

# Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

## Rorqual à bosse *Megaptera novaeangliae kuzira*

Population du Pacifique Nord

au Canada



**PRÉOCCUPANTE**  
**2022**

**COSEPAC**  
Comité sur la situation  
des espèces en péril  
au Canada



**COSEWIC**  
Committee on the Status  
of Endangered Wildlife  
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2022. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae kuzira*), population du Pacifique Nord, au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xii + 69 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xi + 36 p. (<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>).

COSEPAC. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, viii + 29 p.

Baird, R.W. 2003. Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse *Megaptera novaeangliae* au Canada, in Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 1-29 p.

Whitehead, H. 1985. Update COSEWIC status report on the Humpback Whale *Megaptera novaeangliae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 23 pp.

Hay, K. 1982. COSEWIC status report on the Humpback Whale *Megaptera novaeangliae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 22 pp.

Note de production :

Le COSEPAC remercie John Ford d'avoir rédigé le rapport de situation sur le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae kuzira*), population du Pacifique Nord, au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Hal Whitehead, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères marins.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC  
a/s Service canadien de la faune  
Environnement et Changement climatique Canada  
Ottawa (Ontario)  
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125

Télééc. : 819-938-3984

Courriel : [ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca](mailto:ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca)

[www.cosepac.ca](http://www.cosepac.ca)

Also available in English under the title "COSEWIC Assessment and Status Report on the Humpback Whale *Megaptera novaeangliae kuzira* North Pacific population in Canada".

Illustration/photo de la couverture :

Rorqual à bosse — Illustration d'Uko Gorter (reproduite avec permission).

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, 2022.

N° de catalogue CW69-14/233-2023F-PDF

ISBN 978-0-660-48472-3



## COSEPAC Sommaire de l'évaluation

### Sommaire de l'évaluation – Décembre 2022

**Nom commun**

Rorqual à bosse

**Nom scientifique**

*Megaptera novaeangliae kuzira*

**Statut**

Préoccupante

**Justification de la désignation**

Bien que la population de cette baleine à fanons dans l'est du Pacifique Nord soit en voie de rétablissement, elle est toujours en péril. Cette population décimée par la chasse commerciale à la baleine a nettement augmenté depuis 1966, soit depuis que l'espèce est protégée par la loi. Les taux estimés d'augmentation de l'effectif dans les eaux de la Colombie-Britannique de 2004 à 2018 étaient de 4 à 8 % par année, et l'on estimait la population en 2018 à plus de 4 000 individus matures. Toutefois, cette population est confrontée à plusieurs menaces, notamment la mortalité due aux collisions avec des navires et à l'empêchement dans les engins de pêche ou les débris, la perturbation sonore et les déversements toxiques. De plus, l'intensité de nombre de ces menaces continuera d'augmenter. La principale menace est la modification de l'écosystème causée par les vagues de chaleur marines, dont la fréquence et l'intensité devraient, selon les prévisions, s'accroître sous l'effet des changements climatiques. Les vagues de chaleur, susceptibles d'entraîner un déclin substantiel de l'espèce en réduisant fortement la disponibilité de la nourriture, peuvent exacerber d'autres menaces qui, collectivement, pourraient réduire considérablement la population en trois générations.

**Répartition au Canada**

Colombie-Britannique, océan Pacifique

**Historique du statut**

Les populations de l'Ouest de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord ont été considérées comme un tout et ont été désignées « menacées » en avril 1982. Division en deux populations en avril 1985 (population de l'Ouest de l'Atlantique Nord et population du Pacifique Nord). La population du Pacifique Nord a été désignée « menacée » en 1985. Réexamen et confirmation du statut en mai 2003. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en mai 2011. Réexamen et confirmation du statut en décembre 2022.



## COSEPAC Résumé

### Rorqual à bosse *Megaptera novaeangliae kuzira*

Population du Pacifique Nord

#### Description et importance de l'espèce sauvage

Le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) est une baleine à fanons de la famille des Balénoptéridés qui atteint une longueur de 13 à 14 m. Ce rorqual est reconnaissable à ses longues nageoires pectorales, à sa coloration noire et blanche et à ses chants riches et complexes. Sa répartition près des côtes et ses fréquentes manifestations hors de l'eau en font une espèce populaire pour l'observation des baleines au Canada et dans de nombreuses autres parties du monde.

Deux populations distinctes de rorquals à bosse sont reconnues au Canada et ont été évaluées séparément par le COSEPAC : la population de l'Ouest de l'Atlantique Nord (non en péril) et la population du Pacifique Nord (préoccupante). La présente évaluation ne concerne que cette dernière.

#### Connaissances autochtones

Le rorqual à bosse revêt une importance culturelle pour les Premières Nations de la côte de la Colombie-Britannique, car il a toujours été chassé à des fins de subsistance.

#### Répartition

Le rorqual à bosse possède une aire de répartition cosmopolite et se trouve dans les eaux tropicales, tempérées et subpolaires. Dans les eaux canadiennes du Pacifique, son aire de répartition s'étend le long de la côte de la Colombie-Britannique et comprend à la fois les eaux du large et les bras de mer côtiers. L'espèce migre entre les aires d'alimentation estivales de hautes latitudes et les aires d'hivernage et de mise bas de basses latitudes. Les rorquals à bosse se trouvent dans les eaux canadiennes principalement pour s'alimenter du printemps à la fin de l'automne, bien qu'ils soient présents pendant toute l'année. Les individus sont très fidèles, pendant des années, voire toute leur vie, à l'aire d'alimentation particulière où ils ont été sevrés. Les rorquals à bosse qui fréquentent les eaux canadiennes du Pacifique migrent vers les aires d'hivernage où les femelles mettent bas. La plupart des rorquals à bosse observés dans la partie nord de la côte de la Colombie-Britannique passent l'hiver à Hawaï, tandis que parmi ceux qui préfèrent la partie sud de la côte de la province, environ la moitié passe l'hiver à Hawaï, et l'autre, au Mexique.

## Habitat

Les bras de mer côtiers et les eaux du plateau continental de la Colombie-Britannique constituent un habitat d'alimentation productif, mais l'espèce utilise également les eaux du large pendant sa migration. L'aire de répartition et les profondeurs de plongée du rorqual à bosse sont étroitement associées à la répartition et à la densité des proies, qui se constituent principalement de crustacés euphausiacés (krill) et de petits poissons se rassemblant en bancs, comme le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) et le lançon gourdeau (*Ammodytes hexapterus*).

## Biologie

Dans le Pacifique Nord, la parade nuptiale, l'accouplement et la mise bas ont lieu de septembre à mai environ, avant ou pendant la migration et dans les aires d'hivernage situées dans les eaux côtières d'Hawaï, du Mexique, de l'Amérique centrale, du sud du Japon et des Philippines. Les femelles donnent naissance à une progéniture généralement tous les 2 ou 3 ans après une gestation d'environ 12 mois. Les baleineaux accompagnent leur mère lors de leur première migration vers le nord jusqu'aux aires d'alimentation où ils sont sevrés. Les deux sexes atteignent la maturité sexuelle à l'âge de 5 à 10 ans. La longévité moyenne des rorquals à bosse est inconnue, mais la longévité maximale est d'au moins 50 ans et probablement beaucoup plus.

## Taille et tendances des populations

La chasse commerciale à la baleine avait décimé toutes les populations de rorquals à bosse, y compris celles qui fréquentaient les eaux canadiennes du Pacifique, avant que l'espèce ne bénéficie d'une protection juridique dans le Pacifique Nord en 1966. Le premier relevé systématique à l'échelle de la côte des eaux canadiennes du Pacifique, réalisé de juillet à septembre 2018, a permis d'estimer qu'il y avait 12 460 rorquals à bosse (limite de confiance [LC] à 95 % : 8 349-18 596, coefficient de variation [CV] = 0,20). On compterait parmi ce nombre approximativement 7 725 individus matures (5 176-11 530). Selon une autre analyse des mêmes données de relevé (modélisation de la densité à la surface), la population totale serait de 7 030 baleines (4 359 individus matures), mais cette analyse a été jugée moins précise. Les tendances de l'abondance provenant de diverses études laissent croire à un taux de croissance annuel de 4 à 8 %.

## Menaces

Les rorquals à bosse des eaux canadiennes du Pacifique sont touchés par diverses menaces, notamment les collisions avec les navires, l'enchevêtrement dans les engins de pêche, les déversements toxiques et les perturbations ou déplacements dus au bruit sous-marin. La principale menace perçue est le changement écosystémique attribuable aux vagues de chaleur marines, dont la fréquence et l'intensité devraient augmenter. Une vague de chaleur marine a causé la disparition d'environ 40 % de la population du sud-est de l'Alaska de 2014 à 2018.

## Protection, statuts et classements

Le rorqual à bosse est protégé par des lois dans la plupart des régions de son aire de répartition mondiale aux termes de la Convention internationale pour la réglementation de la chasse à la baleine et de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction. Au Canada, le COSEPAC a désigné la population du Pacifique Nord comme menacée en 2003, et celle-ci a été ajoutée à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Une réévaluation du COSEPAC en 2011 a recommandé la catégorie de statut à risque plus faible de « préoccupante », qui a été acceptée au titre de la LEP en 2014. L'évaluation la plus récente du COSEPAC, effectuée en décembre 2022, a donné lieu à un statut d'espèce préoccupante. Le rorqual à bosse bénéficie d'une protection juridique par le biais du *Règlement sur les mammifères marins* de la *Loi sur les pêches* (1985, modifiée en 2018). Aux États-Unis, le rorqual à bosse est juridiquement protégé par le *Marine Mammal Protection Act* et l'*Endangered Species Act*. Selon la liste rouge de l'UICN, l'espèce fait l'objet d'une préoccupation mineure.

## RÉSUMÉ TECHNIQUE

*Megaptera novaeangliae kuzira*

Nom commun français : Rorqual à bosse (population du Pacifique Nord)

Nom commun anglais : Humpback Whale (North Pacific population)

Nom Nuu-chah-nulth : iih̓tuup

Répartition au Canada : Colombie-Britannique, océan Pacifique

### Données démographiques

Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population)	25,5 ans [21,5 ans selon Taylor <i>et al.</i> (2007), mais de nouvelles données laissent croire à une durée plus longue (Cooke, 2018)].
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur [cinq ans ou deux générations].	S.O.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Trois générations à partir de 2018 = 1942. Déclin inconnu de 1942 à 1965, augmentation substantielle au cours des deux générations suivantes. L'abondance annuelle récente augmente de 4 à 8 %.
Pourcentage [prévu ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Inconnu, mais si les vagues de chaleur marines deviennent plus fréquentes et plus intenses, comme prévu, des déclins substantiels pourraient se produire (environ 40 % de déclin au large du sud-est de l'Alaska de 2014 à 2018)
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou présumé] [de réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont a. clairement réversibles et b. comprises et c. ont effectivement cessé?	a. S.O. b. S.O. c. S.O.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

### Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	Estimation approximative de 598 000 km <sup>2</sup>
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	Estimation approximative de l'IZO (grille à carrés de 2 km de côté) : > 475 000 km <sup>2</sup>

La population totale est-elle gravement fragmentée, c.-à-d. que plus de 50 % de sa zone d'occupation totale se trouvent dans des parcelles d'habitat qui sont a) plus petites que la superficie nécessaire au maintien d'une population viable et b) séparées d'autres parcelles d'habitat par une distance supérieure à la distance de dispersion maximale présumée pour l'espèce?	a. Non b. Non
Nombre de localité* (utilisez une fourchette plausible pour refléter l'incertitude, le cas échéant)	S.O.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] du nombre de localité*?	S.O.
Y a-t-il un déclin [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui, déclin inféré/prévu de la qualité de l'habitat en raison du bruit sous-marin associé à l'augmentation du trafic maritime et des effets des changements climatiques
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de sous-populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	S.O.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

### Nombre d'individus matures dans chaque sous-population

Sous-population (utilisez une fourchette plausible)	Nombre d'individus matures
Total	Échantillonnage par distance basé sur la conception : 7 725 Modélisation de la densité à la surface : 4 359

### Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans]?	Inconnu; l'analyse n'a pas été effectuée.
--	---

\* Voir « Définitions et abréviations » sur le [site Web du COSEPAC](#) pour obtenir des précisions sur ce terme.



## Menaces (directes, de l'impact le plus élevé à l'impact le plus faible, selon le calculateur des menaces de l'UICN)

Un calculateur des menaces a-t-il été rempli pour l'espèce?

Non

Les principales menaces sont les suivantes :

- i. Vagues de chaleur marines (menace 11.1 de l'UICN)
- ii. Collisions avec des navires (menace 4.3 de l'UICN)
- iii. Empêchement dans des engins de pêche et des débris (menaces 5.4 et 9.4 de l'UICN)
- iv. Bruit sous-marin (menaces 4.3, 6.2 et 9.6 de l'UICN)
- v. Déversements toxiques (menace 9.2 de l'UICN)

## Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur les plus susceptibles de fournir des individus immigrants au Canada	Augmentation de l'effectif au large de la partie continentale des États-Unis; déclin récents dans les eaux du sud-est de l'Alaska, l'abondance se rétablit maintenant
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
Les conditions se détériorent-elles au Canada <sup>+</sup> ?	Oui
Les conditions de la population source se détériorent-elles?	Oui
La population canadienne est-elle considérée comme un puits?	Non
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	Oui, dans une certaine mesure. Il y a une dispersion naturelle d'individus au Canada à partir de régions adjacentes, mais elle est limitée à cause de la fidélité des individus à leurs sites.

## Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate? Non

## Historique du statut

**COSEPAC** : Les populations de l'Ouest de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord ont été considérées comme un tout et ont été désignées « menacées » en avril 1982. Division en deux populations en avril 1985 (population de l'Ouest de l'Atlantique Nord et population du Pacifique Nord). La population du Pacifique Nord a été désignée « menacée » en 1985. Réexamen et confirmation du statut en mai 2003. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en mai 2011. Réexamen et confirmation du statut en décembre 2022.

<sup>+</sup> Voir le [tableau 3](#) (Lignes directrices pour la modification de l'évaluation de la situation d'après une immigration de source externe).

## Statut et justification de la désignation

<b>Statut</b> Espèce préoccupante	<b>Code alphanumérique</b> Sans objet
<b>Justification de la désignation</b> Bien que la population de cette baleine à fanons dans l'est du Pacifique Nord soit en voie de rétablissement, elle est toujours en péril. Cette population décimée par la chasse commerciale à la baleine a nettement augmenté depuis 1966, soit depuis que l'espèce est protégée par la loi. Les taux estimés d'augmentation de l'effectif dans les eaux de la Colombie-Britannique de 2004 à 2018 étaient de 4 à 8 % par année, et l'on estimait la population en 2018 à plus de 4 000 individus matures. Toutefois, cette population est confrontée à plusieurs menaces, notamment la mortalité due aux collisions avec des navires et à l'empêchement dans les engins de pêche ou les débris, la perturbation sonore et les déversements toxiques. De plus, l'intensité de nombre de ces cas continuera d'augmenter. La principale menace est la modification de l'écosystème causée par les vagues de chaleur marines, dont la fréquence et l'intensité devraient, selon les prévisions, s'accroître sous l'effet des changements climatiques. Les vagues de chaleur, susceptibles d'entraîner un déclin substantiel de l'espèce en réduisant fortement la disponibilité de la nourriture, peuvent exacerber d'autres menaces qui, collectivement, pourraient réduire considérablement la population en trois générations.	

## Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. La population est à la hausse.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence et l'IZO dépassent les seuils fixés pour la catégorie « Espèce menacée ».
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. La population est estimée à au moins 4 000 individus matures, ce qui dépasse le seuil fixé pour la catégorie « Espèce menacée ».
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. Le nombre d'individus matures est d'au moins 4 000, ce qui dépasse le critère D1, et la population n'est pas vulnérable à un déclin rapide et substantiel.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. Aucune analyse n'a été effectuée.

## PRÉFACE

Depuis la publication du dernier rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse en 2011, de nombreuses nouvelles informations sur la structure démographique et l'abondance des rorquals à bosse du Pacifique Nord ont parues et sont fournies dans le présent rapport. Les rorquals à bosse des eaux canadiennes du Pacifique passent la fin du printemps et l'automne à s'alimenter dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique, puis migrent vers les aires d'hivernage situées à des latitudes subtropicales et tropicales. La plupart migrent vers les îles hawaïennes ou la côte continentale du Mexique, et quelques-uns migrent vers les eaux au large de l'Amérique centrale et du Japon. Des individus immigrants provenant d'Hawaï et du Mexique se retrouvent dans toutes les eaux côtières de la Colombie-Britannique, bien que la proportion d'immigrants d'Hawaï augmente avec la latitude. Dans le présent rapport de situation mis à jour, la structure démographique des rorquals à bosse utilisant les eaux britanno-colombiennes est évaluée afin de déterminer s'il existe des données probantes justifiant la division de l'unité désignable en deux unités ou plus en fonction de la destination migratoire. La première estimation de l'abondance à l'échelle de la côte est maintenant disponible pour les rorquals à bosse des eaux canadiennes du Pacifique, d'après un relevé systématique par navire de toutes les eaux canadiennes au large de la côte ouest entrepris par Pêches et Océans Canada en 2018.



## HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

## MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

## COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

## DÉFINITIONS (2022)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

\* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

\*\* Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

\*\*\* Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

\*\*\*\* Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

\*\*\*\*\* Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.



Environnement et  
Changement climatique Canada  
Service canadien de la faune

Environment and  
Climate Change Canada  
Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

# Rapport de situation du COSEPAC

sur le

## **Rorqual à bosse** *Megaptera novaeangliae kuzira*

Population du Pacifique Nord

**au Canada**

2022

## TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE .....	5
Nom et classification.....	5
Description morphologique.....	5
Unités désignables .....	6
Importance de l'espèce.....	13
RÉPARTITION .....	14
Aire de répartition mondiale.....	14
Aire de répartition canadienne.....	14
Structure de la population.....	15
Zone d'occurrence et zone d'occupation .....	17
BIOLOGIE ET UTILISATION DE L'HABITAT .....	17
Cycle vital et reproduction .....	17
Besoins en matière d'habitat .....	18
Déplacements, migration et dispersion.....	19
Relations interspécifiques.....	20
Adaptations physiologiques, comportementales et autres.....	22
Facteurs limitatifs et adaptabilité .....	23
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS.....	24
Sources de données, méthodes et incertitudes.....	24
Abondance .....	26
Fluctuations et tendances.....	31
Immigration de source externe .....	35
MENACES .....	35
Tendances de l'habitat historiques et à long terme.....	35
Menaces actuelles et futures .....	37
PROTECTION, STATUT ET ACTIVITÉS DE RÉTABLISSEMENT .....	45
Statuts et protection juridiques .....	45
Statuts et classements non juridiques .....	46
Protection et propriété de l'habitat.....	46
Activités de rétablissement.....	47
SOURCES D'INFORMATION .....	47
sommaire biographique du rédacteur du rapport .....	67
COLLECTIONS EXAMINÉES .....	68
EXPERTS CONTACTÉS.....	68
REMERCIEMENTS.....	69

## Liste des figures

- Figure 1. Aire de répartition mondiale du rorqual à bosse. Source : *Humpback Whale global distribution*. Carte adaptée et fournie gracieusement par Nina Lisowski et Jefferson *et al.* (2015). ..... 7
- Figure 2. Sites d'observation du rorqual à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique. A. (Partie supérieure) Observations et travaux de relevé (lignes grises) au cours de 66 relevés visuels effectués par des navires du MPO de 2001 à 2020. B. (Partie inférieure) Sites de photo-identification et d'observations recueillies par le MPO (1984-2008) et des ONG (Marine Education and Research Society et Humpback Whale of the Salish Sea group, 2008-2020) depuis 2008, et observations fortuites mentionnées au BC Cetacean Sightings Network de 2009 à 2020. La ligne bleue indique l'isobathe de 1 000 m de profondeur. Les cartes sont gracieusement fournies par L. Nichol, Station biologique du Pacifique du MPO. .... 8
- Figure 3. Observations de rorquals à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique selon l'affinité avec les aires d'hivernage. Les cartes montrent les observations de rorquals à bosse connus pour migrer à Hawaï seulement (carte A), au Mexique seulement (carte B), à Hawaï et au Mexique (carte C), en Amérique centrale seulement et en Amérique centrale et au Mexique (carte D). Les cartes proviennent de McMillan *et al.* (2023). ..... 16
- Figure 4. Estimations non paramétriques à l'aide du lissage par noyau de la probabilité variant dans l'espace des individus d'être observé dans les aires de reproduction d'Hawaï seulement (graphique de gauche) et dans les aires de reproduction du Mexique seulement (graphique de droite). La figure provient de McMillan *et al.* (2023). ..... 17
- Figure 5. Strates dans le relevé PRISMM de 2018 du MPO utilisées par Wright *et al.* (2021) : les strates affichées ici sont celles de la haute mer (jaune), de la partie nord de la côte (rose) et de la mer des Salish (bleu). Les estimations de l'abondance pour ces strates se trouvent au tableau 1. .... 27
- Figure 6. Strates dans le relevé PRISMM de 2018 du MPO utilisées par Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse). Les strates affichées ici sont celles du bloc hauturier (OFF) et du bloc côtier : 1) nord de la côte (NC), 2) sud de la côte (SC), 3) détroit de Johnstone (JS), 4) bras de mer continentaux (INL). Les estimations de l'abondance pour ces strates se trouvent au tableau 2. .... 28
- Figure 7. Tracés visuels réalisés lors des relevés (indiqués en magenta) et observations (points verts) de rorquals à bosse pendant le relevé PRISMM du MPO en 2018. Tiré de Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse). ..... 29
- Figure 8. Densités estimées de rorquals à bosse à partir d'un modèle de la densité à la surface pour les strates 1) de haute mer, 2) du nord de la côte et 3) de la mer des Salish. La couleur de remplissage indique le nombre d'individus par cellule de grille de 25 km<sup>2</sup>. D'après Wright *et al.* (2021). .... 30

Figure 9. Prises déclarées de rorquals à bosse par rapport à toutes les espèces de baleines dans les stations baleinières de la Colombie-Britannique, 1908-1967. Données provenant de Nichol *et al.* (2002)..... 33

### Liste des tableaux

Tableau 1. Estimations de l'abondance des rorquals à bosse provenant du relevé PRISMM du MPO en 2018, à l'aide de la modélisation de la densité à la surface. N = abondance estimée en surface, CV = coefficient de variation des estimations d'abondance, I95 et S95 = limites de confiance à 95 % inférieure et supérieure. Les strates du relevé sont présentées à la figure 6. Source : Wright *et al.* (2021). Il est à noter que ces estimations ne sont pas corrigées pour tenir compte du biais de disponibilité..... 28

Tableau 2. Estimations de l'abondance des rorquals à bosse provenant du relevé PRISMM du MPO en 2018, à l'aide de méthodes d'échantillonnage par distance fondées sur la conception. n = nombre de groupes observés, N = abondance estimée en surface, CV = coefficient de variation des estimations d'abondance, I95 et S95 = limites de confiance à 95 % inférieure et supérieure. Les strates du relevé sont présentées à la figure 7. Source : Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse). ..... 28



## DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

### Nom et classification

Classe : Mammifères

Ordre : Artiodactyles

Infraordre : Cétacés

Famille : Balénoptéridés

Genre : *Megaptera*

Espèce : *M. novaeangliae* Borowski, 1781

Sous-espèce dans les eaux canadiennes du Pacifique :  
*M. n. kuzira*

Noms communs :

Français : Rorqual à bosse

Anglais : Humpback Whale

Autochtone (Nuu-chah-nulth) : iih̓tuup

L'espèce *Megaptera novaeangliae* est la seule représentante du genre. Trois sous-espèces ont été récemment reconnues : *M. n. australis*, le rorqual à bosse du Sud; *M. n. novaeangliae*, le rorqual à bosse de l'Atlantique; *M. n. kuzira*, le rorqual à bosse du Pacifique (Jackson *et al.*, 2014; Bettridge *et al.*, 2015; Committee on Taxonomy, 2022).

### Description morphologique

Le rorqual à bosse est une grosse baleine à fanons qui se distingue des autres espèces par ses nageoires pectorales très longues, qui mesurent environ le tiers de la longueur du corps (Clapham, 2018). Cette caractéristique a donné lieu au nom latin du genre, *Megaptera*, qui signifie « grandes ailes ». La couleur de la peau est noire sur le dos avec des quantités variables de blanc sur le ventre. L'espèce possède une série de bosses distinctes, ou « tubercules », sur les mâchoires supérieure et inférieure et sur le bord d'attaque des nageoires pectorales, qui lui sont uniques. La nageoire dorsale est de forme très variable, allant d'arrondie à falciforme.

Les femelles adultes mesurent jusqu'à 1,5 m de plus que les mâles. Les longueurs maximales répertoriées sont de 16 à 17 m, bien que des longueurs de 14 à 15 m soient plus typiques (Clapham, 2018). Dans les eaux canadiennes du Pacifique, les mâles tués lors des activités de chasse à la baleine mesuraient en moyenne 11,9 m, et les femelles, 12,3 m (Ford, 2014). La masse des adultes est, en moyenne, de 34 000 kg, avec un maximum d'environ 45 000 kg (Chittleborough, 1965). Les baleineaux mesurent environ 4 à 4,5 m à la naissance et 8 à 10 m à un an (Clapham, 2018). Les rorquals à bosse relèvent généralement leurs nageoires caudales lorsqu'ils plongent, et le motif de coloration de la

surface ventrale, associé aux dentelures le long du bord de fuite, est utilisé pour identifier les individus (Katona et Whitehead, 1981). La nageoire dorsale, dont la forme est assez variable, sert aussi parfois à l'identification des individus (voir par exemple Blackmer *et al.*, 2000)

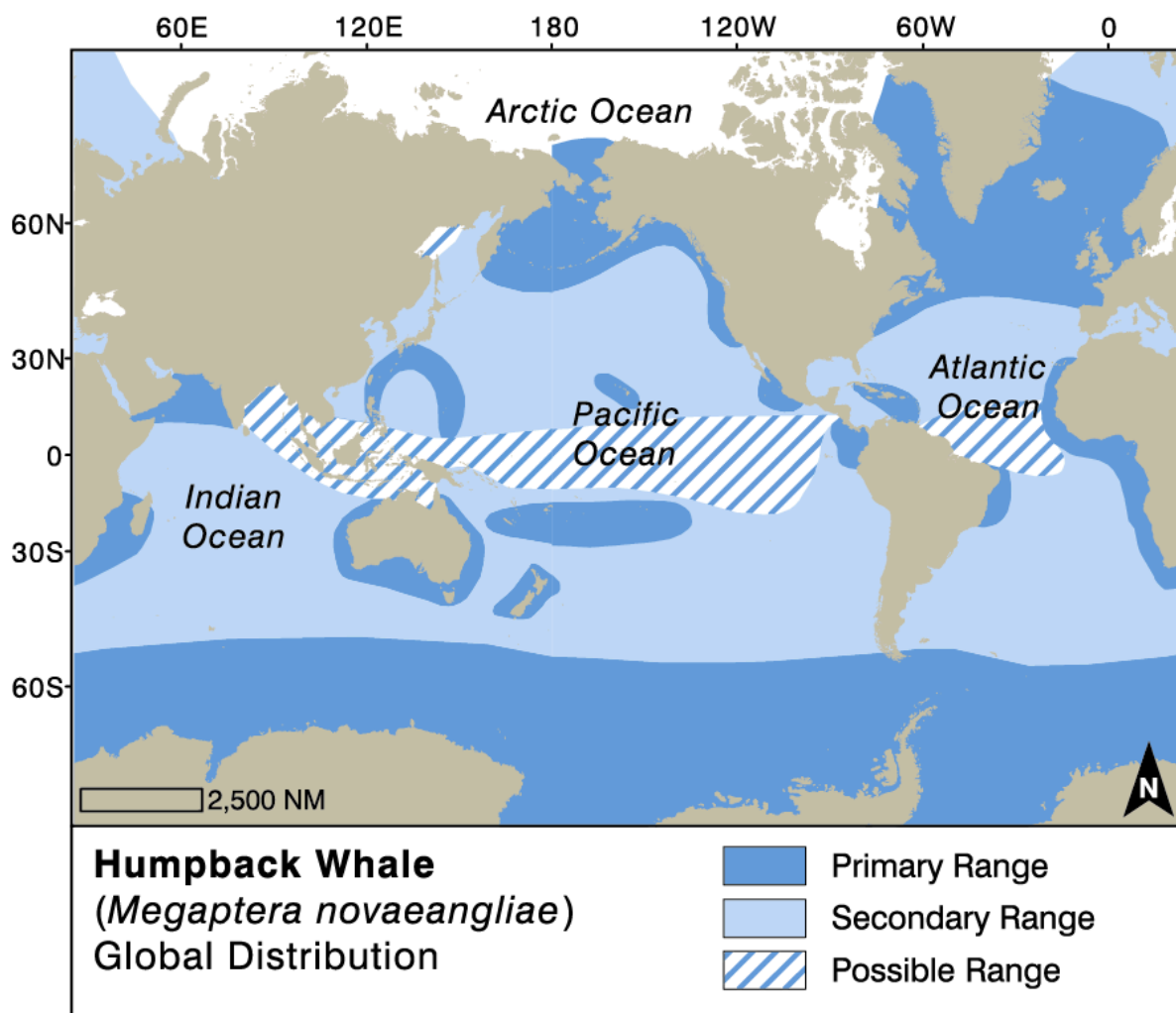
## Unités désignables

Les populations de rorquals à bosse au Canada constituent actuellement deux unités désignables (UD), appelées respectivement « population de l'Ouest de l'Atlantique Nord » et « population du Pacifique Nord » (COSEWIC, 2011). Cette séparation en deux UD est bien fondée puisque les deux populations sont isolées géographiquement l'une de l'autre depuis longtemps et ont récemment été reconnues comme des sous-espèces distinctes suivant des trajectoires évolutives indépendantes (Jackson *et al.*, 2014; Bettridge *et al.*, 2015; Committee on Taxonomy, 2020). Seuls les rorquals à bosse du Pacifique Nord sont ciblés dans la présente mise à jour du rapport de situation.

Le rorqual à bosse est présent dans tous les océans du monde (figure 1) et presque toutes les populations effectuent des migrations saisonnières entre les aires d'hivernage (ou de reproduction) des eaux tropicales et subtropicales et les aires d'alimentation estivales des eaux tempérées et subarctiques. La structure des populations de rorquals à bosse est considérable, tant à l'intérieur des plans océaniques qu'entre elles. Le National Marine Fisheries Service (NMFS) des États-Unis a récemment entrepris un examen complet des rorquals à bosse dans le monde pour évaluer le statut de l'espèce au titre de l'*Endangered Species Act* (ESA) des États-Unis (Bettridge *et al.*, 2015). À partir de données génétiques, de photo-identification et de marquage, 15 aires d'hivernage distinctes ont été cernées, dont 14 remplissaient les critères de désignation en tant que segments de population distincts (Distinct Population Segments, DPS) au titre de l'ESA (Bettridge *et al.*, 2015; NOAA, 2016). Dans le Pacifique Nord, quatre aires d'hivernage ont été désignées comme DPS : Hawaï, Mexique, Amérique centrale et Okinawa/Philippines. Une cinquième aire d'hivernage dans l'archipel des Mariannes a récemment été décrite (Hill *et al.*, 2020).

Les rorquals à bosse sont présents dans toutes les eaux côtières canadiennes du Pacifique, principalement du printemps à l'automne (figure 2). Des études de photo-identification ont montré que les rorquals à bosse qui fréquentent les eaux canadiennes du Pacifique migrent principalement vers deux aires d'hivernage différentes, soit Hawaï et le Mexique (au large de la partie nord de la côte continentale, de la côte du sud de la Basse-Californie et de l'archipel de Revillagigedo) (Darling et Jurasz, 1983; Darling *et al.*, 1996; Calambokidis *et al.*, 1997, 2000, 2001, 2008; Urbán *et al.*, 2000). Ces deux aires d'hivernage sont chacune désignées comme DPS au titre de l'ESA; un DPS est fondé sur le caractère distinct et le caractère important comme les UD au Canada. Bien que ces différentes destinations migratoires du rorqual à bosse des eaux canadiennes du Pacifique soient connues depuis de nombreuses années, une étude internationale collaborative appelée SPLASH (Structure of Populations, Levels of Abundance and Status of Humpbacks) réalisée de 2004 à 2006 a fourni beaucoup de renseignements sur les modèles de déplacement dans et entre les aires d'alimentation et d'hivernage

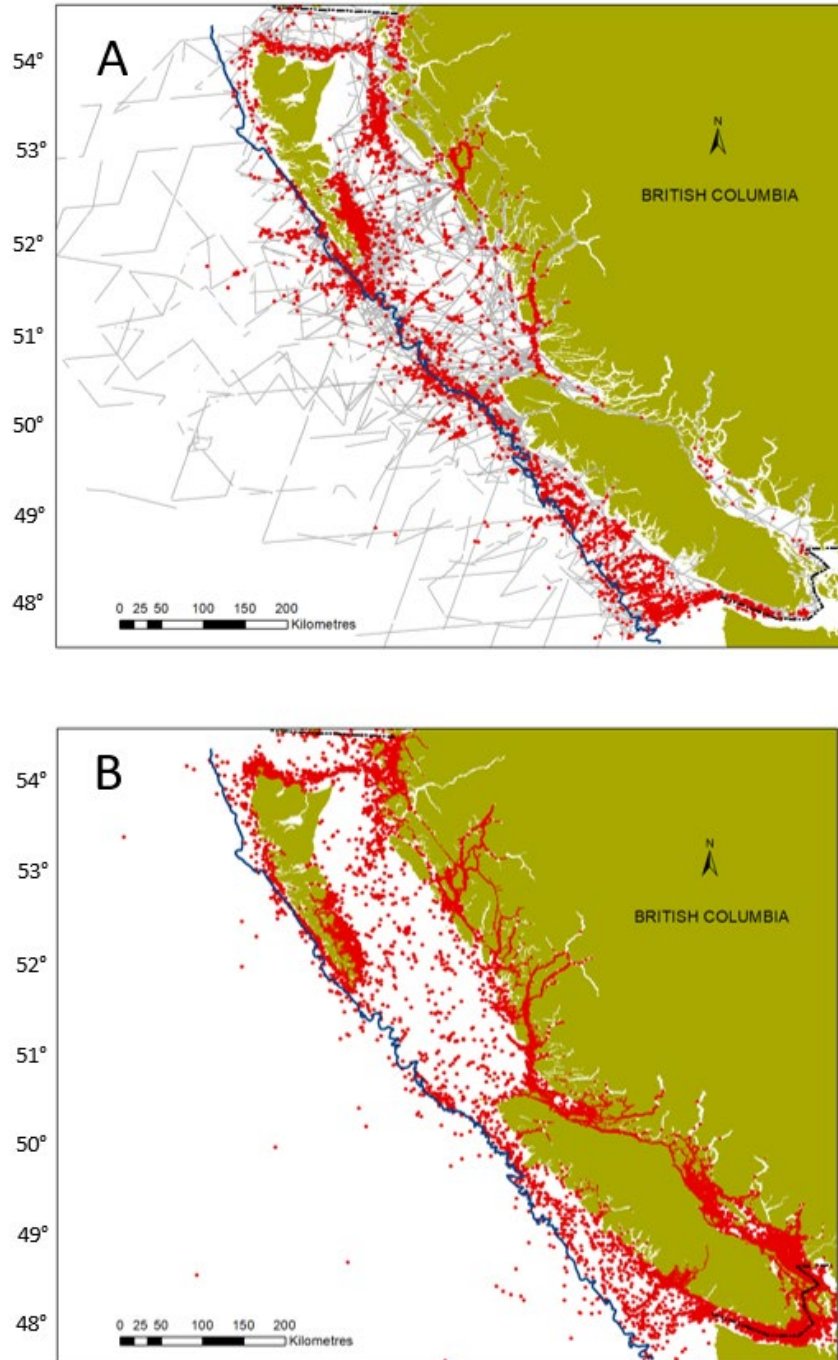
(Calambokidis *et al.*, 2008). Disponibles lors de l'évaluation précédente (COSEWIC, 2011), ces données laissent croire que les rorquals à bosse de la Colombie-Britannique pourraient appartenir à deux sous-populations différentes, mais les informations disponibles « ne suffisent pas, pour le moment, à justifier plus d'une UD. »



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

- Arctic Ocean = Océan Arctique
- Indian Ocean = Océan Indien
- Pacific Ocean = Océan Pacifique
- Atlantic Ocean = Océan Atlantique
- Humpback Whale = Rorqual à bosse
- Global Distribution = Aire de répartition mondiale
- Primary Range = Aire principale
- Secondary Range = Aire secondaire
- Possible Range = Aire possible

Figure 1. Aire de répartition mondiale du rorqual à bosse. Source : *Humpback Whale global distribution*. Carte adaptée et fournie gracieusement par Nina Lisowski et Jefferson *et al.* (2015).



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
 British Columbia = Colombie-Britannique  
 Kilomètres = Kilomètres

Figure 2. Sites d'observation du rorqual à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique. A. (Partie supérieure) Observations et travaux de relevé (lignes grises) au cours de 66 relevés visuels effectués par des navires du MPO de 2001 à 2020. B. (Partie inférieure) Sites de photo-identification et d'observations recueillies par le MPO (1984-2008) et des ONG (Marine Education and Research Society et Humpback Whale of the Salish Sea group, 2008-2020) depuis 2008, et observations fortuites mentionnées au BC Cetacean Sightings Network de 2009 à 2020. La ligne bleue indique l'isobathe de 1 000 m de profondeur. Les cartes sont gracieusement fournies par L. Nichol, Station biologique du Pacifique du MPO.

Depuis la dernière évaluation, de plus amples analyses des données sur les déplacements provenant de l'étude SPLASH ont été effectuées (Barlow *et al.*, 2011; Wade *et al.*, 2016; Wade, 2017), et une quantité considérable de nouvelles données sur le même sujet sont parues (Calambokidis *et al.*, 2017; McMillan *et al.*, 2023). En outre, les résultats des études de génétique des populations de SPLASH et de travaux plus récents (Baker *et al.*, 2013; Martien *et al.*, 2020a) ainsi que de nouvelles analyses de la variation de la structure du chant dans le Pacifique Nord (Darling *et al.*, 2019a) sont également disponibles. Ces ensembles de données constituent le fondement d'une réévaluation de la composition de l'UD du rorqual à bosse des eaux canadiennes du Pacifique conformément aux Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables nouvellement révisées (COSEWIC, 2020). Dans les sections suivantes, la structure de la population de rorquals à bosse de la Colombie-Britannique est examinée en fonction de la composition potentielle de l'UD.

### Déplacements migratoires des rorquals à bosse des eaux canadiennes du Pacifique

Les rorquals à bosse présents dans les eaux de la Colombie-Britannique ont été observés comme migrant vers des aires d'hivernage géographiquement distinctes à Hawaï, au Mexique, en Amérique centrale et au Japon. Sur 1 835 individus photo-identifiés de 1985 à 2022 dans les eaux canadiennes et reliés à des destinations migratoires dans l'est du Pacifique Nord, 1 176 (64 %) ont migré à Hawaï, 608 (33 %) au Mexique, 37 (2 %) à la fois à Hawaï et au Mexique et 13 en Amérique centrale (0,7 %) (McMillan *et al.*, 2023). De plus, un rorqual à bosse a été observé comme migrant à deux reprises vers les aires d'hivernage de l'ouest du Pacifique. Il a en été identifié au sud de l'île de Vancouver durant les étés de 1991 et de 1995 et au large d'Ogasawara, au Japon, durant les hivers de 1990 et de 1991 (Darling *et al.*, 1996).

Bien que les rares migrateurs d'Amérique centrale et de l'ouest du Pacifique aient surtout été observés au sud de l'île de Vancouver, les migrateurs provenant d'Hawaï et du Mexique utilisent toutes les parties des eaux côtières canadiennes. Cependant, la proportion relative d'individus provenant d'Hawaï et du Mexique varie considérablement selon la latitude. Au nord de l'île de Vancouver, les rorquals provenant d'Hawaï sont beaucoup plus courants que ceux venant du Mexique, tandis que les individus observés au sud de l'île de Vancouver venaient à plus de 50 % du Mexique (voir la section **Structure de la population**; Calambokidis *et al.*, 2008, 2017; Rambeau, 2008).

### Caractère distinct des aires d'hivernage

Malgré un chevauchement et un mélange substantiels dans les eaux canadiennes du Pacifique, les rorquals à bosse migrent de la Colombie-Britannique vers plusieurs régions géographiquement distinctes en hiver. Les aires d'hivernage mexicaines se composent de trois sous-zones : 1) la région de la baie de Banderas (Bahia Banderas) dans le nord-ouest de la côte continentale, 2) l'archipel de Revillagigedo, situé à environ 500 km au large et 3) les eaux entourant le sud de la Basse-Californie. Les aires d'hivernage hawaïennes incluent les eaux entourant toutes les îles d'Hawaï, qui se trouvent à plus de 4 500 km à

l'ouest des aires d'hivernage mexicaines. Les aires d'hivernage de l'Amérique centrale comprennent les eaux côtières du Guatemala au Panama, soit une distance migratoire de plus de 5 500 km de la Colombie-Britannique. Les eaux d'Ogasawara, dans l'aire d'hivernage de l'ouest du Pacifique, où l'on a observé la migration d'un seul rorqual à bosse canadien, se trouvent à environ 6 000 km à l'ouest d'Hawaï et à 7 900 km de la Colombie-Britannique. Le caractère distinct de ces aires d'hivernage géographiquement distinctes peut être évalué à l'aide de trois sources de données différentes : la génétique des populations, les déplacements des individus d'après la photo-identification des marques naturelles et la structure acoustique des chants produits par les mâles.

### Structure génétique des populations

On note des différences dans la composition génétique des rorquals à bosse qui utilisent différentes aires d'hivernage dans le Pacifique Nord. À partir d'analyses génétiques d'échantillons de biopsies cutanées recueillies dans le cadre du projet SPLASH, Baker *et al.* (2013) ont constaté des différences importantes dans les fréquences d'haplotypes de l'ADN mitochondrial (ADNmt) entre les aires d'hivernage ( $F_{ST}$  global [indice de fixation, une mesure de la différenciation des populations due à la structure génétique] = 0,093,  $p < 0,001$ ) dans le Pacifique Nord. Les valeurs  $F_{ST}$  par paires comparant les aires d'hivernage hawaïennes aux trois sous-zones d'hivernage mexicaines étaient également importantes ( $F_{ST} = 0,075-0,081$ ,  $p < 0,001$ ), mais il n'y avait pas de différences notables entre les trois sous-zones mexicaines. Les aires d'hivernage hawaïennes étaient également significativement différentes des aires d'hivernage de l'ouest du Pacifique (sous-zones des Philippines, d'Ogasawara et d'Okinawa;  $F_{ST} = 0,130-0,276$ ,  $p < 0,001$ ) et des aires d'hivernage de l'Amérique centrale ( $F_{ST} = 0,228$ ,  $p < 0,001$ ). Baker *et al.* (2013) ont également fait état d'une différenciation importante entre les aires d'hivernage du Pacifique Nord dans dix locus microsatellites d'ADN nucléaire, mais cette différenciation était faible par rapport aux différences d'ADNmt ( $F_{ST}$  global = 0,0061,  $p < 0,001$ ). Les comparaisons par paires ont indiqué que l'ADN nucléaire de la plupart des aires d'hivernage présentait des différences significatives ( $p < 0,05$ ).

Le caractère distinct des aires d'hivernage du Pacifique Nord semble être le résultat de la fidélité aux aires influencée par les mères et de la philopatrie natale des individus. Les jeunes rorquals à bosse nouvellement sevrés migrent avec leur mère depuis les aires d'alimentation jusqu'à l'aire d'hivernage préférée de celle-ci (probablement natale), puis continuent à revenir dans la même région les hivers suivants, une fois indépendants. Cela explique le caractère distinct de ces zones dans l'ADNmt, qui est hérité de la mère (Baker *et al.*, 1998). Toutefois, la différenciation relativement faible des fréquences des allèles des microsatellites par rapport à celle des haplotypes de l'ADNmt laisse croire à un flux génique en faveur des mâles entre les aires d'hivernage (Baker *et al.*, 2013).

### Déplacements des individus entre les aires d'hivernage

Les études de photo-identification menées depuis plusieurs décennies ont montré que la plupart des rorquals à bosse ont tendance à faire preuve d'une grande philopatrie vers leurs aires d'hivernage natales, et migrent vers la même région chaque année. Toutefois,

des échanges d'individus naturellement marqués et identifiés entre le Mexique et Hawaï (Darling et Jurasz, 1983; Urbán *et al.*, 2000; Calambokidis *et al.*, 2001) et Hawaï et le Japon (Darling et Cerchio, 1993; Salden *et al.*, 1999) ont été consignés par le passé. Bien que ces épisodes aient été considérés comme rares dans des aires de reproduction par ailleurs distinctes, il existe de plus en plus de données indiquant un échange important d'individus entre les aires d'hivernages du Pacifique Nord, à la fois entre les années et, occasionnellement, au cours d'une même année.

Au cours des trois saisons hivernales incluses dans le projet SPLASH (2004-2006), 2 317 rorquals à bosse ont été identifiés à Hawaï et 1 658 au Mexique. Parmi ceux-ci, 17 ont été observés comme s'étant déplacés entre Mexique et Hawaï d'une année à l'autre (Calambokidis *et al.*, 2008). Deux individus se trouvant à Hawaï ont également été observés parmi les 321 identifiés dans les aires d'hivernage de l'ouest du Pacifique (Philippines et Ogasawara). Sur 105 individus photo-identifiés en Amérique centrale, 11 ont également été vus au Mexique, dont 3 se sont déplacés entre les aires d'hivernage en une seule saison hivernale.

Depuis le projet SPLASH, un nombre important de baleines ont été identifiées et associées à des aires d'alimentation et d'hivernage grâce à une étude collaborative multinationale dans l'est du Pacifique Nord (voir Happywhale.com). En date de mars 2021, un total de 276 individus ont été notés comme alternant entre les aires d'hivernage du Mexique et d'Hawaï (Cheeseman *et al.*, 2022). Cela représente environ 5 à 10 % de l'abondance estimée des baleines connues pour utiliser les aires d'hivernage mexicaines, et environ 2 % de la population hivernant à Hawaï. Comme indiqué plus haut, sur les 1 784 rorquals identifiés en Colombie-Britannique et liés aux aires d'hivernage du Mexique ou d'Hawaï, 37 individus (2 %) ont été observés à la fois au Mexique et à Hawaï (McMillan *et al.*, 2023). Bien que la plupart des échanges entre ces aires d'hivernage aient lieu au cours d'années différentes, plusieurs ont été observés au cours d'une même saison, y compris des déplacements entre Hawaï et le Mexique (Forestell et Urban, 2007; Darling *et al.*, 2022).

On ne sait pas encore si les deux sexes sont impliqués dans les échanges entre les aires d'hivernage, ou si un sexe prédomine. Puisque l'on pense que la fidélité aux aires d'hivernage influencée par les mères a entraîné une différenciation de l'ADNmt entre eux et qu'il existe des données claires d'un flux génique en faveur des mâles, on pourrait s'attendre à ce que ceux-ci se déplacent davantage entre les aires d'hivernage que les femelles. Sur les 17 rorquals à bosse de la Colombie-Britannique observés à la fois au Mexique et à Hawaï, 8 sont des mâles (déterminés par l'analyse génétique d'échantillons de peau) et les 9 autres sont de sexe inconnu (McMillan *et al.*, 2023).

### Structure acoustique des chants

Les chants des rorquals à bosse mâles sont longs et complexes de l'automne à la période de reproduction hivernale. On pense qu'ils jouent un rôle dans la parade nuptiale et l'accouplement, bien que leur fonction exacte ne soit pas entièrement comprise (voir par exemple Darling *et al.*, 2006; Cholewiak *et al.*, 2018). La structure du chant change

progressivement, à la fois au cours d'une même année et d'une année à l'autre, mais à tout moment, tous les mâles d'une aire d'hivernage chantent essentiellement la même version du chant (Payne et Guinee, 1983; Cerchio *et al.*, 2001; Darling *et al.*, 2019a). Le chant, en constante évolution, semble se propager au sein d'une population par transmission culturelle, ce qui implique un mimétisme vocal et un apprentissage entre baleines associées (Cerchio *et al.*, 2001).

Depuis de nombreuses années, on sait qu'il existe des similitudes considérables entre les chants enregistrés dans les aires d'hivernage du Mexique et d'Hawaï (Payne et Guinee, 1983; Cerchio *et al.*, 2001). Plus récemment, des similitudes ont également été notées entre ces deux régions et les aires d'hivernage des Philippines et du Japon (Darling *et al.*, 2019a). Cela donne à penser qu'il existe un mélange continu de ces populations dans tout le Pacifique Nord. Il est possible que la structure des chants soit synchronisée au début de la saison, alors que les baleines utilisant différentes aires d'hivernage s'associent dans les aires d'alimentation de hautes latitudes. Les chants des rorquals à bosse peuvent être entendus dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique pendant la plupart de l'année, mais plus particulièrement d'octobre à janvier, avant et pendant la migration vers les aires d'hivernage (Ford *et al.*, 2009; Mouy *et al.*, 2019). Les changements synchrones de la structure du chant dans différentes aires d'hivernage au cours d'une saison (voir par exemple Cerchio *et al.*, 2001) semblent nécessiter un contact acoustique récurrent. Cela pourrait résulter du fait que les baleines se déplacent d'une région à l'autre au cours de la saison, comme on l'a observé entre le Mexique et Hawaï (Forestell et Urban, 2007; Darling *et al.*, 2022). Des appels et des chants de rorquals à bosse ont également été entendus en hiver dans une grande partie des eaux profondes du bassin océanique entre les aires d'hivernage hawaïennes et mexicaines (Darling *et al.*, 2019b), et au printemps entre Hawaï et la Californie (Norris *et al.*, 1999). Cela laisse croire à une utilisation plus courante des eaux du large en hiver ou des déplacements plus fréquents entre les aires d'hivernage.

### Évaluation de la structure de l'UD

Pour être reconnues comme des UD distinctes, les populations doivent être considérées comme distinctes selon des critères qui indiquent peu ou pas de flux d'information entre les UD potentielles, d'après 1) des données de traits ou de marqueurs héréditaires qui distinguent clairement l'UD des autres, ou inférées par 2) une disjonction spatiale d'origine naturelle limitant le flux d'information héréditaire entre les UD potentielles (COSEWIC, 2020). Compte tenu des preuves décrites ci-dessus d'un échange important d'individus, d'un flux génique en faveur des mâles et d'une synchronisation acoustique entre les aires d'hivernage du Pacifique Nord, les destinations migratoires des rorquals à bosse des eaux canadiennes du Pacifique ne semblent pas répondre aux exigences de caractère distinct nécessaires pour la reconnaissance d'UD distinctes. De même, le chevauchement spatial et temporel important des rorquals à bosse dans les eaux de la Colombie-Britannique, indépendamment de leurs aires d'hivernage préférées (voir la section **Structure de la population**), ne justifie pas une division de l'UD existante d'après leur présence dans les eaux canadiennes du Pacifique.



Il existe de plus en plus de données probantes selon lesquelles la structure de la population de rorquals à bosse dans le Pacifique Nord est plus complexe que ce que l'on croyait. On a récemment proposé l'existence de « troupeaux migrants » démographiquement indépendants, dont les membres partagent les mêmes aires d'hivernage et d'alimentation et font face aux mêmes conditions environnementales et menaces tout au long de l'année (Martien *et al.*, 2020a). Un exemple est celui des rorquals à bosse qui se nourrissent dans les eaux du sud-est de l'Alaska, dont la plus grande partie (~90 %) migre exclusivement vers l'aire d'hivernage hawaïenne, mais passe peu de temps dans les eaux canadiennes. Ces baleines sont significativement distinctes de l'ensemble de la population hivernale hawaïenne, tant au niveau de l'ADN nucléaire que de l'ADNmt, ce qui laisse penser que l'accouplement préférentiel a lieu au sein du troupeau migrant, peut-être avant l'arrivée sur les aires d'hivernage (Martien *et al.*, 2020b). Des études ultérieures pourraient révéler de nouvelles découvertes pertinentes pour la définition de la structure de l'UD chez les rorquals à bosse des eaux canadiennes du Pacifique.

### **Importance de l'espèce**

Les rorquals à bosse sont depuis longtemps culturellement importants pour les peuples autochtones de la côte ouest. Cela est particulièrement vrai pour les Premières Nations Nuuchah-Nulth de la côte ouest de l'île de Vancouver, qui ont chassé ces baleines à des fins de subsistance et cérémonielles pendant des millénaires (McMillan, 2015). Bien que les comptes-rendus ethnographiques donnent à penser que les baleines grises (*Eschrichtius robustus*) étaient la principale cible des activités de chasse à la baleine, des preuves archéologiques récentes indiquent que les rorquals à bosse étaient chassés dans une plus grande mesure que ce que l'on croyait. Dans la région de la baie Clayoquot, au large de l'île de Vancouver, les rorquals à bosse et les baleines grises étaient chassés à une fréquence à peu près égale d'après l'ADN présent dans les os recueillis sur les sites traditionnels de chasse à la baleine (Béland *et al.*, 2018). Dans la région du détroit de Barkley, au sud, les rorquals à bosse représentent plus des trois quarts des restes de baleines recueillis dans des sites d'anciens villages (Arndt, 2011; McMillan, 2015). La réussite de la chasse à la baleine était une source de grand prestige individuel ainsi qu'une occasion de célébration et de subsistance pour la communauté (McMillan, 2015).

À l'heure actuelle, bien que les rorquals à bosse ne soient pas chassés, les communautés Nuuchah-Nulth continuent de les considérer comme culturellement importants (Hendricks, 2005). Quelques membres des Nuuchah-Nulth servent de guides pour l'observation des baleines, et les baleines échouées présentent toujours un grand intérêt pour les membres de la communauté et les chefs, mais principalement pour leurs os (utilisés dans l'art) plutôt que pour leur graisse (Beach, comm. pers., 2010).

Parce qu'ils fréquentent les eaux littorales à la fois dans les aires d'alimentation estivales et dans les aires d'hivernage, les rorquals à bosse sont les grandes baleines les plus faciles à observer. Leurs fréquentes démonstrations hors de l'eau (sauts hors de l'eau, claquements de queue ou de nageoire, etc.) ajoutent à leur attrait pour l'observation commerciale et récréative des baleines dans de nombreuses régions du monde. Au cours de la dernière décennie, les rorquals à bosse ont pris une importance croissante dans l'industrie touristique de l'observation des baleines en Colombie-Britannique. La Pacific Whale Watch Association compte 28 sociétés membres dans le sud de l'île de Vancouver et le nord-ouest de l'État de Washington, qui emmènent chaque année près de 500 000 personnes en excursion d'observation de baleines. Les rorquals à bosse sont devenus un point central de ces excursions dans la mer des Salish, et ils sont importants pour la durabilité de l'industrie (A. MacGillivray, comm. pers., 2020). Les rorquals à bosse mâles sont également connus pour produire des chants riches et variés (Payne et McVay, 1971) de l'automne à l'hiver. Ces chants sont considérés comme une forme de parade nuptiale (Darling, 2018).

## RÉPARTITION

### Aire de répartition mondiale

Le rorqual à bosse est un animal cosmopolite dont la répartition s'étend dans les eaux tropicales, tempérées et subpolaires de tous les océans (figure 1). Grand migrateur, il se déplace de façon saisonnière entre les aires d'hivernage de basses latitudes et les aires d'alimentation de plus hautes latitudes. Dans le Pacifique Nord, la mise bas a lieu dans quatre régions : dans l'ouest du Pacifique, depuis le nord des Philippines jusqu'au sud du Japon; autour des îles d'Hawaï; au large de la côte du Mexique; au large de l'Amérique centrale. Les baleines sont très fidèles à leur aire d'hivernage natale, bien que les données acoustiques et d'observation indiquent que des individus se déplacent régulièrement entre ces aires d'hivernage (Darling et Cerchio, 1993; Darling *et al.*, 1996; Salden *et al.*, 1999; Calambokidis *et al.*, 2001, 2008). Les rorquals à bosse du Pacifique Nord se nourrissent dans les eaux de la côte du Pacifique, de la Russie à la côte de l'Amérique du Nord (de l'Alaska au sud de la Californie), en passant par les îles Aléoutiennes et la mer de Béring (Calambokidis *et al.*, 2008).

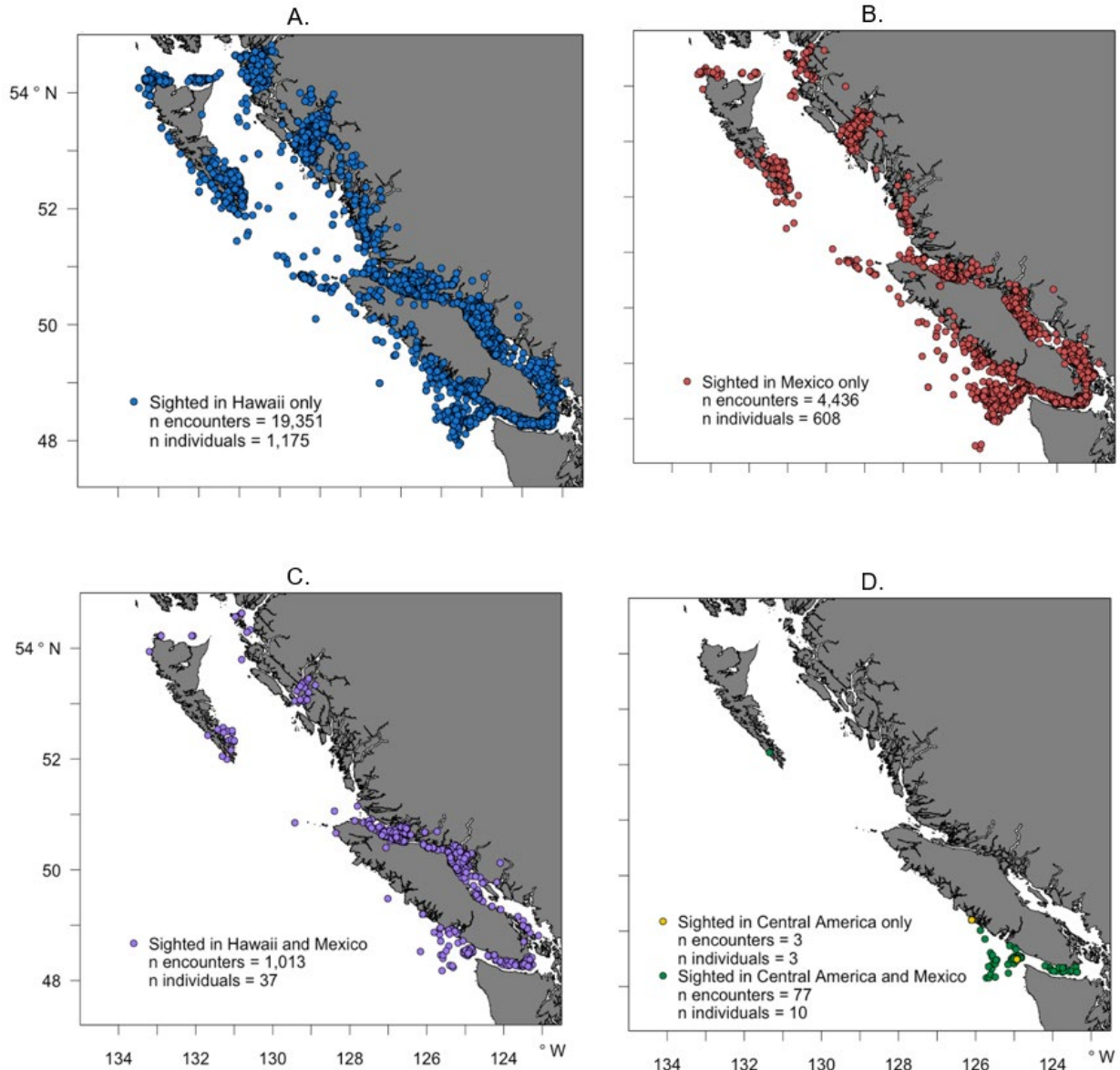
### Aire de répartition canadienne

Dans les eaux canadiennes du Pacifique, l'aire de répartition des rorquals à bosse comprend les bras de mer et les détroits côtiers le long de toute la côte de la Colombie-Britannique et s'étend sur le plateau continental et dans les eaux hauturières (figure 2). Les eaux canadiennes, en particulier celles du plateau continental et du littoral, servent principalement à l'alimentation de la fin du printemps à la fin de l'automne. Cependant, des rorquals à bosse sont observés en petit nombre ou décelés grâce au suivi acoustique passif tout au long de l'hiver et au début du printemps (Ford *et al.*, 2009; Mouy *et al.*, 2019).

L'aire de répartition du rorqual à bosse dans les eaux canadiennes a fluctué au cours du siècle dernier en raison de la chasse industrielle à la baleine, qui a débuté dans la mer des Salish au milieu du 19<sup>e</sup> siècle, s'est étendue à toute la côte entre le début et le milieu du 20<sup>e</sup> siècle et a pris fin en 1965 (Webb, 1988; Nichol *et al.*, 2002). La chasse à la baleine a éliminé les rorquals à bosse le long de nombreuses parties de la côte britannico-colombienne et, en raison de l'influence des mères sur la fidélité des individus aux aires d'alimentation locales, les baleines se sont rétablies lentement dans certaines régions. Par exemple, les rorquals à bosse ont disparu de la mer des Salish au début du 20<sup>e</sup> siècle et n'ont été aperçus régulièrement qu'au début des années 2000 (Ford, 2014; Calambokidis *et al.*, 2017; Miller, 2020).

## **Structure de la population**

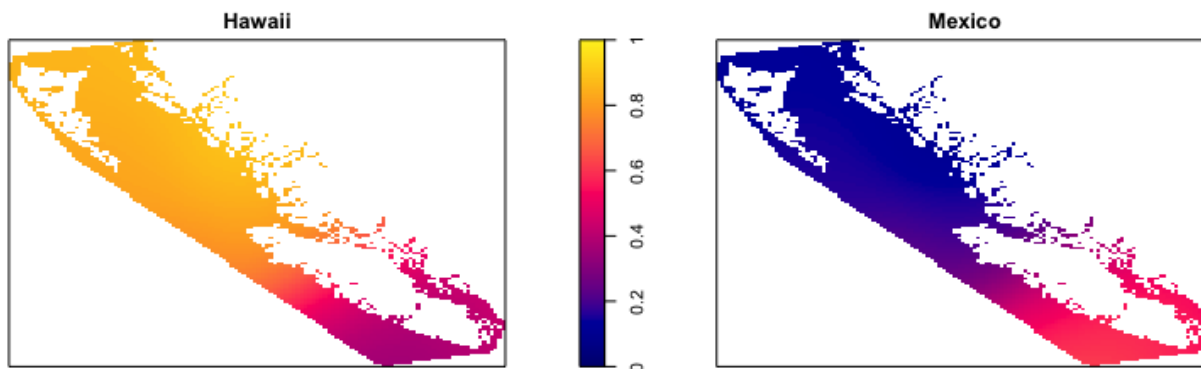
La plupart des rorquals à bosse des eaux canadiennes du Pacifique migrent vers des aires d'hivernage autour d'Hawaï ou au large de la côte continentale du Mexique, bien que quelques individus aillent jusqu'en Amérique centrale et au Japon. Les baleines ayant des affinités différentes avec les aires d'hivernage se mélangent lorsqu'elles se trouvent dans les eaux de la Colombie-Britannique, mais leur utilisation de ces aires d'alimentation diffère. Selon des observations dans les eaux canadiennes de 882 rorquals à bosse photo-identifiés dont les liens migratoires sont connus, il existe un chevauchement important entre les baleines utilisant différentes aires d'hivernage (figure 3). Les individus provenant d'Hawaï et du Mexique sont observés sur la plus grande partie de la côte, tandis que ceux qui migrent à la fois vers le Mexique et l'Amérique centrale n'ont été aperçus qu'au sud-ouest de l'île de Vancouver. Malgré ce chevauchement, on note un gradient latitudinal dans la présence des migrants provenant du Mexique et d'Hawaï : dans les eaux du sud de la Colombie-Britannique (< 50 °N), les migrants du Mexique sont légèrement plus abondants que les ceux d'Hawaï (environ 60 % par rapport à 40 %, respectivement; figure 4). Avec l'augmentation de la latitude, la proportion se déplace selon un gradient en faveur des migrants provenant d'Hawaï, qui deviennent clairement dominants au nord de l'île de Vancouver (> 51 °N; figure 4). Dans les eaux plus septentrionales de la Colombie-Britannique (> 54 °N), les individus provenant d'Hawaï représentent plus de 90 % des baleines identifiées.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

- Sighted in Hawaii only = Observés à Hawaï seulement  
 n encounters = n d'observations  
 n individuals = n d'individus
- Sighted in Mexico only = Observés au Mexique seulement
- Sighted in Hawaii and Mexico = Observés à Hawaï et au Mexique
- Sighted in Central America only = Observés en Amérique centrale seulement
- Sighted in Central America and Mexico = Observés en Amérique centrale et au Mexique

Figure 3. Observations de rorquals à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique selon l'affinité avec les aires d'hivernage. Les cartes montrent les observations de rorquals à bosse connus pour migrer à Hawaï seulement (carte A), au Mexique seulement (carte B), à Hawaï et au Mexique (carte C), en Amérique centrale seulement et en Amérique centrale et au Mexique (carte D). Les cartes proviennent de McMillan *et al.* (2023).



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Hawaii = Hawaï  
Mexico = Mexique

Figure 4. Estimations non paramétriques à l'aide du lissage par noyau de la probabilité variant dans l'espace des individus d'être observé dans les aires de reproduction d'Hawaï seulement (graphique de gauche) et dans les aires de reproduction du Mexique seulement (graphique de droite). La figure provient de McMillan *et al.* (2023).

## Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation (IZO) du rorqual à bosse dans les eaux de l'Ouest canadien ont été calculés lors de la dernière évaluation du COSEPAC (COSEWIC, 2011) et demeurent valides. La zone d'occurrence comprend la plupart des eaux canadiennes du Pacifique, ce qui représente environ 598 000 km<sup>2</sup>, et l'IZO a été calculé comme étant de plus de 475 000 km<sup>2</sup> (COSEWIC, 2011). Compte tenu du cycle vital de l'espèce, on pourrait soutenir qu'il est plus approprié d'utiliser comme IZO la superficie combinée de ses aires d'hivernage (entièrement à l'extérieur du Canada) ou, alternativement, la superficie combinée de ses corridors migratoires (principalement à l'extérieur du Canada). Toutefois, dans un cas comme dans l'autre, un tel indice dépasserait largement les valeurs seuils permettant de satisfaire à l'un ou l'autre des critères et sous-critères spatiaux et, par conséquent, aucune tentative n'a été faite pour effectuer un tel calcul.

## BIOLOGIE ET UTILISATION DE L'HABITAT

### Cycle vital et reproduction

Selon les populations de rorquals à bosse, l'âge de la maturité sexuelle varie de 5 à 10 ans (Chittleborough, 1965; Johnson et Wolman, 1984; Clapham, 2018). Dans une étude à long terme menée dans le sud-est de l'Alaska, l'âge moyen de la première mise bas réussie était de 12,1 ans (plage de 8 à 19 ans; Gabriele *et al.*, 2017). La gestation dure environ 12 mois et produit un seul petit (Chittleborough, 1958). La mise bas a lieu dans les aires d'hivernage de décembre à avril (Herman et Antinaja, 1977; Whitehead, 1981). Les femelles mettent bas tous les 1 à 5 ans, bien que des intervalles de 2 à 3 ans soient les

plus courants (Clapham et Mayo, 1990; Weinrich *et al.*, 1993; Straley *et al.*, 1994; Gabriele *et al.*, 2017). On ne sait pas si la sénescence reproductive est courante, bien qu'une femelle, dont l'âge a été estimé à environ 70 ans lorsqu'elle a été tuée lors d'une collision avec un navire, avait au moins 54 ans lorsqu'elle a été observée pour la dernière fois avec un baleineau (Gabriele *et al.*, 2017). Le taux de mise bas a été estimé à 0,30-0,32 petit/an par femelle dans le sud-est de l'Alaska, soit un peu moins que le taux de 0,44-0,73 petit/an par femelle à Hawaï (Baker *et al.*, 1987; Craig et Herman, 1997; Glockner-Ferrari et Ferrari, 1997). Cette différence peut être partiellement attribuable à la mortalité des nouveau-nés pendant la migration entre Hawaï et le sud-est de l'Alaska. Les petits commencent probablement à s'alimenter seuls vers l'âge de 6 mois et la plupart sont sevrés au moment où ils migrent vers les aires d'hivernage avec leur mère (Clapham, 1992, 2018). La longévité moyenne est d'au moins 50 ans (Clapham, 2018).

La reproduction du rorqual à bosse est saisonnière et, dans le Pacifique Nord, s'étend approximativement de novembre ou décembre à mai (Baker et Herman, 1981; Urbán et Aguayo, 1987). Bien que la copulation n'ait jamais été observée, des activités liées à l'accouplement sont notées durant cette période (p. ex. chant des mâles, mâles escortant les femelles et les isolant des autres mâles dans les groupes compétitifs). On pense que la parade nuptiale et l'accouplement des rorquals à bosse du Pacifique Nord ont lieu principalement dans les aires d'hivernage tropicales et subtropicales, soit dans les eaux côtières d'Hawaï, du Mexique, de l'Amérique centrale, du sud du Japon et des Philippines (Calambokidis *et al.*, 2008). Le chant des mâles commence dans les aires d'alimentation à la fin de l'été et se poursuit jusqu'à la fin de la migration automnale (McSweeney *et al.*, 1989; Kowarski *et al.*, 2018; J. Ford, données inédites), ce qui donne à penser que l'activité d'accouplement peut également avoir lieu avant l'arrivée dans les aires d'hivernage.

## **Besoins en matière d'habitat**

En raison de son caractère cosmopolite et de son comportement hautement migratoire, le rorqual à bosse occupe une grande variété de milieux. Les aires d'hivernage, tant dans l'hémisphère nord que sud, sont principalement situées dans les eaux subtropicales et tropicales de 10° à 23° de latitude, généralement le long des marges continentales ou près des îles et des systèmes de récifs au large. La parade nuptiale, l'accouplement, la mise bas et au moins les premières phases de l'allaitement ont lieu dans ces aires d'hivernage (Chittleborough, 1958, 1965; Dawbin, 1966; Clapham, 2018). Au début du printemps, le rorqual à bosse migre vers des zones productives d'eau froide, généralement sur des plateaux continentaux de 35° à 65° de latitude, où il s'alimente abondamment pendant l'été et l'automne. Après avoir accumulé des réserves de graisse pendant la période d'alimentation, le rorqual migre ensuite vers ses aires d'hivernage où il se nourrit peu, voire pas du tout, jusqu'à ce qu'il retourne une fois de plus dans les aires d'alimentation.

Le rorqual à bosse est un « engouffreur » et peut se nourrir grâce à l'engouffrement latéral dans des bancs denses de crustacés euphausiacés (krill) ou de bancs de petits poissons. Dans les eaux canadiennes du Pacifique, le rorqual à bosse se trouve principalement sur le plateau continental et dans les eaux littorales tout le long de la côte, qui constituent un habitat d'alimentation productif (Mackas *et al.*, 1997; Ware et Thomson, 2005; Nichol *et al.*, 2010). Les aires où les processus océanographiques, tels que le mélange maréal, les tourbillons, les remontées d'eau, les courants dus au vent et aux vagues, ainsi que les caractéristiques bathymétriques, qui ont tendance à concentrer les proies sont particulièrement importantes pour le rorqual à bosse en quête de nourriture (Nichol *et al.*, 2010; Dalla Rosa *et al.*, 2012). Les détroits, les bras de mer et les chenaux côtiers, comme le système de fjord de Kitimat (Keen *et al.*, 2017, 2018), constituent des milieux d'alimentation clés pour le rorqual à bosse en Colombie-Britannique, particulièrement de la fin de l'été à l'automne. Les eaux hauturières au-delà de la pente du plateau continental présentent de faibles densités de rorquals à bosse pendant la saison d'alimentation estivale (Wright *et al.*, 2021; Doniol-Valcroze *et al.*, sous presse), mais sont utilisées comme couloirs de migration vers et depuis les aires d'hivernage par les rorquals à bosse qui s'alimentent en Colombie-Britannique et en Alaska (Palacios *et al.*, 2019).

En raison de la forte fidélité des individus à des sites d'alimentation particuliers, qui est influencée par les mères et qui peut persister pendant des décennies (Pierzalowski *et al.*, 2016; Gabriele *et al.*, 2017; Wray *et al.*, 2021), les baleines peuvent effectuer peu de déplacements entre les zones d'habitat, même à petite échelle. Ainsi, les zones d'habitat ne sont pas d'importance égale pour tous les individus de la population. Les spécialisations alimentaires de certains individus et les groupes d'alimentation coopérative, dont ceux qui ciblent les poissons se rassemblant en bancs, rendent les zones d'habitat abritant des concentrations de ces espèces fourragères plus importantes que d'autres pour les rorquals ayant des besoins précis en matière d'alimentation (Pierzalowski, 2016; McMillan *et al.*, 2019; Wray *et al.*, 2021).

## **Déplacements, migration et dispersion**

Les raisons pour lesquelles les rorquals à bosse migrent entre les aires d'hivernage des basses latitudes tropicales et subtropicales et les aires d'alimentation estivales des hautes latitudes tempérées à subpolaires font l'objet de débats (Chittleborough, 1965; Baker *et al.*, 1986; Katona et Beard, 1990). Ces migrations sont parmi les plus longues de tous les mammifères (Clapham, 2018). Les explications possibles incluent l'évitement de la prédation des baleineaux par les épaulards (*Orcinus orca*) dans les aires de hautes latitudes (Corkeron et Connor, 1999; Connor et Corkeron, 2001) et l'augmentation potentielle du succès reproductif obtenu plus tard dans la vie des baleineaux nés en eaux chaudes (c.-à-d. qu'ils peuvent consacrer plus d'énergie à la croissance et au développement; Clapham, 2001).

Les rorquals à bosse ont tendance à maintenir des caps directionnels remarquablement constants lorsqu'ils nagent vers et depuis leurs destinations migratoires (Horton *et al.*, 2011; Palacios *et al.*, 2019). Le suivi de trois individus à l'aide d'étiquettes satellites de Maui, à Hawaï, à Haida Gwaii, en Colombie-Britannique, a montré qu'ils ont passé 30 à 44 jours en migration et qu'ils ont parcouru de 4 300 à 5 000 km (Palacios *et al.*, 2019). Le moment de la migration est échelonné en fonction de l'âge, du sexe et de l'état reproducteur. Les juvéniles et les femelles sans petit arrivent plus tôt dans les aires d'hivernage hawaïennes et repartent plus tôt que les mâles et les femelles gravides sur le point de mettre bas et les femelles accompagnées d'un baleineau (ayant mis bas tard au cours de la migration; Craig *et al.*, 2003). Les mâles matures restent plus longtemps dans les aires d'hivernage, probablement pour maximiser les occasions d'accouplement. Les rapports entre les sexes, qui sont à peu près égaux dans les aires d'alimentation, peuvent être de deux mâles ou plus par femelles dans les aires d'hivernage, très probablement en raison du séjour plus long des mâles et peut-être du fait que certaines femelles restent dans les aires d'alimentation pendant l'hiver (Brown *et al.*, 1995; Craig *et al.*, 2003; Straley *et al.*, 2018).

La forte philopatrie natale vers les aires d'hivernage et la fidélité aux aires d'alimentation influencée par les mères ont donné lieu à une mosaïque de groupements régionaux génétiquement différenciés de rorquals à bosse dans chaque bassin océanique. La dispersion entre les populations des hémisphères nord et sud est rare (on estime deux ou trois migrants par génération), ce qui est probablement dû au fait que leurs habitudes migratoires saisonnières sont déphasées de six mois (Jackson *et al.*, 2014). Dans le Pacifique Nord, les correspondances par photo-identification et les similitudes de chant entre les principales aires d'hivernage indiquent qu'il peut y avoir un échange important d'individus entre les populations (voir la section **Unités désignables**; Darling et Cerchio, 1993; Cerchio *et al.*, 2001; Forestell et Urbán, 2007; Calambokidis *et al.*, 2008; Darling *et al.*, 2019a, 2022). Les échanges peuvent concerner davantage les mâles que les femelles (Baker *et al.*, 2013), car des données probantes soulignent un flux génique en faveur des mâles entre les aires d'hivernage. Les échanges entre les aires d'alimentation dans le Pacifique Nord sont peu courants et limités sur le plan spatial. La photo-identification des rorquals à bosse dans les eaux de la Colombie-Britannique permet de noter un certain échange avec les rorquals des eaux adjacentes – ceux du nord de la Colombie-Britannique ont principalement des échanges avec les rorquals du sud-est de l'Alaska, et ceux du sud de la Colombie-Britannique, avec les rorquals de l'État de Washington (Calambokidis *et al.*, 2008).

## Relations interspécifiques

Dans les eaux canadiennes, les rorquals à bosse se nourrissent principalement de deux espèces de crustacés euphausiacés, *Euphausia pacifica* et *Thysanoessa spinifera*, bien que des copépodes (*Calanus* spp.) et des larves de crabes dormeurs (*Metacarcinus magister*) constituent également des proies (Ford *et al.*, 2009; Ford, 2014; Keen, 2017). Les espèces de poissons faisant partie de leur régime alimentaire comprennent le hareng du Pacifique, le lançon gourdeau, la sardine du Pacifique (*Sardinops sagax*), le merlu du Pacifique (*Merluccius productus*), le lançon du Pacifique (*Cololabis saira*), les éperlans



(famille des Osméridés), le capelan (*Mallotus villosus*), la goberge de l'Alaska (*Gadus chalcogrammus*) et l'anchois du Pacifique (*Engraulis mordax*) (Ford *et al.*, 2009; Ford, 2014; Keen, 2017; Reidy, comm. pers., 2021).

Un examen du contenu stomacal de rorquals à bosse tués par des baleiniers en Colombie-Britannique de 1949 à 1965 a montré que les euphausiacés étaient de loin la proie la plus courante (Ford *et al.*, 2009; Ford, 2014). Sur les 287 estomacs contenant des restes de nourriture, 263 (92 %) ne comptaient que des euphausiacés (*E. pacifica* et *T. spinifera*), 12 (4 %), seulement des copépodes, et 2 (0,7 %), seulement du hareng du Pacifique. Les autres estomacs contenaient des mélanges des trois proies, un autre comptait un mélange d'euphausiacés et de balaous du Pacifique, et un autre ne contenait que de petits (~5 cm) calmars (Ford *et al.*, 2009; Ford, 2014). Il convient de noter que la plupart de ces baleines ont été tuées à 15 km ou plus de la côte. Les poissons se rassemblant en bancs constituent probablement une proie plus importante dans les eaux littorales, comme cela a été observé dans le sud-est de l'Alaska (Gabriele *et al.*, 2017).

Bien que la prédation de rorquals à bosse nouveau-nés par des requins ait été observée dans les aires d'hivernage, elle semble peu fréquente (Pitman *et al.*, 2015; Weller, 2018). Les épaulards sont probablement le seul prédateur important des rorquals à bosse, bien que l'étendue et l'importance écologique de cette prédation aient fait l'objet d'un débat considérable dans la littérature (voir par exemple Mizroch et Rice, 2006; Mehta *et al.*, 2007; Ford et Reeves, 2008; Pitman *et al.*, 2015). Selon Corkeron et Connor (1999), la pression de la prédation exercée par les épaulards dans les eaux de hautes latitudes est la principale raison pour laquelle les rorquals à bosse migrent vers les aires d'hivernage tropicales et subtropicales. Les épaulards sont présents en faible densité dans ces eaux chaudes, de sorte que le risque pour les baleineaux nouveau-nés serait réduit. Bien que cette hypothèse ait été contestée par Clapham (2001, mais voir la réfutation par Connor et Corkeron, 2001), il semble probable que la prédation par les épaulards ait au moins façonné les modèles de comportement, y compris la migration, des rorquals à bosse et des baleines à fanons en général (Reeves *et al.*, 2006; Ford et Reeves, 2008).

Contrairement aux autres Balénoptéridés, les rorquals à bosse n'ont pas la vitesse nécessaire pour fuir les épaulards qui les attaquent. Au lieu de cela, ils se défendent activement et énergiquement, ainsi que leurs baleineaux, en utilisant leurs longues nageoires pectorales et leurs nageoires caudales comme armes (Ford et Reeves, 2008). Ces appendices sont généralement fortement incrustés de balanes (les balanes *Coronula diadema* et *C. reginae* et l'anatife *Conchoderma auritum*) qui renforcent leur efficacité en tant qu'armes défensives. Cette stratégie de « combat » contre les prédateurs semble être un succès puisque les épaulards mangeurs de mammifères et les rorquals à bosse adultes s'ignorent habituellement dans les aires d'alimentation en Colombie-Britannique et dans le sud-est de l'Alaska (Dolphin, 1987; Ford et Ellis, 1999; Ford et Reeves, 2008). Les baleineaux et les juvéniles sont toutefois vulnérables aux attaques des prédateurs (Pitman *et al.*, 2015; Saulitis *et al.*, 2015). Des cicatrices ressemblant à des marques de râtelier laissées par les dents d'épaulards sont souvent observées sur les nageoires caudales des rorquals à bosse, ce qui témoigne d'une attaque infructueuse. Dans l'est du

Pacifique Nord, les marques de râteau sont présentes sur jusqu'à 31 % des rorquals à bosse photo-identifiés (Steiger *et al.*, 2008). De telles cicatrices sont généralement notées au cours de la première année du baleineau et sont probablement acquises lors de la migration depuis l'aire d'hivernage en compagnie de la mère (Clapham, 2001; Mehta *et al.*, 2007). Cela donne à penser que les actions défensives de la mère sont souvent efficaces. De nouvelles cicatrices sont rarement observées sur les individus après leur première année (Mehta *et al.*, 2007), ce qui laisse croire que les épaulards ciblent les jeunes de l'année et que les juvéniles plus âgés survivent rarement aux attaques.

## **Adaptations physiologiques, comportementales et autres**

Les rorquals à bosse sont capables de tolérer la large gamme de températures océaniques rencontrées entre leurs aires d'alimentation de hautes latitudes, qui sont souvent proches des eaux couvertes de glace, et leurs aires d'hivernage tropicales à subtropicales. Il est remarquable de constater que les migrations vers et depuis les aires d'hivernage sont parmi les plus longues de tous les mammifères, mais que peu, voir aucune alimentation n'a lieu pendant la migration ou dans les aires d'hivernage (Clapham, 2018).

Les rorquals à bosse sont remarquables parmi les baleines à fanons, car ils présentent la plus grande diversité de régimes alimentaires et de comportements pour acquérir leurs proies. Dans le Pacifique Nord, l'espèce se nourrit d'une variété de proies comprenant des crustacés zooplanctoniques (dont le krill) et de petits poissons se rassemblant en bancs. Diverses tactiques d'alimentation novatrices ont été décrites chez les rorquals à bosse alors qu'ils s'alimentent de différentes proies, notamment l'engouffrement latéral, l'attaque soudaine, le piégeage et le « filet de bulles » (Weinrich *et al.*, 1992; Sharpe, 2001; McMillan *et al.*, 2019). Ces innovations comportementales semblent être acquises et maintenues dans les populations par apprentissage social et transmission culturelle (Allen *et al.*, 2013; McMillan *et al.*, 2019). La tactique la plus complexe, soit l'alimentation en groupe avec filet de bulles, est une technique coopérative utilisée pour encercler ou confondre les harengs du Pacifique ou d'autres poissons se rassemblant en bancs. Des groupes comptant jusqu'à 15 individus encerclent un banc de harengs dans un cylindre de bulles produites, puis remontent de manière synchrone par le centre, la bouche grande ouverte, engloutissant les proies. Les groupes d'alimentation sont composés d'individus qui travaillent régulièrement ensemble, chacun ayant typiquement sa propre position spatiale dans la formation (D'Vincent *et al.*, 1985; Sharpe, 2001; Burrows, 2017). Un « appel d'alimentation » fort et quasi continu est émis par au moins un animal du groupe, qui semble coordonner et synchroniser le processus et manipuler le hareng acoustiquement (Sharpe, 2001; Fournet *et al.*, 2018; Wray *et al.*, 2021).

Un exemple de l'innovation comportementale et de la plasticité des rorquals à bosse est l'émergence récente de la prédation des jeunes saumons relâchés par les éclosiers du sud-est de l'Alaska (Chenoweth *et al.*, 2017; Chenoweth, 2018). Les jeunes saumons sont relâchés en masse dans ces éclosiers, et leurs densités dans les eaux immédiatement adjacentes aux sites de remise à l'eau sont beaucoup plus élevées que ce qui est typique des saumons juvéniles sauvages qui migrent hors des cours d'eau de fraie.

Bien que les rorquals à bosse ne semblent pas se nourrir traditionnellement de jeunes saumons, certains individus ont découvert ces sites d'écloserie et arrivent avant ou pendant les remises à l'eau pour s'attaquer à ces bancs denses de jeunes saumons. Les baleines qui se nourrissent de jeunes saumons d'écloserie ont été observées en train d'utiliser une tactique d'alimentation novatrice appelée « rassemblement pectoral », qui n'a pas été notée ailleurs (Kosma *et al.*, 2019).

Il convient de noter que même si les individus peuvent faire preuve d'une grande fidélité à de petites aires d'alimentation localisées pendant de nombreuses années, les rorquals à bosse ont une certaine capacité à s'adapter aux conditions changeantes en se déplaçant vers d'autres aires d'alimentation. Dans la région de Glacier Bay, dans le sud-est de l'Alaska, 66 baleines ayant une longue histoire de fidélité au site ont disparu de 2014 à 2018 en réponse aux changements écosystémiques provoqués par la vague de chaleur marine de 2014 à 2016 (Neilson *et al.*, 2018). Bien qu'il soit probable que la plupart de ces baleines soient mortes (voir la section **Fluctuations et tendances**), au moins 12 d'entre elles sont revenues une fois de plus en 2019 (Gabriele et Neilson, 2020; Gabriele, comm. pers., 2021).

## **Facteurs limitatifs et adaptabilité**

Les facteurs limitatifs ne sont généralement pas d'origine humaine et comprennent des caractéristiques intrinsèques qui rendent l'espèce moins susceptible de répondre aux activités de conservation. Les facteurs limitatifs peuvent devenir des menaces s'ils entraînent un déclin de la population. Les rorquals à bosse sont longévifs et ont une base de proies variée, de même qu'une capacité démontrée à se rétablir après une diminution de la population (décrite par Clapham *et al.* [1999] comme une espèce remarquablement résiliente).

### Mortalité naturelle

En Colombie-Britannique et ailleurs dans le Pacifique Nord, les causes connues ou possibles de mortalité naturelle comprennent la prédation, les maladies, les biotoxines et (rarement) les échouages accidentels (Fisheries and Oceans Canada, 2013). Comme décrit à la section **Relations interspécifiques**, la prédation par l'épaulard des baleineaux lors de leur première migration depuis les aires d'hivernage et des juvéniles dans les aires d'alimentation estivales peut être une source importante de mortalité naturelle. De plus, le stress nutritionnel durant une récente vague de chaleur marine dans le golfe de l'Alaska semble avoir entraîné une émaciation, des taux de mortalité élevés et une réduction des taux de mise bas dans le sud-est de l'Alaska (voir la section **Abondance** pour de plus amples renseignements). Un nombre anormalement élevé de rorquals à bosse et de rorquals communs (*Balaenoptera physalus*) échoués a été observé de 2015 à 2016 en Colombie-Britannique et en Alaska, ce qui a conduit la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Fisheries à déclarer qu'il s'agissait d'un épisode de mortalité inhabituel (Savage, 2017). On a constaté que deux rorquals à bosse échoués en Colombie-Britannique présentaient des niveaux élevés d'acide domoïque et de saxitoxine, des neurotoxines produites par les algues planctoniques *Pseudo-nitzschia* et *Alexandrium*

spp., respectivement, que les rorquals à bosse peuvent ingérées par le biais de leurs proies planctophages. Bien que le rôle des neurotoxines dans la mort de ces individus ne soit pas confirmé, la saxitoxine a été impliquée dans la mort de 14 rorquals à bosse dans la région de Cape Cod en 1987 (Geraci *et al.*, 1989).

### Fidélité au site

La forte fidélité au site dont font preuve les rorquals à bosse dans les aires d'alimentation traditionnelles (Pacifique Nord : Darling et McSweeney, 1985; Baker *et al.*, 1986; Craig et Herman, 1997; Gabriele *et al.*, 2017; voir les sections **Structure de la population** et **Unités désignables**) serait influencée par les mères. En d'autres termes, les rorquals à bosse sont susceptibles de retourner dans les aires d'alimentation visitées en premier lieu avec leur mère. Dans une étude pluriannuelle sur les rorquals à bosse photo-identifiés en Colombie-Britannique, plus de la moitié (57 %) des baleines observées qui étaient de retour (n = 585) ont été vues dans un rayon de 100 km de leur lieu d'observation des années précédentes (Rambeau, 2008). Des études à long terme dans le système du fjord de Kitimat réalisées dans la partie nord de la côte continentale britanno-colombienne ont montré que le taux de retour annuel moyen était de 50 % pour les 454 individus photo-identifiés (plage de 37 à 75 %; Wray *et al.*, 2021). Une telle fidélité à des aires d'alimentation particulières est susceptible de limiter le taux ou le modèle de réoccupation de l'habitat après la disparition des rorquals à bosse d'une aire donnée. Néanmoins, comme indiqué à la section **Tendances en matière d'habitat**, les rorquals à bosse sont actuellement présents dans la plupart des régions de la province où ils étaient régulièrement observés par le passé, y compris celles d'où ils avaient disparu après une période de chasse à la baleine intensive (Ford *et al.*, 2009; Ford, 2014).

## **TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS**

### **Sources de données, méthodes et incertitudes**

Les estimations de l'abondance des rorquals à bosse sont calculées à l'aide de deux méthodes principales : 1) les données de capture-recapture (ou d'observation/ré-observation) de baleines identifiées à l'aide de photographies de marques naturelles sur les nageoires caudales, qui sont généralement soulevées au-dessus de l'eau lorsque la baleine plonge, et 2) les données d'observation recueillies lors de relevés systématiques par navire le long de transects linéaires. Ces deux méthodes présentent une variété de biais potentiels pouvant être atténués grâce à des modèles statistiques. Les estimations de l'abondance par capture-recapture impliquent généralement des ensembles de données recueillies sur deux ans ou plus, avec des travaux sur le terrain spatiaux et temporels aussi cohérents que possible entre les périodes d'échantillonnage. De nombreux modèles statistiques ont été utilisés pour surmonter les biais dus à l'hétérogénéité (pour plus de détails, voir Barlow *et al.*, 2011). Les estimations de l'abondance à l'aide de données d'observations systématiques le long de transects linéaires (communément appelées « échantillonnage par distance »; Buckland *et al.*, 2001) utilisent de la même manière des protocoles de collecte de données sur le terrain et des conceptions de relevé

standardisées afin de réduire au minimum les biais dans la collecte de données, ainsi que divers modèles statistiques pour prendre en compte le biais de perception (c.-à-d. les animaux manqués par les observateurs même à des distances proches) et le biais de disponibilité (c.-à-d. les animaux qui restent immergés pendant le passage du navire et qui ne sont pas observés) (pour plus de détails, voir Doniol-Valcroze *et al.*, sous presse).

La plupart des estimations de l'abondance des rorquals à bosse du Pacifique Nord sont basées sur l'étude multinationale à grande échelle SPLASH réalisée de 2004 à 2006, qui a permis de recueillir plus de 18 000 photographies d'identification de la queue et un catalogue d'identification de près de 8 000 individus (Calambokidis *et al.*, 2008). Ces données ont servi dans divers exercices de modélisation de capture-recapture pour estimer l'abondance dans l'ensemble du bassin océanique ainsi que dans les aires d'alimentation estivales et d'hivernage.

Des estimations de l'abondance propres aux eaux canadiennes du Pacifique ont été produites à l'aide de la modélisation de capture-recapture des données de photo-identification et de relevés systématiques par navire. Rambeau (2008) a utilisé des données de photo-identification recueillies de mai à septembre 1992 à 2006 pour estimer l'abondance dans les eaux littorales de la côte britanno-colombienne. Étant donné que les activités sur le terrain ont augmenté au cours de la série chronologique, Rambeau a fourni une approximation des activités en utilisant le nombre total de jours par année où des photographies ont été prises. Cet indice des activités a ensuite été incorporé dans un modèle de capture-recapture Jolly-Seber pour estimer l'abondance, en corrigeant une partie du biais positif introduit par l'augmentation des activités temporelles et spatiales.

Ashe *et al.* (2013) ont élaboré une série d'estimations de l'abondance par capture-recapture pour le système du fjord de Kitimat (partie nord de la côte continentale de la Colombie-Britannique) pour 2004-2011. Ils ont utilisé l'estimateur de Chapman, qui suppose l'homogénéité de la capture dans les échantillons, pour sept paires d'années au cours de cette période afin d'estimer les tendances de l'abondance. Wray et Keen (2021) ont aussi élaboré des estimations de l'abondance récentes pour cette localité sur la période de 2004 à 2019 d'après le modèle Jolly-Seber. De plus, la Raincoast Conservation Foundation a effectué une série de relevés systématiques par transects linéaires dans les eaux côtières de 2004 à 2008 (Williams et Thomas, 2007; Best *et al.*, 2015). Aucun effort de relevé n'a été entrepris au large des côtes ouest de l'île de Vancouver et de Haida Gwaii. La conception du relevé utilisée dans ces études, qui a été spécifiquement établie pour le littoral complexe de la Colombie-Britannique (Thomas *et al.*, 2007), a également été adoptée par Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse) pour la composante côtière d'un relevé systématique complet des eaux canadiennes du Pacifique en 2018 qui, pour la première fois, comprenait des zones hauturières jusqu'à la limite de la zone économique exclusive de 200 milles marins.

## Abondance

### Pacifique Nord

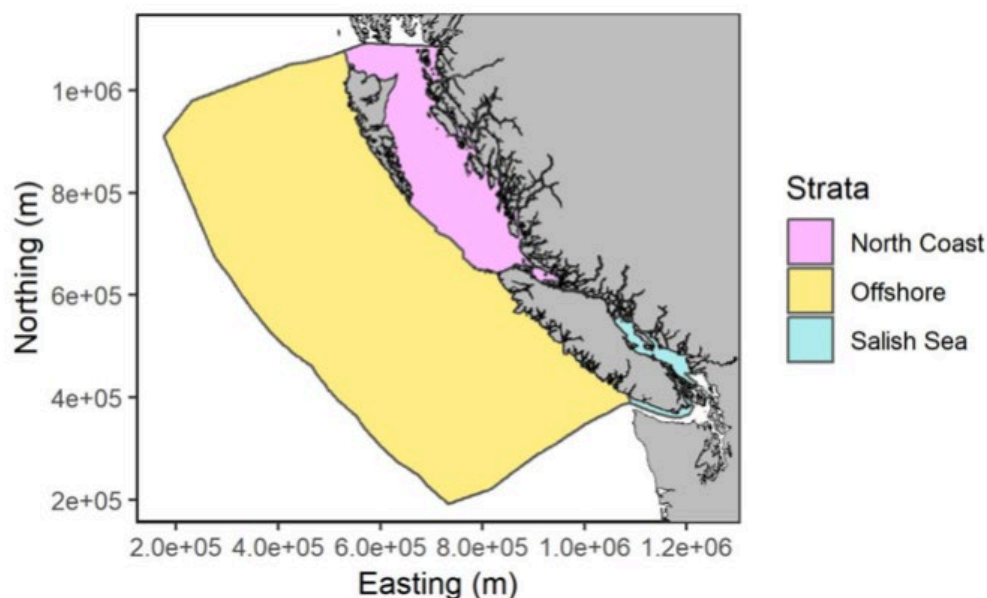
L'estimation la plus récente de l'abondance des rorquals à bosse à l'échelle du bassin océanique provient de l'étude SPLASH de 2004 à 2006, qui a donné lieu à une estimation de 21 808 individus (CV = 0,04; Barlow *et al.*, 2011). En 2010-2012, une série de relevés d'observation POWER (Pacific Ocean Whale and Environment) de l'International Whaling Commission a permis une estimation indépendante de 14 407 individus (CV = 0,56) dans l'est du Pacifique Nord (170 °E à 135 °O au nord du 40 °N) et dans l'est de la mer de Béring (Inai *et al.*, 2018).

### Eaux canadiennes du Pacifique

Plusieurs estimations de l'abondance sont disponibles pour des portions des eaux canadiennes du Pacifique et sont basées sur des relevés le long de transects linéaires et de photo-identification. De 2004 à 2008, Best *et al.* (2015) ont effectué des relevés le long de transects linéaires dans une grande partie des eaux côtières de la Colombie-Britannique, sauf au large des côtes ouest de l'île de Vancouver et de Haida Gwaii ou au-delà du plateau continental au large du détroit de la Reine-Charlotte. Leur estimation de l'abondance moyenne (tous les individus, pas seulement ceux qui sont matures) de 1 541 individus (CV = 0,13) était visiblement une sous-estimation pour les eaux canadiennes, car la zone d'étude ne comprenait pas de zones substantielles d'habitat pour les rorquals à bosse. Les études de photo-identification des rorquals à bosse dans les eaux littorales de 1992 à 2006 ont produit des estimations de l'abondance allant de 1 428 à 3 856 individus (à travers une gamme de modèles; Rambeau, 2008). La meilleure estimation pour 2006 a été considérée comme étant de 2 145 individus (LC à 95 % = 1 970-2 331) (Rambeau, 2008; Ford *et al.*, 2009). Cela sous-estime également l'abondance réelle en Colombie-Britannique puisque peu ou pas d'efforts ont été entrepris dans plusieurs zones de la côte, notamment le long de la pente du plateau continental où les densités de rorquals à bosse ont tendance à être élevées.

En 2018, le ministère des Pêches et des Océans (MPO) a effectué un relevé complet par navire le long de transects linéaires ciblant les cétacés, connu sous le nom de PRISMM (Relevé aérien international de la mégafaune marine dans la région du Pacifique). Deux approches analytiques distinctes ont permis d'estimer l'abondance à partir des données d'observation de ce relevé : Wright *et al.* (2021) ont utilisé le modèle de la densité à la surface (MDS), tandis que Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse) ont employé des méthodes d'échantillonnage par distance basées sur la conception. Wright *et al.* (2021) ont divisé la zone d'étude en trois strates (figure 5), et les estimations de l'abondance des rorquals à bosse ont été calculées pour chaque strate (tableau 1). L'abondance totale estimée en utilisant le MDS était de 7 030 individus (LC à 95 % = 5 733-8 620, CV = 0,10). Différentes strates ont été utilisées dans l'approche basée sur la conception de Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse; figure 6). Leurs estimations de l'abondance pour ces strates sont présentées dans le tableau 2. L'abondance totale à l'échelle de la côte selon l'approche basée sur la conception a été estimée à 12 460 individus (LC à 95 % =

8 349-18 596, CV = 0,20). Aucune de ces estimations de l'abondance totale n'est ajustée pour tenir compte du biais de disponibilité (baleines manquées pendant les relevés alors qu'elles étaient sous l'eau) ou du biais de perception (baleines manquées sur la ligne de transect alors qu'il était possible de les observer à la surface). En raison de l'instabilité de l'ajustement du MDS à la strate de la haute mer, qui contenait le plus grand nombre d'observations de rorquals à bosse, Wright *et al.* (2021) ont une plus grande confiance dans l'exactitude de l'estimation de l'abondance établie par Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse).



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Northing = Ordonnée  
 Easting = Abscisse  
 Strata = Strates  
 North Coast = Nord de la côte  
 Offshore = Haute mer  
 Salish Sea = Mer des Salish

Figure 5. Strates dans le relevé PRISMM de 2018 du MPO utilisées par Wright *et al.* (2021) : les strates affichées ici sont celles de la haute mer (jaune), de la partie nord de la côte (rose) et de la mer des Salish (bleu). Les estimations de l'abondance pour ces strates se trouvent au tableau 1.

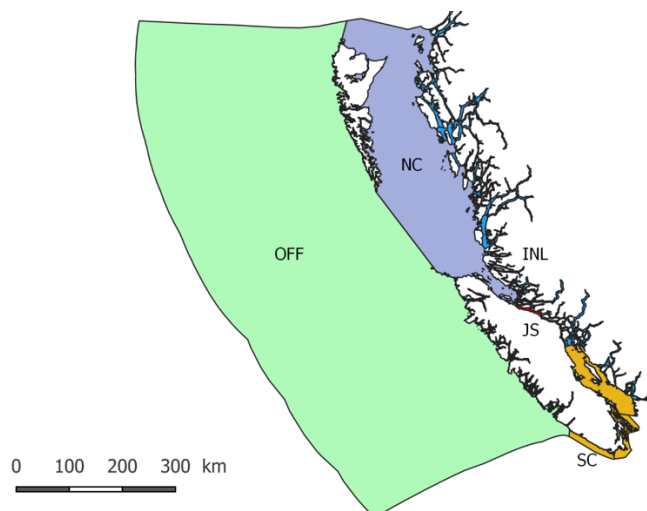


Figure 6. Strates dans le relevé PRISMM de 2018 du MPO utilisées par Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse). Les strates affichées ici sont celles du bloc hauturier (OFF) et du bloc côtier : 1) nord de la côte (NC), 2) sud de la côte (SC), 3) détroit de Johnstone (JS), 4) bras de mer continentaux (INL). Les estimations de l'abondance pour ces strates se trouvent au tableau 2.

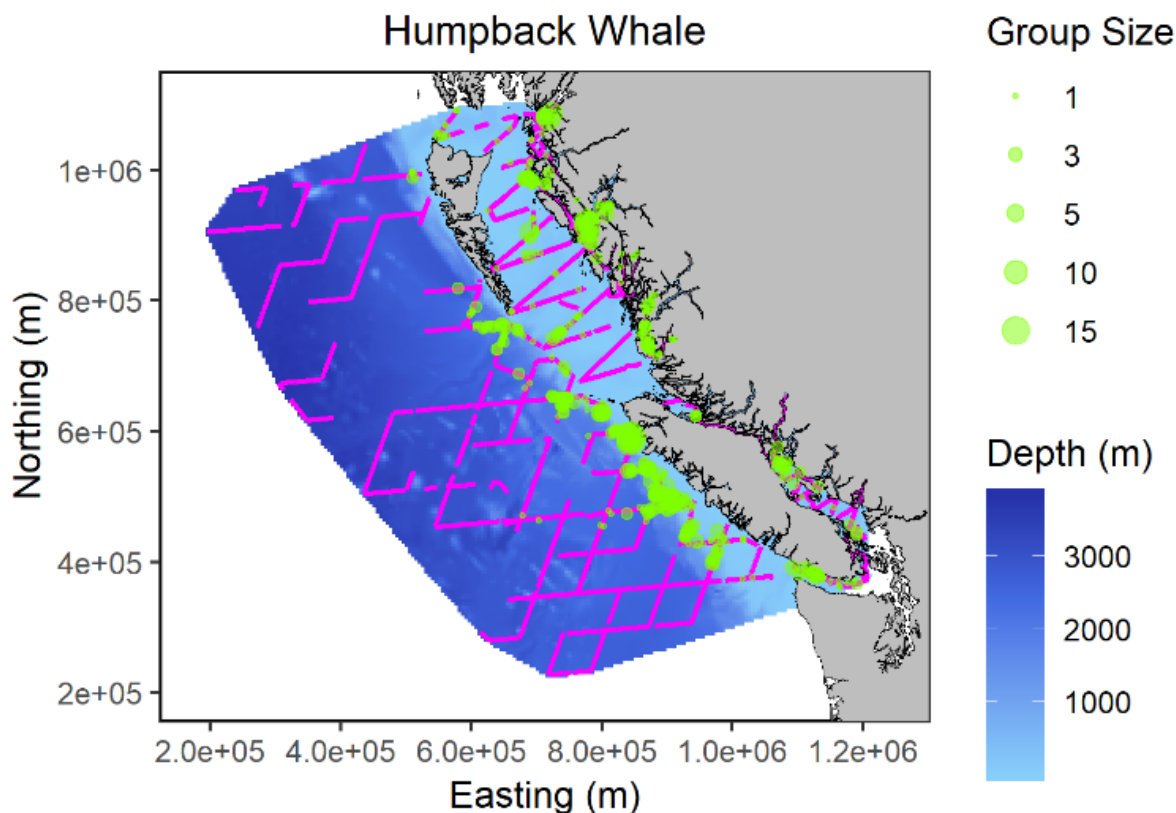
**Tableau 1. Estimations de l'abondance des rorquals à bosse provenant du relevé PRISMM du MPO en 2018, à l'aide de la modélisation de la densité à la surface. N = abondance estimée en surface, CV = coefficient de variation des estimations d'abondance, I95 et S95 = limites de confiance à 95 % inférieure et supérieure. Les strates du relevé sont présentées à la figure 6. Source : Wright *et al.* (2021). Il est à noter que ces estimations ne sont pas corrigées pour tenir compte du biais de disponibilité.**

STRATE	N	CV	I95	S95
Haute mer	4 935	0,13	3 865	6 303
Nord de la côte	1 816	0,13	1 403	2 351
Mer des Salish	279	0,40	130	596
Total	7 030	0,10	5 733	8 620

**Tableau 2. Estimations de l'abondance des rorquals à bosse provenant du relevé PRISMM du MPO en 2018, à l'aide de méthodes d'échantillonnage par distance fondées sur la conception. n = nombre de groupes observés, N = abondance estimée en surface, CV = coefficient de variation des estimations d'abondance, I95 et S95 = limites de confiance à 95 % inférieure et supérieure. Les strates du relevé sont présentées à la figure 7. Source : Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse).**

STRATE	n	N	CV	I95	S95
Nord de la côte (NC)	85	2 009	0,31	1 094	3 689
Détroit de Johnstone (JS)	0	0	0,00	0	0
Bras de mer continentaux (INL)	153	1 352	0,45	543	3 366
Sud de la côte (SC)	36	431	0,39	202	919
Haute mer (OFF)	346	8 668	0,27	5 083	14 780
Total	620	12 460	0,20	8 349	18 596





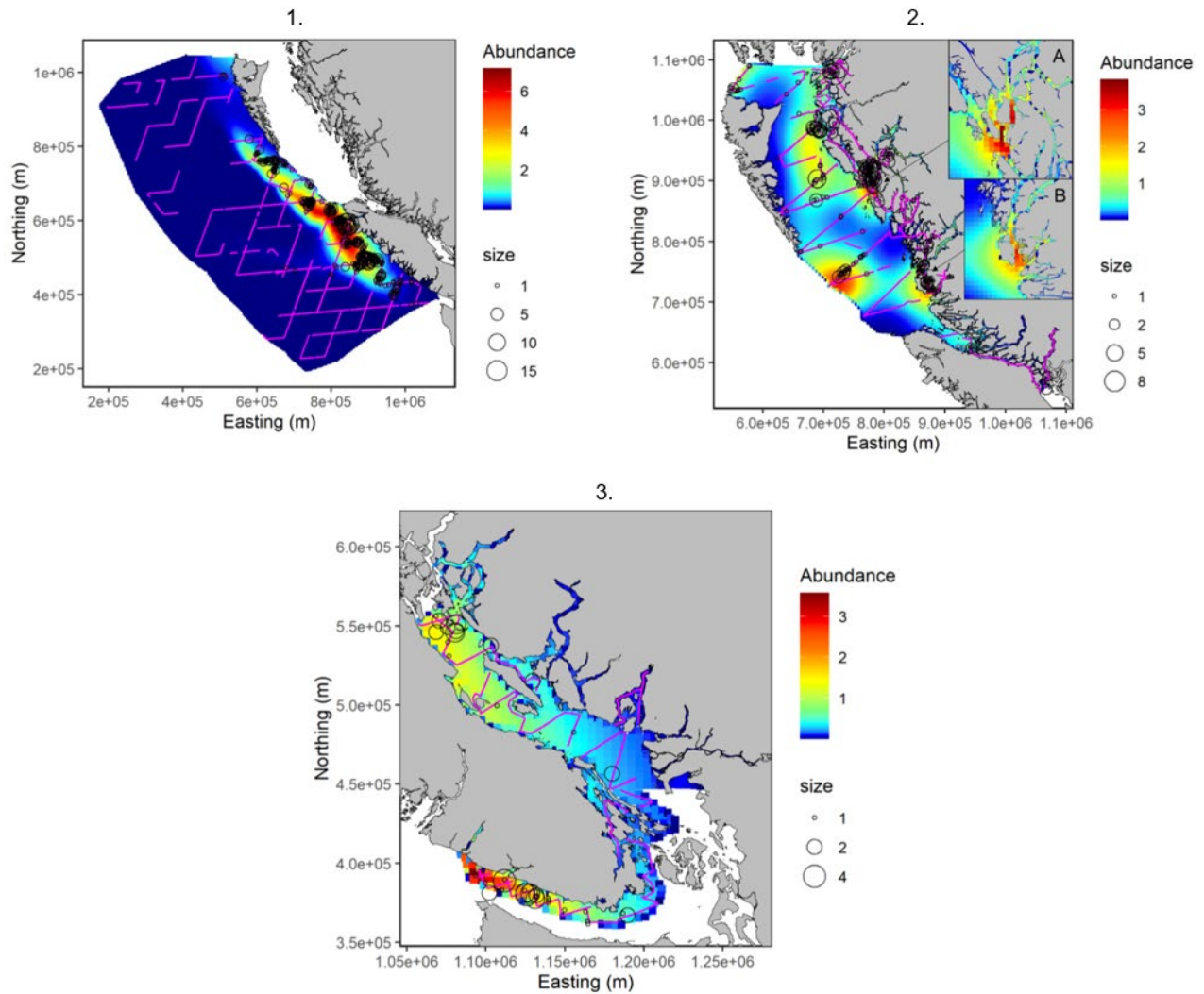
**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Northing = Ordonnée  
 Easting = Abscisse  
 Humpback Whale = Rorqual à bosse  
 Group size = Taille du groupe  
 Depth = Profondeur

Figure 7. Tracés visuels réalisés lors des relevés (indiqués en magenta) et observations (points verts) de rorquals à bosse pendant le relevé PRISMM du MPO en 2018. Tiré de Doniol-Valcroze *et al.* (sous presse).

La plupart des observations de rorquals à bosse dans le cadre du relevé PRISMM ont été faites sur le plateau et le talus continentaux au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, et très peu ont été faites en eaux profondes au-delà du plateau (figure 7). Les densités estimées dans les strates du MDS de Wright *et al.* (2021) sont présentées à la figure 8. L'abondance dans les strates combinées du nord de la côte et des bras de mer (Doniol-Valcroze *et al.*, sous presse) était de 3 361 individus (LC à 95 % = 1 993-5 669), soit plus du double de l'estimation de 1 541 (LC à 95 % = 1 187-2 000) pour les mêmes strates provenant des relevés de 2004 à 2008 (Best *et al.*, 2015). L'abondance dans la strate du sud de la côte (qui englobe la mer des Salish) en 2018 était estimée à 431 individus (Doniol-Valcroze *et al.*, sous presse), alors qu'aucun rorqual n'a été observé dans cette strate lors des relevés de 2004 à 2008. Cela est cohérent avec d'autres données probantes indiquant une forte augmentation de l'abondance dans la mer des Salish au cours de la dernière décennie (Calambokidis *et al.*, 2017; Miller, 2020). En

utilisant la proportion d'individus matures de 0,62 proposée par Taylor *et al.* (2007), l'abondance totale estimée des rorquals à bosse en Colombie-Britannique en 2018 serait de 7 725 individus matures (LC à 95 % = 5 176-11 529). Il s'agit très probablement d'une sous-estimation, car, comme il a été mentionné plus haut, le nombre n'est pas corrigé pour tenir compte des biais de disponibilité ou de perception.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**

Northing = Ordonnée  
 Easting = Abscisse  
 Abundance = Abondance  
 Size = Taille

Figure 8. Densités estimées de rorquals à bosse à partir d'un modèle de la densité à la surface pour les strates 1) de haute mer, 2) du nord de la côte et 3) de la mer des Salish. La couleur de remplissage indique le nombre d'individus par cellule de grille de 25 km<sup>2</sup>. D'après Wright *et al.* (2021).

## Aires d'hivernage

La plus grande partie des rorquals à bosse qui fréquentent les eaux canadiennes du Pacifique migrent vers les aires d'hivernage d'Hawaï et du Mexique. L'estimation la plus récente de l'abondance, basée sur un modèle de capture-recapture multi-strates utilisant la photo-identification de l'étude SPLASH effectuée à Hawaï de 2004 à 2006, est de 11 571 individus (CV = 0,04; Wade, 2017). Les baleines utilisant l'aire d'hivernage d'Hawaï migrent également vers des aires d'alimentation côtières à l'extérieur de la Colombie-Britannique, principalement en Alaska, depuis les îles Aléoutiennes jusqu'au sud-est de l'Alaska (Calambokidis *et al.*, 2008). Les meilleures estimations de l'abondance pour les aires d'hivernage mexicaines sont basées sur les données de photo-identification recueillies pendant l'étude SPLASH de 2004 à 2006. Les estimations utilisant les modèles de capture-recapture de Chapman/Petersen étaient de 6 000 à 7 000 individus dans les trois principales zones de concentration constituant les aires d'hivernage mexicaines (côte continentale, Basse-Californie et archipel de Revillagigedo; Calambokidis *et al.*, 2008). Toutefois, une modélisation plus récente du même ensemble de données a permis d'obtenir des estimations moins élevées de 4 910 individus (CV = 0,09) selon un modèle de Chao et de 2 806 individus (CV = 0,06) selon un modèle de capture-recapture multi-strates (Wade *et al.*, 2016; Wade, 2017). Comme pour les aires d'hivernage hawaïennes, les rorquals à bosse identifiés au Mexique migrent vers des aires d'alimentation à l'extérieur de la Colombie-Britannique, principalement en Californie et dans l'État de Washington et, dans une moindre mesure, dans le sud-est de l'Alaska (Calambokidis *et al.*, 2008).

## **Fluctuations et tendances**

### Pacifique Nord

Il existe seulement une estimation grossière de l'abondance des rorquals à bosse dans le Pacifique Nord avant le début de la chasse industrielle. Notant que quelque 28 000 rorquals à bosse ont été tués par des baleiniers à bord de navires et à terre dans le Pacifique Nord de 1905 à 1965, Rice (1978) a estimé qu'il y avait environ 15 000 rorquals à bosse dans tout le bassin au début du 20<sup>e</sup> siècle. Il considérait que ce chiffre était à peu près cohérent avec les statistiques de capture et avec notre connaissance de la dynamique des populations de baleines à fanon. Lorsque les rorquals à bosse ont finalement été protégés de la chasse en 1966, il ne restait plus qu'environ 1 200 à 1 400 individus dans le Pacifique Nord (Gambell, 1976).

Selon un modèle de capture-recapture, l'abondance totale des rorquals à bosse dans le Pacifique Nord a été estimée à 21 063 individus (CV = 0,04) au cours de la période de 2004 à 2006 (Barlow *et al.*, 2011). Cette estimation atteint près du double de celle provenant de travaux de photo-identification moins complets menés de 1990 à 1993, soit environ 8 000 (médiane d'une gamme d'estimations dans Calambokidis *et al.*, 1997). Cela équivaut à un taux de croissance de la population de 8,1 % par année pendant cette période de 13 ans (Barlow *et al.*, 2011). Les relevés de photo-identification à Hawaï, la plus grande des aires d'hivernage du Pacifique Nord, indiquent que l'abondance a augmenté d'environ 10 % par année de 1979 à 1996 (Mizroch *et al.*, 2004) et d'environ 7 % par

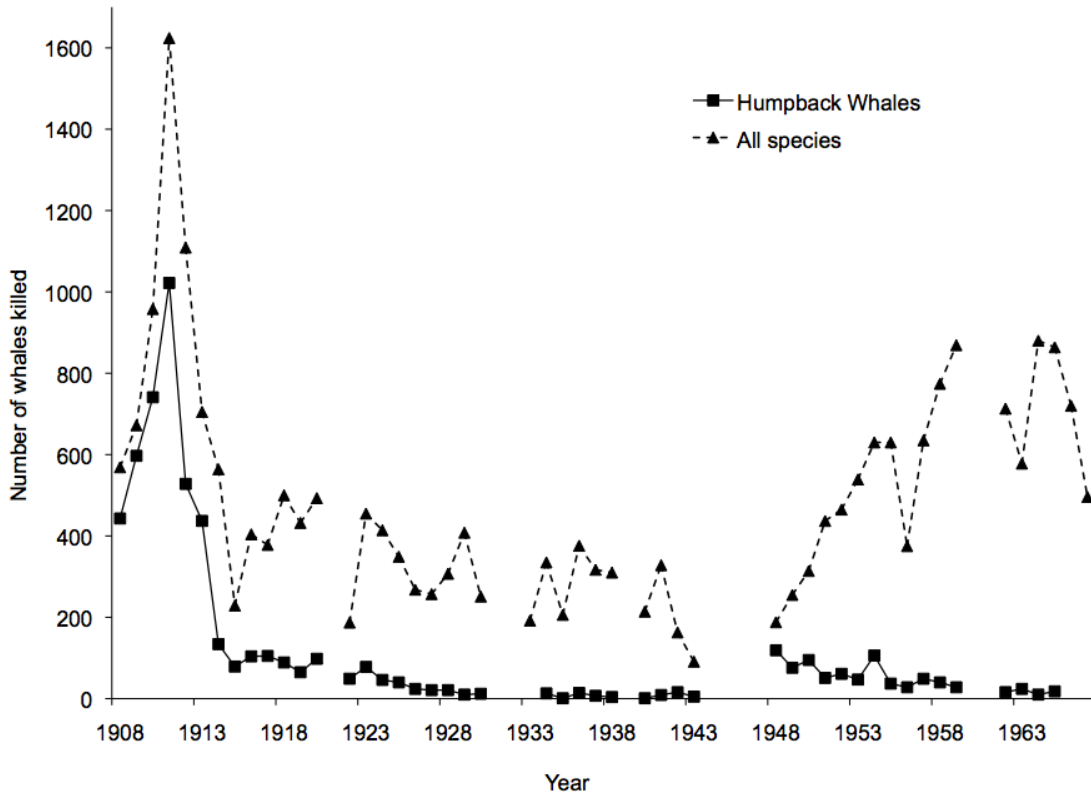
année entre les années 1990 et l'étude SPLASH menée de 2004 à 2006 (Wade *et al.*, 2016).

### Eaux canadiennes du Pacifique

Dans les eaux canadiennes du Pacifique, il existe des preuves manifestes d'une tendance à la hausse de l'abondance des rorquals à bosse depuis au moins les années 1990. Gaston *et al.* (2019) ont noté un taux d'augmentation annuel moyen de 6 % des observations de rorquals à bosse de 1990 à 2018 dans la baie Laskeek (île Moresby, Haida Gwaii). Les estimations corrigées de l'effort basées sur les données de photo-identification de 1992 à 2006 permettent d'obtenir un taux d'augmentation annuel moyen de 4,1 % (Rambeau, 2008; Ford *et al.*, 2009). Dans le système du fjord de Kitimat, dans la partie nord de la côte continentale de la Colombie-Britannique, les estimations de l'abondance ont augmenté considérablement de 2004 à 2011, passant de 68 à 137 individus (Ashe *et al.*, 2013), puis ont continué d'augmenter, doublant ainsi le nombre en 2015 (Wray et Keen, 2021). Comme indiqué plus haut, des estimations de l'abondance comparables provenant de relevés par transects linéaires dans les eaux côtières au nord de l'île de Vancouver ont plus que doublé de 2004-2007 à 2018 (Doniol-Valcroze *et al.*, sous presse), ce qui représente une hausse d'environ 8 % par an. Cet afflux de baleines dans la mer des Salish depuis environ 2010 a été frappant, le nombre de mentions aux réseaux publics d'observation ayant été multiplié par plus de dix, passant de moins de 100 à plus de 1 200 par année au cours des dernières années (Miller, 2020). Une partie de cette augmentation pourrait être attribuable au déplacement de baleines se trouvant généralement dans le sud-est de l'Alaska pendant la vague de chaleur de 2014 à 2016.

Les tendances relatives aux captures amenées dans les stations baleinières de la Colombie-Britannique au cours du 20<sup>e</sup> siècle peuvent fournir une certaine inférence sur l'abondance probable des rorquals à bosse en 1942, ce qui représente environ trois générations avant l'estimation de l'abondance de 2018 (en supposant une durée de génération de 25,5 ans; Cooke, 2018). De 1908 à 1965, au moins 5 638 rorquals à bosse ont été tués en Colombie-Britannique, dont plus de 4 000 ont été capturés au cours des dix premières années (1908-1917), avec un maximum de 1 022 en 1911 (Gregr *et al.*, 2000). À en juger par le schéma des captures en Colombie-Britannique (figure 9), il semble que la disponibilité locale des rorquals à bosse ait considérablement diminué vers 1915, et il est raisonnable de supposer une forte réduction de la population dans la région. La chasse à la baleine sur la côte de la Colombie-Britannique s'est poursuivie avec seulement quelques années d'interruption jusqu'en 1965, les rorquals à bosse représentant alors une proportion beaucoup plus faible du total des captures de baleines que ce n'était le cas avant 1915 (Nichol *et al.*, 2002). Le total des captures déclarées de rorquals à bosse de 1942 à 1965 était de 826 malgré la poursuite des activités de chasse (Ford, 2014), ce qui laisse croire que la population était sérieusement appauvrie. Ainsi, il est raisonnable de supposer que l'abondance en 2018 était considérablement plus importante qu'il y a trois générations (environ 1942). À l'aide des registres de chasse à la baleine et de méthodes de prévision *a posteriori*, Ford *et al.* (2009) ont estimé que l'abondance minimale au large de la côte ouest de l'île de Vancouver avant le début de la chasse industrielle à la baleine (c.-à-d. avant 1907) était d'au moins 4 200 individus. Compte tenu de l'estimation de

8 668 rorquals à bosse pour la strate en haute mer du relevé PRISMM de 2018, dont la plupart se trouvaient au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, il est possible que l'abondance actuelle ait atteint ou même dépassé les niveaux d'avant la chasse à la baleine.



**Veillez voir la traduction française ci-dessous :**  
 Number of whales killed = Nombre de baleines tuées  
 Year = Année  
 Humpback Whales = Rorquals à bosse  
 All species = Toutes les espèces

Figure 9. Prises déclarées de rorquals à bosse par rapport à toutes les espèces de baleines dans les stations baleinières de la Colombie-Britannique, 1908-1967. Données provenant de Nichol *et al.* (2002).

### Eaux adjacentes aux eaux canadiennes du Pacifique

Dans le nord des eaux canadiennes du Pacifique, l'abondance du rorqual à bosse a, jusqu'à récemment, affiché une croissance importante. Dans le nord du golfe de l'Alaska, l'abondance a augmenté d'environ 6,6 % par an de 1987 à 2003 (Zerbini *et al.*, 2006). Dans la région de Glacier Bay, dans le sud-est de l'Alaska, la population a connu une hausse d'une moyenne globale de 5,1 % par an de 1985 à 2013 (Gabriele *et al.*, 2017), et à un taux légèrement plus élevé de 7,7 % par an de 2002 à 2009 (Saracco *et al.*, 2013).

La tendance à la hausse de l'abondance depuis 28 ans dans la région de Glacier Bay a pris fin brusquement en 2014, lorsque l'abondance et les taux de mise bas ont commencé à diminuer fortement. En 2018, l'abondance des individus qui ne sont pas des baleineaux avait chuté de 56 % et la production de baleineaux est tombée à des niveaux bien inférieurs à la normale (0,041 petit par femelle adulte, contrairement à une moyenne de 0,27 de 1985 à 2013; Gabriele *et al.*, 2022). Environ un quart des individus observés étaient anormalement maigres, probablement à cause de la malnutrition (Neilson *et al.*, 2018). Sur les 66 individus qui présentaient une fidélité à long terme à la région (présence annuelle pendant plus de 10 ans), 29 (44 %) avaient disparu. Des déclin ont également été observés à Hawaï, qui est la principale destination migratoire des rorquals à bosse passant l'été dans la région de Glacier Bay. Cartwright *et al.* (2019) ont noté un déclin de 77 % du nombre de paires mère/petit observées lors des relevés systématiques au large de Maui, à Hawaï, de 2014 à 2018 comparativement aux années précédentes, et un déclin de 39 % des taux d'observation des rorquals à bosse adultes. De plus, au cours de cette période, l'énergie acoustique ambiante du chant des rorquals à bosse au large de Maui a diminué de plus de 50 % par rapport aux niveaux d'avant 2014 (Kügler *et al.*, 2020). En 2020, l'abondance dans la région de Glacier Bay semblait augmenter, avec le retour de certaines baleines « manquantes » ayant un historique de forte fidélité au site. On soupçonne fortement que les autres baleines « manquantes » sont mortes, car elles n'ont pas été identifiées ailleurs dans les aires d'alimentation ou dans l'aire d'hivernage hawaïenne (C. Gabriele, comm. pers., 2021; Neilson *et al.*, 2022). L'abondance et la production de baleineaux en 2021 étaient encore inférieures aux niveaux moyens d'avant 2014 (Neilson *et al.*, 2022).

Les déclin décrits ci-dessus ont été attribués à des changements écologiques importants dans le golfe de l'Alaska. Ils ont en effet été causés par une vague de chaleur marine provoquée par une série d'épisodes d'eau chaude au cours de la période de 2013 à 2016 (voir la section **Tendances de l'habitat historiques et à long terme**). L'étendue géographique des effets de cette vague de chaleur sur les rorquals à bosse n'est pas claire, principalement à cause du manque de relevés dans de nombreuses parties de leurs aires d'alimentation estivales. L'abondance des rorquals à bosse dans le détroit du Prince William, en Alaska, a fortement diminué après 2014, et lors de relevés effectués en 2017 et en 2018, on a observé que de nombreuses baleines étaient en mauvaise condition physique. En 2019, le nombre de baleines avait augmenté, mais était toujours inférieur aux niveaux d'avant 2014 (Moran et Straley, 2019).

Il existe des données selon lesquelles la vague de chaleur marine a affecté les rorquals à bosse, et ce au moins dans la partie nord des eaux canadiennes. Dans le système du fjord de Kitimat, l'abondance estimée des baleines a augmenté de 2004 (68 baleines, IC à 95 % = 49-85; Ashe *et al.*, 2013) à 2015 (271 baleines, IC à 95 % = 247-295), mais a ensuite diminué au cours de la période de 2016-2017 et a semblé se stabiliser en 2019 (205, IC à 95 % = 182-229) (Wray et Keen, 2021). De plus, le taux de mise bas a chuté de manière importante au cours de la période de 2013 à 2018 comparativement aux taux d'avant 2013 (Wray et Keen, 2020). Depuis 2020, le taux de mise bas semble à nouveau augmenter (Wray et Keen, 2021).

Au sud des eaux canadiennes du Pacifique, l'abondance du rorqual à bosse a montré une croissance régulière depuis plusieurs décennies. Les rorquals à bosse se nourrissant au large de l'Oregon et de la Californie ont augmenté à un taux moyen de 7,5 % par an de 1989 à 2018 (Calambokidis et Barlow, 2020). Un taux de croissance légèrement plus élevé a été observé dans la zone « État de Washington/sud de la Colombie-Britannique », qui comprend principalement les concentrations de rorquals à bosse qui chevauchent la frontière internationale dans la région de la mer des Salish et du banc Swiftsure, au sud-ouest de l'île de Vancouver (Calambokidis et Barlow, 2020). Un relevé par navire réalisé en 2018 dans les eaux états-uniennes, de la frontière mexicaine à la frontière canadienne, a permis d'estimer à 4 784 le nombre de rorquals à bosse (IC à 95 % = 2 658-8 609, CV = 0,31), soit plus du double de l'abondance estimée lors d'un relevé similaire en 2014 (Becker *et al.*, 2020).

Il y a peu d'indications que le déclin de l'abondance observé chez les rorquals à bosse de l'Alaska et du nord de la Colombie-Britannique de 2015 à 2018 ait été ressenti par les rorquals du sud de la Colombie-Britannique. L'abondance a continué à augmenter pendant cette période au large de la Californie, de l'Oregon, de l'État de Washington et du sud de la Colombie-Britannique (Calambokidis et Barlow, 2020). En outre, le nombre d'observations signalées de rorquals à bosse dans la mer des Salish a augmenté régulièrement pendant toute la période de 2011 à 2019, avec seulement une petite baisse en 2016 (Miller, 2020).

## **Immigration de source externe**

Les rorquals à bosse de la Colombie-Britannique ont des échanges avec des individus au nord et au sud (c.-à-d. que les rorquals qui fréquentent les eaux canadiennes sont régulièrement observés dans le sud-est de l'Alaska et l'État de Washington, respectivement; Calambokidis *et al.*, 2008). Certaines baleines qui migrent vers le sud-est de l'Alaska depuis leurs aires d'hivernage passent par la Colombie-Britannique (Palacios *et al.*, 2019), ce qui rend possible un certain degré d'immigration de source externe. Une forte fidélité aux sites d'alimentation influencée par les mères peut limiter le taux de retour des baleines dans l'habitat/les aires occupés par le passé (comme cela semble avoir été le cas pour la mer des Salish).

## **MENACES**

### **Tendances de l'habitat historiques et à long terme**

Bien qu'on n'ait pas observé de changement de la qualité de l'habitat disponible pour les rorquals à bosse dans l'est du Pacifique Nord, cette qualité a subi des fluctuations au cours des dernières décennies et, à certains égards, pourrait avoir diminué dans l'ensemble. Une série d'épisodes d'eau chaude se chevauchant a créé une « vague de chaleur marine » en 2014-2016, qui a eu des effets écosystémiques importants dans l'est du Pacifique Nord. Ces épisodes d'eau chaude, qui comprenaient un changement de l'oscillation décennale du Pacifique vers une phase positive (chaude) prononcée, une

anomalie océanique concomitante comprenant une lentille d'eau chaude massive (également connue sous le nom de « blob » ou « masse »), et un fort épisode El Niño/oscillation australe à partir de 2015, ont entraîné une baisse de la productivité à tous les niveaux trophiques (Bond *et al.*, 2015; Cavole *et al.*, 2016; Jones *et al.*, 2018; von Biela *et al.*, 2019). Ce changement prononcé de la qualité de l'habitat des rorquals à bosse de l'est du Pacifique Nord a été lié à des taux d'échouage inhabituellement élevés (Savage, 2017), à des déclin abrupts de l'abondance et de l'utilisation d'aires d'alimentation importantes et à des incidences accrues d'individus anormalement maigres dans le sud-est de l'Alaska (Neilson et Gabriele, 2020; Gabriele *et al.*, 2022), ainsi qu'à des baisses des taux de mise bas à Hawaï, dans le sud-est de l'Alaska et dans le nord de la Colombie-Britannique (Cartwright *et al.*, 2019; Neilson et Gabriele, 2020; Wray et Keen, 2020, 2021; Gabriele *et al.*, 2022). Cette vague de chaleur a également été associée à une mortalité massive et généralisée des Guillemots marmettes (*Uria aalge*), qui se nourrissent d'un grand nombre des mêmes poissons-fourrage que le rorqual à bosse (Piatt *et al.*, 2020), et de Stariques de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*) (Jones *et al.*, 2018), qui s'alimentent de crustacés euphausiacés, une autre proie importante du rorqual à bosse. Il existe des preuves substantielles selon lesquelles l'abondance et la valeur nutritionnelle du zooplancton et des poissons-fourrage ont considérablement diminué dans le golfe de l'Alaska pendant la vague de chaleur (von Biela *et al.*, 2019; Arimitsu *et al.*, 2021).

Ces épisodes anormaux d'eau chaude se sont atténués et il y a des indications que leurs effets sur les rorquals à bosse du sud-est de l'Alaska diminuent (Neilson et Gabriele, 2020). Cependant, de nombreux aspects de l'écosystème du golfe de l'Alaska n'ont pas encore retrouvé les conditions antérieures à la vague de chaleur (Suryan *et al.*, 2021). Il n'est pas clair si les récents épisodes climatiques en série et leurs conséquences sur les températures de l'océan représentent une tendance à long terme, bien que l'on puisse prévoir une augmentation des températures liée aux changements climatiques (Hu *et al.*, 2017; Suryan *et al.*, 2021).

Les tendances à long terme de l'abondance d'importantes espèces de poissons-fourrage peuvent également avoir une incidence sur l'habitat des rorquals à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique. La plupart des stocks de hareng du Pacifique, dont se nourrissent les rorquals à bosse dans la plupart des régions de la côte, ont vu leur abondance diminuer considérablement depuis les années 1980 et 1990, atteignant des niveaux historiquement bas au début des années 2000. Depuis, les stocks de hareng ont montré peu de signes de rétablissement (DFO, 2020). La sardine du Pacifique, un poisson-fourrage important pour le rorqual à bosse dans l'écosystème du courant de la Californie (Fleming *et al.*, 2016), est revenue dans les eaux canadiennes au début des années 1990 après une absence de plus de 40 ans. Un passage à des conditions océanographiques plus chaudes a entraîné une augmentation spectaculaire de l'abondance de la sardine du Pacifique au début des années 2000 (Emmett *et al.*, 2005), et en 2005, l'aire de répartition de cette espèce s'était étendue vers le nord jusqu'à Haida Gwaii et la partie nord de la côte continentale de la Colombie-Britannique. Les rorquals à bosse se sont largement nourris de sardines pendant cette période, en particulier le long de la côte ouest de l'île de Vancouver (Ford, 2014). Après avoir atteint un pic vers 2006,



l'abondance de la sardine a chuté précipitamment et se trouve à des niveaux très bas depuis 2013 (Hill *et al.*, 2019). Une fois de plus, cette espèce de proie semble être peu importante dans le régime alimentaire des rorquals à bosse dans les eaux canadiennes.

Un autre poisson-fourrage important pour les rorquals à bosse dans l'écosystème du courant de la Californie, notamment au large de la côte ouest des États-Unis, est l'anchois du Pacifique (Fleming *et al.*, 2016). Bien que l'anchois ait soutenu des pêches importantes dans la mer des Salish avant les années 1950, il a été largement absent de la région jusqu'à ce qu'il réapparaisse en abondance à partir de 2014 (Duguid *et al.*, 2019). Les rorquals à bosse ont également connu une augmentation marquée dans la mer des Salish depuis environ 2010 (Calambokidis *et al.*, 2017; Miller, 2020), et on a récemment observé qu'ils se nourrissaient d'anchois dans le détroit de Juan de Fuca (R. Reidy, comm. pers., 2021).

Le trafic maritime et les perturbations physiques et acoustiques qu'il cause entraînent une dégradation de la qualité de l'habitat (Erbe *et al.*, 2014, 2019; Blair *et al.*, 2016). Ce sujet est abordé à la section **Menaces actuelles et futures** ci-dessus.

Des inquiétudes ont été exprimées quant au déclin de la qualité de l'habitat dans les aires d'hivernage d'Hawaï (notamment dû à l'apport des puits d'injection d'eaux usées), mais dans l'ensemble, cet habitat est considéré comme étant en bon état pour les rorquals à bosse (Bettridge *et al.*, 2015). Les menaces éventuelles, telles que l'augmentation de la pollution côtière et le développement extracôtier de structures destinées à l'aquaculture et à des énergies de remplacement, doivent fait l'objet d'un suivi (D. Mattila, comm. pers., 2010).

## **Menaces actuelles et futures**

Les changements écosystémiques résultant des vagues de chaleur marines, intensifiés par le réchauffement climatique, constituent une menace pour les rorquals à bosse dans tout l'est du Pacifique Nord. Les principales menaces de mortalité d'origine humaine pour les rorquals à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique sont les collisions avec les navires et l'enchevêtrement dans les engins de pêche. Les perturbations ou les déplacements causés par le bruit sous-marin et les déversements de produits toxiques sont également préoccupants. Ces menaces sont décrites ci-dessous, selon le système unifié de classification des menaces de l'Union internationale pour la conservation de la nature-Partenariat pour les mesures de conservation [Conservation Measures Partnership] (UICN-CMP) (d'après Salafsky *et al.*, 2008), et sont classées par ordre approximatif (décroissant) d'importance.

### Vagues de chaleur marine (menace 11.1 de l'UICN)

Les changements écosystémiques provoqués par les vagues de chaleur marine constituent une menace actuelle et future pour les rorquals à bosse de l'est du Pacifique Nord. Comme il a été mentionné dans les sections **Fluctuations et tendances** et **Tendances historiques et à long terme de l'habitat** ci-dessus, une vague de chaleur

dans le golfe de l'Alaska de 2014 à 2016 a provoqué une réduction importante du taux de survie et du succès de la reproduction dans le sud-est de l'Alaska et probablement dans d'autres régions marines de l'Alaska. On pense que cela est dû à la réduction de la disponibilité des poissons-fourrage et des proies zooplanctoniques en raison des températures anormalement élevées de l'eau. Bien que les effets de cette vague de chaleur aient été prononcés dans les eaux de l'Alaska, il existe aussi des données selon lesquelles elle a pu réduire les taux de mise bas dans la partie nord de la côte de la Colombie-Britannique (Wray et Keen, 2020, 2021). L'augmentation de la température de l'océan peut également toucher les rorquals à bosse dans leurs aires d'hivernage de l'est du Pacifique Nord. On pense que les températures élevées de la surface de la mer ont causé une réduction récente de l'abondance des rorquals à bosse hivernant dans les zones côtières du Costa Rica, ce qui a peut-être entraîné un déplacement des baleines vers de plus hautes latitudes (p. ex. au large des côtes mexicaines et guatémaltèques) (Pelayo-Gonzalez *et al.*, 2022). En raison du réchauffement climatique, on prévoit que les vagues de chaleur marine deviendront plus fréquentes et plus intenses (Frölicher *et al.*, 2018; Suryan *et al.*, 2021). Lorsque les rorquals à bosse modifient leur répartition et leurs déplacements en réponse à une vague de chaleur marine, ils peuvent devenir plus vulnérables à des menaces telles que les collisions avec des navires et les enchevêtrements.

#### Collisions avec des navires (menace 4.3 de l'UICN)

Les rorquals à bosse ont tendance à occuper les zones côtières et le rebord du plateau continental où ils rencontrent fréquemment des navires, grands et petits. À l'échelle mondiale, le rorqual à bosse se classe au deuxième rang parmi les espèces de baleines les plus souvent signalées comme étant frappées (après le rorqual commun) (Jensen et Silber, 2003). Le risque de mortalité par collision augmente avec la taille et la vitesse des navires (Vanderlaan et Taggart, 2007; Nichol *et al.*, 2017; Kelley *et al.*, 2020). Le risque de collision est plus élevé dans les couloirs de navigation et dans les zones où les navires se déplacent à 14 nœuds (26 km/h) ou plus (Laist *et al.*, 2001; Nichol *et al.*, 2017). Les mortalités dues aux collisions avec des navires sont importantes dans les zones de forte densité de navires des eaux côtières de l'est du Pacifique Nord. Au large de la côte continentale des États-Unis, on estime qu'un minimum de 22 rorquals à bosse sont tués chaque année par des collisions avec des navires, principalement dans les couloirs de navigation et les approches des ports de Long Beach et de San Francisco (Rockwood *et al.*, 2017; Carretta *et al.*, 2020). En Alaska, le rorqual à bosse est l'espèce de cétacés la plus souvent signalée lors de collisions avec des navires, qui sont le plus souvent causées par de petits navires (moins de 15 m) (Neilson *et al.*, 2012). Dans les aires d'hivernage d'Hawaï, qui sont utilisées par la plupart des rorquals à bosse s'alimentant en Colombie-Britannique, le nombre d'incidents liés à des collisions avec des navires semble avoir augmenté au cours des dernières années (Lammers *et al.*, 2013; Bradford et Lyman, 2015; Currie *et al.*, 2017).

Les rorquals à bosse sont les cétacés les plus fréquemment signalés lors de collisions avec des navires dans les eaux canadiennes du Pacifique. En Colombie-Britannique, le Programme d'intervention auprès des mammifères marins du MPO a reçu 21 rapports de collision confirmée impliquant des rorquals à bosse de 2001 à 2008 (Ford *et al.*, 2009). Bien que des blessures récentes aient été observées chez certains individus, on ne sait pas si certains ont souffert de blessures graves ou ont été mortellement blessés au cours de cette période. Plus récemment, 54 collisions avec des navires ont été signalées en Colombie-Britannique de 2009 à 2020. De ce nombre, 10 ont entraîné la mort ou des blessures graves, et 4 n'ont pas causé de blessures graves apparentes. Dans les 40 autres cas (74 %), le sort des individus est inconnu (Cottrell et Spaven, comm. pers., 2021). Les grands navires, y compris les bateaux de croisière et les traversiers, ont été responsables des collisions ayant entraîné la mort ou des blessures graves.

Le trafic des navires commerciaux et de plaisance a augmenté au cours des dernières années, et cette hausse devrait se poursuivre. Les deux ports principaux de la côte ouest du Canada, soit ceux de Vancouver et de Prince Rupert, prévoient une croissance substantielle du volume de navigation au cours de la prochaine décennie (DFO, 2017; Canadian Sailings, 2019). La construction d'un nouveau terminal de gaz naturel liquéfié (GNL) à Kitimat est en cours, ce qui entraînera une augmentation marquée de la navigation dans le système du fjord de Kitimat, une zone d'habitat importante pour les rorquals à bosse (Wray et Keen, 2020). De plus, une proposition de construction d'un nouveau terminal à conteneurs comptant trois postes d'amarrage à Roberts Bank, au sud de Vancouver, entraînerait 260 escales supplémentaires par an, avec une augmentation du bruit et du risque de collision dans le sud du détroit de Georgia et du détroit Juan de Fuca (DFO, 2017). En plus de la navigation commerciale, il existe un trafic considérable de petits navires dans la mer des Salish, et ce trafic devrait augmenter à l'avenir (Serra-Sogas *et al.*, 2018).

À mesure que les navires deviennent plus grands, plus rapides et plus nombreux, et que la population de baleines augmente, le nombre de collisions avec des rorquals à bosse est susceptible d'augmenter. Des collisions avec des navires ont été consignées dans toutes régions des eaux côtières de la Colombie-Britannique. Des risques élevés de collision avec des navires pour les rorquals à bosse ont été ciblés dans les zones au large des parties centrale et nord de la côte britanno-colombienne (Williams et O'Hara, 2010) et au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (Nichol *et al.*, 2017).

#### Enchevêtrement (menaces 5.4 et 9.4 de l'UICN)

L'enchevêtrement dans les engins de pêche et les débris marins est une cause importante de blessure et de mortalité chez les mammifères marins, y compris les rorquals à bosse (Volgenau *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 2005). La répartition côtière du rorqual à bosse chevauche des zones d'activités intensives de pêche et d'aquaculture, ce qui le rend particulièrement vulnérable aux enchevêtrements. Sa morphologie contribue également à une susceptibilité accrue aux enchevêtrements par rapport aux autres rorquals. Le rorqual à bosse possède de longues nageoires avec des bosses antérieures, ou tubercules, et des incrustations de balanes sur la tête, le torse et les appendices, ce qui rend les filets et les

lignes plus susceptibles de s'accrocher. Les enchevêtrements ne sont pas toujours immédiatement mortels, mais ils peuvent causer des blessures graves ou entraîner des amputations ou des mutilations qui nuisent à la survie et à la capacité de reproduction. Les enchevêtrements dans et autour de la bouche peuvent empêcher l'alimentation et entraîner la famine, tandis que les enchevêtrements autour du pédoncule caudal (queue) et des nageoires caudales peuvent entraîner une résistance et, ainsi, une augmentation de la dépense énergétique pendant la nage (Moore et Van der Hoop, 2012; Van der Hoop *et al.*, 2017).

Des incidents d'enchevêtrements de rorquals à bosse dans l'est du Pacifique Nord ont été consignés dans les aires d'hivernage et d'alimentation estivales (Neilson *et al.*, 2007; Bradford et Lyman, 2015). Au large de la côte ouest des États-Unis, les taux d'enchevêtrement signalés de rorquals à bosse ont augmenté et, de 2013 à 2017, ont atteint une moyenne de 19,4 incidents causant des blessures graves ou la mort par an (Carretta *et al.*, 2020). Les lignes pour la pêche au casier ou à la trappe étaient le type d'engin le plus fréquemment à l'origine des enchevêtrements (92 % des types d'engins identifiés), suivi des filets maillants (8 %; Carretta *et al.*, 2020). Une vague de chaleur marine de 2014 à 2016 qui a été associée à un déplacement vers la côte de l'aire de répartition du rorqual à bosse peut avoir contribué à l'augmentation des enchevêtrements au large de la Californie (Santora *et al.*, 2020). Dans les eaux de l'Alaska, on estime que les enchevêtrements survenus de 2013 à 2017 ont entraîné 18 décès ou blessures graves de rorquals à bosse par an (Muto *et al.*, 2020). Les engins de pêche à la palangre, au casier ou à la trappe ont été impliqués dans les enchevêtrements (Muto *et al.*, 2020). Les taux d'enchevêtrement en Alaska sont beaucoup plus élevés que ces incidents ne le suggèrent puisque de nombreux rorquals à bosse se libèrent des engins de pêche avec seulement des blessures minimales. Ces enchevêtrements temporaires se traduisent souvent par des cicatrices distinctives sur le pédoncule caudal et le bord antérieur des nageoires caudales. De telles cicatrices étaient évidentes chez 52 % des 180 individus photographiés dans le sud-est de l'Alaska en 2003-2004 (Neilson *et al.*, 2007).

Dans les eaux canadiennes du Pacifique, 134 incidents d'enchevêtrement de rorquals à bosse ont été consignés de 2009 à 2020 (Cottrell et Spaven, comm. pers., 2021). Dans 71 % des cas, le résultat est inconnu, mais certains ont probablement entraîné des blessures graves ou la mort. Dans 39 incidents (29 %), le résultat immédiat a été noté : 7 cas ont causé des blessures graves ou la mortalité, et 32 animaux ont été libérés (ou se sont libérés) sans blessure ou avec des blessures mineures. Le type d'engin de pêche a été identifié dans 78 enchevêtrements signalés, mais seulement 56 ont pu être attribués à des pêches de la Colombie-Britannique ou des États-Unis (p. ex. pêches commerciales, récréatives ou autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles). Parmi ces engins, les plus courants provenaient des types de pêches suivantes : pêche commerciale du saumon au filet maillant (C.-B.; 38 %); pêche commerciale du saumon à la senne (C.-B.; 16 %); pêche commerciale de la crevette au casier (C.-B.; 11 %); engins provenant de l'aquaculture commerciale du saumon en parcs en filet (C.-B.; 11 %); pêche commerciale du crabe au casier (État de Washington; 11 %); pêche commerciale du crabe au casier (C.-B.; 5 %); pêche récréative de la crevette au casier (C.-B.; 2 %); pêche récréative du crabe au casier (C.-B.; 2%); pêche tribale du crabe au casier (État de Washington; 2 %),

pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles du saumon au filet maillant (C.-B.; 2 %); pêche commerciale du flétan à la palangre (C.-B.; 2 %). Comme en Alaska, le nombre d'enchevêtrements observés en Colombie-Britannique sous-représente le nombre réel d'incidents. Sur 142 rorquals à bosse photographiés suffisamment bien pour révéler des cicatrices possibles d'enchevêtrement en 2017, 68 individus (48 %) présentaient des cicatrices sur le pédoncule ou les nageoires qui correspondaient à un enchevêtrement antérieur (C. McMillan, comm. pers., 2021).

### Bruit sous-marin (menaces 4.3, 6.2 et 9.6 de l'UICN)

Au cours des dernières décennies, les conséquences du bruit sous-marin sur les cétacés ont suscité une inquiétude croissante. Les effets du bruit peuvent être chroniques ou aigus. Les effets chroniques, qui peuvent se produire loin de la source du bruit, comprennent les effets sur le comportement, la production d'hormones de stress et le masquage. Le masquage fait référence à l'interférence du bruit avec les fréquences du répertoire d'une espèce de telle sorte qu'il nuit à la capacité de l'animal à communiquer, à s'alimenter, à naviguer et à socialiser. Par exemple, les rorquals à bosse qui tentent quotidiennement de communiquer en présence de navires subissent une perturbation chronique, où le bruit des navires se superpose aux sons des baleines et masque leurs signaux. Les effets aigus, qui se produisent à proximité d'une source de bruit, incluent les lésions physiques (p. ex. lésions pulmonaires causées par des explosifs sous-marins) et les lésions auditives. Les lésions auditives peuvent être temporaires ou permanentes, selon l'intensité et la durée du son. Les sons anthropiques susceptibles de causer des effets chroniques ou aigus sur les mammifères marins comprennent les navires, les opérations sismiques pour l'exploration pétrolière ou la recherche géophysique, les sonars militaires et commerciaux, le battage de pieux pour la construction côtière ou hauturière, et les explosions sous-marines associées à des travaux de construction. Ces sons peuvent être extrêmement intenses et parcourir de grandes distances sous l'eau (Nowacek *et al.*, 2007; Erbe *et al.*, 2019).

La navigation commerciale contribue de façon importante au bruit sous-marin (Erbe *et al.*, 2019) qui chevauche les signaux sociaux et le chant des rorquals à bosse (Parks *et al.*, 2016; Gabriele *et al.*, 2018). L'augmentation du nombre et de la taille des navires dans les océans s'accompagne d'une hausse de l'intensité du bruit dans cette gamme de fréquences. Les augmentations estimées du bruit dans la bande de 10 à 100 Hz depuis les années 1950 atteignent 3 dB (ou le double de l'énergie sonore) par décennie (Miksis-Olds et Nichols, 2016). Le nombre de petites embarcations, qui ont tendance à produire la plus grande partie de l'énergie sonore à des fréquences plus élevées par rapport aux grands navires, augmente également dans de nombreuses régions du monde (Erbe *et al.*, 2019).

Les rorquals à bosse répondent de façon variée au bruit sous-marin des navires, mais la probabilité et l'intensité des réponses dépendent généralement du niveau reçu et du contexte comportemental des individus exposés. Dans le sud-est de l'Alaska, les rorquals à bosse ont augmenté les niveaux de source de leurs appels de 0,81 dB pour chaque augmentation de 1 dB du bruit ambiant, et la probabilité qu'une baleine vocalise a diminué

de 9 % par augmentation de 1 dB du bruit (Fournet *et al.*, 2018). Le bruit des navires touristiques et des petites embarcations a réduit jusqu'à 51 % la distance sur laquelle les rorquals à bosse peuvent potentiellement communiquer et détecter les signaux acoustiques (p. ex. les sons des épaulards) (Gabriele *et al.*, 2018). On a observé que les navires et les bruits sous-marins connexes poussent les rorquals à bosse à s'éloigner et à cesser de chanter (îles Ogasawara; Tsujii *et al.*, 2018), à interrompre leur alimentation (Cape Cod; Blair *et al.*, 2016), à réduire leurs interactions sociales (Australie; Dunlop *et al.*, 2020) et à modifier leur direction de nage, leur vitesse et leurs habitudes de plongée (sud-est de l'Alaska; Schuler *et al.*, 2019).

La mesure dans laquelle les réponses à court terme au bruit des navires et au masquage acoustique peuvent entraîner des effets à long terme n'est pas claire (Nowacek *et al.*, 2007; Erbe *et al.*, 2019). La perturbation du comportement d'alimentation pourrait réduire la prise de proies et augmenter la dépense énergétique des individus si elle se produit de manière répétée pendant la saison d'alimentation. Les rorquals à bosse utilisent des appels particuliers pour coordonner l'alimentation coopérative au filet à bulles et pour manipuler les proies, ce qui pourrait être affecté par le masquage (Fournet *et al.*, 2019). Dans le sud-est de l'Alaska, l'observation intensive des baleines à bord de navires n'a pas eu d'incidence sur le temps passé par les rorquals à bosse à se nourrir (Di Clemente *et al.*, 2018), mais les effets potentiels du bruit sur ce comportement d'alimentation ne sont toujours pas clairs. Une analyse spatiale de la répartition des mammifères marins, y compris des rorquals à bosse, par rapport à l'intensité de la navigation a déterminé plusieurs points chauds où l'on peut s'attendre à ce que l'exposition au bruit soit la plus élevée au large de la côte de la Colombie-Britannique (Erbe *et al.*, 2014).

Des réponses comportementales à plusieurs sons intenses ont été notées chez les rorquals à bosse. On a constaté que les sons émis par les canons à air lors d'opérations de prospection sismique provoquaient des manœuvres d'évitement chez des individus en migration au large de l'Australie orientale à des distances supérieures à 4 km (McCauley *et al.*, 2000). Les déviations de la trajectoire des individus en migration dues à ces manœuvres d'évitement ont entraîné un ralentissement global de la progression de 1 à 2,5 km/h (Dunlop *et al.*, 2017). Des groupes de rorquals en migration ont également modifié l'ampleur et les taux de comportements typiques, tels que les profils de plongée et les taux de sauts hors de l'eau, mais aucun changement important de comportement n'a été observé (Dunlop *et al.*, 2017). Les bruits sismiques ont été associés à une réduction de l'activité de chant dans une aire d'hivernage des rorquals à bosse au large de l'Afrique occidentale (Cerchio *et al.*, 2014).

Des relevés sismiques pour des programmes de recherche géophysique ont été entrepris récemment dans les eaux de la Colombie-Britannique, mais pas de manière extensive ou fréquente. Depuis 2003, cinq opérations sismiques proposées ont été examinées par le MPO (Ford *et al.*, 2009; P. Cottrell, comm. pers., 2021). En 2007, le gouvernement de la Colombie-Britannique a élaboré un plan énergétique qui demandait la levée du moratoire fédéral et provincial existant sur l'exploration des hydrocarbures en mer dans les eaux de la province (Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources, 2007). La levée de ce moratoire, qui reste actuellement en vigueur, devrait entraîner une augmentation des activités de prospection sismique dans ces eaux.

Les sonars militaires, qu'il s'agisse de sonars actifs à basse fréquence (ABF; < 1 kHz) ou de sonars tactiques à moyenne fréquence (1-20 kHz), peuvent avoir une incidence sur les rorquals à bosse. Des expériences de lecture contrôlée impliquant des rorquals à bosse en quête de nourriture exposés à des signaux sonar de 1,3-2,0 kHz ont révélé une baisse importante des épisodes d'alimentation par engouffrement latéral pendant et après l'exposition, bien qu'il y ait eu une variabilité considérable dans l'intensité des réponses entre les différents individus (Sivle *et al.*, 2016). Dans l'ensemble, les réponses des rorquals à bosse étaient moins importantes que celles observées chez les petits rorquals (*Balaenoptera acutorostrata*) et les baleines à bec communes (*Hyperoodon ampullatus*). À Hawaï, les rorquals à bosse exposés à un sonar de 3,1-3,6 kHz ont montré un certain comportement d'évitement, mais n'ont pas modifié de façon notable ou constante leur comportement de plongée ou leurs vocalisations (Maybaum, 1993). Les rorquals à bosse qui chantent et qui sont exposés à un sonar ABF ont augmenté de façon importante la durée de leur chant, probablement pour compenser les interférences acoustiques (Miller *et al.*, 2000).

La Marine canadienne utilise une variété de sonars actifs lors d'exercices d'entraînement et de tests d'équipement dans des zones désignées au large de la côte de la Colombie-Britannique (Ford *et al.*, 2009). Les champs de tir canadiens sont également utilisés par les marines d'autres pays pour tester l'équipement et former le personnel, de sorte qu'une grande variété de systèmes de sonar actif peut être utilisée dans les eaux canadiennes du Pacifique. Pour atténuer les conséquences possibles de l'utilisation des sonars, le personnel des navires de la Marine canadienne reçoit une formation sur l'identification et la détection des mammifères marins, et des protocoles recommandés ont été élaborés pour atténuer l'exposition potentielle des cétacés aux sonars militaires (Fisheries and Oceans Canada, 2013).

Les conséquences du bruit sous-marin peuvent varier considérablement d'un individu à l'autre. Cela peut être lié à l'expérience passée et au contexte comportemental pendant l'exposition. Les baleines qui se nourrissent peuvent être moins susceptibles de montrer des réponses d'évitement si elles sont motivées pour continuer à se nourrir, ce qui peut entraîner des blessures dues à des niveaux sonores intenses (Wensveen *et al.*, 2017). Un exemple possible est la persistance de rorquals à bosse en train de se nourrir à proximité d'explosions sous-marines intenses pendant des travaux de construction dans une baie de Terre-Neuve (Todd *et al.*, 1996). Il n'y a pas eu de changement détectable dans le comportement ou la répartition des rorquals à bosse exposés à ces explosions, mais on a

constaté une augmentation coïncidente de l'incidence des enchevêtrements locaux dans les filets de pêche. Les sons sous-marins de haute intensité peuvent nuire à la capacité de certaines baleines à s'orienter et à contourner les obstacles. On a constaté que deux baleines qui sont mortes par la suite et qui se sont échouées à proximité présentaient des blessures importantes au niveau des oreilles dues à l'explosion (Ketten *et al.*, 1993).

#### Déversements toxiques (menace 9.2 de l'UICN)

Une exposition toxique aiguë attribuable à un déversement d'hydrocarbures à grande échelle dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique pourrait avoir des effets importants et immédiats sur les mammifères marins, notamment les rorquals à bosse (Jarvela-Rosenberger *et al.*, 2017). Cependant, les interactions avec les rorquals à bosse et leur vulnérabilité aux déversements d'hydrocarbures sont mal connues. Le déversement d'hydrocarbures de l'*Exxon Valdez* a eu lieu au début du printemps de 1989 dans le détroit du Prince William, en Alaska, et la plupart des hydrocarbures avaient dérivé hors du détroit avant le retour des rorquals à bosse au début de l'été (von Zeigesar *et al.*, 1994). Toutefois, on a vu des rorquals se nourrir dans des eaux où avait eu lieu un déversement récemment. Celui-ci n'a eu aucun effet apparent sur l'abondance des rorquals à bosse, les taux de mise bas au cours des deux années suivantes (von Zeigesar *et al.*, 1994) ou les tendances de croissance de la population à long terme (Teerlink *et al.*, 2015). Le déversement a provoqué un déclin important de l'abondance du hareng du Pacifique, une proie importante des rorquals à bosse dans le détroit du Prince William, pendant une période de cinq ans (Thorne et Thomas, 2008). Comme indiqué ci-dessus, dans les années qui ont suivi le déversement, il n'y a pas eu d'effet apparent au niveau de la population sur l'abondance des rorquals à bosse dans le détroit. Le programme de rétablissement du rorqual à bosse du Pacifique Nord (Fisheries and Oceans Canada, 2013) qualifie les déversements d'hydrocarbures comme présentant un risque relatif faible pour les individus et la population dans son ensemble dans les eaux de la Colombie-Britannique. On peut s'attendre à ce que l'expansion future du transport maritime de produits pétroliers dans les régions côtières de la province augmente le risque d'un déversement d'hydrocarbures important dans les eaux de la province, en particulier dans la région du sud de l'île de Vancouver (Marty et Potter, 2014; Niu *et al.*, 2017).

#### Nombre de localités menacées

La très grande mobilité de tous les rorquals à bosse, même ceux qui peuvent passer de longues périodes dans des zones relativement petites pendant certaines parties de l'année ou pendant des stades particuliers du cycle vital, rend difficile l'application du concept de « localité » du COSEPAC. Aucune tentative n'est faite ici pour le faire.



## PROTECTION, STATUT ET ACTIVITÉS DE RÉTABLISSMENT

### Statuts et protection juridiques

Le rorqual à bosse est protégé par des lois dans le cadre de deux conventions internationales. La Convention internationale pour la réglementation de la chasse à la baleine de 1946 (administrée par l'International Whaling Commission) a interdit la chasse commerciale du rorqual à bosse dans l'Atlantique Nord en 1955, et dans le Pacifique Nord, en 1966 (Best, 1993). L'espèce n'a pas fait l'objet de chasse commerciale dans les eaux canadiennes du Pacifique depuis 1965, bien que le Canada se soit retiré de la Convention en 1982. Le commerce des parties ou des produits du rorqual à bosse est interdit, car l'espèce figure à l'annexe 1 de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES).

Au Canada, le MPO est responsable de la gestion du rorqual à bosse et des autres cétacés. Les cétacés sont protégés par le *Règlement sur les mammifères marins* pris en application de la *Loi sur les pêches* de 1985, qui a été modifié en 2018 (Canada Gazette, 2018). Ce règlement interdit de tuer, de blesser ou de perturber des mammifères marins (art. 7, 8, 9, 11), et établit une gamme de distances d'approche minimales des cétacés afin de préciser ce qui peut être légalement considéré comme une perturbation. Le COSEPAC a désigné la population de rorquals à bosse du Pacifique Nord comme menacée en 2003, ce qui lui a conféré une protection supplémentaire aux termes de la LEP (par. 32(1)) puisqu'elle figure à l'annexe 1. Comme l'exige la LEP, un programme de rétablissement officiel a été rédigé (la consultation public régionale ayant pris fin en mai 2010), et l'ébauche a été finalisée en 2013 (Fisheries and Oceans Canada, 2013). Toutefois, l'UD a été réévaluée comme étant préoccupante par le COSEPAC en 2011 (COSEWIC, 2011), ce qui a été recommandé pour adoption en vertu de la LEP par le MPO en 2014 (Canada Gazette, 2014), et mis en œuvre en 2017 (Canada Gazette, 2017). Comme l'UD n'est plus considérée comme menacée, les mesures de protection supplémentaires prévues par la LEP, comme la protection de l'habitat essentiel, ne s'appliquent plus. Lors de son évaluation la plus récente, en décembre 2022, le COSEPAC a attribué le statut d'espèce préoccupante à l'espèce.

Les mesures de protection en vigueur dans d'autres pays dont les eaux sont fréquentées par les rorquals à bosse du Pacifique Nord sont également pertinentes. Aux États-Unis, les rorquals à bosse sont gérés et protégés dans le cadre d'un éventail de lois, dont le *Marine Mammal Protection Act* de 1972 et le *Marine Protection, Research and Sanctuaries Act* de 1974 (visant les rorquals à bosse du sanctuaire marin national des îles d'Hawaï et d'autres sanctuaires pertinents), et de divers règlements fédéraux et étatiques. Jusqu'à récemment, tous les rorquals à bosse étaient inscrits sur la liste des espèces en voie de disparition de l'*Endangered Species Act* (ESA) de 1973 des États-Unis. Toutefois, à la suite d'une évaluation du statut de l'espèce par la NOAA (Bettridge *et al.*, 2015), la liste des espèces en voie de disparition a été retirée et plusieurs segments de population distincts de rorquals à bosse ont été retirés de la liste de l'ESA en 2016 (NOAA, 2016). Dans le Pacifique Nord, le segment de population distinct d'Hawaï a été déclaré « Not Warranted » (ce qui équivaut à « non en péril » selon le COSEPAC), le segment de

population distinct du Mexique a été inscrit comme menacé, et les segment de population distinct d'Amérique centrale et du Pacifique Ouest, comme en voie de disparition.

Comme le mentionnent Bettridge *et al.* (2015), au titre des lois mexicaines, tous les mammifères marins sont inscrits sur la liste des « espèces en péril » et sont protégés par la *Ley General de Vida Silvestre* (loi générale sur les espèces sauvages; 2000). Les modifications apportées à la loi pour tenir compte des conséquences de l'être humain sur les baleines comprennent les suivantes : des zones de refuge pour les espèces aquatiques; l'habitat essentiel est étendu aux espèces aquatiques (y compris les cétacés); l'interdiction d'importer et d'exporter des mammifères marins à des fins commerciales (promulguée en 2005); le protocole pour les mammifères marins échoués (2011). La norme officielle 131 du Mexique concernant l'observation des baleines prévoit des distances et des vitesses d'évitement, la limitation du nombre de navires et la protection contre le bruit (pas d'échosondeurs). Deux programmes de protection des rorquals à bosse (programmes régionaux de protection) ont été proposés pour les régions de Los Cabos et de la baie de Banderas.

### **Statuts et classements non juridiques**

Le rorqual à bosse a été évalué par l'UICN comme étant de préoccupation mineure (Cooke, 2018). NatureServe a attribué à l'espèce la cote de conservation mondiale de G4 (apparemment non en péril) et une cotationale de N5 (non en péril) au Canada et de N3 (vulnérable) aux États-Unis. La population du Pacifique Nord s'est vue attribuer un classement infranational de S3 (vulnérable) en Colombie-Britannique (NatureServe, 2021). Elle figure sur la liste bleue de la province de la Colombie-Britannique (pour les espèces considérées comme préoccupantes) (BC Conservation Data Centre, 2021).

### **Protection et propriété de l'habitat**

La *Loi sur les pêches* contient des dispositions qui peuvent être appliquées pour réglementer la pollution des eaux poissonneuses, ainsi que la détérioration, la perturbation et la destruction de l'habitat du poisson, qui s'étend à l'habitat des mammifères marins. La *Loi sur les océans* de 1997 prévoit quant à elle l'établissement de zones de protection marine (ZPM) dans les eaux fédérales; l'une des justifications énumérées pour l'établissement d'une ZPM est la conservation et la protection des mammifères marins et de leur habitat (alinéa 35(1)a)). En juin 2010, Parcs Canada a créé la réserve d'aire marine nationale de conservation Gwaii Haanas, qui offre une protection spéciale à une zone marine d'environ 3 400 km<sup>2</sup> autour de la réserve de parc national et du site du patrimoine haïda Gwaii Haanas. Cette zone a été désignée comme un habitat d'alimentation primaire du rorqual à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique (Nichol *et al.*, 2010).

## Activités de rétablissement

Un programme de rétablissement sur le rorqual à bosse du Pacifique a été achevé en 2013 (Fisheries and Oceans Canada, 2013). Il décrit les diverses menaces pesant sur le rorqual à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique et souligne un large éventail de mesures de recherche et de gestion qui pourraient être prises pour mieux comprendre et atténuer les effets de ces menaces. Étant donné le changement d'inscription à la liste des espèces préoccupantes au titre de la LEP, un plan de gestion contenant des mesures de conservation du rorqual à bosse est en cours de rédaction (R. Govender, comm. pers., 2020).

## SOURCES D'INFORMATION

- Allen, J., M. Weinrich, W. Hoppitt et L. Rendell. 2013. Network-based diffusion analysis reveals cultural transmission of lobtailing in humpback whales. *Science* 340:485-488.
- Arimitsu, M.L., J.F. Piatt, S. Hatch, R.M. Suryan, S. Batten, M.A. Bishop, R.W. Campbell, H. Coletti, D. Cushing, K. Gorman, R.R. Hopcroft, K.J. Kuletz, C. Marsteller, C. McKinstry, D. McGowan, J. Moran, S. Pegau, A. Schaefer, S. Schoen, J. Straley, V.R. von Biela. 2021. Heatwave-induced synchrony within forage fish portfolio disrupts energy flow to top pelagic predators. *Global Change Biology* 27:1859-1878.
- Arndt, U. M. 2011. Ancient DNA analysis of northeast Pacific Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*). Thèse de doctorat, Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia.
- Ashe, E., J. Wray, C.R. Picard et R. Williams. 2013. Abundance and survival of Pacific humpback whales in a proposed critical habitat area. *PloS one* 8, no. 9: e75228.
- Baker, C.S. et L.M. Herman 1981. Migration and local movement of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) through Hawaiian waters. *Canadian Journal of Zoology* 59:460-469.
- Baker, C.S., L.M. Herman, A. Perry, W.S. Lawton, J.M. Straley, A.A. Wolman, G.D. Kaufman, H.E. Winn, J.D. Hall, J.M. Reinke et J. Östman. 1986. Migratory movement and population structure of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central and eastern North Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 31:105-119.
- Baker, C.S., L. Medrano-Gonzalez, J. Calambokidis, A. Perry, F. Pichler, H. Rosenbaum, J.M. Straley, J. Urban-Ramirez, M. Yamaguchi et O. Von Ziegesar. 1998. Population structure of nuclear and mitochondrial DNA variation among humpback whales in the North Pacific. *Molecular Ecology* 7(6):695-707.
- Baker, C.S., A. Perry et L.M. Herman. 1987. Reproductive histories of female humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the North Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 41:103-114.

- Baker, C.S., D. Steel, J. Calambokidis, E. Falcone, U. González-Peral, J. Barlow, A.M. Burdin, P.J. Clapham, J.K.B. Ford, C.M. Gabriele, D.K. Mattila, L. Rojas-Bracho, J.M. Straley, B.L. Taylor, J. Urbán R., P.R. Wade, D. Weller, B.H. Witteveen et M. Yamaguchi. 2013. Strong maternal fidelity and natal philopatry shape genetic structure in North Pacific humpback whales. *Marine Ecology Progress Series* 494: 291–306.
- Barlow, J., J. Calambokidis, E.A. Falcone, C.S. Baker, A.M. Burdin, P.J. Clapham, J.K.B. Ford, C.M. Gabriele, R. LeDuc, D.K. Matilla, T.J. Quinn II, L. Rojas-Bracho, J.M. Straley, B.L. Taylor, J. Urbán R., P. Wade, D. Weller, B.H. Witteveen et M. Yamaguchi. 2011. Humpback whale abundance in the North Pacific estimated by photographic capture-recapture with bias correction from simulation studies. *Marine Mammal Science* 27:793-818.
- BC Conservation Data Centre. 2021. BC Species and Ecosystems Explorer. BC Ministry of Environment. Site Web: <http://a100.gov.bc.ca/pub/eswp/> [consulté en février 2021].
- Beach, K. 2010. *Communication personnelle (courriel) avec R. Reeves, 28 juillet 2010. Central Region Biologist, Uu-a-thluk (Nuu-chah-nulth Tribal Council Fisheries).*
- Becker, E.A., K.A. Forney, D.L. Miller, P.C. Fiedler, J. Barlow et J.E. Moore. 2020. Habitat-based density estimates for cetaceans in the California Current Ecosystem based on 1991-2018 survey data, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-638.
- Béland, S.L., B.A. McLeod, J. Martin, G.M. Martin, J.D. Darling et T.R. Frasier. 2018. Species composition of First Nation whaling hunts in the Clayoquot Sound region of Vancouver Island as estimated through genetic analyses. *Journal of Archaeological Science: Reports* 17:235-241.
- Best, B.D., C.H. Fox, R. Williams, P.H. Halpin et P.C. Paquet. 2015. Updated marine mammal distribution and abundance estimates in British Columbia. *Journal of Cetacean Research and Management* 15:9-26.
- Best, P.B. 1993. Increase rates in severely depleted stocks of baleen whales. *ICES Journal of Marine Science* 50(2):169-186.
- Bettridge, S., C.S. Baker, J. Barlow, P. Clapham, M.J. Ford, D. Gouveia, D.K. Mattila, R.M. Pace, III, P.E. Rosel, G.K. Silber et P.R. Wade. 2015. Status review of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) under the Endangered Species Act. NOAA Technical Memorandum NOAA -TM-NMFS-SWFSC-540.
- Blackmer, A.L., S.K. Anderson et M.T. Weinrich. 2000. Temporal variability in features used to photo-identify humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) *Marine Mammal Science* 16: 338-354.
- Blair, H.B., N.D. Merchant, A.S. Friedlaender, D.N. Wiley et S.E. Parks. 2016. Evidence for ship noise impacts on humpback whale foraging behaviour. *Biology Letters* 12: 20160005.
- Bond, N.A., M.F. Cronin, H. Freeland et N. Mantua. 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. *Geophysical Research Letters* 42:3414-3420.

- Bradford, A. L. et E. Lyman. 2015. Injury determinations for humpback whales and other cetaceans reported to NOAA response networks in the Hawaiian Islands during 2007- 2012. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo., NOAA-TM-NMFS-PIFSC- 45, 29p. [doi:10.7289/V5TX3CB1](https://doi.org/10.7289/V5TX3CB1)
- Brown, M.R., P.J. Corkeron, P.T. Hale, K.W. Schultz et M.M. Bryden. 1995. Evidence of sex-segregated migration in the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). Proceedings of the Royal Society of London B 259:229-234.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnam, J.L. Laake, D.L. Borchers et L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press: Oxford, UK
- Burrows, J.A. 2017. Fine-Scale Foraging Behavior of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) in Southeast Alaska. Thèse de doctorat, Duke University, North Carolina.
- Calambokidis, J. et J. Barlow. 2020. Updated abundance estimates for blue and humpback whales along the U.S. West Coast using data through 2018, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-634.
- Calambokidis, J., J. Barlow, K. Flynn, E. Dobson et G.H. Steiger. 2017. Update on abundance, trends, and migrations of humpback whales along the US West Coast. International Whaling Commission Paper SC/A17/NP/13. Site Web : <https://cascadiaresearch.org/publications/update-abundance-trends-and-migrations-humpback-whales-along-us-west-coast/> [consulté en janvier 2021].
- Calambokidis, J., E.A. Falcone, T.J. Quinn, A.M. Burdin, P.J. Clapham, J.K.B. Ford, C.M. Gabriele, R. LeDuc, D. Mattila, L. Rojas-Bracho, J.M. Straley, B.L. Taylor, J. Urbán R., D. Weller, B.H. Witteveen, M. Yamaguchi, A. Bendlin, D. Camacho, K. Flynn, A. Havron, J. Huggins et N. Maloney. 2008. SPLASH: Structure of Populations, Levels of Abundance and Status of Humpback Whales in the North Pacific. Report to U.S. Dept of Commerce, Seattle, Washington. Disponible auprès de : Cascadia Research Collective, 218 ½ W 4<sup>th</sup> Ave., Olympia, Washington 98501 ou à l'adresse <https://cascadiaresearch.org/project/splash-structure-populations-levels-abundance-and-status-humpback-whales-north-pacific/> (57 pp).
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, K. Rasmussen, J. Urbán R., K.C. Balcomb, P.L. de Guevara P., M. Salinas Z., J.K. Jacobsen, C.S. Baker, L.M. Herman, S. Cerchio et J.D. Darling. 2000. Migratory destinations of humpback whales that feed off California, Oregon and Washington. Marine Ecology Progress Series 192:295-304.
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.M. Straley, L.M. Herman, S. Cerchio, D.R. Salden, J. Urbán R., J.K. Jacobsen, O. von Ziegesar, K.C. Balcomb, C.M. Gabriele, M.E. Dahlheim, S. Uchida, G. Ellis, Y. Miyamura, P.L. de Guevara P., F. Sato, M. Yamaguchi, S.A. Mizroch, L. Schlender, K. Rasmussen, J. Barlow et T.J. Quinn II. 2001. Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. Marine Mammal Science 17(4):769-794.

- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.M. Straley, T.J. Quinn II, L.M. Herman, S. Cerchio, D.R. Salden, M. Yamaguchi, F. Sato, J. Urbán R., J.K. Jacobsen, O. von Ziegesar, K.C. Balcomb, C.M. Gabriele, M.E. Dahlheim, N. Higashi, S. Uchida, J.K.B. Ford, Y. Miyamura, P.L. de Guevara P., S.A. Mizroch, L. Schlender et K. Rasmussen. 1997. Abundance and population structure of humpback whales in the North Pacific basin. Cascadia Research Collective, Final Contract Report #50ABNF500113 to Southwest Fisheries Science Center, La Jolla, California. 42 pp.
- Canada Gazette. 2014. Order Amending Schedule 1 to the Species at Risk Act. Vol. 148, No. 16, pp. 971-980. [http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/virtual\\_sara/files/orders/g1-14816\\_e.pdf](http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/orders/g1-14816_e.pdf) [consulté en février 2021]. [Également disponible en français : Gazette du Canada. 2014. Décret modifiant l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril. Vol. 148, n° 16, p. 971-980. [https://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/virtual\\_sara/files/orders/g1-14816\\_f.pdf](https://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/virtual_sara/files/orders/g1-14816_f.pdf)]
- Canada Gazette. 2017. Order Amending Schedule 1 to the Species at Risk Act Canada Gazette II Vol. 151, No.14 pp. 1879-1899. <https://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2017/2017-07-12/pdf/g2-15114.pdf> [consulté en février 2022]. [Également disponible en français : Gazette du Canada. 2017. Décret modifiant l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril. Gazette du Canada II. Vol. 151, n° 14, p. 1879-1899. <https://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2017/2017-07-12/pdf/g2-15114.pdf>]
- Canada Gazette. 2018. Regulations Amending the Marine Mammal Regulations: SOR/2018-126. Part II, Volume 152, Number 14. <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2018/2018-07-11/html/sor-dors126-eng.html> [consulté en février 2021]. [Également disponible en français : Gazette du Canada. 2018. Règlement modifiant le Règlement sur les mammifères marins : DORS/2018-126. Partie II, volume 152, numéro 14. <https://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2018/2018-07-11/html/sor-dors126-fra.html>]
- Canadian Sailings. 2019. Prince Rupert port growth poised to double over next decade. <https://canadiansailings.ca/prince-rupert-port-growth-poised-to-double-over-next-decade/> [consulté le 11 décembre 2020].
- Carretta, J.V., K.A. Forney, E.M. Oleson, D.W. Weller, A.R. Lang, J. Baker, M.M. Muto, B.Hanson, A.J. Orr, H. Huber, M. S. Lowry, J. Barlow, J. E. Moore, D. Lynch, L. Carswell et R.L. Brownell Jr. 2020. U.S. Pacific Marine Mammal Stock Assessments: 2019, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-629.
- Cartwright, R., A. Venema, V. Hernandez, C. Wyels, J. Cesere et D. Cesere. 2019. Fluctuating reproductive rates in Hawaii's humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, reflect recent climate anomalies in the North Pacific. Royal Society Open Science 6: 181463.
- Cavole, L.M., A.M. Demko, R.E. Diner, A. Giddings, I. Koester, C.M.L.S. Pagniello, M.-L. Paulsen, A. Ramirez-Valdez, S.M. Schwenck, N.K. Yen, M.E. Zill et P.J.S. Franks. 2016. Biological impacts of the 2013–2015 warm-water anomaly in the Northeast Pacific: Winners, losers, and the future. *Oceanography* 29(2):273–285, <http://dx.doi.org/10.5670/oceanog.2016.32>.

- Cerchio, S., J.K. Jacobsen et T.F. Norris. 2001. Temporal and geographical variation in songs of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*: synchronous change in Hawaiian and Mexican breeding assemblages. *Animal Behaviour* 62: 313-329.
- Cerchio, S., S. Strindberg, T. Collins, C. Bennett et H. Rosenbaum. 2014. Seismic surveys negatively affect humpback whale singing activity off northern Angola. *PLoS one* 9:e86464.
- Cheeseman, T., K. Audley, A. Frisch, Ni. Ransome, J. Urban, P. Martínez Loustalot, J. Jacobsen *et al.* 2022. A happy collaboration: basin-scale, high-throughput, AI-assisted photo-ID matching for North Pacific Humpback Whales. In: Abstracts of the 24th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Palm Beach, Florida, USA / August 1-5, 2022. p. 122.
- Chenoweth, E.M. 2018. Bioenergetic and economic impacts of humpback whale depredation at salmon hatchery release sites. Thèse de doctorat, University of Alaska Fairbanks.
- Chenoweth, E.M., J.M. Straley, M.V. McPhee, S. Atkinson et S. Reifensuhl. 2017. Humpback whales feed on hatchery-released juvenile salmon. *Royal Society Open Science* 4: 170-180.
- Chittleborough, R.G. 1958. The breeding cycle of the female humpback whale, *Megaptera novaeangliae* (Borowski). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 9:1-18.
- Chittleborough, R.G. 1965. Dynamics of two populations of the humpback whale. *Megaptera novaeangliae* (Borowski). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 16:33-128.
- Cholewiak, D.M., S. Cerchio, J.K. Jacobsen, J. Urbán R. et C. Clark. 2018. Songbird dynamics under the sea: acoustic interactions between humpback whales suggest song mediates male interactions. *Royal Society Open Science*. 5:171298, <https://doi.org/10.1098/rsos.171298> (2018).
- Clapham, P.J. 1992. Age at attainment of sexual maturity in humpback whales. *Canadian Journal of Zoology* 70:1470-1472.
- Clapham, P.J. 2001. Why do baleen whales migrate? A response to Corkeron and Connor. *Marine Mammal Science* 17(2):432-436.
- Clapham, P.J. 2018. Humpback Whale *Megaptera novaeangliae*. Pp. 489-492, *in*: Würsig, B., J.G.M. Thewissen et K.M. Kovacs (eds.), *The Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition*. Elsevier, New York, New York.
- Clapham, P.J. et C.A. Mayo. 1990. Reproduction of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) observed in the Gulf of Maine. *Reports of the International Whaling Commission Special Issue* 12:171-175.
- Clapham, P.J., S.B. Young et R.L. Brownell. 1999. Baleen whales: conservation issues and the status of the most endangered populations. *Mammal Review* 29:35–60.



- Committee on Taxonomy. 2022. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy, [www.marinemammalscience.org](http://www.marinemammalscience.org) [consulté en septembre 2022].
- Connor, R.C. et P.J. Corkeron. 2001. Predation past and present: killer whales and baleen whale migration. *Marine Mammal Science* 17:436-439.
- Cooke, J.G. 2018. *Megaptera novaeangliae*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T13006A50362794. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T13006A50362794.en>. [consulté en janvier 2021].
- Corkeron, P.J. et R.C. Connor. 1999. Why do baleen whales migrate? *Marine Mammal Science* 15:1228-1245.
- COSEWIC. 2011. COSEWIC assessment and status report on the Humpback Whale *Megaptera novaeangliae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. X + 32 pp. Site Web : <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/species-risk-public-registry.html> [Également disponible en français : COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, xi + 36 p. Site Web: <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html>]
- COSEWIC. 2020. COSEWIC guidelines for recognizing designatable units. <https://cosewic.ca/index.php/en-ca/reports/preparing-status-reports/guidelines-recognizing-designatable-units.html> [Également disponible en français : COSEPAC. 2020. Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables. <https://cosewic.ca/index.php/fr/rapports/preparation-rapports-situation/lignes-directrices-reconnaitre-unites-designables.html>]
- Cottrell, P., comm. pers. 2021. *Correspondance par courriel adressée à J. Ford*, janvier 2021. Coordonnateur, Programme d'intervention auprès des mammifères marins, Pêches et Océans Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Craig, A., C. Gabriele, L. Herman et A. Pack. 2003. Migratory timing of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central North Pacific varies with age, sex and reproductive status. *Behaviour* 140 : 981-1001.
- Craig, A.S. et L.M. Herman. 1997. Sex differences in site fidelity and migration of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) to the Hawaiian Islands. *Canadian Journal of Zoology* 75 :1923-1933.
- Currie, J.J., S.H. Stack et G.D. Kaufman. 2017. Modelling whale-vessel encounters : the 52<sup>ème</sup> rôle of speed in mitigating collisions with humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Journal of Cetacean Research and Management* 17 :57-64.
- Dalla Rosa, L., J.K.B Ford et A.W. Trites. 2012. Distribution and relative abundance of humpback whales in relation to environmental variables in coastal British Columbia and adjacent waters. *Continental Shelf Research* 36 :89-104.



- Darling, J. 2018. Song. Pp. 887-889 in B. Würsig, J.G.M. Thewissen et K.M. Kovacs (eds.), *The Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition*. Elsevier, New York, New York.
- Darling, J.D., J.M.V. Acebes, O. Frey, J. Urbán-R. et M. Yamaguchi. 2019a. Convergence and divergence of songs suggests ongoing, but annually variable, mixing of humpback whale populations throughout the North Pacific. *Scientific Reports* 9(1) : 1-14.
- Darling J.D., K. Audley, T. Cheeseman, B. Goodwin, E.G. Lyman et J. Urbán R. 2022 Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) attend both Mexico and Hawaii breeding grounds in the same winter : mixing in the northeast Pacific. *Biology Letters* 18 : 20210547. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2021.0547>
- Darling, J.D., J. Calambokidis, K.C. Balcomb, P. Bloedel, K. Flynn, A. Mochizuki, K. Mori, F. Sato, H. Suganuma et M. Yamaguchi. 1996. Movement of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) from Japan to British Columbia and return. *Marine Mammal Science* 12 :281-287.
- Darling, J.D. et S. Cerchio. 1993. Movement of a Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) between Japan and Hawaii. *Marine Mammal Science* 9 :84-89.
- Darling, J.D., B. Goodwin, M. K. Goodoni, A. J. Taufmann et M.G. Taylor. 2019b. Humpback whale calls detected in tropical ocean basin between known Mexico and Hawaii breeding assemblies. *The Journal of the Acoustical Society of America* 145 : EL534-EL540.
- Darling, J.D., M.E. Jones et C.P. Nicklin. 2006. Humpback whale songs : Do they organize males during the breeding season? *Behaviour* 143 :1051–1101.
- Darling, J.D. et C.M. Jurasz. 1983. Migratory destinations of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). Pp. 359-368. In Payne, R. (ed.). *Communication and behavior of whales*. Westview Press, Boulder, CO.
- Darling, J.D. et D.J. McSweeney. 1985. Observations on the migrations of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Canadian Journal of Zoology* 63 :308-314.
- Dawbin, W.H. 1966. The seasonal migratory cycle of humpback whales. Pp.145-170. In Norris, K.S. (ed.). *Whales, dolphins and porpoises*. University of California Press, Berkeley, CA.
- DFO 2017. Technical Review of Roberts Bank Terminal 2 Environmental Impact Statement and Marine Shipping Supplemental Report : Effects on Marine Mammals. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Science Response 2017/001. [Également disponible en français : 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. MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Réponse des Sciences 2017/001.]

- DFO 2020. Stock status update with application of management procedures for Pacific Herring (*Clupea pallasii*) in British Columbia : Status in 2019 and forecast for 2020. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Science Response 2020/004. [Également disponible en français : MPO 2020. Mise à jour de l'état des stocks avec application des procédures de gestion pour le Hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) en Colombie-Britannique : état en 2019 et prévisions pour 2020. MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Réponse des Sciences 2020/004.]
- Di Clemente, J., F. Christiansen, E. Pirotta, D. Steckler, M. Wahlberg et H. Christine Pearson. 2018. Effects of whale watching on the activity budgets of humpback whales, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781), on a feeding ground. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems* 28 : 810-820.
- Dolphin, W.F. 1987. Prey densities and foraging of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. *Experientia* 43 :468–471.
- Doniol-Valcroze, T., L. Nichol, B. Wright, E. Stredulinsky, L. Spaven et R. Abernethy. In press. Abundance estimates of cetaceans from the 2018 Pacific Region International Survey of Marine Megafauna. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document.
- Duguid, W.D.P., J.L. Boldt, L. Chalifour, C.M. Greene, Moira. Galbraith, D. Hay, D. Lowry, S. McKinnell, C.M. Neville, J. Qualley, T. Sandell, M. Thompson, M. Trudel, K. Young et F. Juanes. 2019. Historical fluctuations and recent observations of Northern Anchovy *Engraulis mordax* in the Salish Sea. *Deep Sea Research Part II : Topical Studies in Oceanography* 159 : 22-41.
- Dunlop, R.A., R.D. McCauley et M.J. Noad. 2020. Ships and air guns reduce social interactions in humpback whales at greater ranges than other behavioral impacts. *Marine Pollution Bulletin* 154 : 111072.
- Dunlop, R.A., M.J. Noad, R.D. McCauley, E. Kniest, R. Slade, D. Paton et D.H. Cato. 2017. The behavioural response of migrating humpback whales to a full seismic airgun array. *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 284 : 20171901.
- D'Vincent, C.G., R.M. Nilson et R.E. Hanna. 1985. Vocalization and coordinated feeding behavior of the humpback whale in southeastern Alaska. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 36 : 41-47.
- Emmett, R.L., R.D. Brodeur, T.W. Miller, S.S. Pool, P.J. Bentley, G.K. Krutzikowsky et J. E. A. N. McCrae. 2005. Pacific sardine (*Sardinops sagax*) abundance, distribution, and ecological relationships in the Pacific Northwest. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report* 46 (2005) : 122-143.
- Erbe, C., S.A. Marley, R.P. Schoeman, J.N. Smith, L.E. Trigg et C.B. Emling. 2019. The effects of ship noise on marine mammals—A review. *Frontiers in Marine Science* 6 :606.
- Erbe, C., R. Williams, D. Sandilands et E. Ashe. 2014. Identifying modeled ship noise hotspots for marine mammals of Canada's Pacific region. *PloS one* 9 : e89820.

- Fisheries and Oceans Canada. 2013. Recovery Strategy for the North Pacific Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. X + 67 pp. [Également disponible en français : Pêches et Océans Canada. 2013. Programme de rétablissement du rorqual à bosse du Pacifique Nord (*Megaptera novaeangliae*) au Canada. Série des programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. Viii + 79 p.]
- Fleming, A.H., C.T. Clark, J. Calambokidis et J. Barlow. 2016. Humpback whale diets respond to variance in ocean climate and ecosystem conditions in the California Current. *Global Change Biology* 22 : 214-1224.
- Ford, J.K.B. 2014. Marine Mammals of British Columbia. Royal BC Museum Handbook, Mammals of BC, volume 6. Royal BC Museum, Victoria. 460 pp.
- Ford, J.K.B. et G.M. Ellis. 1999. Transients : Mammal-Hunting Killer Whales of British Columbia, Washington, and Southeastern Alaska. UBC Press, Vancouver, and U. of Washington Press, Seattle. 96 pp.
- Ford, J.K.B., A.L. Rambeau, R.M. Abernethy, M.D. Boogaards, L.M. Nichol et L.D. Spaven. 2009. An assessment of the potential for recovery of humpback whales off the Pacific Coast of Canada. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2009/015. 33 pp.
- Ford, J.K.B. et R.R. Reeves. 2008. Fight or flight : antipredator strategies of baleen whales. *Mammal Review*, 38 :50-86.
- Forestell, P. et J. Urban R. 2007. Movement of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) between the Revillagigedo and Hawaiian Archipelagos within a winter breeding season. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 6(1) :97-102.
- Fournet, M.E.H., C.M. Gabriele, F. Sharpe, J.M. Straley et A. Szabo. 2018. Feeding calls produced by solitary humpback whales. *Marine Mammal Science* 34 :851-865.
- Frölicher, T.L., E.M. Fischer et N. Gruber. 2018. Marine heatwaves under global warming. *Nature* 560 : 360-364.
- Gabriele, C., comm. Pers. 2021. *Correspondance par courriel adressée à J. Ford*, février 2021. Wildlife Biologist, Glacier Bay National Park and Preserve, US National Parks Service. Gustavus, Alaska, USA
- Gabriele, C.M., C.L. Amundson, J.L. Neilson, J.M. Straley, C.S. Baker et S.L. Danielson. 2022. Sharp decline in humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) survival and reproductive success in southeastern Alaska during and after the 2014–2016 Northeast Pacific marine heatwave. *Mammalian Biology*  
<https://doi.org/10.1007/s42991-021-00187-2>
- Gabriele, C.M. et J.L. Neilson. 2020. Trends in Humpback Whale calving in Glacier Bay and Icy Strait. Pp. 130-133 *in* Ecosystem Status Report 2020 Gulf of Alaska. Ferris, B. et S. Zador (eds.). North Pacific Fishery Management Council. Site Web : <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/data/ecosystem-status-report-2020-gulf-alaska> [consulté en janvier 2021].

- Gabriele, C.M., J. L. Neilson, J. M. Straley, C.S. Baker, J.A. Cedarleaf et J.F. Saracco. 2017. Natural history, population dynamics, and habitat use of humpback whales over 30 years on an Alaska feeding ground. *Ecosphere* 8(1):e01641. 10.1002/ecs2.1641
- Gabriele, C.M., D.W. Ponirakis, C.W. Clark, J.N. Womble et P. Vanselow. 2018. Underwater acoustic ecology metrics in an Alaska marine protected area reveal marine mammal communication masking and management alternatives. *Frontiers in Marine Science* 5:270.
- Gambell, R. 1976. World whale stocks. *Mammal Review* 6:41-53.
- Gaston, A.J., N.G. Pilgrim et V. Pattison. 2019. Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) observations in Laskeek Bay, western Hecate Strait, in spring and early summer, 1990–2018. *Canadian Field-Naturalist* 133(3): 263–269. <https://doi.org/10.22621/cfn.v133i3.2231>
- Geraci, J., D. Anderson, R. Timperi, D. St. Aubin, G. Early, J. Prescott et C. Mayo. 1989. Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) fatally poisoned by dinoflagellate Toxin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1895-1898.
- Glockner-Ferrari, D.A. et M.J. Ferrari. 1997. Overview of the reproductive parameters of the North Pacific humpback whale based on long-term studies. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-11:15-28.
- Govender, R., comm. pers. 2020. *Correspondance téléphonique adressée à J. Ford*, décembre 2020. Planificatrice du rétablissement, Programme sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Gregr, E.J., L. Nichol, J.K.B. Ford, G. Ellis et A.W. Trites. 2000. Migration and population structure of northeastern Pacific whales off coastal British Columbia: An analysis of commercial whaling records from 1908-1967. *Marine Mammal Science* 16:699-727.
- Hendricks, A. 2005. First Nations of the Pacific Northwest: change and tradition. *Westfalian Museum of Natural History*, Muenster, Germany. [Non consulté; cité selon l'information fournie par Beach (2010).]
- Herman, L.M. et R.C. Antinaja. 1977. Humpback whales in the Hawaiian breeding waters: population and pod characteristics. *Scientific Reports of the Whales Research Institute (Tokyo)* 29:59–85.
- Hill, M.C., A.L. Bradford, D. Steel, C.S. Baker, Al.D. Ligon, J.M.V. Acebes, O.A. Filatova S. Hakala, N. Kobayashi, Y. Morimoto et H. Okabe. 2020. Found: a missing breeding ground for endangered western North Pacific humpback whales in the Mariana Archipelago. *Endangered Species Research* 41: 91-103.
- Hill, K.T., P.R. Crone et J.P. Zwolinski. 2019. Assessment of the Pacific sardine resource in 2019 for U.S. management in 2019-20. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-615

- Horton, T.W., R.N. Holdaway, A.N. Zerbini, N. Hauser, C. Garrigue, A. Andriolo et P.J. Clapham. 2011. Straight as an arrow: humpback whales swim constant course tracks during long-distance migration. *Biology Letters* 7: 674-679.
- Hu, Z-Z., A. Kumar, B. Jha, Ji. Zhu et B. Huang. 2017. Persistence and predictions of the remarkable warm anomaly in the northeastern Pacific Ocean during 2014–16. *Journal of Climate* 30: 689-702.
- Inai, K., K. Matsuoka et T. Kitakado. 2018. Preliminary report of abundance estimation for the North Pacific humpback whales using IWC-POWER data. Paper SC/67b/NH04 submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Site Web : [archive.iwc.int](http://archive.iwc.int) [consulté en janvier 2021].
- Jackson, J.A., D.J. Steel, P. Beerli, B.C. Congdon, C. Olavarría, M.S. Leslie, C. Pomilla, H. Rosenbaum et C.S. Baker. 2014. Global diversity and oceanic divergence of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281:20133222.
- Jarvela-Rosenberger, A.L., M. MacDuffee, A.G.J. Rosenberger et P.S. Ross. 2017. Oil spills and marine mammals in British Columbia, Canada: development and application of a risk-based conceptual framework. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 73: 131-153.
- Jefferson, T.A., Webber, M.A. et Pitman, R.L. 2015. *Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to Their Identification*, 2nd ed. Elsevier, San Diego, CA.
- Jensen, A.S. et G.K. Silber. 2003. Large Whale Ship Strike Database. U.S. Department of Commerce. NOAA Technical Memorandum. NMFS-OPR-25 37 pp.
- Johnson, A., G. Salvador, J. Kenney, J. Robbins, S. Kraus, S. Landry et P. Clapham. 2005. Fishing gear involved in entanglements of right and humpback whales. *Marine Mammal Science* 21:635-645.
- Johnson, J.H. et A.A. Wolman. 1984. The humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. *Marine Fisheries Review* 46(4):30-37.
- Jones, T., J.K. Parrish, W.T. Peterson, E.P. Bjorkstedt, N.A. Bond, L.T. Ballance, V. Bowes, J.M. Hipfner, H.K. Burgess, J.E. Dolliver, K. Lindquist, J. Lindsey, H.M. Nevins, R.R. Robertson, J. Roletto, L. Wilson, T. Joyce et J. Harvey. 2018. Massive mortality of a planktivorous seabird in response to a marine heatwave. *Geophysical Research Letters* 45:3193-3202.
- Katona, S.K. et J.A. Beard. 1990. Population size, migration and substock structure of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the western North Atlantic Ocean. *Report of the International Whaling Commission Special Issue* 12:295-306.
- Katona, S.K. et H.P. Whitehead. 1981. Identifying humpback whales using their natural markings. *Polar Record* 20:439-444.
- Keen, E.M. 2017. Aggregative and feeding thresholds of sympatric rorqual whales within a fjord system. *Ecosphere*, 8(3):p.e01702.

- Keen E.M., J. Wray, H. Meuter, K-L. Thompson, J.P. Barlow JP et C.R. Picard. 2017. "Whale wave": shifting strategies structure the complex use of critical fjord habitat by humpbacks. *Marine Ecology Progress Series* 567: 211–233.
- Keen, E. M., J. Wray, J. F. Pilkington, K. L. Thompson et C. R. Picard. 2018. Distinct habitat use strategies of sympatric rorqual whales within a fjord system. *Marine Environmental Research* 140: 180-189.
- Kelley, D.E., J.P. Vlasic et S.W. Brillant. 2020. Assessing the lethality of ship strikes on whales using simple biophysical models. *Marine Mammal Science*, 37:251-267.
- Ketten, D.R., J. Lien et S. Todd. 1993. Blast injury in humpback whales: evidence and implications. (Abstract only) *Journal of the Acoustical Society of America* 94: 1849-1850.
- Kosma, M.M., A.J. Werth, A.R. Szabo et J.M. Straley. 2019. Pectoral herding: An innovative tactic for humpback whale foraging. *Royal Society Open Science* 6:191104.
- Kowarski, K., C. Evers, H. Moors-Murphy, B. Martin et S.L. Denes. 2018. Singing through winter nights: seasonal and diel occurrence of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) calls in and around the Gully MPA, offshore eastern Canada. *Marine Mammal Science* 34:169-189.
- Kügler, A., M.O. Lammers, E.J. Zang, M.B. Kaplan et T. A. Mooney. 2020. Fluctuations in Hawaii's humpback whale *Megaptera novaeangliae* population inferred from male song chorusing off Maui. *Endangered Species Research* 43: 421-434.
- Laist, D.W., A.R. Knowlton, J.G. Mead, A.S. Collet et M. Podesta. 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science* 17:35-75.
- Lammers, M.O., A.A. Pack, E.G. Lyman et L. Espiritu. 2013. Trends in collisions between vessels and North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Hawaiian waters (1975–2011). *Journal of Cetacean Research and Management* 13:73–80.
- MacGillivray, A., comm. pers. 2020. *Correspondance par courriel adressée à J. Ford*, décembre 2020. President (Canada), Pacific Whale Watch Association, Victoria (Colombie-Britannique).
- Mackas, D.L., R. Kieser, M. Saunders, D.R. Yelland, R.M. Brown et D.F. Moore. 1997. Aggregation of euphausiids and Pacific hake (*Merluccius productus*) along the outer continental shelf off Vancouver Island. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2080-2096.
- Marty, J. et S. Potter. 2014. Risk assessment for marine spills in Canadian waters, phase 1: Oil spills south of the 60th parallel. WSP Canada, Montreal, QC, Canada. Site Web : [https://www.researchgate.net/profile/Jerome\\_Marty/publication/274081547\\_Risk\\_Assessment\\_for\\_Marine\\_Spills\\_in\\_Canadian\\_Waters\\_Phase\\_1\\_Oil\\_Spills\\_South\\_of\\_the\\_60th\\_Parallel/links/55157e7f0cf2b5d6a0e9cf9c/Risk-Assessment-for-Marine-Spills-in-Canadian-Waters-Phase-1-Oil-Spills-South-of-the-60th-Parallel.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Jerome_Marty/publication/274081547_Risk_Assessment_for_Marine_Spills_in_Canadian_Waters_Phase_1_Oil_Spills_South_of_the_60th_Parallel/links/55157e7f0cf2b5d6a0e9cf9c/Risk-Assessment-for-Marine-Spills-in-Canadian-Waters-Phase-1-Oil-Spills-South-of-the-60th-Parallel.pdf) [consulté en février 2021].



- Martien, K, B. Hancock-Hanser, M. Laug, B. Taylor, F. Archer, J. Urban, D. Steel, C.S. Baker et J. Calambokidis. 2020a. Progress report on genetic assignment of humpback whales from the California-Oregon feeding aggregation to the mainland Mexico and Central America wintering grounds, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-635.
- Martien, K, B. Hancock-Hanser, M. Laug, B. Taylor, F. Archer, J. Urban-Ramirez, D. Steel, C.S. Baker et J. Calambokidis. 2020b. Genetic characterization of migratory herds of North Pacific Humpback Whales: Recent and ongoing genetics projects at SWFSC. Presentation to Alaska Humpback Whale researchers, December 2020. Site Web : [https://alaska.zoom.us/rec/play/K43eR-fYKj7nlutWZNdDhxxl7No29XMP9rWFT9V\\_YvZF60-Euqgu-XPkE69ZpU5jZ4JfHoYxvZ8n8o.gmvA72CwlpXoQHhV?continueMode=true&xzm\\_rtaid=U92qhrICSROSiRH\\_Hx0j6w.1623012261950.3d9a12076d49d314778a921c765ae0a2&xzm\\_rtaid=832](https://alaska.zoom.us/rec/play/K43eR-fYKj7nlutWZNdDhxxl7No29XMP9rWFT9V_YvZF60-Euqgu-XPkE69ZpU5jZ4JfHoYxvZ8n8o.gmvA72CwlpXoQHhV?continueMode=true&xzm_rtaid=U92qhrICSROSiRH_Hx0j6w.1623012261950.3d9a12076d49d314778a921c765ae0a2&xzm_rtaid=832) [consulté en décembre 2021]
- Mattila, D., comm. pers. 2010. *Communication personnelle (courriel) avec R. Reeves, mai 2010*. Scientifique en chef, Hawaiian Islands Humpback Whale National Marine Sanctuary, Honolulu.
- Maybaum, H.L., 1993. Responses of humpback whales to sonar sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America* 94:1848-1849.
- McCauley, R.D., J. Fewtrell, A.J. Duncan, C. Jenner, M-N. Jenner, J.D. Penrose, R.I.T. Prince, A. Adhitya, J. Murdoch et K. McCabe. 2000. Marine seismic surveys: analysis and propagation of air-gun signals; and effects of air-gun exposure on humpback whales, sea turtles, fishes and squid. Report for Australian Petroleum Production Exploration Association. Available from Centre for Marine Science and Technology, Curtin University of Technology, Western Australia 6102. 198 pp.
- McMillan, A.D. 2015. Whales and Whalers in Nuu-chah-nulth Archaeology. *BC Studies: the British Columbian Quarterly*, 187.
- McMillan, C., comm. pers. 2021. *Communication par courriel et par téléphone avec J. Ford, février 2021*. Directrice, Marine Education and Research Society, et biologiste, Station de biologie du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- McMillan, C.J., J.K.B. Ford, T. Cheeseman, J. Calambokidis, K. Audley, C. Birdsall, J.K. Byington, J. Currie, J.D. Darling, J. De Weerd, N. Doe, T. Doniol-Valcroze, K. Dracott, R. Finn, A. Frisch-Jordán, C. Gabriele, B. Goodwin, J. Hildering, M. Jones, E. Lyman, M. Malleson, P. Martinez Loustalot, A.A. Pack, E. Quintana-Rizzo, N. Ransome, T.J.H. Shaw, S. Stack, J. Urbán R., J. Wray, B.M. Wright et K.M. Yano. 2023. Spatial patterns in the migratory destinations of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) encountered in Canadian Pacific waters, based on photo-identification data and ocean basin-wide collaboration. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 3519: iv + 27 p.
- McMillan, C.J., J.R. Towers et J. Hildering. 2019. The innovation and diffusion of “trap-feeding”, a novel humpback whale foraging strategy. *Marine Mammal Science* 35: 779-796.

- McSweeney, D., K. Chu, W. Dolphin et L. Guinee. 1989. North Pacific humpback whale songs: A comparison of southeast Alaskan feeding ground songs with Hawaiian wintering ground songs. *Marine Mammal Science* 5:139–148.
- Mehta, A.V., J.M. Allen, R. Constantine, C. Garrigue, B. Jann, C. Jenner, M.K. Marx, C.O. Matkin, D.K. Mattila, G. Minton et S.A. Mizroch. 2007. Baleen whales are not important as prey for killer whales *Orcinus orca* in high-latitude regions. *Marine Ecology Progress Series* 348: 297-307.
- Miksis-Olds, J.L. et S.M. Nichols. 2016. Is low frequency ocean sound increasing globally? *Journal of the Acoustical Society of America* 139: 501–511.  
<http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2019.00606>
- Miller, H. 2020. Relating the distribution of Humpback Whales to environmental variables and risk exposure. Mémoire de maîtrise ès sciences, University of Washington. 52pp.
- Miller, P.J.O., N. Biassoni, A. Samuels et P.L. Tyack. 2000. Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature* 405:903.
- Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources. 2007. The BC Energy Plan: A Vision for Clean Energy Leadership. Site Web :  
[https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/electricity-alternative-energy/bc\\_energy\\_plan\\_2007.pdf](https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/electricity-alternative-energy/bc_energy_plan_2007.pdf) [consulté en février 2021].
- Mizroch, S. A., L. M. Herman, J. M. Straley, D. A. Glockner-Ferrari, C. Jurasz, J. Darling, S. Cerchio, C. M. Gabriele, D. R. Salden et O. Von Ziegesar. 2004. Estimating the adult survival rate of central North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Journal of Mammalogy* 85: 963-972.
- Mizroch, S.A. et D.W. Rice. 2006. Have North Pacific killer whales switched prey species in response to depletion of the great whale populations? *Marine Ecology Progress Series* 310: 235-246.
- Moore, M.J. et J.M. Van der Hoop. 2012. The painful side of trap and fixed net fisheries: chronic entanglement of large whales. *Journal of Marine Biology*, 2012. Article ID 230653 <https://doi.org/10.1155/2012/230653>
- Moran, J. et J. Straley. 2019. Fall surveys of Humpback Whales in Prince William Sound. In: *Ecosystem Status Report 2019 Gulf of Alaska*. Zador, S., E. Yasumiichi, et G.A. Whitehouse (eds.). North Pacific Fishery Management Council. Site Web :  
<https://gulfwatchalaska.org/monitoring/pelagic-ecosystem/humpback-whales/> [consulté en janvier 2021].
- Mouy, X., K.A. Kowarski, E.T. Küsel , E.E. Maxner, H. Frouin-Mouy et M.E. Austin. 2019. Passive acoustic analysis of hydrophone data: Gwaii Haanas National Park Reserve and Haida Heritage Site. Document 01754, Version 2.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for Parks Canada.



- Muto, M. M., V. T. Helker, B. J. Delean, R. P. Angliss, P. L. Boveng, J. M. Breiwick, B. M. Brost, M. F. Cameron, P. J. Clapham, S. P. Dahle, M. E. Dahlheim, B. S. Fadely, M. C. Ferguson, L. W. Fritz, R. C. Hobbs, Y. V. Ivashchenko, A. S. Kennedy, J. M. London, S. A. Mizroch, R. R. Ream, E. L. Richmond, K. E. W. Sheldon, K. L. Sweeney, R. G. Towell, P. R. Wade, J. M. Waite et A. N. Zerbini. 2020. Alaska marine mammal stock assessments, 2019. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-404, 395 p. National Research Council. 2003. Ocean Noise and Marine Mammals. National Academies Press, Washington, D.C.
- NatureServe. 2021. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web]. Version 7.1. NatureServe. Site Web : <http://www.natureserve.org/explorer> [consulté en septembre 2009].
- Neilson, J.L. et C.M. Gabriele. 2020. Glacier Bay & Icy Strait Humpback Whale Population Monitoring: 2019 Update. National Park Service Resource Brief, Gustavus, Alaska.
- Neilson, J.L., C.M. Gabriele et A.R. Bendlin. 2022. Glacier Bay & Icy Strait Humpback Whale Population Monitoring: 2021 Update. National Park Service Resource Brief, Gustavus, Alaska. Site Web : <https://irma.nps.gov/DataStore/DownloadFile/668731> [consulté en mars 2022].
- Neilson, J.L., C.M. Gabriele, A.S. Jensen, K. Jackson et J.M. Straley. 2012. Summary of reported whale-vessel collisions in Alaskan waters. Journal of Marine Biology 2012 <http://hdl.handle.net/11122/11921>
- Neilson, J.L., C.M. Gabriele et J.M. Straley. 2007. Humpback whale entanglement in fishing gear in northern southeastern Alaska. Pages 204-207 in Piatt, J.F. et S.M. Gende (eds.). Proceedings of the Fourth Glacier Bay Science Symposium, October 26-28, 2004. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5047.
- Neilson, J.L., C.M. Gabriele et L.F. Taylor-Thomas. 2018. Humpback whale monitoring in Glacier Bay and adjacent waters 2017: Annual progress report. Natural Resource Report NPS/GLBA/NRR—2018/1660. National Park Service, Fort Collins, Colorado.
- Nichol, L.M., R. Abernethy, L. Flostrand, T.S. Lee et J.K.B. Ford. 2010. Information relevant for the identification of Critical Habitats of North Pacific Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) in British Columbia. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2009/116, 40 pp.
- Nichol, L. M., E. J. Gregr, R. Flinn, J.K.B. Ford, R. Gurney, L. Michaluk et A. Peacock. 2002. British Columbia commercial whaling catch data 1908 to 1967: a detailed description of the B.C. historical whaling database. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2396: viii + 76 pp.
- Nichol, L.M., B.M. Wright, P. O'Hara et J.K.B. Ford. 2017. Risk of lethal vessel strikes to humpback *Megaptera novaeangliae* and fin *Balaenoptera physalus* whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. Endangered Species Research 32: 373-390.

- Niu, H., S. Li, P. Li, T. King et K. Lee. 2017. Stochastic modeling of the fate and behaviors of an oil spill in the Salish Sea. *International Journal of Offshore and Polar Engineering* 27: 337-345.
- NOAA 2016. Federal Register Final Rule 9/8/2016. Endangered and Threatened Species; Identification of 14 Distinct Population Segments of the Humpback Whale (*Megaptera novaeangliae*) and Revision of Species-Wide Listing. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2016-09-08/pdf/2016-21276.pdf> [consulté en février 2021].
- Norris, T.F., M. Mc Donald et J. Barlow. 1999. Acoustic detections of singing humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the eastern North Pacific during their northbound migration. *Journal of the Acoustical Society of America* 106: 506-514.
- Nowacek, D.P., L.H. Thorne, D.W. Johnston et P.L. Tyack. 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review* 37: 81-115.
- Palacios, D.M., B.R. Mate, C.S. Baker, C.E. Hayslip, T.M. Follett, D. Steel, B.A. Lagerquist, L.M. Irvine et M.H. Winsor. 2019. Tracking North Pacific humpback whales to unravel their basin-wide movements. Final Technical Report. Prepared for Pacific Life Foundation. Marine Mammal Institute, Oregon State University. Newport, Oregon, USA. 30 June 2019. 58 pp. doi:10.5399/osu/1117. [https://ir.library.oregonstate.edu/concern/technical\\_reports/z890s0924](https://ir.library.oregonstate.edu/concern/technical_reports/z890s0924)
- Parks, S.E., D.A. Cusano, A. Bocconcelli, A.S. Friedlaender et D.N. Wiley. 2016. Noise impacts on social sound production by foraging humpback whales. In: *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*, vol. 27, no. 1, p. 010009. Acoustical Society of America.
- Payne, R. et L.N. Guinee. 1983. Humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) songs as an indicator of “stocks”. Pp. 333–358 in R. Payne, R. (ed.). *Communication and behavior of whales*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- Payne, R. et S. McVay. 1971. Songs of humpback whales. *Science* 173: 583-597.
- Pelayo-Gonzalez, L., D. Herra-Miranda, J.D. Pacheco-Polanco, H.M. Guzman, S. Goodman et L. Oviedo. 2022. Decreases in encounter rate of endangered Northeast Pacific humpback whales in Southern Costa Rica: Possible changes in migration pattern due to warming events. *Frontiers in Marine Science* 9: 927276. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.927276>
- Piatt, J.F., J.K. Parrish, H.M. Renner, S.K. Schoen, T.T. Jones, M.L. Arimitsu, K.J. Kuletz *et al.* 2020. Extreme mortality and reproductive failure of common murrelets resulting from the northeast Pacific marine heatwave of 2014-2016. *PloS one* 15, 1: e0226087.
- Pierszalowski, S.P., C.M. Gabriele, D.J. Steel, J.L. Neilson, P.B.S. Vanselow, J.A. Cedarleaf, J.M. Straley et C. S. Baker. 2016. Local recruitment of humpback whales in Glacier Bay and Icy Strait, Alaska, over 30 years. *Endangered Species Research* 31:177-189.

- Pitman, R.L., J.A. Totterdell, H. Fearnbach, L.T. Ballance, J.W. Durban et H. Kemps. 2015. Whale killers: prevalence and ecological implications of killer whale predation on humpback whale calves off Western Australia. *Marine Mammal Science* 31: 629-657.
- Rambeau, A.L. 2008. Determining abundance and stock structure for a widespread, migratory animal: The case of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in British Columbia, Canada. Mémoire de maîtrise ès sciences, University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Reeves, R.R., J. Berger et P.J. Clapham. 2006. Killer whales as predators of large baleen whales and sperm whales. *In* J. A. Estes, D. P. DeMaster, D. F. Doak, T. M. Williams et R. L. Brownell Jr. (eds). *Whales, whaling, and ocean ecosystems*. University of California Press, Berkeley, CA. Pp. 174–187.
- Reidy, R., comm. pers. 2021. *Correspondance par courriel adressée à J. Ford*, juin 2021. PhD candidate, University of Victoria (Colombie-Britannique).
- Rice, D.W. 1978. The humpback whale in the North Pacific: Distribution, exploitation, and numbers. Pp. 29-44 *in* K.S. Norris et R.R. Reeves (eds.). *Report on a workshop on problems related to humpback whales (Megaptera novaeangliae) in Hawaii*. U.S. Dept. of Commerce, National Technical Information Service, PB-280 794.
- Rockwood, R.C., J. Calambokidis et J. Jahncke. 2017. High mortality of blue, humpback and fin whales from modeling of vessel collisions on the U.S. West Coast suggests population impacts and insufficient protection. *PLoS ONE* 12(8): e0183052. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183052> PMID: 28827838
- Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield; C. Hilton-Taylor, R. Neugarten, S.H.M. Butchart, B. Collen, N. Cox, L.L. Master, S. O'Connor et D. Wilkie. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22: 897-911.
- Salden, D.R., L.M. Herman, M. Yamaguchi et F. Sato. 1999. Multiple visits of individual humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) between the Hawaiian and Japanese winter grounds. *Canadian Journal of Zoology* 77: 504-508.
- Santora, J.A., Mantua, N.J., Schroeder, I.D., Field, J.C., Hazen, E.L., Bograd, S.J., Sydeman, W.J., Wells, B.K., Calambokidis, J., Saez, L. et Lawson, D. 2020. Habitat compression and ecosystem shifts as potential links between marine heatwave and record whale entanglements. *Nature Communications* 11: 1-12.
- Saracco, J.F. C.M. Gabriele et J.L. Neilson. 2013. Population dynamics and demography of humpback whales in Glacier Bay and Icy Strait, Alaska. *Northwestern Naturalist* 94: 187-197.
- Saulitis, E., L.A. Holmes, C. Matkin, K. Wynne, D. Ellifrit et C. St-Amand. 2015. Biggs killer whale (*Orcinus orca*) predation on subadult humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Lower Cook Inlet and Kodiak, Alaska. *Aquatic Mammals* 41: 341-344.

- Savage, K. 2017. Alaska and British Columbia large whale unusual mortality event summary report. NOAA Fisheries, Juneau AK. Site Web : <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/alaska-and-british-columbia-large-whale-unusual-mortality-event-summary-report>
- Schuler, A.R., S. Piwetz, J. Di Clemente, D. Steckler, F. Mueter et H.C. Pearson. 2019. Humpback whale movements and behavior in response to whale-watching vessels in Juneau, AK. *Frontiers in Marine Science* 6: 710. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00710>
- Serra-Sogas, N., R. Canessa, P. O'Hara, L. Smallshaw et M. Warrior. 2018. Small vessel traffic study in the Salish Sea and Southern Resident Killer Whale critical habitat. Coastal and Ocean Resource Analysis (CORAL) Group, Dept. of Geography, University of Victoria. Site Web : <https://nemesproject.com/publications-presentations/> [consulté en janvier 2021]
- Sharpe, F.A. 2001. Social foraging of the southeast Alaskan humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. Thèse de doctorat, Simon Fraser University, Burnaby, B.C.
- Sivle, L.D., P.J. Wensveen, P.H. Kvadsheim, F.-P.A. Lam, F. Visser, C. Curé, C.M. Harris, P.L. Tyack et P.J.O. Miller. 2016. Naval sonar disrupts foraging in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series* 562: 211-220.
- Spaven, L., comm. pers. 2021. *Correspondance par courriel adressée à J. Ford*, février 2021. Technicienne en recherche, Programme de recherche sur les cétacés, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Steiger, G.H., J. Calambokidis, J.M. Straley, L.M. Herman, S. Cerchio, D.R. Salden, J. Urbán-R., J.K. Jacobsen, O.V. Ziegesar, K.C. Balcomb, C.M. Gabriele, M.E. Dahlheim, S. Uchida, J.K.B. Ford, P. Ladrón de Guevara, M. Yamaguchi et J. Barlow. 2008. Geographic variation in killer whale attacks on humpback whales in the North Pacific: Implications for predation pressure. *Endangered Species Research* 4: 247–256.
- Straley, J.M., C.M. Gabriele et C.S. Baker. 1994. Annual reproduction by individually identified humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Alaskan waters. *Marine Mammal Science* 10: 87-92.
- Straley, J.M., J.R. Moran, K.M. Boswell, J.J. Vollenweider, R.A. Heintz, T.J. Quinn II, B.H. Witteveen et S.D. Rice. 2018. Seasonal presence and potential influence of humpback whales on wintering Pacific herring populations in the Gulf of Alaska. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 147:173-186.

- Suryan, R.M., M.L. Arimitsu, H.A. Coletti, R.R. Hopcroft, M.R. Lindeberg, S.J. Barbeaux, S.D. Batten, W.J. Burt, M.A. Bishop, J.L. Bodkin, R. Brenner, R.W. Campbell, D.A. Cushing, S.L. Danielson, M.W. Dorn, B. Drummond, D. Esler, T. Gelatt, D.H. Hanselman, S.A. Hatch, S. Haught, K. Holderied, K. Iken, D. B. Irons, A.B. Kettle, D.G. Kimmel, B. Konar, K. J. Kuletz, B.J. Laurel, J.M. Maniscalco, C. Matkin, C.A. E. McKinstry, D.H. Monson, J.R. Moran, D. Olsen, W.A. Palsson, W.S. Pegau, J.F. Piatt, L.A. Rogers, N.A. Rojek, A. Schaefer, I.B. Spies, J.M. Straley, S. L. Strom, K.L. Sweeney, M. Szymkowiak, B.P. Weitzman, E.M. Yasumiishi et S.G. Zador. 2021. Ecosystem response persists after a prolonged marine heatwave. *Scientific Reports* 11, 6235:1-17.
- Taylor, B.L., S.J. Chivers, J. Larese et W.F. Perrin. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. Administrative Report LJ-07-01. National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center. 24 pp.
- Teerlink, S. F., O. von Ziegesar, J.M. Straley, T.J. Quinn, C.O. Matkin et E.L. Saulitis. 2015. First time series of estimated humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) abundance in Prince William Sound. *Environmental and Ecological Statistics* 22: 345-368.
- Thomas, L., R. Williams et D. Sandilands. 2007. Designing line transect surveys for complex survey regions. *Journal of Cetacean Research and Management*, 9(1):1–13. <http://www.raincoast.org/files/publications/papers/RCF-survey-design-Thomas-et-al-JCRM.pdf>
- Thorne, R.E. et G.L. Thomas. 2008. Herring and the "Exxon Valdez" oil spill: an investigation into historical data conflicts. – *ICES Journal of Marine Science* 65: 44–50.
- Todd, S., J. Lien, F. Marques, P. Stevick et D. Ketten. 1996. Behavioural effects of exposure to underwater explosions in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Canadian Journal of Zoology* 74: 1661-1672.
- Tsuji, K., T. Akamatsu, R. Okamoto, K. Mori, Y. Mitani et N. Umeda. 2018. Change in singing behavior of humpback whales caused by shipping noise. *PloS one* 13:e0204112.
- Urbán R., J., A. Jaramillo L., A. Aguayo L., P. Ladrón de Guevara P., M. Salinas Z., C. Alvarez F., L. Medrano G., J.K. Jacobsen, K.C. Balcomb, D.E. Claridge, J. Calambokidis, G.H. Steiger, J.M. Straley, O. von Ziegesar, J.M. Waite, S. Mizroch, M.E. Dahlheim, J.D. Darling et C.S. Baker. 2000. Migratory destinations of humpback whales wintering in the Mexican Pacific. *Journal of Cetacean Research and Management* 2: 101-110.
- Urbán R., J. et L.A. Aguayo. 1987. Spatial and seasonal distribution of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in the Mexican Pacific. *Marine Mammal Science* 3: 333-344.
- Van der Hoop, J., P. Corkeron et M. Moore. 2017. Entanglement is a costly life-history stage in large whales. *Ecology and Evolution*, 7: 92-106.

- Vanderlaan, A.S.M. et C.T. Taggart. 2007. Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science* 23: 144-156.
- Volgenau, L., S.D.Kraus et J. Lien. 1995. The impact of entanglements on two substocks of the western North Atlantic humpback whale, *Megaptera novaenangliae*. *Canadian Journal of Zoology* 73: 1689-1698.
- von Biela, V.R., M.L. Arimitsu, J.F. Piatt, Br. Heflin, S.K. Schoen, J.L. Trowbridge et C.M. Clawson. 2019. Extreme reduction in nutritional value of a key forage fish during the Pacific marine heatwave of 2014-2016. *Marine Ecology Progress Series* 613:171-182.
- von Ziegeler, O., E. Miller et M. E. Dahlheim. 1994. Impacts on Humpback Whales. Pp.173-191 in T. R. Loughlin (ed.). *Marine Mammals and the Exxon Valdez*. Academic Press, San Diego, California.
- Wade, P.R. 2017. Estimates of abundance and migratory destination for North Pacific humpback whales in both summer feeding areas and winter mating and calving areas – revision of estimates in SC/66b/IA21. International Whaling Commission Report SC/A17/NP/10. Site Web : <https://archive.iwc.int/?r=6042&k=52b35dc844>
- Wade, P. R., T.J. Quinn, J. Barlow, C. Baker, A.M. Burdin, J. Calambokidis, *et al.* 2016. Estimates of abundance and migratory destination for North Pacific humpback whales in both summer feeding areas and winter mating and calving areas. Paper SC/66b/IA/21 Submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Site Web : <https://archive.iwc.int/?r=6042&k=52b35dc844>
- Ware, D.M. et R.E. Thomson. 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northwest Pacific. *Science* 308: 1280-1284.
- Webb, R.L. 1988. *On the Northwest: commercial whaling in the Pacific Northwest, 1790-1967*. UBC Press, Vancouver, British Columbia.
- Weinrich, M.T., J. Bove et N. Miller. 1993. Return and survival of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) calves born to a single female in three consecutive years. *Marine Mammal Science* 9: 325-328.
- Weinrich, M.T., M.R. Schilling et C.R. Belt. 1992. Evidence for acquisition of a novel feeding behaviour: lobe feeding in humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. *Animal Behaviour* 44: 1059-1072.
- Weller, D.W. 2018. Predation on marine mammals. Pp.772-780 in Würsig, B., J.G.M. Thewissen et K.M. Kovacs (eds.), *The Encyclopedia of Marine Mammals Third Edition*. Elsevier, New York, New York.
- Wensveen, P.J., P.H. Kvadsheim, F.-P.A. Lam, A.I.M. von Benda-Beckmann, L.D. Sivle, F. Visser, C. Curé, P.L. Tyack et P.J.O. Miller. 2017. Lack of behavioural responses of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. *Journal of Experimental Biology* 220: 4150-4161.
- Whitehead, H. 1981. *The behaviour and ecology of Northwest Atlantic humpback whales*. Thèse de doctorat, University of Cambridge, Cambridge, UK.



- Williams, R. et P. O'Hara. 2010. Modelling ship strike risk to fin, humpback and killer whales in British Columbia, Canada. *Journal of Cetacean Research and Management* 11: 1-8.
- Williams, R. et L. Thomas. 2007. Distribution and abundance of marine mammals in the coastal waters of British Columbia, Canada. *Journal of Cetacean Research and Management* 9:15-28.
- Wray, J. et E.M. Keen. 2020. Calving rate decline in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) of northern British Columbia, Canada. *Marine Mammal Science* 36: 709-720.
- Wray, J. et E. Keen. 2021. Status of humpback whales in the Kitimat Fjord System. Report prepared by the North Coast Cetacean Society. Site Web : [bcwhales.org](http://bcwhales.org)
- Wray, J., E. Keen et E.N.O. O'Mahony. 2021. Social survival: humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) use social structure to partition ecological niches within proposed critical habitat. *PloS one*: 16(6):e0245409  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245409>
- Wright, B.M., Nichol, L.M. et T. Doniol-Valcroze. 2021. Spatial density models of cetaceans in the Canadian Pacific estimated from 2018 ship-based surveys. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2021/049. iii + 46 p. [Également disponible en français : Wright, B.M., Nichol, L.M., et Doniol-Valcroze, T. 2021. Modèles spatiaux de la densité des cétacés dans les eaux canadiennes du Pacifique fondés sur un relevé effectué par navire en 2018. MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2021/049. viii + 49 p.]
- Zerbini, A.N., J.M. Waite, J.L. Laake et P.R. Wade. 2006. Abundance, trends and distribution of baleen whales off Western Alaska and the central Aleutian Islands. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 53: 1772-1790.

## SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

John Ford a obtenu un doctorat, qui portait sur l'acoustique comportementale des épaulards, de l'Université de la Colombie-Britannique en 1985. De 2001 à 2017, il a dirigé le Programme de recherche sur les cétacés à la Station biologique du Pacifique du Secteur des sciences du MPO (Nanaimo, Colombie-Britannique). Il était chargé d'entreprendre des recherches sur la conservation et de fournir des conseils sur le rétablissement des baleines inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada, y compris le rorqual à bosse. Il a corédigé divers rapports et publications sur la situation de la population de rorquals à bosse dans les eaux canadiennes du Pacifique et le Pacifique Nord au sens large. Il est membre du Groupe de spécialistes des cétacés de l'UICN et copréside actuellement le Comité de spécialistes des espèces de mammifères marins du COSEPAC.

## COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection biologique n'a été examinée lors de la rédaction du présent rapport.

## EXPERTS CONTACTÉS

- Barrett-Lennard, L. Director, Marine Mammal Research Program, Coastal Ocean Research Institute, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Darling, J. Director, Pacific Wildlife Foundation, Vancouver (Colombie-Britannique), et Whale Trust, Maui (Hawaï).
- Doniol-Valcroze, T. Chef, Programme de recherche sur les cétacés, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Calambokidis J. Senior Research Biologist, Cascadia Research Collective, Olympia (Washington, États-Unis).
- Cottrell, P. Coordonnateur, Programme d'intervention auprès des mammifères marins, Pêches et Océans Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Gabriele, C. Wildlife Biologist, Glacier Bay National Park and Preserve, US National Parks Service, Gustavus (Alaska, États-Unis).
- Gelling, L. Program Zoologist, BC Conservation Data Centre, Ministry of Environment and Climate Change Strategy, gouvernement de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).
- Govindarajulu, P. Unit Head, Species Conservation Unit, Conservation Science Section, Ecosystems Branch, Ministry of Environment and Climate Change Strategy, gouvernement de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).
- Johnson, L. Chairperson, Maa-Nulth Joint Fisheries Committee, Port Alberni (Colombie-Britannique).
- Keen, E. Science Co-Director, North Coast Cetacean Society, Alert Bay (Colombie-Britannique)
- Kling, A. Conseillère scientifique principale, Sciences des mammifères marins, Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ontario).
- Lee, L. Écologiste, chef d'équipe, réserve d'aire marine nationale de conservation et site du patrimoine haïda Gwaii Haanas, Parcs Canada, Skidegate (Colombie-Britannique).
- McDonald, R. Conseillère principale en environnement, Défense nationale (SMA(IE)/DGEED/DEGD), Ottawa (Ontario).
- McMillan, C. Director, Humpback Whale Research, Marine Education and Research Society, Port McNeill (Colombie-Britannique), et biologiste aquatique, Programme de recherche sur les cétacés, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).



- Millikin, R.L. Chef par intérim, Évaluation des populations, Centre de recherche sur la faune du Pacifique, Service canadien de la faune, Environnement et Changement climatique, Delta (Colombie-Britannique).
- Moore, J.E. Leader, California Current Marine Mammal Assessment Program, Marine Mammal and Turtle Division, Southwest Fisheries Science Center, NOAA, La Jolla (Californie, États-Unis).
- Moran, J. Research Biologist, Alaska Fisheries Science Center, NOAA, Juneau (Alaska, États-Unis).
- Nichol, L. Biologiste chercheure, Programme de recherche sur les cétacés, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Shepherd, P. Conservation marine, Direction des programmes de conservation, Direction générale de l'établissement et de la conservation des aires protégées, Parcs Canada, Vancouver (Colombie-Britannique).
- Spaven, L. Technicienne en recherche sur les mammifères marins, Programme de recherche sur les cétacés, Station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo (Colombie-Britannique).
- Straley, J. Professor of Marine Biology, University of Alaska Southeast, Sitka (Alaska, États-Unis).
- Urban, J. Professeur de biologie marine, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz (Mexique).
- Wray, J. CEO, North Coast Cetacean Society, Alert Bay (Colombie-Britannique).
- Yakimishyn, J. Marine Ecologist Team Leader, Pacific Rim National Park Reserve, Ucluelet (Colombie-Britannique).

## REMERCIEMENTS

Environnement et Changement climatique Canada a assuré le financement de la préparation du présent rapport. Cette mise à jour s'appuie sur les rapports antérieurs de Robin Baird (2003) et d'Andrea Rambeau (COSEWIC, 2011). Les experts suivants ont gracieusement fourni des données ou des conseils importants : John Calambokidis, Ted Cheeseman, Paul Cottrell, Jim Darling, Thomas Doniol-Valcroze, Chris Gabriele, Eric Keen, Christie McMillan, Jeff Moore, John Moran, Linda Nichol, Rhonda Reidy, Lisa Spaven, Jan Straley, Jane Watson et Janie Wray. Des membres du Comité de spécialistes des mammifères marins du COSEPAC ont formulé des commentaires utiles pour améliorer le présent rapport.