J.D. 1997. [Capture-Recapture Survival Models Taking Account of Transients](#). *Biometrics* **53**(1): 60-72. doi:10.2307/2533097.
- Rasmussen, M.H., Miller, L.A., and Au, W.W.L. 2002. [Source levels of clicks from free-ranging white-beaked dolphins \(*Lagenorhynchus albirostris* Gray 1846\) recorded in Icelandic waters](#). *The Journal of the Acoustical Society of America* **111**(2): 1122-1125.
-

-
- Raverty, S., St. Leger, J., Noren, D.P., Burek Huntington, K., Rotstein, D.S., Gulland, F.M.D., Ford, J.K.B., Hanson, M.B., Lambourn, D.M., Huggins, J., Delaney, M.A., Spaven, L., Rowles, T., Barre, L., Cottrell, P., Ellis, G., Goldstein, T., Terio, K., Duffield, D., Rice, J., and Gaydos, J.K. 2020. [Pathology findings and correlation with body condition index in stranded killer whales \(*Orcinus orca*\) in the northeastern Pacific and Hawaii from 2004 to 2013](#). PLOS ONE **15**(12): e0242505.
- Remili, A., Dietz, R., Sonne, C., Samarra, F.I.P., Letcher, R.J., Rikardsen, A.H., Ferguson, S.H., Watt, C.A., Matthews, C.J.D., Kiszka, J.J., Rosing-Asvid, A., and McKinney, M.A. 2023. [Varying Diet Composition Causes Striking Differences in Legacy and Emerging Contaminant Concentrations in Killer Whales across the North Atlantic](#). Environmental Science & Technology.
- Richardson, W.J., Greene Jr, C.R., Malme, C.I., and Thomson, D.H. 1995. [Marine mammals and noise](#). Academic press.
- Riesch, R., and Deecke, V.B. 2011. [Whistle communication in mammal-eating killer whales \(*Orcinus orca*\): further evidence for acoustic divergence between ecotypes](#). Behavioral Ecology and Sociobiology **65**(7): 1377-1387.
- Robinson, K.J., Hall, A.J., Debier, C., Eppe, G., Thomé, J.-P., and Bennett, K.A. 2018. [Persistent Organic Pollutant Burden, Experimental POP Exposure, and Tissue Properties Affect Metabolic Profiles of Blubber from Gray Seal Pups](#). Environmental Science & Technology **52**(22): 13523-13534.
- Rolland, R.M., Parks, S.E., Hunt, K.E., Castellote, M., Corkeron, P.J., Nowacek, D.P., Wasser, S.K., and Kraus, S.D. 2012. [Evidence that ship noise increases stress in right whales](#). Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences **279**(1737): 2363-2368.
- Ross, P.S. 2006. [Fireproof killer whales \(*Orcinus orca*\): flame-retardant chemicals and the conservation imperative in the charismatic icon of British Columbia, Canada](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **63**(1): 224-234.
- Ross, P.S., Ellis, G.E., Ikonomou, M.G., Barrett-Lennard, L.G., and Addison, R.F. 2000. [High PCB concentrations in free-ranging Pacific killer whales, *Orcinus orca*: Effects of age, sex and dietary preference](#). Marine Pollution Bulletin **40**(6): 504-515.
- Ross, P.S., Jeffries, S.J., Yunker, M.B., Addison, R.F., Ikonomou, M.G., and Calambokidis, J.C. 2004. [Harbor seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia, Canada, and Washington State, USA, reveal a combination of local and global polychlorinated biphenyl, dioxin, and furan signals](#). Environmental Toxicology and Chemistry **23**(1): 157-165.
- Ross, P.S., Desforges, J.-P.W., Dangerfield, N.J., Crewe, N.F., Dubetz, C.P., Fischer, M.B., Fraser, T.L., and Ross, A.R. 2013. Blubber concentrations of PCBs, PBDEs, PCDDs and PCDFs from 1993 to 2009 in killer whales (*Orcinus orca*) from the North East Pacific Ocean. Unpublished.
- Samuel, A.M., and Worthy, G.A.J. 2004. [Variability in fatty acid composition of bottlenose dolphin \(*Tursiops truncatus*\) blubber as a function of body site, season, and reproductive state](#). Canadian Journal of Zoology **82**(12): 1933-1942.
- Sato, M., Trites, A.W., and Gauthier, S. 2021. [Southern resident killer whales encounter higher prey densities than northern resident killer whales during summer](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **78**(11): 1732-1743.
-

-
- Schleimer, A., Ramp, C., Delarue, J., Carpentier, A., Bérubé, M., Palsbøll, P.J., Sears, R., and Hammond, P.S. 2019. [Decline in abundance and apparent survival rates of fin whales \(*Balaenoptera physalus*\) in the northern Gulf of St. Lawrence](#). Ecology and Evolution **9**(7): 4231-4244.
- Schmunk, R. 2015. [‘Clever Seal Hops On Boat To Escape Killer Whales In B.C.’s Desolation Sound’](#), *Huffpost*, 17 Aug.
- Schoeman, R.P., Patterson-Abrolat, C., and Plön, S. 2020. [A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals](#). Frontiers in Marine Science **7**:292.
- Schusterman, R.J. 1974. [Auditory sensitivity of a California sea lion to airborne sound](#). The Journal of the Acoustical Society of America **56**(4): 1248-1251.
- Senigaglia, V., Christiansen, F., Bejder, L., Gendron, D., Lundquist, D., Noren, D.P., Schaffar, A., Smith, J.C., Williams, R., Martinez, E., Stockin, K., and Lusseau, D. 2016. [Meta-analyses of whale-watching impact studies: comparisons of cetacean responses to disturbance](#). Marine Ecology Progress Series **542**: 251-263.
- Shields, M.W., Hysong-Shimazu, S., Shields, J.C., and Woodruff, J. 2018. [Increased presence of mammal-eating killer whales in the Salish Sea with implications for predator-prey dynamics](#). PeerJ **6**: e6062.
- Simmonds, M., Dolman, S., and Weilgart, L. 2004. Oceans of noise. Whale and dolphin conservation Society.
- Smith, C.E. 2017. [Evaluating Social Network Dynamics of Bigg's Killer Whales \(*Orcinus orca*\) and Vessel Traffic within a Transboundary Region: Implications for Conservation Management](#). Ph.D., The University of Southern Mississippi.
- Soontiens, N., and Allen, S.E. 2017. [Modelling sensitivities to mixing and advection in a sill-basin estuarine system](#). Ocean Modelling **112**: 17-32.
- Soontiens, N., Allen, S.E., Latornell, D., Le Souëf, K., Machuca, I., Paquin, J.-P., Lu, Y., Thompson, K., and Korabel, V. 2016. [Storm Surges in the Strait of Georgia Simulated with a Regional Model](#). Atmosphere-Ocean **54**(1): 1-21.
- Sørensen, P.M., Wisniewska, D.M., Jensen, F.H., Johnson, M., Teilmann, J., and Madsen, P.T. 2018. [Click communication in wild harbour porpoises \(*Phocoena phocoena*\)](#). Scientific Reports **8**(1): 9702.
- Southall, B.L., Nowacek, D.P., Bowles, A.E., Senigaglia, V., Bejder, L., and Tyack, P.L. 2021. [Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise](#). Aquatic Mammals **47**(5): 421-464.
- Southall, B.L., Finneran, J.J., Reichmuth, C., Nachtigall, P.E., Ketten, D.R., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Nowacek, D.P., and Tyack, P.L. 2019. [Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects](#). Aquatic Mammals **45**(2): 125-232.
- Stafford, K.M. 2019. [Increasing detections of killer whales \(*Orcinus orca*\), in the Pacific Arctic](#). Marine Mammal Science **35**(2): 696-706.
- Stewart, J.D., Durban, J.W., Fearnbach, H., Barrett-Lennard, L.G., Casler, P.K., Ward, E.J., and Dapp, D.R. 2021. [Survival of the fattest: linking body condition to prey availability and survivorship of killer whales](#). Ecosphere **12**(8): e03660.
- Taylor, M.S. 2021a. [Presidential Address: The orca conjecture](#). Canadian Journal of Economics/Revue canadienne d'économie **54**(4): 1459-1494.
-

-
- Taylor, M.S. 2021b. [Trade, Competitive Exclusion, and the Slow-Motion Extinction of the Southern Resident Killer Whales](#). National Bureau of Economic Research Working Paper Series No. 29014.
- Taylor, M.S., and Mayer, F. 2023. [International Trade, Noise Pollution, and Killer Whales](#). National Bureau of Economic Research Working Paper Series No. w31390.
- Tennessen, J.B., Holt, M.M., Wright, B.M., Hanson, M.B., Emmons, C.K., Giles, D.A., Hogan, J.T., Thornton, S.J., and Deecke, V.B. 2024. [Males miss and females forgo: Auditory masking from vessel noise impairs foraging efficiency and success in killer whales](#). *Global Change Biology* **30**(9): e17490.
- Thornton, S.J., Toews, S., Burnham, R., Konrad, C.M., Stredulinsky, E., Gavrilchuk, K., Thupaki, P., et Vagle, S. 2022. [Zones à risque élevé d'effets physiques et acoustiques liés aux navires dans l'habitat essentiel de l'épaulard résident du sud \(*Orcinus orca*\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/058. vii + 49 p.
- Tollit, D., Joy, R., and Wood, J. 2017. Estimating the effects of noise from commercial vessels and whale watch boats on Southern Resident Killer Whales. Report prepared for the ECHO Program of Vancouver Fraser Port Authority. S.C.N. America.
- Towers, J.R., Keen, E.M., Balcomb-Bartok, K., Vonick, J., and Davis, D. 2020. [Live Strandings of Bigg's Killer Whales \(*Orcinus orca*\) Along the West Coast of North America](#). *Aquatic Mammals* **46**(5): 466-477.
- Towers, J.R., Hallé, M.J., Symonds, H.K., Sutton, G.J., Morton, A.B., Spong, P., Borrowman, J.P., and Ford, J.K.B. 2018. [Infanticide in a mammal-eating killer whale population](#). *Scientific Reports* **8**(1): 4366.
- Towers, J.R., Sutton, G.J., Shaw, T.J.H., Malleson, M., Matkin, D., Gisborne, B., Forde, J., Ellifrit, D., Ellis, G.M., Ford, J.K.B., and Doniol-Valcroze, T. 2019. [Photo-identification Catalogue, Population Status, and Distribution of Bigg's Killer Whales known from Coastal Waters of British Columbia, Canada](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3311: vi + 299 p.
- Trites, A.W., and Donnelly, C.P. 2003. [The decline of Steller sea lions *Eumetopias jubatus* in Alaska: a review of the nutritional stress hypothesis](#). *Mammal Review* **33**(1): 3-28.
- US EPA. 2017. [Technical Fact Sheet – Polybrominated Diphenyl Ethers \(PBDEs\) November 2017](#). Office of Land and Emergency (5106P). EPA 505-F-17-015.
- Vagle, S., Burnham, R., Thupaki, P., Konrad, C., Toews, S., Thornton, S.J. 2021. [Présence de navires et environnement acoustique dans l'habitat essentiel de l'épaulard résident du Sud \(*Orcinus orca*\) dans la zone de la mer des Salish et du banc Swiftsure](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/058. xi + 69 p.
- van Weelden, C., Towers, J.R., and Bosker, T. 2021. [Impacts of climate change on cetacean distribution, habitat and migration](#). *Climate Change Ecology* **1**: 100009.
- van Weelden, C., Tixier, P., Doniol-Valcroze, T., Guinet, C., and Towers, J.R. 2025. [Divergent killer whale populations exhibit similar acquisition but different healing rates of conspecific scars](#). *Behavioural Ecology and Sociobiology* **79**(39).
- Vanderlaan, A.S.M., and Taggart, C.T. 2007. [Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed](#). *Marine Mammal Science* **23**(1): 144-156.
- Veirs, S., Veirs, V., and Wood, J.D. 2016. [Ship noise extends to frequencies used for echolocation by endangered killer whales](#). *PeerJ* **4**: e1657.
-

-
- Villadsgaard, A., Wahlberg, M., and Tougaard, J. 2007. [Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*](#). *Journal of Experimental Biology* **210**(1): 56-64.
- Walker, T.R., Adebambo, O., Feijoo, M.C.D.A., Elhaimer, E., Hossain, T., Edwards, S.J., Morrison, C.E., Romo, J., Sharma, N., and Taylor, S. 2019. [Environmental effects of marine transportation](#). In *World Seas: An Environmental Evaluation Volume III: Ecological Issues and Environmental Impacts*. Edited by C. Sheppard. Academic Press. pp. 505-530.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., and Bairlein, F. 2002. [Ecological responses to recent climate change](#). *Nature* **416**(6879): 389-395.
- Wang, Z., Chen, Z., Xu, S., Ren, W., Zhou, K., and Yang, G. 2015. [‘Obesity’ is healthy for cetaceans? Evidence from pervasive positive selection in genes related to triacylglycerol metabolism](#). *Scientific Reports* **5**(1): 14187.
- Ward, E.J., Holmes, E.E., and Balcomb, K.C. 2009. [Quantifying the effects of prey abundance on killer whale reproduction](#). *Journal of Applied Ecology* **46**(3): 632-640.
- Watkins, W.A. 1986. [WHALE REACTIONS TO HUMAN ACTIVITIES IN CAPE COD WATERS](#). *Marine Mammal Science* **2**(4): 251-262.
- Weilgart, L.S. 2007. [A brief review of known effects of noise on marine mammals](#). *International Journal of Comparative Psychology* **20**(2): 159-168.
- Westdal, K.H., Higdon, J.W., and Ferguson, S.H. 2017. [Review of killer whale \(*Orcinus orca*\) ice entrapments and ice-related mortality events in the Northern Hemisphere](#). *Polar Biology* **40**(7): 1467-1473.
- White, G.C., and Burnham, K.P. 1999. [Program MARK: survival estimation from populations of marked animals](#). *Bird Study* **46**(sup1): S120-S139.
- Williams, R., Trites, A.W., and Bain, D.E. 2002. [Behavioural responses of killer whales \(*Orcinus orca*\) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches](#). *Journal of Zoology* **256**(2): 255-270.
- Williams, R., Erbe, C., Ashe, E., Beerman, A., and Smith, J. 2014. [Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: A dose–response study](#). *Marine Pollution Bulletin* **79**(1): 254-260.
- Williams, R., Cholewiak, D., Clark, C.W., Erbe, C., George, C., Lacy, R., Leaper, R., Moore, S., New, L., Parsons, C., Rosenbaum, H., Rowles, T., Simmonds, M., Stimmelmayer, R., Suydam, R.S., and Wright, A. 2020. [Chronic ocean noise and cetacean population models](#). *J. Cetacean Res. Manage.* **21**(1): 85-94.
- Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Bruintjes, R., Canessa, R., Clark, C.W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O'Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., and Wale, M.A. 2015. [Impacts of anthropogenic noise on marine life: Publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management](#). *Ocean & Coastal Management* **115**: 17-24.
- Yordy, J.E., Pabst, D.A., McLellan, W.A., Wells, R.S., Rowles, T.K., and Kucklick, J.R. 2010. [Tissue-specific distribution and whole-body burden estimates of persistent organic pollutants in the bottlenose dolphin \(*Tursiops truncatus*\)](#). *Environmental Toxicology and Chemistry* **29**(6): 1263-1273.
-

Young, N. C., Brower, A. A., Muto, M. M., Freed, J. C., Angliss, R. P., Friday, N. A., Boveng, P. L., Brost, B. M., Cameron, M. F., Crance, J. L., Dahle, S. P., Fadely, B. S., Ferguson, M. C., Goetz, K. T., London, J. M., Oleson, E. M., Ream, R. R., Richmond, E. L., Shelden, K. E. W., Sweeney, K. L., Towell, R. G., Wade, P. R., Waite, J. M., and Zerbini, A. N. 2023. [Alaska marine mammal stock assessments, 2022](#). U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-474, 316 p.

8 ANNEXE

Tableau A1. Signification des acronymes et des sigles utilisés dans le document.

Acronyme ou sigle	Signification
AVP	Analyse de la viabilité de la population
BPC	Biphényles polychlorés
C.-B.	Colombie-Britannique
CJS	Cormack-Jolly-Seber
CPP	Conséquences des perturbations sur la population
EB	Épaulard de Bigg
ECMS	Eaux canadiennes de la mer des Salish (sous-ensemble)
EEC	Évaluation des effets cumulatifs
EMCO	Épaulard migrateur de la côte ouest (population)
ER	Épaulard résident
ERSA	Épaulard résident du sud de l'Alaska
ET	Écart-type
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IC	Intervalle de confiance
LEP	<i>Loi sur les espèces en péril</i>
MPO	Pêches et Océans Canada
POC	Pesticides organochlorés
PL	Poids lipidique
POP	Polluants organiques persistants
PRC	Programme de recherche sur les cétacés
SE	Séquence des effets
TFA	Taux de fécondité annuel
TS	Test de sensibilité
WDFW	Washington Department of Fish and Wildlife