



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

**Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)**

---

**Document de recherche 2024/043**

**Région du Pacifique**

**Estimations de l'abondance des cétacés provenant du  
relevé international de la mégafaune marine dans la région du Pacifique de 2018**

T. Doniol-Valcroze, L. Nichol, B. Wright, E. Stredulinsky, L. Spaven et R. Abernethy

Pêches et Océans Canada  
Station biologique du Pacifique  
3190, chemin Hammond Bay  
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>  
[csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-72177-4 N° cat. Fs70-5/2024-043F-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Doniol-Valcroze, T., Nichol, L.M., Wright, B.M., Stredulinsky, E.H., Spaven, L., et Abernethy, R. 2024. Estimations de l'abondance des cétacés provenant du relevé international de la mégafaune marine dans la région du Pacifique de 2018. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/043. iv + 36 p.

### **Also available in English :**

*Doniol-Valcroze, T., Nichol, L.M., Wright, B.M., Stredulinsky, E.H., Spaven, L., and Abernethy, R. 2024. Abundance Estimates of Cetaceans from the 2018 Pacific Region International Survey of Marine Megafauna. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/043. iv + 34 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
1. INTRODUCTION .....	1
2. MÉTHODES.....	2
2.1. CONCEPTION ET STRATIFICATION DU RELEVÉ.....	2
2.2. MÉTHODOLOGIE DU RELEVÉ.....	3
2.2.1. Plateforme utilisée pour le relevé et échantillonnage visuel .....	3
2.2.2. Collecte de données .....	3
2.2.3. Tests de type Buckland-Turnock.....	5
2.3. TRAITEMENT DES DONNÉES .....	5
2.4. FONCTIONS DE DÉTECTION .....	6
2.5. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE .....	6
2.6. CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ .....	7
3. RÉSULTATS.....	8
3.1. EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE .....	8
3.2. OBSERVATIONS.....	8
3.3. FONCTIONS DE DÉTECTION .....	9
3.4. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE .....	10
3.5. BIAIS DE PERCEPTION (PROTOCOLE DE BUCKLAND-TURNOCK) .....	10
3.6. CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ .....	11
4. DISCUSSION.....	11
4.1. CONCEPTION DU RELEVÉ .....	11
4.2. FONCTIONS DE DÉTECTION .....	12
4.3. TENDANCES EN MATIÈRE D'ABONDANCE .....	12
4.4. SOURCES DE BIAIS .....	14
4.5. STRATIFICATION A POSTERIORI .....	15
4.6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS .....	16
5. REMERCIEMENTS .....	16
6. RÉFÉRENCES CITÉES .....	17
ANNEXE A. TABLEAUX.....	20
ANNEXE B. FIGURES.....	25

---

## RÉSUMÉ

Plusieurs espèces de mammifères marins sur la côte ouest du Canada sont déclarées comme prises accessoires dans le cadre des activités de pêche. En vertu d'une disposition de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) des États-Unis, le Canada, à titre d'exportateur de produits du poisson, doit fournir des estimations des populations et des taux de mortalité accidentelle liés aux activités de pêche. Toutefois, les estimations de l'abondance dans les eaux canadiennes du Pacifique font défaut pour la plupart des espèces de cétacés, en particulier pour les zones extracôtières, ou sont trop vieilles pour satisfaire aux exigences de la MMPA. Le relevé international de la mégafaune marine dans la région du Pacifique (PRISMM) avait pour objectif de fournir des estimations récentes de l'abondance et des données sur la répartition des grandes espèces marines dans les eaux canadiennes côtières et extracôtières du Pacifique.

Le relevé a été réalisé entre le 4 juillet et le 5 septembre 2018, à l'aide de deux navires de la Garde côtière canadienne, et a fourni un total de 8 400 km d'échantillonnage visuel et a donné lieu à 2 000 observations de 20 espèces de mammifères marins. En utilisant des méthodes d'échantillonnage de la distance des observations, de nouvelles estimations de l'abondance ont été fournies pour neuf espèces de cétacés dans les eaux canadiennes du Pacifique : 30 117 marsouins de Dall (IC à 95 % 22 142–40 965), 12 244 rorquals à bosse (8 214–18 252), 7 352 marsouins communs (3 547–15 237), 5 882 dauphins à flancs blancs du Pacifique (2 941–11 766), 3 829 rorquals communs (2 145–6 834), 2 207 dauphins à dos lisse (726–6 709), 920 dauphins de Risso (178–4 758), 199 rorquals bleus (59–670) et 70 rorquals boréaux (24–209). Ces estimations sont ajustées pour tenir compte du biais de disponibilité basé sur le temps d'observation et le comportement de plongée, mais ne sont pas ajustées pour tenir compte du biais de perception.

À l'exception du dauphin à flancs blancs du Pacifique, les estimations de l'abondance des cétacés dans les eaux côtières en 2018 suggèrent que plusieurs populations sont stables (marsouin de Dall, marsouin commun, rorqual commun) ou continuent de se rétablir après une diminution antérieure et s'étendent à de nouvelles zones (rorqual à bosse). Le retour de ces prédateurs dans des habitats d'où ils avaient disparu aura des conséquences importantes pour l'écosystème. Ces estimations actualisées de l'abondance pour l'ensemble de la côte peuvent également éclairer le calcul des estimations du prélèvement biologique potentiel relativement à la mortalité anthropique.

---

## 1. INTRODUCTION

L'abondance et la densité des populations animales sont des informations essentielles pour l'évaluation des stocks et les procédures de gestion (Taylor *et al.* 2007). En particulier, les estimations de l'abondance sont nécessaires pour évaluer si les activités humaines ont un effet néfaste sur les populations (Wade 1998). Plusieurs espèces de mammifères marins sont déclarées à titre de prises accessoires dans le cadre des activités de pêche sur la côte ouest du Canada. En janvier 2017, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis a édicté une nouvelle règle obligeant les pays exportant des produits de la mer vers les États-Unis à démontrer que leurs activités de pêche sont conformes à la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA). Pour assurer la responsabilité, la MMPA exige une estimation périodique de l'abondance (et de l'incertitude) afin de fixer un taux de prélèvement biologique potentiel (PBP) et de le comparer aux estimations de la mortalité due aux prises accessoires pour chaque population. En tant qu'exportateur de produits de la pêche, le Canada doit prouver sa conformité en fournissant des estimations de l'abondance de ses populations de mammifères marins et des taux de mortalité accidentelle liés aux activités de pêche d'ici le 1<sup>er</sup> janvier 2022.

Dans les eaux canadiennes du Pacifique, des estimations récentes de l'abondance sont disponibles pour les deux populations d'épaulards résidents (*Orcinus orca*, p. ex., MPO 2019), la baleine grise (*Eschrichtius robustus*, Calambokidis *et al.* 2002), la loutre de mer (*Enhydra lutris*, Nichol *et al.* 2020), et la plupart des pinnipèdes (p. ex., Majewski et Ellis 2022), pour lesquels des relevés sont réalisés à intervalles réguliers. D'autres espèces de mammifères marins ne sont toutefois pas couvertes par les programmes de surveillance actuels. Par conséquent, les estimations de l'abondance sont souvent limitées sur le plan géographique, elles sont obsolètes ou elles sont simplement inexistantes. Par exemple, les analyses de marquage-recapture des études de photo-identification ont permis d'obtenir des estimations de l'abondance du rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) pour des régions limitées (Ashe *et al.* 2013), mais des estimations à plus grande échelle ne sont pas disponibles après 2008 (Ford *et al.* 2009). Une combinaison de relevés systématiques et opportunistes a été utilisée pour modéliser les taux de rencontre et l'abondance relative du rorqual à bosse dans la zone côtière de la Colombie-Britannique (C.-B.), mais n'a pas permis d'obtenir des estimations de l'abondance absolue (Dalla Rosa *et al.* 2012). Les relevés aériens fournissant des estimations de l'abondance du marsouin commun (*Phocoena phocoena*) étaient limités aux eaux intérieures de l'État de Washington et à une partie des eaux du sud de la C.-B. (Jefferson *et al.* 2016).

Des relevés systématiques par transects linéaires ont été menés par des chercheurs non gouvernementaux dans les eaux côtières de la C.-B. sur plusieurs années et saisons (été 2004, 2005, 2008, et printemps/automne 2007) et ont généré des estimations de l'abondance pour dix espèces de mammifères marins (Williams et Thomas 2007; Best *et al.* 2015). Il s'agissait des seules estimations disponibles pour plusieurs espèces et elles ont été utilisées pour établir des limites de la durabilité pour les prises accessoires de petits cétacés dans le cadre des activités de pêche (Williams *et al.* 2008). En outre, ces études ont fourni une base de référence pour le suivi des tendances en matière d'abondance. Toutefois, ces estimations ne sont pas suffisamment récentes pour répondre à la norme de huit ans de la MMPA (NMFS 2016).

Des estimations récentes de l'abondance de plusieurs espèces de cétacés dans l'ensemble des eaux canadiennes du Pacifique (y compris les zones extracôtières) n'étaient donc pas disponibles et ont dû être évaluées à l'aide d'un relevé spécialisé. Des relevés systématiques dont l'objectif précis est d'estimer l'abondance des espèces de mammifères marins sur l'ensemble du territoire canadien ont été réalisés au Canada atlantique en 2007 et en 2016, ainsi que dans l'Arctique central en 2013, mais jamais dans les eaux canadiennes du Pacifique.

---

Pour répondre aux exigences de la MMPA des États-Unis, le Secteur des sciences du MPO a réalisé le relevé international de la mégafaune marine dans la région du Pacifique (PRISMM), un relevé à grande échelle des eaux côtières et extracôtières, de juillet à septembre 2018. Ses objectifs étaient de documenter la distribution des mammifères marins dans le Pacifique canadien, ainsi que des tortues de mer et des espèces de grands poissons tels que le requin-pèlerin et le poisson-lune, et d'estimer l'abondance des espèces de cétacés pour lesquelles les données sont insuffisantes ou obsolètes.

## 2. MÉTHODES

### 2.1. CONCEPTION ET STRATIFICATION DU RELEVÉ

Le relevé PRISMM était un relevé plurispécifique réalisé à partir d'un navire et utilisant des méthodes d'échantillonnage de la distance pour estimer l'abondance. Les navires se sont déplacés le long de lignes de transects systématiques prédéterminées dans le cadre d'un relevé stratifié. L'objectif était de réaliser le relevé dans toute l'étendue des eaux canadiennes, de la frontière de l'Alaska à l'État de Washington, et de la côte de la C.-B. jusqu'à la limite de 200 milles marins de la zone économique exclusive (ZEE) canadienne. La zone d'étude a été divisée en deux blocs principaux : un bloc *côtier* couvrant la zone où un relevé a précédemment été réalisé par Williams et Thomas (2007) et Best *et al.* (2015), et un bloc *extracôtier* correspondant aux zones situées à l'ouest de l'île de Vancouver et de Haida Gwaii, pour lesquelles aucune estimation antérieure de l'abondance des cétacés n'était disponible (figure 1).

Le bloc côtier a ensuite été divisé en quatre strates, conformément à la conception du relevé de Thomas *et al.* (2007), qui a été développé expressément pour cette zone au littoral complexe et qui s'est avéré efficace au cours de cinq relevés précédents (Best *et al.* 2015). La strate *Côte nord* (CN) englobe les eaux situées au nord du détroit de Johnstone, tandis que la strate *Côte sud* (CS) comprend le détroit de Géorgie et le détroit de Juan de Fuca. En raison de leur forme étroite, le détroit de Johnstone et le passage Discovery ont été désignés comme une strate distincte (DJ). La quatrième strate englobe un ensemble de fjords, de passages, de détroits et de bras de mer sur le continent de la C.-B. Ces bras de mer ont été séparés en 33 unités d'échantillonnage primaires (UEP), à partir desquelles un échantillon de cinq a été sélectionné selon une conception aléatoire systématique (avec une probabilité d'échantillonnage proportionnelle à la zone; pour plus de détails, voir Thomas *et al.* 2007).

Les relevés dans les strates CN et CS ont été conçus comme un échantillon de lignes en zigzag à espacement égal avec un point de départ aléatoire (figure 2), à l'aide du logiciel DISTANCE (Thomas *et al.* 2010). Cette approche garantit que chaque point d'une strate a la même probabilité d'être échantillonné, ce qui permet une estimation non biaisée de l'abondance (la probabilité de couverture dans l'ensemble de la zone d'étude a été évaluée en fonction de 10 000 simulations dans Thomas *et al.* (2007). L'espacement entre les points de cheminement en zigzag était de 36 km sur la CN et de 18 km sur la CS (qui a été subdivisée en trois sous-strates en raison de sa forme non convexe). En raison des formes étroites et complexes des strates, il était impossible pour le navire de recherche du MPO de suivre des lignes parallèles ou en zigzag dans les bras de mer continentaux, contrairement à la plateforme plus petite utilisée dans les relevés 2004–2008 rapportés par Williams et Thomas (2007) et Best *et al.* (2015). Notre navire a donc souvent dû naviguer au milieu des chenaux les plus étroits (p. ex., le détroit de Johnstone) et, lorsque c'était possible, a effectué des zigzags non systématiques pour couvrir des étendues d'eau plus larges.

---

Le bloc extracôtier était constitué d'une seule strate (EXC, figure 1). Conformément à la conception de Barlow et Forney (2007) pour les relevés en mer effectués par des navires le long de la côte ouest des États-Unis, les transects ont suivi une grille systématique établie pour couvrir uniformément les eaux entre la côte ouest de l'île de Vancouver et Haida Gwaii et 370 km (200 milles marins) au large des côtes. Cette grille a été créée à l'aide de deux ensembles de transects systématiques parallèles séparées de 60 km, chacune étant ancrée à un point de départ choisi de manière aléatoire. Un ensemble de lignes était orienté SSO-NNE et l'autre OSO-ENE (figure 2). Ensemble, les lignes traversent généralement les principaux gradients d'habitat (plateau et talus continentaux, plaines abyssales, monts sous-marins). Les segments entre les nœuds de la grille constituaient l'unité principale d'échantillonnage et n'ont pas nécessairement été échantillonnés dans l'ordre.

## **2.2. MÉTHODOLOGIE DU RELEVÉ**

### **2.2.1. Plateforme utilisée pour le relevé et échantillonnage visuel**

Le navire de la Garde côtière canadienne (NGCC) utilisé pour le relevé du bloc côtier était le NGCC *Tanu* de 52 m, et le navire utilisé pour le bloc extracôtier était le NGCC *John P. Tully* de 69 m. Ils se sont déplacés le long des transects d'échantillonnage à une vitesse d'environ 18,5 km h<sup>-1</sup> (10 nœuds) lorsque l'échantillonnage était en cours. Le relevé visuel commençait le matin lorsque la luminosité était suffisante (généralement vers 6 h) et se poursuivait aussi longtemps que les conditions d'observation étaient favorables. Le relevé visuel était interrompu lorsque les conditions de la mer dépassaient la force 4 sur l'échelle de Beaufort (hauteur de houle > 2 m et vent > 16 nœuds), ou lorsque la visibilité était inférieure à 3 milles marins dans la zone située entre l'avant du travers du navire et 45° à bâbord et tribord, ou lorsqu'il faisait nuit (généralement vers 21 h). Dans le bloc côtier, le navire n'a pas continué à se déplacer pendant la nuit, sauf pour se repositionner au début d'un autre transect. Dans le bloc extracôtier, cependant, le navire continuait généralement à naviguer la nuit et dans de mauvaises conditions de visibilité parce qu'il recueillait des données acoustiques (non montré dans ce document).

Le relevé devait avoir lieu en juillet et en août, période où l'abondance de plusieurs espèces migratrices de mammifères marins est maximale et où les conditions météorologiques sont les meilleures. Étant donné que de nombreuses populations de cétacés sont réparties sur de vastes zones du Pacifique Nord, la période retenue pour le relevé canadien PRISMM a également été alignée sur celle du relevé principal de la NOAA sur les cétacés dans les eaux du Pacifique Est aux États-Unis (qui a lieu tous les cinq ans), afin de fournir une vue plus synoptique de la répartition des cétacés.

La majeure partie du relevé a été réalisée en mode dit « de passage », au cours duquel le navire ne s'est pas écarté de la ligne de transect lorsque des individus étaient détectés. Un mode dit « avec approche », au cours duquel le navire pouvait modifier sa trajectoire pour permettre une estimation plus précise de la taille des groupes et de la composition des espèces, n'était utilisé que lorsque cela s'avérait nécessaire. Les observations supplémentaires faites pendant le mode avec approche n'ont pas été retenues dans l'analyse de l'abondance, mais ont été conservées pour élaborer les cartes de répartition.

### **2.2.2. Collecte de données**

Pendant le relevé, trois observateurs étaient postés sur le pont d'observation (au-dessus de la timonerie) pour recueillir les observations. Deux des observateurs (observateurs principaux) étaient postés de chaque côté de la proue, d'où ils effectuaient un balayage continu de 10 degrés d'un côté de la ligne de transect à 90 degrés du côté opposé (c.-à-d. directement par

---

le travers) à l'aide de jumelles Fujinon 7x50. Ces observateurs travaillaient de manière indépendante pour rapporter les données d'observation et les conditions environnementales à une personne chargée de consigner les données postée sur le pont de navigation (passerelle) au moyen d'une radio à fréquence décimétrique (UHF) équipée d'un casque d'écoute et d'un microphone. Les observateurs se sont relayés entre les postes d'observateur principal à bâbord et à tribord et le poste de consignation des données toutes les demi-heures, après quoi ils ont pris une pause pour éviter la fatigue.

Le responsable de la consignation des données a saisi toutes les données sur un ordinateur portable équipé du logiciel Mysticetus (Steckler et Donian 2018). Les données sur les observations comprenaient l'heure, l'espèce et la taille du groupe. Les positions des observations par rapport à la ligne de transect ont été déterminées en utilisant les réticules des jumelles pour mesurer la distance. Lorsque les animaux se trouvaient à moins de 500 m du navire (c.-à-d. trop près pour les réticules des jumelles), la distance était estimée à l'aide de bâtons de mesure fabriqués sur mesure et adaptés à la taille de chaque observateur). Les angles radiaux ont été mesurés par les observateurs à l'aide de tableaux d'angles électroniques fabriqués à partir de rapporteurs d'angles numériques situés à chacune des stations des observateurs principaux. La latitude, la longitude et la vitesse du navire utilisées pour le relevé ont été enregistrées automatiquement à l'aide d'un GPS. La vitesse et la direction de déplacement du navire ont été utilisées pour évaluer la position attendue d'un animal donné au fil du temps afin d'éviter de compter deux fois les animaux observés.

Un troisième observateur, en rotation séparée de deux heures, a utilisé des jumelles militaires très puissantes Fujinon 25x150 MTM avec réticules pour aider les deux observateurs principaux à identifier les espèces et à déterminer la taille des groupes. Cet observateur n'a pas contribué à la détection des groupes d'animaux et n'a fourni des informations sur l'identification des espèces et la taille des groupes que pour les observations signalées au responsable de la consignation des données par un observateur principal. Les formes et les motifs des souffles n'ont pas été jugés suffisants pour confirmer l'identification de l'espèce. En cas d'incertitude sur l'identité de l'espèce n'ayant pas pu être clarifiée par l'observateur muni des jumelles très puissantes, l'espèce a été considérée comme inconnue.

Les conditions environnementales ont été enregistrées à chaque rotation de l'observateur (c.-à-d. toutes les 30 minutes) et ont également été mises à jour à tout moment en cas de changement rapide. Les conditions environnementales enregistrées sont les suivantes : condition de la mer (échelle de Beaufort); visibilité (excellente – horizon dégagé de 0° à +/- 90°, bonne – horizon dégagé de 0° à +/- 45°, moyenne – horizon partiellement dégagé de 0° à +/- 45° mais visibilité > 3 milles marins, mauvaise – visibilité < 3 milles marins de 0° à +/- 45°); hauteur de la houle (pas de houle, faible < 1 m, modérée 1-2 m, élevée > 2 m, confus); précipitations (temps clair, brouillard, brume, pluie légère, pluie forte, neige, brume sèche, fumée); pourcentage de couverture nuageuse (temps clair, < 25 %, 25 % à 50 %, 50 % à 75 %, 75 % à 99 % et 100 %) et éblouissement (aucun, léger, très important, les angles d'éblouissement étant indiqués comme des angles à bâbord ou à tribord par rapport au cap du navire).

Avant le début de la première journée d'échantillonnage sur les deux navires, les observateurs ont reçu une formation pour se familiariser avec le protocole du relevé. La plupart des observateurs avaient une expérience préalable du protocole, acquise lors de plus d'un relevé par bateau sur les mammifères marins.

---

### 2.2.3. Tests de type Buckland-Turnock

Deux hypothèses sont couramment violées dans le cadre de l'échantillonnage des distances : le fait que la détection sur la ligne de cheminement est parfaite, et le fait que les animaux sont détectés à leur position initiale. L'utilisation d'une double plateforme, avec deux groupes d'observateurs indépendants, est une façon recommandée de régler le problème du biais de perception (c.-à-d. les animaux échappent aux observateurs, même à faible distance). Cependant, une telle configuration n'était pas possible d'un point de vue logistique sur les navires utilisés pour le relevé PRISMM. Par conséquent, en plus du protocole principal décrit ci-dessus, un protocole secondaire de collecte de données a été mis en œuvre pour tenter d'intégrer des ajustements pour les animaux qui n'ont pas été vus sur la ligne de transect et pour tenir compte des déplacements réactifs, selon les méthodes de Buckland et Turnock (1992).

Le protocole de Buckland-Turnock (BT) est une configuration d'essai comprenant des observateurs asymétriques (dans le sens où les observateurs secondaires sont au courant des détections par les observateurs principaux, mais pas l'inverse). Pendant que les observateurs principaux effectuent leurs balayages réguliers de la zone, un observateur secondaire, à l'aide de jumelles très puissantes, cherche plus loin devant le navire dans le but de détecter les animaux avant qu'ils n'aient été détectés par les observateurs principaux et avant qu'ils ne réagissent à l'approche du navire. Ce protocole n'a pas été mis en œuvre de manière continue, mais a été utilisé chaque fois que possible (c.-à-d. lorsque l'observateur secondaire n'était pas occupé à suivre les détections des observateurs principaux et à confirmer la taille des groupes et l'identification des espèces pour un observateur principal).

Les observations faites par cet observateur secondaire ont été enregistrées séparément et ont été utilisées pour établir les « essais ». L'observateur secondaire était informé des détections faites par les observateurs principaux et déterminait si l'essai était réussi (c.-à-d. détecté par l'observateur principal) ou non. Cette décision n'était prise qu'après que le groupe d'individus soit passé par le travers et avait clairement été manqué par l'équipe principale. Le résultat d'un essai peut également être « inconnu » si la situation est ambiguë, ou « abandonné » s'il s'avère impossible de poursuivre le suivi d'une observation en particulier. Ces données peuvent ensuite être utilisées dans une analyse d'échantillonnage de marquage-recapture par distance pour estimer la proportion d'observations manquées par l'équipe principale (Laake et Borchers 2004). De plus, les distances perpendiculaires des observations répétées des mêmes groupes ont été examinées pour détecter des signes de déplacement réactif (attractif ou répulsif) par rapport à la plateforme de relevé.

## 2.3. TRAITEMENT DES DONNÉES

La qualité et la cohérence des données ont été contrôlées. Les distances perpendiculaires aux observations ont été calculées à partir de la distance radiale, et les angles ont été mesurés par trigonométrie. Dans les régions côtières, la présence du littoral empêche l'utilisation correcte des réticules des jumelles, car l'horizon ne peut servir de référence. C'est pourquoi les données d'observation ont été analysées à l'aide d'un script R conçu sur mesure qui vérifie la distance par rapport au rivage le plus proche dans la direction enregistrée par l'observateur et corrige la position et la distance des observations pour lesquelles on a déterminé que le rivage avait été utilisé comme référence au lieu de l'horizon réel.

Les observations ne comportant pas de distances radiales, d'angles ou d'identifications d'espèces n'ont pas été prises en compte dans la suite de l'analyse. Les observations faites pendant le relevé, mais au cours de déplacement entre les transects, ont été conservées pour l'ajustement des fonctions de détection, mais ont été omises dans le calcul des estimations

---

d'abondance. La longueur de chaque transect échantillonné pendant le relevé visuel a été calculée et les zones des strates ont été calculées dans QGIS.

## 2.4. FONCTIONS DE DÉTECTION

Les fonctions de détection ont été ajustées aux données de distance perpendiculaire provenant des observations de chaque espèce à l'aide de la fonction « ds » de la suite R « Distance » (Miller 2017). Afin de maximiser le nombre de détections disponibles, les observations des segments en cours de déplacement qui ont été échantillonnées pendant le relevé et dans des conditions acceptables ont été incluses dans l'ajustement (avec leurs covariables), mais ont ensuite été exclues de l'estimation de l'abondance. Les modèles candidats comprenaient des clés semi-normales, des régressions de Cox et des uniformes ajustées en utilisant soit un échantillonnage des distances classique (EDC), avec et sans termes d'ajustement, soit un échantillonnage des distances à covariables multiples (EDCM) avec des combinaisons des covariables suivantes : visibilité, condition de la mer selon l'échelle de Beaufort, observateur, navire, et taille du groupe.

Nous avons d'abord ajusté une fonction de détection EDC avec juste une clé, puis nous avons commencé à ajouter des covariables à l'aide d'un processus de sélection par étapes, en commençant par des fonctions de détection EDCM à covariable unique. La comparaison des valeurs du critère d'information d'Akaike (AIC) entre les fonctions de détection des candidats EDC (simple clé) et EDCM a été utilisée pour déterminer si une covariable devait être conservée. Des covariables supplémentaires ont été ajoutées à la fonction de détection de l'EDCM tant que la valeur AIC du modèle ajusté continuait à diminuer. Outre les valeurs AIC, nous avons également utilisé des diagrammes quantile-quantile pour évaluer visuellement les ajustements des fonctions de détection candidates.

Une fois la fonction de détection choisie, nous avons appliqué une distance de troncature à droite équivalente à la distance à laquelle la probabilité de détection,  $\hat{f}(x)$ , tombe à environ 0,15, comme le recommandent Buckland *et al.* (2001). En tronquant les données de distance perpendiculaire de cette manière, nous avons pu réduire au minimum le nombre de probabilités d'inclusion de faibles valeurs, réduisant ainsi le biais des estimateurs d'abondance de type Horvitz-Thompson qui en résultent (D.L. Borchers, communication personnelle).

Les catégories de condition de mer et de visibilité selon l'échelle de Beaufort ont été regroupées afin de garantir un nombre suffisant d'observations pour chaque niveau de covariable. Le regroupement dépendait de la manière dont les effets sur la détectabilité des différentes espèces associés aux changements dans les niveaux des covariables étaient perçus. Par exemple, les catégories de Beaufort 0-2, 3 et  $\geq 4$  ont été utilisées pour le rorqual à bosse et le rorqual commun, les catégories 0-2 et  $\geq 3$  ont été utilisées pour le marsouin de Dall (*Phocoenoides dalli*), tandis que les catégories 0-1 et  $\geq 2$  ont été utilisées pour le marsouin commun (*Phocoena phocoena*).

## 2.5. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE

Dans un cadre d'EDCM, l'abondance  $N_i$  de chaque espèce dans chaque strate  $i$  a été estimée à l'aide d'un estimateur de type Horvitz-Thompson (équation 3.32 dans Marques et Buckland 2003) :

$$\hat{N}_i = \frac{A_i}{2L_i} \sum_{j=1}^{n_i} f(0|z_j) \cdot s_j$$

où  $A_i$  est la superficie de la strate  $i$ ,  $L_i$  = la longueur de la ligne de transect dans la strate  $i$ ;  $f(0|z_j)$  = la fonction de densité de probabilité à une distance perpendiculaire nulle pour le groupe  $j$  avec les covariables associées  $z$ ;  $s_j$  = le nombre d'individus dans le groupe  $j$ ; et  $n_i$  = le nombre de groupes de cette espèce observés dans la strate  $i$ .

Notons que dans le cas particulier d'un cadre EDC, cette équation se réduit à :

$$\hat{N}_i = \frac{A_i \cdot n_i \cdot \hat{s}_i}{2L_i \cdot w \cdot \hat{p}}$$

où  $\hat{s}_i$  = la taille moyenne estimée du groupe dans la strate  $i$ ;  $w$  = la distance de troncature; et  $\hat{p}$  = la probabilité de détection sur la distance de troncature.

La variance de  $\hat{N}_i$  a été calculée selon les indications d'Innes *et al.* (2002) afin d'inclure l'erreur d'échantillonnage impliquée dans l'extrapolation de l'abondance à l'ensemble de la région visée par le relevé à partir d'un échantillon de transects. En utilisant la méthode delta, cette estimation de la variance intègre également la composante de la variance associée à l'estimation des paramètres de la fonction de détection et la composante associée à l'estimation de la taille moyenne du groupe (équations 3.35 à 3.38 dans Marques et Buckland 2003).

L'abondance totale  $\hat{N}$  pour une espèce a été estimée comme étant la somme des abondances  $\hat{N}_i$  de toutes les strates. Les limites de confiance à 95 % log-normales, fondées sur  $t$  et bilatérales pour les estimations de la densité et de l'abondance ont été obtenues en utilisant les équations 3.72–3.76 de Buckland *et al.* (2001).

## 2.6. CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ

En plus d'un biais de perception potentiel (les observateurs qui ne détectent pas les animaux qui sont à la surface), les estimations de l'abondance des mammifères marins peuvent également souffrir d'un biais de disponibilité (les observateurs qui ne détectent pas les baleines parce que les animaux sont immergés sous la surface). Lors des relevés par bateau, où la plateforme d'observation se déplace relativement lentement, on suppose souvent que ce biais est moins important que pour les plateformes se déplaçant rapidement comme lors des relevés aériens, sauf pour les espèces à longue plongée qui peuvent être immergées pendant tout le temps où le bateau se trouve à portée de vue.

Pour étudier l'ampleur de ce biais dans le relevé PRISMM et proposer des facteurs de correction potentiels, nous avons adapté le modèle développé par McLaren (1961), qui incorpore le cycle de plongée de l'animal et le temps de recherche de l'observateur. Dans ce modèle, nous supposons que les observateurs balayent un quart de cercle de chaque côté du navire, avec un rayon  $r$  correspondant à la distance maximale à laquelle une espèce donnée peut être détectée. Dans cette zone, le temps  $\theta$  pendant lequel un point quelconque de la surface reste en vue (c.-à-d. le temps d'observation) pour une distance perpendiculaire  $x$  donnée par rapport à la trajectoire, alors que le navire se déplace à la vitesse  $v$ , a été calculé comme suit :

$$\theta(x, v) = \frac{\sqrt{r^2 - x^2}}{v}$$

Le modèle de McLaren (1961) comporte deux composantes : la probabilité qu'un animal soit à la surface lorsqu'il entre dans le champ de vision de l'observateur, exprimée par  $s/(s + d)$ ,  $s$  étant le temps pendant lequel l'animal peut être observé à la surface et  $d$ , la période pendant laquelle les animaux sont immergés), et la probabilité qu'un animal soit en plongée lorsqu'il entre dans la zone d'observation  $d/(s + d)$  multipliée par la probabilité de faire surface à

---

l'intérieur de la zone d'observation, proposée par Laake *et al.* (1997) sous la forme  $(1 - e^{-\theta(xv)/d})$ . Par conséquent, pour une distance perpendiculaire et une vitesse données, le facteur de correction pour la disponibilité est donné par la formule suivante :

$$C_a(x v) = \frac{s}{s + d} + \frac{d \cdot [1 - e^{-\theta(xv)/d}]}{s + d}$$

Le facteur de correction de la disponibilité totale,  $C_A$ , a été calculé comme la moyenne de  $C_a(x v)$  pour tous les groupes observés et a ensuite été appliqué à l'estimation de l'abondance non ajustée pour chaque espèce en utilisant :

$$\hat{N}_c = \frac{\hat{N}}{C_A}$$

Pour les données du relevé PRISMM, nous avons fixé la distance radiale maximale à la distance de troncature à droite de la fonction de détection correspondante, et nous avons calculé  $C_a$  pour chaque distance perpendiculaire dans les limites de troncature en utilisant la vitesse du navire enregistrée au moment de l'observation. Dans la mesure du possible, nous avons renseigné les paramètres  $s$  et  $d$  en utilisant des valeurs tirées de la littérature.

### 3. RÉSULTATS

#### 3.1. EFFORT D'ÉCHANTILLONNAGE

Le relevé PRISMM a été réalisé entre le 4 juillet et le 5 septembre 2018 et a produit un total de 8,394 km d'échantillonnage visuel sur les transects (tableau 1, figure 2) en plus des trajets de déplacement qui ont eu lieu entre certains transects, mais pour lesquels les observateurs ont quand même enregistré des observations comme s'il s'agissait d'un transect régulier. Dans l'ensemble, 50 % de l'effort d'échantillonnage prévu a été réalisé dans des conditions visuelles, avec 86 % de l'effort prévu dans le bloc côtier et 43 % de l'effort prévu dans le bloc extracôtier. La partie extracôtère du relevé a été entravée par un épais brouillard pendant de longues périodes, en particulier dans la partie septentrionale de la strate. En revanche, la partie méridionale a fait l'objet d'un échantillonnage approfondi et certains segments qui n'avaient été échantillonnés que la nuit (c.-à-d. relevé acoustique uniquement) ont fait l'objet d'un second échantillonnage de jour. Le mode par approche a été utilisé moins de 10 fois pour confirmer l'identité d'espèces rares présumées (rorqual bleu, rorqual boréal, baleines à bec) et n'a pas donné lieu à des observations supplémentaires qui auraient dû être écartées.

#### 3.2. OBSERVATIONS

Dans l'ensemble, le relevé PRISMM a permis d'observer 2 000 spécimens de 20 espèces de mammifères marins. Le nombre total d'observations détectées et d'individus, ainsi que la taille moyenne des groupes pour chaque espèce de cétacés sont présentés dans le tableau 2. Le rorqual à bosse est le cétacé le plus fréquemment rencontré dans les eaux canadiennes du Pacifique (767 groupes) et a été observé dans tous les blocs du relevé, y compris dans les bras de mer continentaux. Le rorqual commun venait au deuxième rang des mysticètes (235 groupes). Seules 6 observations de groupes de rorquals bleus et 4 observations de groupes de rorquals boréaux ont été réalisées (toutes dans la strate extracôtère). Le marsouin de Dall (287 groupes) a été fréquemment rencontré dans les strates extracôtères et CN, tandis que le marsouin commun (246 groupes) a été principalement observé dans la strate CS. Seules 25 observations de dauphin à flancs blancs du Pacifique ont été réalisées pendant toute la durée du relevé. D'autres cétacés ont été observés (nombre d'individus) : 13 petits rorquals, 14 cachalots, 2 baleines de Baird, 1 baleine à bec de Cuvier et 5 baleines à bec non identifiées,

---

6 dauphins à dos lisse et 4 dauphins de Risso. Un groupe de globicéphales du Pacifique a été observé alors que l'échantillonnage n'était pas en cours. Des épaulards ont été observés à 27 reprises (tous écotypes confondus). Au total, 19 groupes de loutres de mer ont été observés, et les observations de pinnipèdes comprenaient (nombre d'individus) : 205 phoques communs, 83 éléphants de mer du Nord, 44 otaries à fourrure du Nord, 35 lions de mer de Steller. Les cartes des observations pour les espèces ou groupes d'espèces de cétacés sont présentées dans les figures 3 à 9.

Bien que le relevé PRISMM portait principalement sur les espèces de cétacés, il visait également à obtenir de nouvelles données sur d'autres espèces de mégafaune marine. Cependant, aucune tortue luth ni aucun requin-pèlerin n'ont été observés dans aucun des blocs. Des requins plus petits ont été vus à proximité du navire à plusieurs reprises, mais les observateurs n'ont pas pu déterminer l'espèce. Au total, 72 observations de poisson-lune (*Mola sp.*) ont été réalisées, toujours à proximité immédiate de la proue du navire et avec un temps d'observation très court.

### 3.3. FONCTIONS DE DÉTECTION

Quatre espèces ont fait l'objet de suffisamment d'observations (> 50) avec des données de distance perpendiculaire pour ajuster de manière fiable une fonction de détection sans avoir à regrouper les espèces : le rorqual à bosse, le rorqual commun, le marsouin de Dall, et le marsouin commun.

La fonction de détection la mieux ajustée pour le rorqual à bosse était une clé à régression de Cox avec les covariables du navire, de l'observateur, de l'état de la mer, de la visibilité et de la taille du groupe (figure 10). La distance de troncature à droite était de 4 000 m et la (demi)-largeur efficace de la bande (LEB) était de 1 479 m. Les observations (n=19) faites par l'un des observateurs ont été omises de la fonction de détection du rorqual à bosse parce qu'une forte proportion d'entre elles (32 %) étaient situées sur la ligne de cheminement elle-même, et le modèle tronqué n'a pas été en mesure de s'ajuster correctement à des distances proches de zéro. Ces observations ont été réintroduites dans l'ensemble des données au cours de la phase d'estimation de l'abondance de l'analyse.

La fonction de détection du rorqual commun la mieux ajustée était également une clé à régression de Cox, mais ne comprenait que les covariables de visibilité et de taille du groupe (figure 10). La distance de troncature à droite était légèrement plus grande (5 000 m) et la LEB, plus importante (2 377 m).

Le modèle le mieux supporté pour la fonction de détection du marsouin de Dall était une clé à régression de Cox avec la visibilité et le navire comme covariables, une distance de troncature à droite de 1 200 m et une LEB de 398,7 m. Cependant, ce modèle présentait un pic modéré près de zéro. Étant donné que le marsouin de Dall est connu pour se laisser porter par la vague d'étrave (bien qu'il n'y ait eu qu'un seul cas enregistré pendant le relevé PRISMM), il est possible que le pic proche de zéro soit dû à un déplacement réactif. Le regroupement des observations très proches du navire a confirmé qu'au moins quelques marsouins de Dall ont réagi positivement au navire de recherche, et s'en sont donc rapprochés (figure 11). Par conséquent, nous avons imposé l'utilisation d'une clé demi-normale pour le marsouin de Dall (même si elle avait un  $\Delta AIC$  de 6,19 par rapport à la clé à régression de Cox) parce que les fonctions de détection demi-normales aident à réduire le biais positif dans les densités estimées dû au fait que les animaux sont attirés par le navire utilisé pour le relevé (Best *et al.* 2015; Turnock et Quinn 1991). Ce modèle demi-normal a donné une LEB de 499 m (figure 10).

Un modèle CDS à régression de Cox sans covariables, mais avec un ajustement cosinus(2,3) a été sélectionné comme la meilleure fonction de détection pour le marsouin commun. Il avait une

---

distance de troncature à droite de 1 200 m et une LEB de 443,6 m (figure 10). Ce modèle a également montré un pic près de la distance perpendiculaire zéro, suggérant potentiellement un comportement attractif. Comme rien ne prouve que le marsouin commun est attiré par les grands navires (en fait, c'est le contraire qui a été observé), le modèle à régression de Cox a été jugé approprié.

Il n'y a eu que 25 observations de dauphins à flancs blancs du Pacifique. Les tentatives d'ajustement d'une fonction de détection n'ont pas convergé ou n'ont pas donné de résultats satisfaisants. Pour enrichir l'ensemble des données, nous avons ajouté des observations de dauphins non identifiés et d'autres espèces de dauphins, pour un total de 38 observations. En utilisant une distance de troncature de 1 500 m (ce qui laisse 35 observations), la fonction de détection qui correspondait le mieux aux données était une clé demi-normale avec la taille du groupe comme covariable catégorielle (avec deux catégories : inférieur ou égal à 10 individus, et plus de 10 individus). La LEB résultante était de 870 m (figure 12). Il n'y a eu aucun signe de déplacement réactif. Cette fonction de détection a ensuite été appliquée au sous-ensemble des 24 observations de dauphins à flancs blancs du Pacifique effectuées à l'intérieur de la distance de troncature afin d'estimer leur abondance. La même fonction de détection a ensuite été utilisée pour estimer l'abondance du dauphin de Risso et du dauphin à dos lisse.

Après examen des données de distance, nous avons supposé que le rorqual boréal (4 groupes, 5 individus) et le rorqual bleu (6 groupes, 10 individus) étaient détectés selon un processus similaire à celui du rorqual commun. Les observations de ces deux espèces ont donc été regroupées avec les observations du rorqual commun pour créer une fonction de détection pour les grands rorquals et estimer leur abondance. Aucun regroupement de ce type n'a été effectué pour le cachalot et les baleines à bec, qui sont probablement détectés différemment en raison de leur cycle de plongée particulier, ni pour le petit rorqual, qui est plus petit et a un souffle plus discret que les grands rorquals.

### **3.4. ESTIMATIONS DE L'ABONDANCE**

Les tableaux 3 à 11 présentent les estimations de l'abondance en surface (c.-à-d. sans correction du biais de disponibilité) et l'incertitude associée (totale et par strate).

### **3.5. BIAIS DE PERCEPTION (PROTOCOLE DE BUCKLAND-TURNOCK)**

Le protocole de Buckland-Turnock (B-T) a été effectué dans le bloc extracôtier pendant 11 jours, mais n'a donné lieu qu'à 69 essais réalisés par les observateurs secondaires. Sur ces 69 essais, 4 ont été abandonnés, 2 ont eu des résultats inconnus, 33 ont été réussis (ont été vus par les observateurs principaux) et 30 ont échoué. Voici les détails des observations de groupes par espèce : 23 essais de rorqual à bosse (taux de réussite de 74 %), 8 essais de rorqual commun (taux de réussite de 50 %), 10 essais de marsouin de Dall (taux de réussite de 40 %), 12 essais de marsouin commun (taux de réussite de 33 %), 1 essai de dauphin à dos lisse (échec), 1 essai de rorqual boréal (réussi) et 9 animaux non identifiés. Bien que ces chiffres indiquent un certain niveau de biais de perception, en particulier pour les plus petites espèces, la taille des échantillons a été jugée trop faible pour effectuer une analyse de marquage-recapture de l'échantillonnage des distances. De plus, la capacité des observateurs du protocole de B-T à faire correspondre correctement leurs essais avec les observations principales et à cerner correctement les doublons a suscité des préoccupations (voir la discussion).

---

### 3.6. CORRECTION DU BIAIS DE DISPONIBILITÉ

Pour le rorqual à bosse, l'utilisation des valeurs publiées de 0,69 et 2,43 minutes pour les temps moyens de surface et de plongée, respectivement (Dolphin 1987) et l'application de ces paramètres à la distribution observée des distances perpendiculaires à l'intérieur de la distance de troncature de 4 km et l'utilisation des vitesses des navires associées donnent un facteur de correction de 0,989 (CV = 0,03). Pour le rorqual commun, l'utilisation des valeurs de 2,07 et 4,23 minutes pour les temps moyens de surface et de plongée (Keen *et al.* 2019) donne un facteur de correction de 0,976 (CV = 0,03). Les mêmes temps de surface et de plongée ont été supposés pour le rorqual boréal. Pour le rorqual bleu, nous avons utilisé les valeurs indiquées par Doniol-Valcroze *et al.* (2011) pour les plongées de jour à des profondeurs supérieures à 50 m (c.-à-d. 2,20 et 10,25 minutes), ce qui donne un facteur de correction de 0,803 (CV = 0,08). En raison de la rareté des données relatives au comportement de plongée du marsouin de Dall, nous avons utilisé les valeurs publiées de 43 et 65 secondes dans Westgate *et al.* (1995) pour les temps moyens de surface et de plongée pour les deux espèces de marsouins. Il en résulte un facteur de correction de 0,975 (CV = 0,03) pour les deux espèces de marsouins. Pour les dauphins, nous avons utilisé les valeurs publiées pour le dauphin de Risso de 21 secondes et 4,3 minutes pour les temps de surface et de plongée (Arranz *et al.* 2019), respectivement, ce qui donne un facteur de correction de 0,937 (CV = 0,02).

Une fois ajustée pour le comportement de plongée, l'abondance a été estimée à 30 117 marsouins de Dall (IC à 95 % 22 142–40 965), 12 244 rorquals à bosse (8 214–18 252), 7 352 marsouins communs (3 547–15 237), 5 882 dauphins à flancs blancs du Pacifique (2 941–11 766), 3 829 rorquals communs (2 145–6 834), 2 207 dauphins à dos lisse (726–6 709), 920 dauphins de Risso (178–4 758), 199 rorquals bleus (59–670) et 70 rorquals boréaux (24–209). Les détails par strates sont présentés dans le tableau 12.

## 4. DISCUSSION

### 4.1. CONCEPTION DU RELEVÉ

Le relevé PRISMM était le premier relevé systématique d'observation des cétacés mené par le MPO dans les eaux canadiennes du Pacifique, mais il a grandement bénéficié des relevés effectués antérieurement par d'autres chercheurs. Pour le bloc côtier, la conception utilisée est celle de Thomas *et al.* (2007), qui avait été préparée expressément pour la forme complexe de la côte de la C.-B. et qui avait déjà démontré à plusieurs reprises son efficacité à produire des estimations d'abondance robustes et précises (Williams et Thomas; Best *et al.* 2015). En outre, le fait de réutiliser cette conception facilite la comparaison des estimations de l'abondance obtenues au cours du relevé PRISMM avec celles de la période 2004-2008 pour les strates côtières.

En fonction du temps de navigation disponible (et du temps d'arrêt prévu en raison des conditions météorologiques), on a décidé d'utiliser la même répartition de l'effort entre les strates et le même espacement des transects à l'intérieur des strates que ceux proposés par Thomas *et al.* (2007), sauf dans le détroit de Juan de Fuca où un effort supplémentaire a été possible à la fin de la campagne. Une différence entre le relevé PRISMM et les utilisations précédentes de cette conception est que le navire que nous avons utilisé pour l'échantillonnage dans le bloc côtier ne pouvait pas aller dans des eaux aussi peu profondes que le voilier motorisé utilisé par Williams et Thomas (2007), ce qui signifie que certaines parties des transects dans la strate de la CN n'ont pas pu être échantillonnées. Cela a pu réduire le nombre d'observations d'espèces qui préfèrent les eaux peu profondes, comme le petit rorqual et le marsouin commun. Pour la même raison, nous n'avons pas pu réaliser de transects parallèles

---

systématiques perpendiculaires au rivage dans les UEP des bras de mer, comme cela avait été initialement prévu par Thomas *et al.* (2007), et nous avons plutôt considéré chaque UEP étudiée comme un transect unique.

Pour le bloc extracôtier, nous avons suivi la conception utilisée par Barlow et Forney (2007) lors de plusieurs relevés extracôtiers de l'écosystème du courant de Californie. L'un des avantages de la conception en grille est la flexibilité qu'elle offre, par exemple la possibilité de bifurquer d'un transect vers le segment d'un autre transect pour s'adapter aux conditions météorologiques et aux considérations logistiques, tout en maintenant une bonne couverture des différents habitats dans l'ensemble de la strate.

## 4.2. FONCTIONS DE DÉTECTION

Des fonctions de détection ont pu être ajustées pour cinq espèces. Le nombre élevé d'observations du rorqual à bosse et du rorqual commun, et du marsouin de Dall et du marsouin commun, nous a permis d'essayer de nombreuses combinaisons de fonctions clés et de covariables, et de sélectionner des modèles robustes. Étant donné que les deux navires utilisés pour le relevé différaient en termes de hauteur de plateforme, nous avons d'abord envisagé d'ajuster des fonctions de détection distinctes pour chaque navire et pour chaque espèce (c.-à-d. une approche stratifiée). La mise en commun de toutes les données et l'inclusion du « navire » en tant que covariable constituent toutefois une approche plus parcimonieuse qui nous a permis de conserver des échantillons de grande taille dans les catégories de covariables et de maximiser l'inférence à partir des données disponibles (Oedekoven *et al.* 2013).

Les meilleurs modèles pour le marsouin de Dall et le marsouin commun selon l'AIC étaient des fonctions à régression de Cox qui montraient un pic près de la ligne de cheminement (distances perpendiculaires proches de 0 m). Cela pourrait indiquer un déplacement réactif, en particulier pour le marsouin de Dall qui est connu pour se laisser porter par la vague d'étrave. À l'instar de Williams et Thomas (2007) et de Best *et al.* (2015), nous avons choisi un modèle semi-normal avec un AIC plus élevé pour corriger la plupart des déplacements attractifs, sur la base de la distribution des observations enregistrées autour du navire (c.-à-d. les distances avant et perpendiculaires), ainsi que des observations auxiliaires de marsouins de Dall qui se laissent porter par la vague d'étrave. Le modèle du marsouin commun a montré une tendance similaire, bien que moins prononcée. Comme il n'existe aucune preuve que le marsouin commun est attiré par les grands navires (en fait, le contraire a souvent été observé), nous avons conclu que la diminution des probabilités de détection était réelle. L'un des objectifs du protocole de B-T était de quantifier ce problème, mais la taille des échantillons était trop petite pour permettre de calculer un facteur de correction.

Les observations du dauphin à flancs blancs du Pacifique n'étaient pas assez nombreuses pour permettre une fonction de détection sans ajouter les observations d'autres espèces de dauphins (dauphin de Risso et dauphin à dos lisse) et de delphinidés non identifiés. L'hypothèse sous-jacente est que les différents types de dauphins sont détectés de la même manière par les observateurs, ce qui n'est peut-être pas réaliste étant donné que la taille du groupe influe grandement sur les probabilités de détection et que le comportement de regroupement varie probablement d'une espèce de dauphin à l'autre.

## 4.3. TENDANCES EN MATIÈRE D'ABONDANCE

Les estimations précédentes de l'abondance des cétacés dans les eaux canadiennes du Pacifique n'ont pas été ajustées pour tenir compte du biais de disponibilité et, par conséquent, les tendances de l'abondance au fil du temps ne peuvent être déduites qu'en comparant des estimations non ajustées. L'estimation de l'abondance totale (non ajustée) du rorqual à bosse

---

en 2018 dans les eaux canadiennes du Pacifique selon le relevé PRISMM était de 12 115. Cela inclut la zone extracôtière (8 466 rorquals) pour laquelle aucune estimation antérieure de l'abondance n'était disponible et où la grande majorité des observations ont été faites sur le plateau continental au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. L'abondance pour la strate Côte nord et la strate de bras de mer combinées était de 3 286 (1 954–5 529), ce qui est comparable à l'estimation précédente de Best *et al.* (2015) de 1 541 (IC à 95 % 1 187–2 000) dans la même strate selon les données recueillies entre 2004 et 2008 et montre une augmentation substantielle au cours de la dernière décennie. L'augmentation du nombre d'observations et de l'abondance estimée uniquement dans les bras de mer suggère que le rorqual à bosse a poursuivi sa recolonisation et a continué à étendre son aire de répartition dans les eaux de la C.-B. De plus, les relevés de 2004 et 2005 rapportés par Best *et al.* (2015) n'ont permis détecté aucun rorqual à bosse dans la région de la mer des Salish, où nous avons estimé une abondance de 362 (IC à 95 % 167–784), ce qui indique que le rorqual à bosse a recolonisé une zone d'où il était encore largement absent au début des années 2000. Les observations provenant de la science citoyenne soumises au BC Cetacean Sightings Network (BCCSN) depuis 2009, bien qu'elles n'aient pas été ajustées en fonction de l'effort, fournissent des preuves supplémentaires du retour du rorqual à bosse dans la mer des Salish depuis l'époque de la chasse à la baleine (BCCSN, données non publiées; Ford 2014).

L'abondance totale du rorqual commun en 2018 dans les eaux canadiennes du Pacifique selon le relevé PRISMM a été estimée à 3 737, dont 3 469 rorquals dans la zone extracôtière pour laquelle aucune estimation antérieure de l'abondance n'était disponible, et où la grande majorité des observations ont été faites sur le rebord du plateau et plus au large, ainsi qu'à proximité de monts sous-marins proéminents. L'abondance pour la strate Côte nord et la strate des bras de mer combinées était de 268 individus (IC à 95 % 144–499), ce qui est inférieur mais pas statistiquement différent de l'estimation précédente de Best *et al.* (2015) de 446 individus (IC à 95 % 262–760) dans la même strate basée sur les données des relevés 2004-2008 ou l'estimation de 405 rorquals communs (IC à 95 % 363–469) basée sur une analyse de marquage-recapture par photo-identification des données de 2009–2014 (Nichol *et al.* 2018). Cela suggère que le nombre de rorquals communs dans les eaux côtières est demeuré stable au cours des 15 dernières années environ, mais notre capacité à détecter les tendances est limitée par l'incertitude associée aux estimations. Aucun rorqual commun n'a été observé dans la strate de la mer des Salish au cours du relevé PRISMM, un résultat qui est cohérent avec les conclusions antérieures de Best *et al.* (2015). Cependant, des observations peu fréquentes du rorqual commun dans le détroit de Juan de Fuca et la mer des Salish ont été enregistrées entre 2005 et 2017 (Towers *et al.* 2018).

L'abondance du marsouin de Dall selon le relevé PRISMM a été estimée à 29 375 individus au total et à 7 365 (IC à 95 % 5 132–10 569) dans le bloc côtier. Best *et al.* (2015) ont estimé une abondance de 6 232 individus (IC à 95 % 4 165–9 324), dans le même bloc côtier, ce qui suggère que l'abondance du marsouin de Dall est stable ou en augmentation dans les eaux côtières de la C.-B. L'abondance du marsouin commun au cours du relevé PRISMM a été estimée à 7 161 individus au total et à 6 146 (IC à 95 % 2 846–13 276) dans le bloc côtier, ce qui est similaire aux 6 631 (IC à 95 % 3 366–13 065) marsouins communs estimés dans la même zone au cours des relevés réalisés entre 2004 et 2008, avec une répartition similaire entre les strates (Best *et al.* 2015).

En revanche, notre estimation de 5 513 dauphins à flancs blancs du Pacifique dans les eaux canadiennes du Pacifique en 2018, avec seulement 462 individus (IC à 95 % 157–1 355) dans le bloc côtier, est considérablement inférieure à l'estimation de 32 637 (IC à 95 % 20 087–53 029) présentée dans Best *et al.* (2015) pour la même zone côtière. Cette espèce semblait être absente de la zone d'étude au moment du relevé PRISMM. Il n'y a aucune raison de croire

---

qu'une différence aussi radicale corresponde à un déclin réel de la population, si l'on en croit les observations anecdotiques des équipes du MPO au cours de ce même été. Il convient également de souligner que l'abondance de cette population a démontré une forte variation interannuelle et intersaisonnière au cours des relevés réalisés entre 2004 et 2008 (Best *et al.* 2015) et que ces tendances peuvent être liées à la variabilité des conditions environnementales (bien que ces liens n'aient pas encore été étudiés).

Pour estimer l'abondance du rorqual boréal et du rorqual bleu, dont le nombre d'observations est trop faible pour permettre l'ajustement d'une fonction de détection propre à l'espèce, nous avons supposé que le processus de détection de ces deux espèces était le même que celui du rorqual commun (c.-à-d. que nous avons utilisé la fonction de détection du rorqual commun et l'avons appliquée aux observations du rorqual boréal et du rorqual bleu). L'abondance résultante du rorqual boréal et du rorqual bleu dans le bloc extracôtier était de 64 (IC à 95 % 21–197) et 159 individus (IC à 95 % 46–552), respectivement, ce qui suggère que ces espèces sont présentes, mais encore rares, dans les eaux extracôtières canadiennes du Pacifique. De tels regroupements et de telles suppositions sont couramment effectués dans les relevés plurispécifiques (p. ex., Barlow et Forney 2007), mais ils augmentent l'incertitude associée à l'estimation et il convient d'être prudent lors de l'application de ces résultats aux enjeux en matière de gestion.

Aucun calcul de ce type n'a été effectué pour le cachalot et les baleines à bec, qui sont probablement détectés différemment en raison de leur cycle de plongée particulier, ni pour le petit rorqual, qui est plus petit et a un souffle plus discret que les grands rorquals. L'application de la fonction de détection utilisée pour le cachalot et les baleines à bec n'aurait donc pas été appropriée. L'abondance et la densité n'ont pas été estimées pour la baleine grise, car son habitat côtier n'a pas été suffisamment couvert dans notre étude (nous n'avons eu aucune observation), mais des estimations récentes de l'abondance sont disponibles pour cette espèce dans des études spécialisées (Calambokidis *et al.* 2002). Il en va de même pour la loutre de mer, qui fait l'objet de relevés de dénombrements spécifiques (Nichol *et al.* 2020). De même, la distribution côtière de la plupart des pinnipèdes dans les eaux peu profondes, leur discrétion lorsqu'ils sont dans l'eau, et les grandes périodes qu'ils passent à terre rendent d'autres techniques de recensement plus efficaces (p. ex., Majewski et Ellis 2022). L'épaulard n'est pas une espèce idéale pour un relevé de cette envergure en raison de la petite taille des populations et de la nécessité d'utiliser des techniques de photo-identification ou acoustiques pour distinguer les écotypes et les populations, ce qui explique pourquoi il est recensé en utilisant d'autres approches (p. ex., MPO 2019).

#### **4.4. SOURCES DE BIAIS**

On a tenté d'utiliser le protocole de Buckland-Turnock (BT) (Buckland et Turnock 1992) pour étudier les déplacements réactifs potentiels et quantifier le biais de perception. Il est idéal en théorie en raison de sa flexibilité et parce qu'il peut être réalisé avec une configuration d'observateurs asymétrique (puisque'il n'était pas possible de séparer complètement les plateformes d'observation), mais le protocole est en fait difficile à mettre en œuvre sur le terrain et n'a fourni qu'un échantillon de faible taille. L'une des principales difficultés a été d'identifier avec certitude les doublons entre les observateurs principaux et secondaires lorsqu'il y avait plusieurs animaux de la même espèce dans le champ de vision. De plus, les tâches liées aux essais du protocole de BT étaient souvent en conflit avec les demandes de suivi et de confirmation des détections des observateurs principaux. La répartition des mammifères marins étant souvent inégale, la plupart des essais du protocole de BT ont eu lieu dans des conditions qui ne permettaient pas à l'observateur du protocole de BT de faire le suivi des essais ou qui rendaient difficile l'identification des doublons. Il s'est également avéré difficile de détecter les

---

animaux qui se trouvaient devant les observateurs principaux. Cet enjeu est préoccupant, car la faible taille de l'échantillon disponible suggère que le nombre d'animaux manqués par les observateurs à proximité de la ligne de cheminement n'est pas négligeable, en particulier pour les petits cétacés et, dans une moindre mesure, pour les grandes baleines. Une amélioration évidente pour les tentatives futures serait d'avoir un observateur réservé pour le protocole de BT, sans conflit de priorités. Toute technique permettant d'améliorer l'identification et le suivi des doublons améliorerait également les résultats.

En ce qui concerne le biais de disponibilité pour les relevés par bateau, où la plateforme d'observation se déplace relativement lentement, on suppose souvent qu'il est moins important que pour les plateformes se déplaçant rapidement comme lors des relevés aériens, sauf pour les espèces à longue plongée qui peuvent être immergées pendant tout le temps où le bateau se trouve à portée de vue. Pour étudier l'ampleur de ce biais et estimer les facteurs de correction potentiels, nous avons utilisé un modèle développé par McLaren (1961) et adapté ultérieurement par Laake *et al.* (1997). Cela nous a permis d'utiliser les données empiriques sur les distances perpendiculaires pour calculer le temps d'observation de chaque espèce pendant le relevé PRISMM. Cependant, l'estimation des facteurs de correction dépend fortement des valeurs issues des études sur le comportement de plongée, qui sont souvent basées sur un petit échantillon d'individus et rarement disponibles pour la même zone et la même saison (ou même les mêmes espèces) que celles du relevé. En outre, on sait que les temps de plongée réels des cétacés varient considérablement en fonction de leur comportement (p. ex., recherche de nourriture, déplacement, repos), de la profondeur de la plongée et du moment de la journée. Il est donc peu probable qu'un seul facteur de correction traduise correctement l'incertitude associée au biais de disponibilité.

Une autre source potentielle de biais est le faible effort de recherche dans les zones où les eaux sont peu profondes ou proches de la côte sur le plateau de l'île de Vancouver et de Haida Gwaii. L'effort plus faible dans ces zones s'explique par le fait qu'il n'était pas possible d'approcher les navires de recherche des côtes (p. ex., par rapport au navire utilisé dans l'étude de Best *et al.* 2015). Le grand nombre d'observations effectuées à la limite des zones littorales couvertes suggère que certaines espèces de cétacés auraient pu être sous-estimées (en particulier les petits odontocètes, la baleine grise et le petit rorqual).

L'ensemble de ces enjeux suggère que nos estimations de l'abondance sont biaisées négativement et qu'elles sont probablement plus incertaines que ne l'expriment les coefficients de variation calculés.

#### **4.5. STRATIFICATION A POSTERIORI**

Le bloc extracôtier ne comportait qu'une seule strate, car les connaissances antérieures sur la densité des mammifères marins dans cette région étaient insuffisantes pour concevoir un meilleur thème de stratification. En général, la stratification a posteriori ne doit pas être effectuée en fonction des densités observées et des tendances spatiales des observations. Toutefois, il convient de procéder à une stratification a posteriori en fonction d'autres facteurs tels que l'effort réalisé ou les types d'habitats, si l'on peut trouver une justification écologique aux différences de densités de mammifères marins entre les différents habitats. Par exemple, il serait possible de stratifier les observations extracôtières en types d'habitats tels que le plateau continental, le talus continental, les plaines abyssales et les monts sous-marins, comme l'ont fait Yack *et al.* (2015). Un tel schéma de stratification permettrait de réduire la variance des estimations de l'abondance et de mieux comprendre les relations écologiques. L'analyse des données extracôtières du relevé PRISMM pourrait également être stratifiée a posteriori pour répondre à des questions de gestion telles que l'abondance d'une espèce dans des zones précises de gestion des pêches ou dans des aires marines protégées candidates.

---

## 4.6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Le relevé PRISMM représente les travaux les plus récents et les plus complets sur le plan spatial visant à estimer l'abondance et la répartition de toutes les espèces de cétacés dans les eaux canadiennes du Pacifique. Contrairement aux études similaires effectuées par le MPO dans l'Arctique et l'Atlantique, qui ont été menées à l'aide d'aéronefs, le relevé PRISMM a été réalisé à partir de navires, de façon semblable aux relevés de la NOAA du courant de Californie (Barlow et Forney 2007) et à certaines des plateformes SCANS (Hammond *et al.* 2013). Les principaux avantages d'un relevé effectué à partir d'un navire sont que les observateurs disposent de plus de temps pour détecter les animaux, déterminer les espèces et définir la taille des groupes, et ont également la possibilité d'utiliser des techniques d'échantillonnage complémentaires telles que la surveillance acoustique passive. Les principales limites sont la capacité limitée à se déplacer vers d'autres zones d'étude pour s'adapter aux conditions météorologiques et une couverture moindre en raison de la vitesse lente de la plateforme. Le coût, les besoins en personnel et les contraintes logistiques limitent également la possibilité de répéter ce relevé aussi souvent qu'il serait idéalement nécessaire pour réduire l'incertitude et générer une série chronologique fiable.

Malgré des conditions météorologiques difficiles et quelques zones non couvertes (en particulier dans la partie nord du bloc extracôtier), le relevé PRISMM a atteint son principal objectif, à savoir fournir des estimations nouvelles ou actualisées de l'abondance de sept espèces de cétacés. Combinés aux résultats de l'analyse modélisée des densités de cétacés basée sur les mêmes données d'échantillonnage (Wright *et al.* 2021), nos résultats peuvent être comparés aux relevés précédents ainsi qu'aux données historiques sur les captures associées à la chasse aux baleines afin de documenter les tendances de la population et le degré de rétablissement des populations précédemment exploitées. À l'exception du dauphin à flancs blancs du Pacifique (pour lequel les estimations de l'abondance du PRISMM semblaient peu plausibles), l'abondance des cétacés dans les eaux côtières de la C.-B. en 2018 suggère que plusieurs populations sont stables (marsouin de Dall, marsouin commun, rorqual commun) ou continuent de se rétablir après une diminution antérieure et qu'elles s'étendent à de nouvelles zones (rorqual à bosse). Le retour de ces prédateurs dans des habitats d'où ils avaient disparu aura des conséquences importantes au niveau de l'écosystème. Ces estimations actualisées de l'abondance pour l'ensemble de la côte peuvent également éclairer l'établissement des limites de prélèvement biologique potentiel pour les prises accessoires.

## 5. REMERCIEMENTS

Nous remercions les officiers et les équipages du NGCC *John P. Tully* et du NGCC *Tanu* pour leur soutien et leurs efforts au cours du relevé PRISMM. Les personnes suivantes ont fourni leur expertise en tant qu'observateurs de mammifères marins dans le cadre du relevé PRISMM : Robin Abernethy, Jacklyn Barrs, Ali Bowker, Hilary Dennis-Bohm, Thomas Doniol-Valcroze, John Ford, Caroline Fox, Karen Girouard, Kyla Graham, Anna Hall, Chris Hall, Jackie Hilderling, Elise Keppel, Hitomi Kimura, Ashley Kling, Nicole Koshure, Sheena Majewski, Christie McMillan, Kai Meyer, Janet Mossman, Linda Nichol, Alison Ogilvie, Bruce Paterson, Lisa Spaven et Wendy Szaniszlo. Nous remercions la Raincoast Foundation de nous avoir transmis les fichiers de conception du relevé, Rob Williams pour ses conseils sur la conception, et Jeff Moore (NOAA) pour ses conseils sur les protocoles de collecte de données. Nous remercions Tom Norris (Biowaves, Inc.) et son équipe pour la réalisation de la composante de surveillance acoustique passive, ainsi que Catherine Berchok (NOAA) pour le don de bouées acoustiques. Nous remercions Jean-François Gosselin et Jack Lawson pour leur travail et leurs conseils sur le modèle de biais de disponibilité. Nous remercions Brianna Glennie pour son soutien administratif considérable, ainsi que Christine Abraham, Jean Landry, Carmel Lowe,

---

Sean MacConnachie et Simon Nadeau pour leur aide dans l'obtention des fonds nécessaires à ce projet. Le relevé PRISMM a été financé par le fonds d'étude du CEMAM, le programme national sur les espèces en péril, le programme de base du Plan de protection des océans, ainsi que par un soutien en nature de la région Pacifique sous la forme de 26 jours de travail au bénéfice du Secteur des sciences du navire CCGS *Tully* et du salaire pour le personnel permanent.

## 6. RÉFÉRENCES CITÉES

- Arranz, P., Benoit-Bird, K.J., Friedlaender, A.S., Hazen, E.L., Goldbogen, J.A., Stimpert, A.K., DeRuiter, S.L., Calambokidis, J., Southall, B.L., Fahlman, A., and Tyack, P.L. 2019. [Diving behavior and fine-scale kinematics of free-ranging Risso's dolphins foraging in shallow and deep-water habitats](#). *Front. Ecol. Evol.* 7:53.
- Ashe, E., Wray, J., Picard, C.R., and Williams, R. 2013. [Abundance and survival of Pacific humpback whales in a proposed critical habitat area](#). *PloS One* 8(9).
- Barlow, J., and Forney, K.A. 2007. Abundance and population density of cetaceans in the California Current ecosystem. *Fishery Bulletin*.
- Best, B.D., Fox, C.H., Williams, R.W., Halpin, P.N. and Paquet, P.C. 2015. Updated marine mammal distribution and abundance estimates in British Columbia. *Journal of Cetacean Research and Management* 15:9-26.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., and Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press: Oxford, UK.
- Buckland, S.T., and Turnock, B.J. 1992. [A Robust Line Transect Method](#). *Biometrics*. 48(3).
- Calambokidis, J., Darling, J.D., Deeke, V., Gearin, P., Goshko, M., Megill, W., Tombach, C.M., Goley, D., Toropova, C., and Gisborne, B. 2002. Abundance, range and movements of a feeding aggregation of gray whales (*Eschrichtius robustus*) from California to southeastern Alaska in 1998. *J. Cetacean Res. Manag.* 4(3): 267–276.
- Dalla Rosa, L., Ford, J.K.B., and Trites, A.W. 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.
- Dolphin, W.F. 1987. Dive behavior and estimated energy expenditure of foraging humpback whales in southeast Alaska. *Can. J. Zool.* 65: 354–362.
- Doniol-Valcroze, T., Lesage, V., Giard, J. and Michaud, R. 2011. Optimal foraging theory predicts diving and feeding strategies of the largest marine predator. *Behavioral Ecology* 22:880–888.
- Ford, J.K.B. 2014. *Marine Mammals of British Columbia*. Royal BC Museum: Victoria, BC.
- Ford, J.K.B., Rambeau, A.L., Abernethy, R.M., Boogaards, M.D., Nichol, L.M. and Spaven, L.D. 2009. [An assessment of the potential for recovery of humpback whales off the Pacific coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/015. iv + 33 p.

- 
- Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., Burt, L., Cañadas, A., Desportes, G., Donovan, G.P., Gilles, A., Gillespie, D., Gordon, J., Hiby, L., Kuklik, I., Leaper, R., Lehnert, K., Leopold, M., Lovell, P., Øien, N., Paxton, C.G.M., Ridoux, V., Rogan, E., Samarra, F., Scheidat, M., Sequeira, M., Siebert, U., Skov, H., Swift, R., Tasker, M.L., Teilmann, J., Van Canneyt, O., and Vázquez, J.A. 2013. [Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management](#). *Biol. Conserv.* 164: 107–122.
- Jefferson, T.A., Smultea, M.A., Courbis, S.S. and Campbell, G.S. 2016. Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) recovery in the inland waters of Washington: estimates of density and abundance from aerial surveys, 2013–2015. *Canadian Journal of Zoology* 94:505–515.
- Keen, E.M., Falcone, E.A., Andrews, R.D., and Schorr, G.S. 2019. [Diel dive behavior of fin whales \(\*Balaenoptera physalus\*\) in the Southern California Bight](#). *Aquatic Mammals*. 45(2).
- Laake, J.L., and Borchers, D.L. 2004. Methods for incomplete detection at distance zero. *In* Advanced Distance Sampling. *Edited by* S.T. Buckland and D.R. Anderson and K.P. Burnham and J.L. Laake and D.L. Borchers and L. Thomas. Oxford University Press, Oxford, UK. pp. 108–189.
- Laake, J.L., Calambokidis, J., Osmeck, S.D., and Rugh, D.J. 1997. Probability of detecting harbor porpoise from aerial surveys: estimating  $g(0)$ . *J. Wildl. Manage.* 61(1): 63–75.
- Majewski, S. P. et Ellis, G.M. 2022. [Abondance et répartition du phoque commun \(\*Phoca vitulina\*\) dans le détroit de Georgie, en Colombie-Britannique; synthèse du relevé aérien de 2014 et tendances à long terme](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2022/060. iv + 60 p.
- Marques, F.F.C., and Buckland, S.T. 2003. Incorporating covariates into standard line transect analyses. *Biometrics* 59: 924–935.
- McLaren, I.A. 1961. Methods of determining the numbers and availability of ringed seals in the eastern Canadian Arctic. *Arctic* 14(3):162–175.
- Miller, D.L. 2017. Distance: Distance sampling detection function and abundance estimation. R package version 0.9.7.
- MPO. 2019. [Mise à jour de l'état de la population d'épaulards résidents du nord \(\*Orcinus orca\*\) en 2018](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci.* 2019/025.
- Nichol, L.M., Abernethy, R.M., Wright, B.M., Heaslip, S., Spaven, L.D., Towers, J.R., Pilkington, J.F., Stredulinsky, E.H., Ford, J.K.B. 2018. [Tendances dans la répartition, les déplacements et la fidélité à l'habitat du rorqual commun \(\*Balaenoptera physalus\*\) dans les eaux canadiennes du Pacifique](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2017/004. vii + 58 p.
- Nichol, L.M., Doniol-Valcroze, T., Watson J.C., Foster, E.U. 2020. [Tendances relatives à la croissance de la population de loutres de mer \(\*Enhydra lutris\*\) en Colombie-Britannique de 1977 à 2017](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2020/039. vii+ 31 p.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2016. Guidelines for preparing stock assessment reports pursuant to the 1994 amendments to the Marine Mammal Protection Act. 23 pp.
- Oedekoven, C.S., Buckland, S.T., Mackenzie, M.L., Evans, K.O., and Burger, L.W. 2013. [Improving distance sampling: Accounting for covariates and non-independency between sampled sites](#). *Journal of Applied Ecology*. 50(3).
- Steckler, D., and Donlan, P. 2018. Mysticetus LLC. Version 2.0.
-

- 
- Taylor, B.L., Martinez, M., Gerrodette, T., Barlow, J., and Hrovat, Y.N. 2007. [Lessons From Monitoring Trends in Abundance of Marine Mammals](#). *Marine Mammal Science*, 23(1):157–175.
- Thomas, L., Williams, R., and Sandilands, D. 2007. [Designing line transect surveys for complex survey regions](#). *Journal of Cetacean Research and Management*, 9(1):1–13.
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B., and Marques, T.A. 2010. Distance 6.1. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK., St. Andrews, UK.
- Towers, J.R., Malleson, M., McMillan, C.J., Cogan, J., Berta, S. and Birdsall, C. 2018. Occurrence of fin whales (*Balaenoptera physalus*) between Vancouver Island and continental North America. *Northwestern Naturalist* 99:49–57.
- Turnock, B.J. and Quinn, T.J. 1991. The effect of responsive movement on abundance estimation using line transect sampling. *Biometrics* 47:701–715.
- Wade, P.R. 1998. [Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds](#). *Marine Mammal Science* 14(1):1–37.
- Westgate, A.J., Read, A.J., Berggren, P., Koopman, H.N., and Gaskin, D.E. 1995. [Diving behaviour of harbour porpoises, \*Phocoena phocoena\*](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52(5).
- Williams, R., and Thomas, L. 2007. Distribution and abundance of marine mammals in the coastal waters of British Columbia , Canada. *Journal of Cetacean Research and Management*. 9(1):15–28.
- Williams, R., Hall, A., and Winship, A. 2008. [Potential limits to anthropogenic mortality of small cetaceans in coastal waters of British Columbia](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 65(9):1867–1878.
- 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](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/049. viii + 49 p.
- Yack, T.M., Norris, T., Ferguson, E., Coates, S., and Rone, B.K. 2015. From Clicks to Counts: Using Passive Acoustic Monitoring to Estimate the Density and Abundance of Cuvier's Beaked Whales in the Gulf of Alaska (GoA). Prepared for Department of the Navy. Submitted to Naval Facilities Engineering Command Pacific, Pearl Harbor, Hawaii. 43 pp.

## ANNEXE A. TABLEAUX

Tableau 1. Taille des strates du relevé PRISMM et effort réalisé.

Strate	Superficie (km <sup>2</sup> )	Effort (km)
Côte nord (CN)	64 653	1 541
Détroit de Johnstone (DJ)	420	135
Bras de mer (BM)	11 965	860
Côte sud (CS)	8 337	553
Extracôtier (EXC)	369 410	5 305
<b>Total</b>	<b>454 785</b>	<b>8 394</b>

Tableau 2. Nombre d'observations, nombre d'individus et taille moyenne des groupes ( $\pm$  écart-type) pour chaque espèce détectée visuellement au cours du relevé PRISMM.

Espèce	Nombre d'observations	Nombre d'individus	Taille moyenne des groupes ( $\pm$ ET)
Rorqual à bosse	767	1 145	1,5 ( $\pm$ 1,3)
Rorqual commun	235	357	1,5 ( $\pm$ 0,9)
Petit rorqual	13	14	1,1 ( $\pm$ 0,3)
Rorqual bleu	6	10	1,7 ( $\pm$ 0,5)
Rorqual boréal	4	5	1,2 ( $\pm$ 0,4)
Grande baleine à fanons non identifiée	153	188	1,2 ( $\pm$ 0,5)
Cachalot	14	14	1,0 ( $\pm$ 0)
Épaulard (tous les écotypes)	27	177	6,6 ( $\pm$ 4,8)
Dauphin à flancs blancs du Pacifique	25	344	13,8 ( $\pm$ 17,9)
Dauphin à dos lisse	6	64	10,7 ( $\pm$ 16,9)
Dauphin de Risso	4	46	11,5 ( $\pm$ 10,7)
Dauphin non identifié	3	13	4,3 ( $\pm$ 3,2)
Marsouin de Dall	287	845	2,9 ( $\pm$ 1,8)
Marsouin commun	246	403	1,6 ( $\pm$ 0,9)
Marsouin non identifié	24	32	1,3 ( $\pm$ 0,9)
Baleine de Baird	2	12	6,0 ( $\pm$ 0)
Baleine à bec de Cuvier	1	5	5,0 (S.O.)
Baleine à bec non identifiée	5	10	2,0 ( $\pm$ 1,0)
Cétacé non identifié	52	63	1,2 ( $\pm$ 0,6)

Tableau 3. Observations du rorqual à bosse, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	82	0,000053 (0,27)	1,35 (0,07)	1 940 (0,31)	1 060–3 551
Détroit de Johnstone	0	0,000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Bras de mer	157	0,000180 (0,48)	1,38 (0,05)	1 346 (0,45)	547–3 311
Côte sud	33	0,000060 (0,28)	1,67 (0,10)	362 (0,40)	167–784
Extracôtère	333	0,000063 (0,22)	1,56 (0,05)	8 466 (0,27)	4 933–14 530
<b>Total</b>	<b>605</b>	<b>0,000064</b>	<b>1,49 (0,04)</b>	<b>12 115 (0,20)</b>	<b>8 069–18 189</b>

Tableau 4. Observations du rorqual commun, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	19	0,0000120 (0,30)	1,79 (0,15)	265 (0,32)	141–496
Détroit de Johnstone	0	0,0000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Bras de mer	1	0,0000012 (0,94)	1 (0,00)	3 (0,95)	1 - 15
Côte sud	0	0,0000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 - 0
Extracôtère	179	0,0000340 (0,26)	1,5 (0,05)	3 469 (0,32)	1 834–6 561
<b>Total</b>	<b>199</b>	<b>0,0000290</b>	<b>1,52 (0,04)</b>	<b>3 737 (0,30)</b>	<b>2 057–6 788</b>

Tableau 5. Observations du marsouin de Dall, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	48	0,0000310 (0,21)	2,38 (0,10)	5 193 (0,21)	3 415–7 895
Détroit de Johnstone	1	0,0000074 (0,00)	2 (0,00)	6 (0,41)	0–496
Bras de mer	39	0,0000450 (0,41)	2,82 (0,08)	1 550 (0,44)	639–3 761
Côte sud	26	0,0000470 (0,50)	1,62 (0,08)	616 (0,46)	251–1 516
Extracôtère	99	0,0000190 (0,16)	3,43 (0,06)	22 010 (0,20)	14 810–32 711
<b>Total</b>	<b>213</b>	<b>0,0000220</b>	<b>2,85 (0,04)</b>	<b>29 375 (0,16)</b>	<b>21 539–40 062</b>

Tableau 6. Observations du marsouin commun, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	20	0,0000130 (0,61)	2,05 (0,15)	1 929 (0,74)	504–7 388
Détroit de Johnstone	1	0,0000074 (0,00)	1 (0,00)	3 (0,60)	0–74
Bras de mer	29	0,0000340 (0,51)	1,59 (0,11)	718 (0,57)	240–2 149
Côte sud	129	0,0002300 (0,33)	1,6 (0,04)	3 496 (0,44)	1 514–8 073
Extracôtière	7	0,0000013 (0,41)	1,86 (0,38)	1 015 (0,61)	327–3 154
<b>Total</b>	<b>186</b>	<b>0,0000081</b>	<b>1,66 (0,04)</b>	<b>7 161 (0,38)</b>	<b>3 449–14 870</b>

Tableau 7. Observations du rorqual bleu, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Détroit de Johnstone	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Bras de mer	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Côte sud	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Extracôtière	6	0,00000110 (0,54)	1,67 (0,10)	160 (0,68)	46–560
<b>Total</b>	<b>6</b>	<b>0,00000092</b>	<b>1,67 (0,10)</b>	<b>160 (0,68)</b>	<b>46–560</b>

Tableau 8. Observations du rorqual boréal, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Détroit de Johnstone	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Bras de mer	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Côte sud	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Extracôtière	3	0,00000057 (0,54)	1,33 (0,20)	68 (0,60)	22–212
<b>Total</b>	<b>3</b>	<b>0,00000046</b>	<b>1,33 (0,20)</b>	<b>68 (0,60)</b>	<b>22–212</b>

Tableau 9. Observations du dauphin à flancs blancs du Pacifique, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	3	0,0000019 (0,75)	4,33 (0,40)	343 (0,74)	88–1 337
Détroit de Johnstone	3	0,0000220 (0,00)	19 (0,80)	75 (0,30)	41–137
Bras de mer	1	0,0000012 (1,00)	5 (0,00)	44 (1,01)	7–259
Côte sud	0	0,0000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Extracôtière	15	0,0000028 (0,29)	10,2 (0,20)	5 052 (0,39)	2 368–10 779
<b>Total</b>	<b>22</b>	<b>0,0000026</b>	<b>10,4 (0,20)</b>	<b>5 513 (0,36)</b>	<b>2 713–11 202</b>

Tableau 10. Observations du dauphin de Risso, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Détroit de Johnstone	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Bras de mer	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Côte sud	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Extracôtière	2	0,00000038 (0,97)	14,5 (0,70)	862 (1,00)	157–4 724
<b>Total</b>	<b>2</b>	<b>0,00000031</b>	<b>14,5 (0,70)</b>	<b>862 (1,00)</b>	<b>157–4 724</b>

Tableau 11. Observations du dauphin à dos lisse, taux de rencontre, taille des groupes et estimations de l'abondance en surface (non ajustée) dans chaque strate.

Strate	Observations	Taux de rencontre (CV)	Taille du groupe (CV)	Abondance (CV)	IC à 95 %
Côte nord	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Détroit de Johnstone	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Bras de mer	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Côte sud	0	0,00000000 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0–0
Extracôtière	6	0,00000110 (0,35)	10,7 (0,60)	2 068 (0,62)	657–6 515
<b>Total</b>	<b>6</b>	<b>0,00000092</b>	<b>10,7 (0,60)</b>	<b>2 068 (0,62)</b>	<b>657–6 515</b>

Tableau 12. Estimations de l'abondance des cétacés en 2018, ajustées pour le biais de disponibilité. Les CV sont indiqués entre parenthèses sous les estimations de l'abondance.

Strate	Marsouin de Dall	Rorqual à bosse	Marsouin commun	Dauphin à flancs blancs du Pacifique	Rorqual commun	Dauphin à dos lisse	Dauphin de Risso	Rorqual bleu	Rorqual boréal
Côte nord	5 324 (0,21)	1 961 (0,31)	1 980 (0,74)	366 (0,74)	271 (0,32)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)
Détroit de Johnstone	6 (0,41)	0 (0,00)	4 (0,60)	80 (0,30)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)
Bras de mer	1 589 (0,44)	1 361 (0,45)	737 (0,57)	47 (1,01)	3 (0,95)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)
Côte sud	632 (0,46)	366 (0,40)	3 589 (0,44)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)	0 (0,00)
Extracôtière	22 566 (0,20)	8 556 (0,27)	1 042 (0,61)	5 390 (0,39)	3 555 (0,32)	2 207 (0,62)	920 (1,00)	199 (0,68)	70 (0,60)
<b>Total</b>	<b>30 117 (0,16)</b>	<b>12 244 (0,21)</b>	<b>7 352 (0,39)</b>	<b>5 882 (0,37)</b>	<b>3 829 (0,30)</b>	<b>2 207 (0,62)</b>	<b>920 (1,00)</b>	<b>199 (0,68)</b>	<b>70 (0,60)</b>

## ANNEXE B. FIGURES

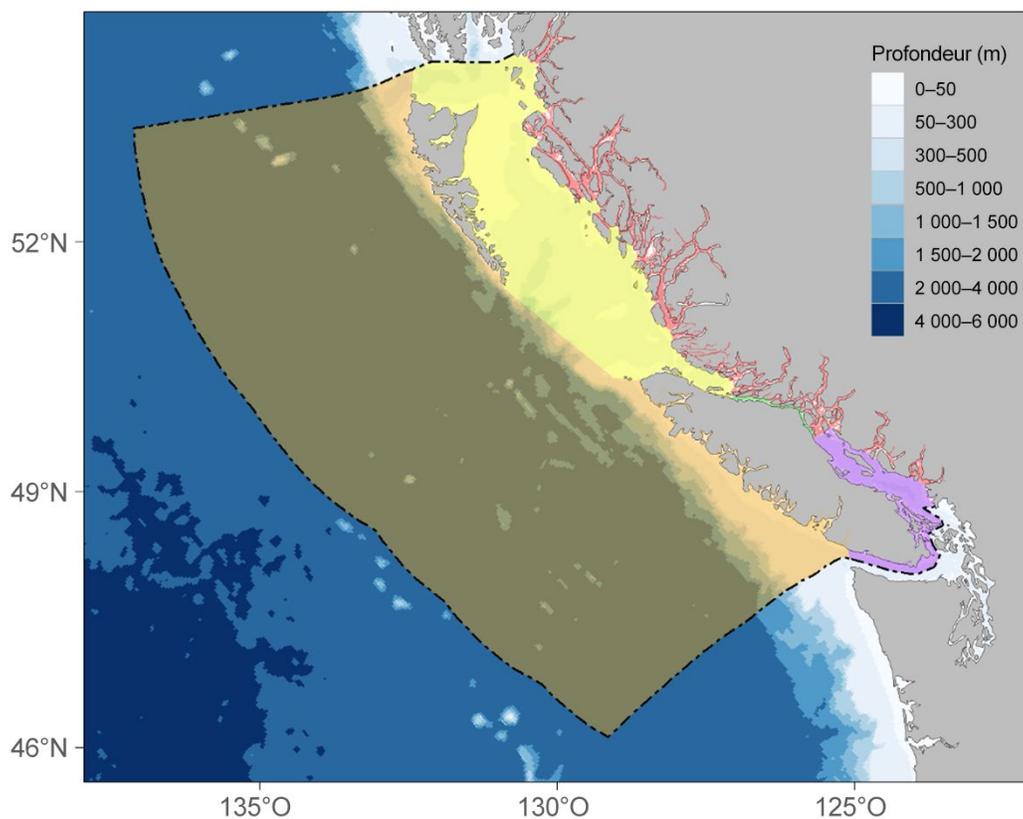


Figure 1. Stratification de la zone du relevé, montrant le bloc extracôtier (orange) et les strates du bloc côtier : 1 : Côte nord (jaune), 2 : Côte sud (violet), 3 : Détroit de Johnstone (vert), 4 : Bras de mer continentaux (rouge).

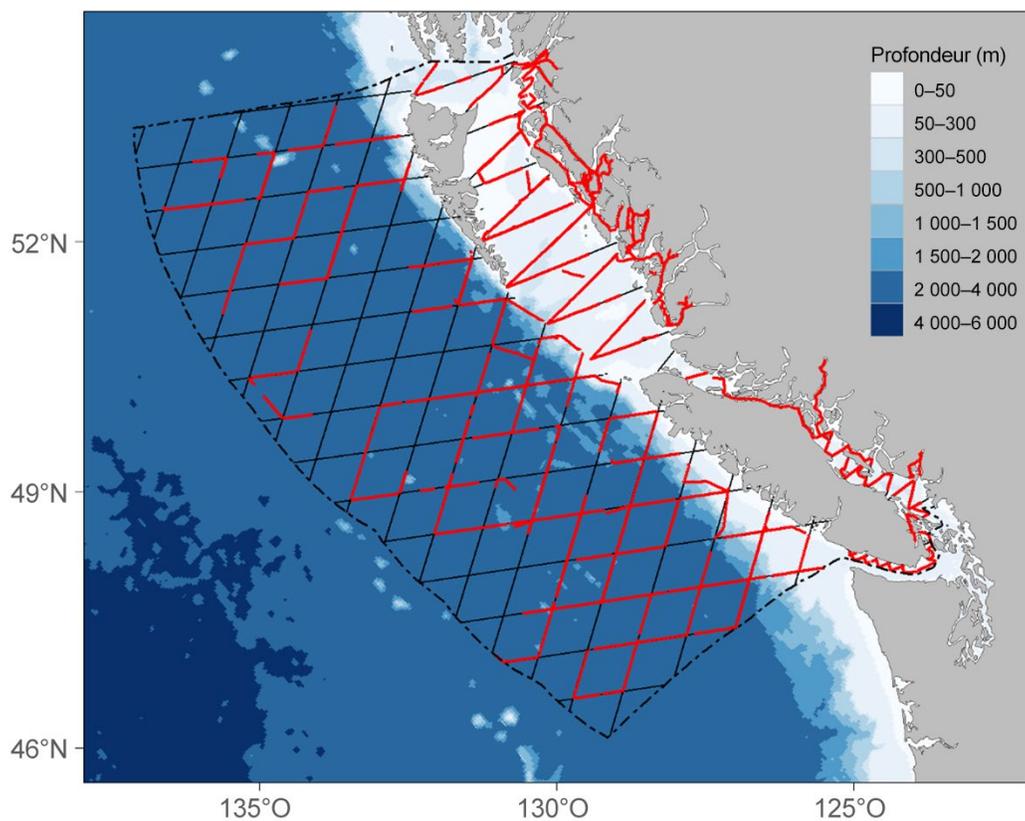


Figure 2. Transects planifiés (lignes noires) et transects réalisés (lignes rouges) lors du relevé visuel. Les lignes pointillées indiquent l'étendue de la zone d'étude (c.-à-d. la ZEE canadienne).

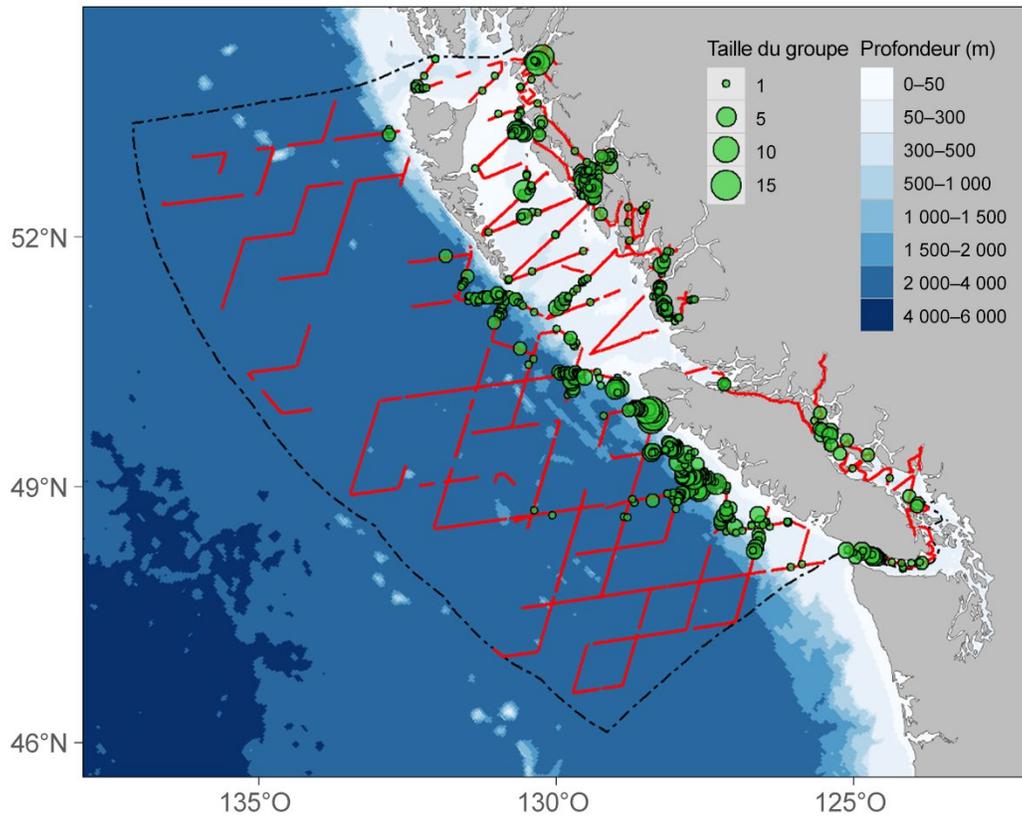


Figure 3. Distribution des observations du rorqual à bosse (cercles) et des transects réalisés lors du relevé visuel (lignes rouges). La taille relative des cercles indique la taille du groupe pour chaque observation.

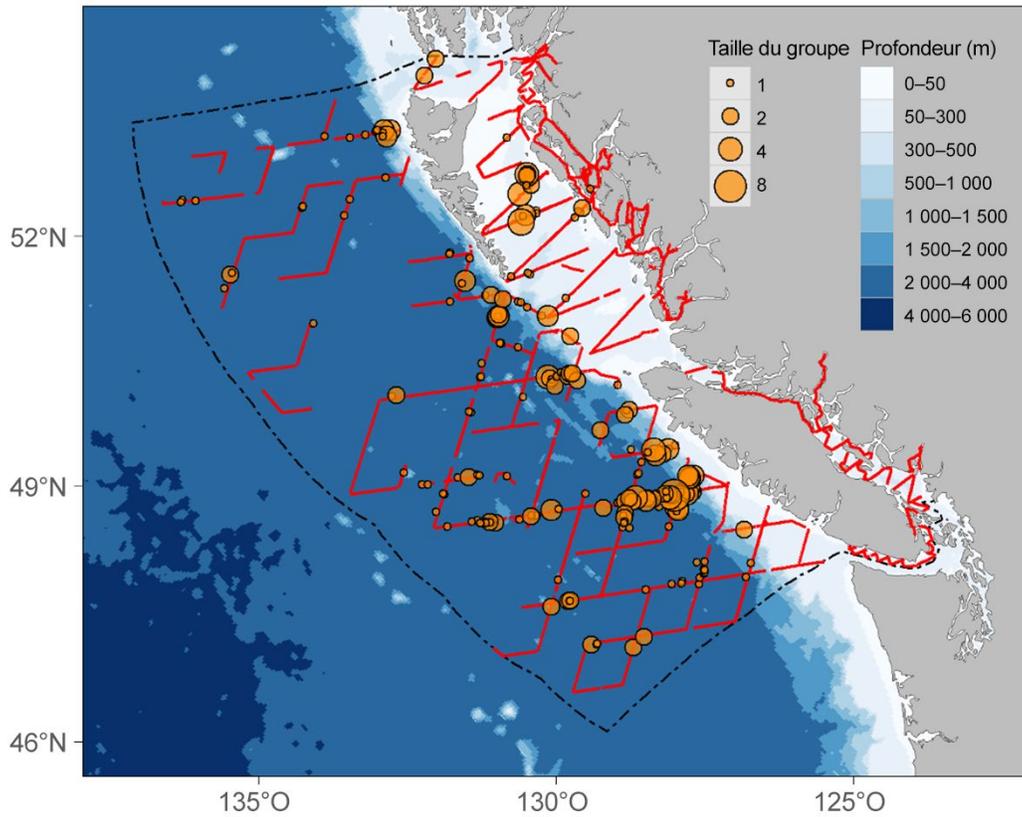


Figure 4. Distribution des observations du rorqual commun (cercles) et des transects réalisés lors du relevé visuel (lignes rouges). La taille relative des cercles indique la taille du groupe pour chaque observation.

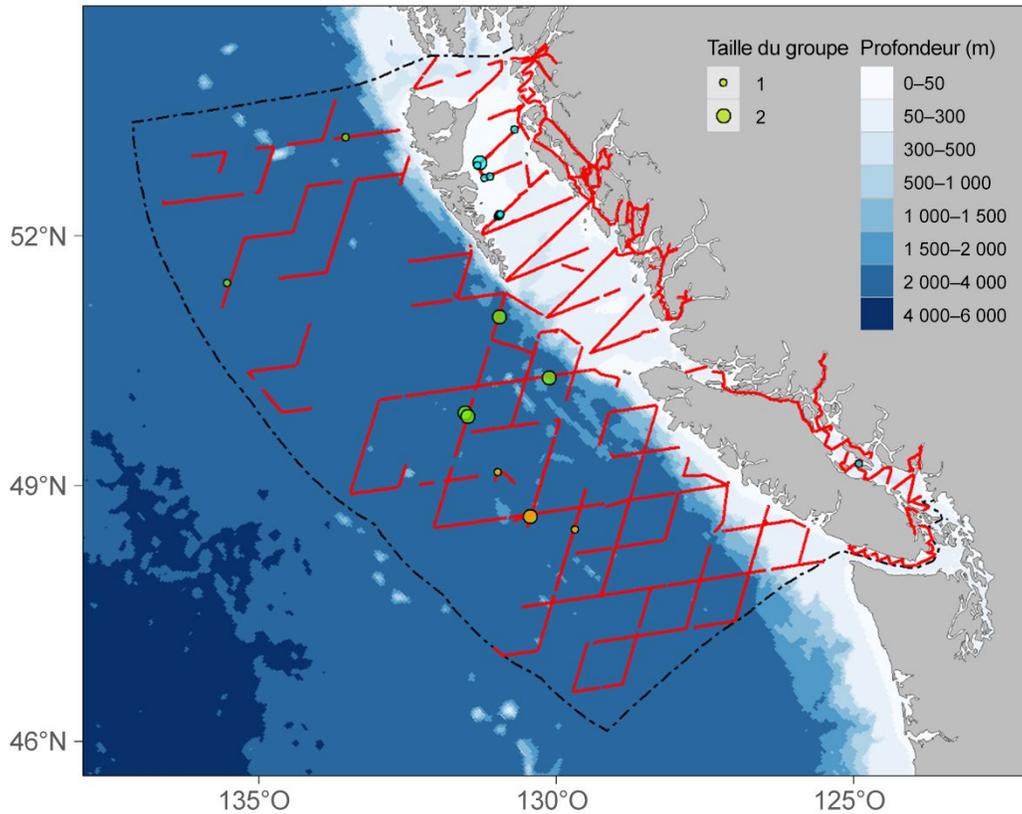


Figure 5. Distribution des observations d'autres espèces de rorquals et des transects réalisés lors du relevé visuel (lignes rouges). La taille relative des cercles indique la taille du groupe pour chaque observation de rorqual bleu (cercles verts), de rorqual boréal (cercles orange) et de petit rorqual (cercles bleu clair).

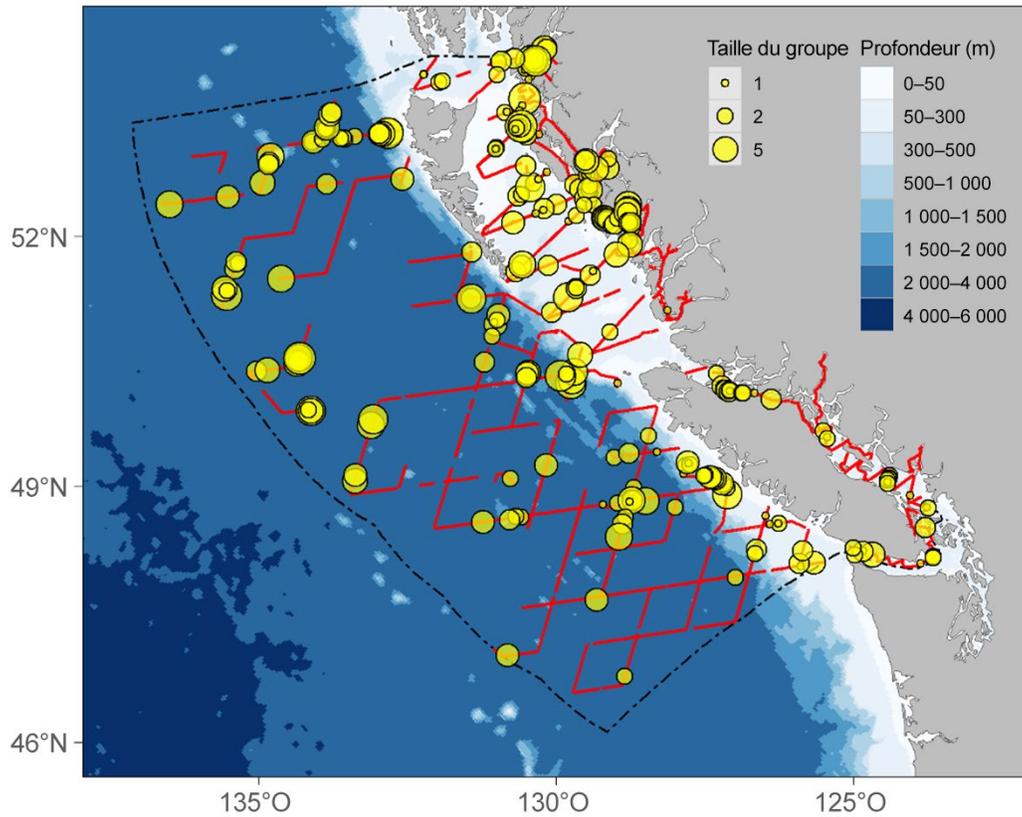


Figure 6. Distribution des observations du marsouin de Dall (cercles) et des transects réalisés lors du relevé visuel (lignes rouges). La taille relative des cercles indique la taille du groupe pour chaque observation.

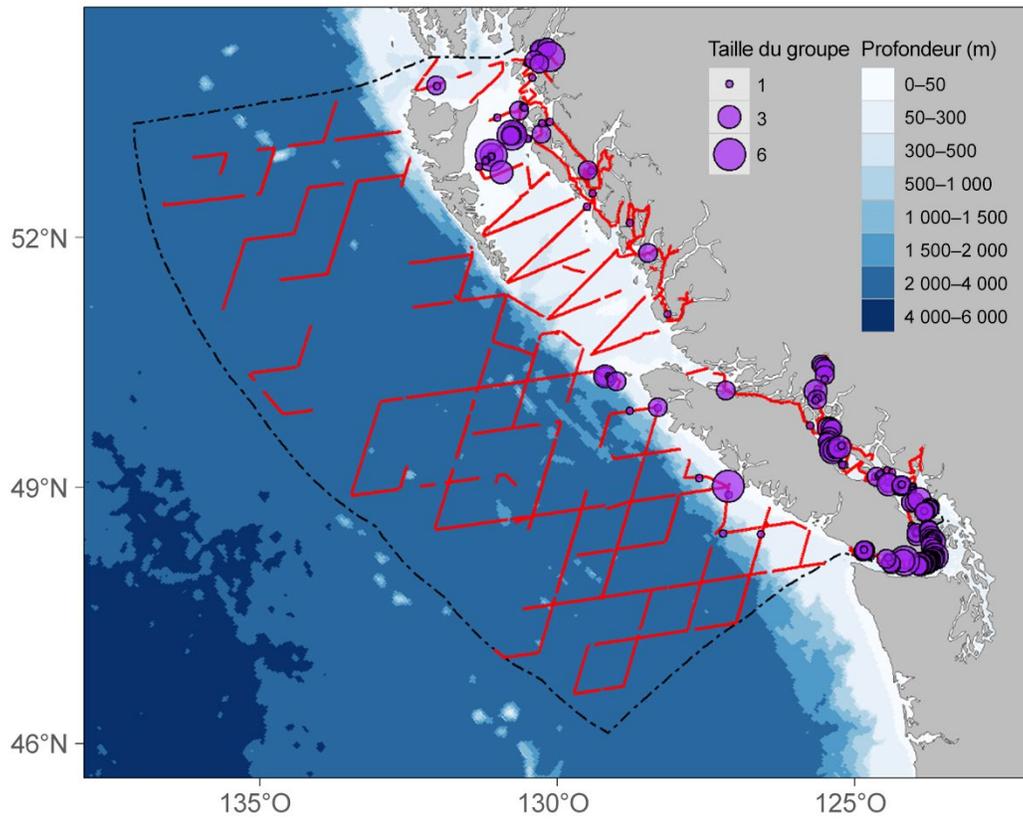


Figure 7. Distribution des observations du marsouin commun (cercles) et des transects réalisés lors du relevé visuel (lignes rouges). La taille relative des cercles indique la taille du groupe pour chaque observation.

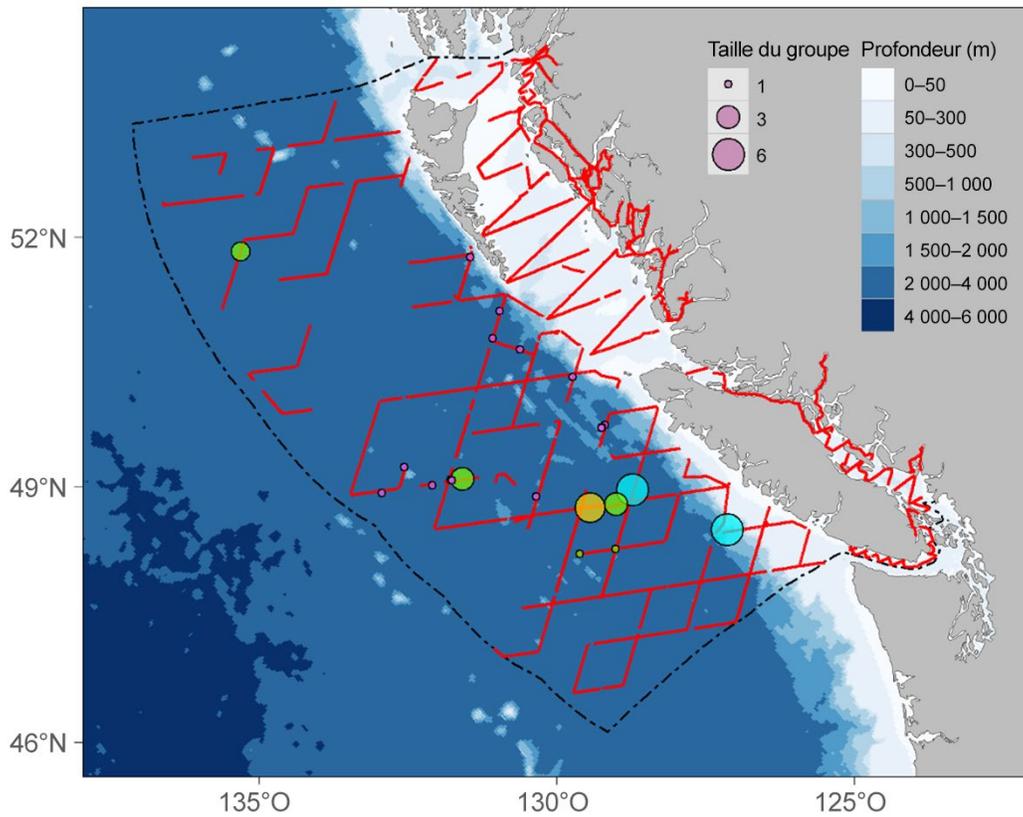


Figure 8. Distribution des observations d'autres espèces d'odontocètes à plongée profonde et des transects réalisés lors du relevé visuel (lignes rouges). La taille relative des cercles indique la taille du groupe de chaque observation pour les cachalots (cercles roses), les baleines à bec de Cuvier (cercles jaunes), les baleines de Baird (cercles bleu clair) et les baleines à bec non identifiées (cercles verts).

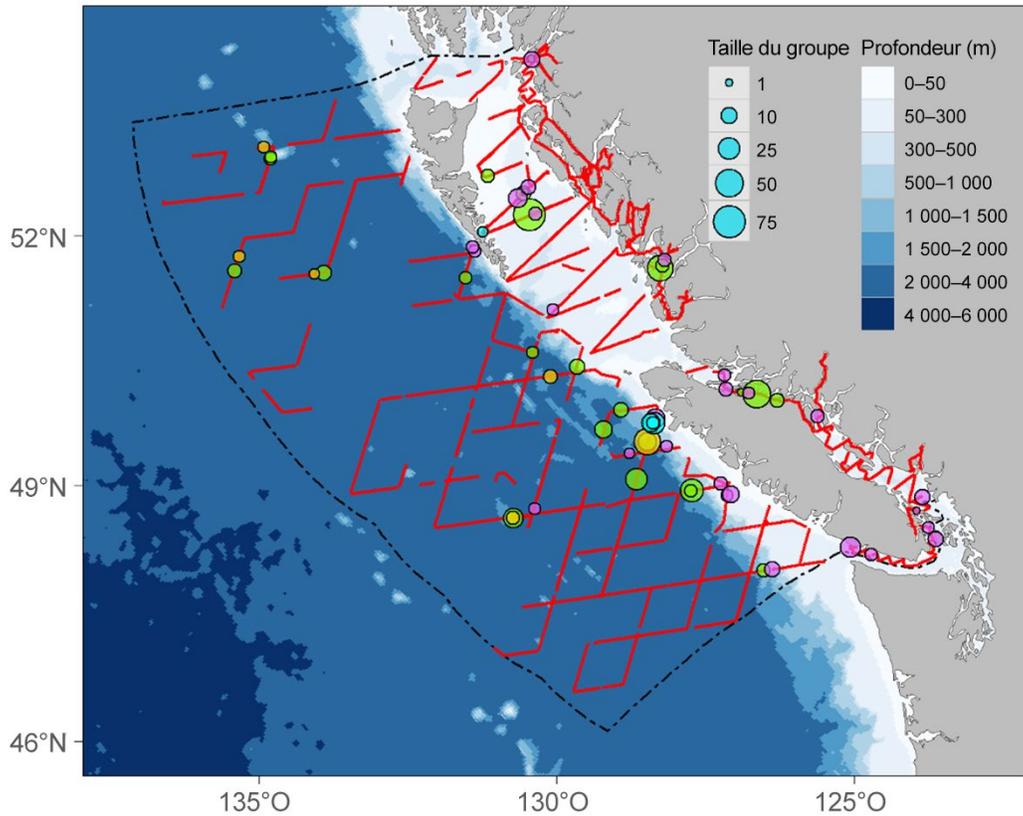


Figure 9. Distribution des observations d'autres espèces de delphinidés et des transects réalisés lors du relevé visuel (lignes rouges). La taille relative des cercles indique la taille du groupe de chaque observation pour les épaulards (cercles roses), les dauphins à flancs blancs du Pacifique (cercles verts), les dauphins à dauphin à dos lisse (cercles jaunes) et les dauphins de Risso (cercles bleu clair).

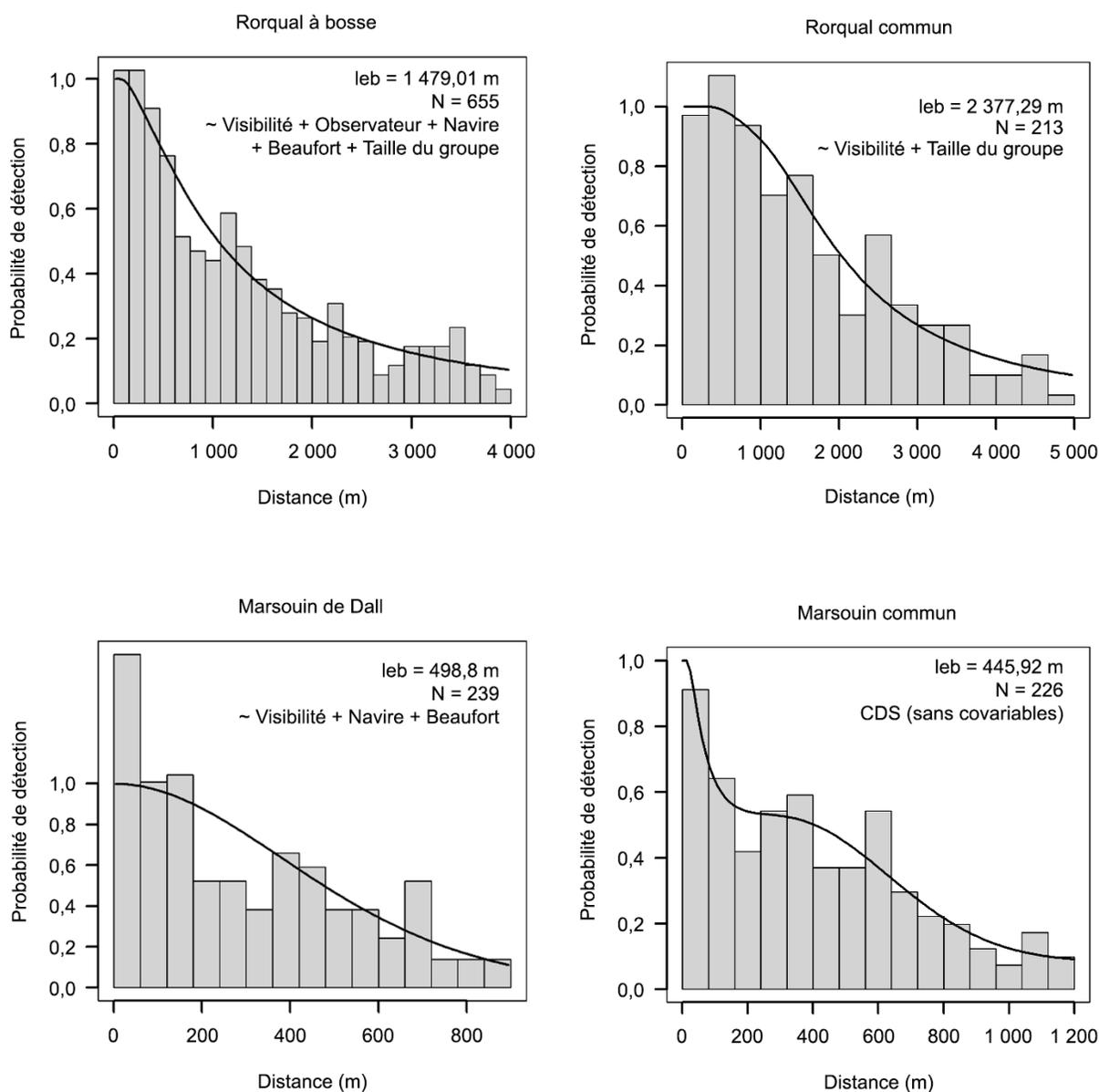
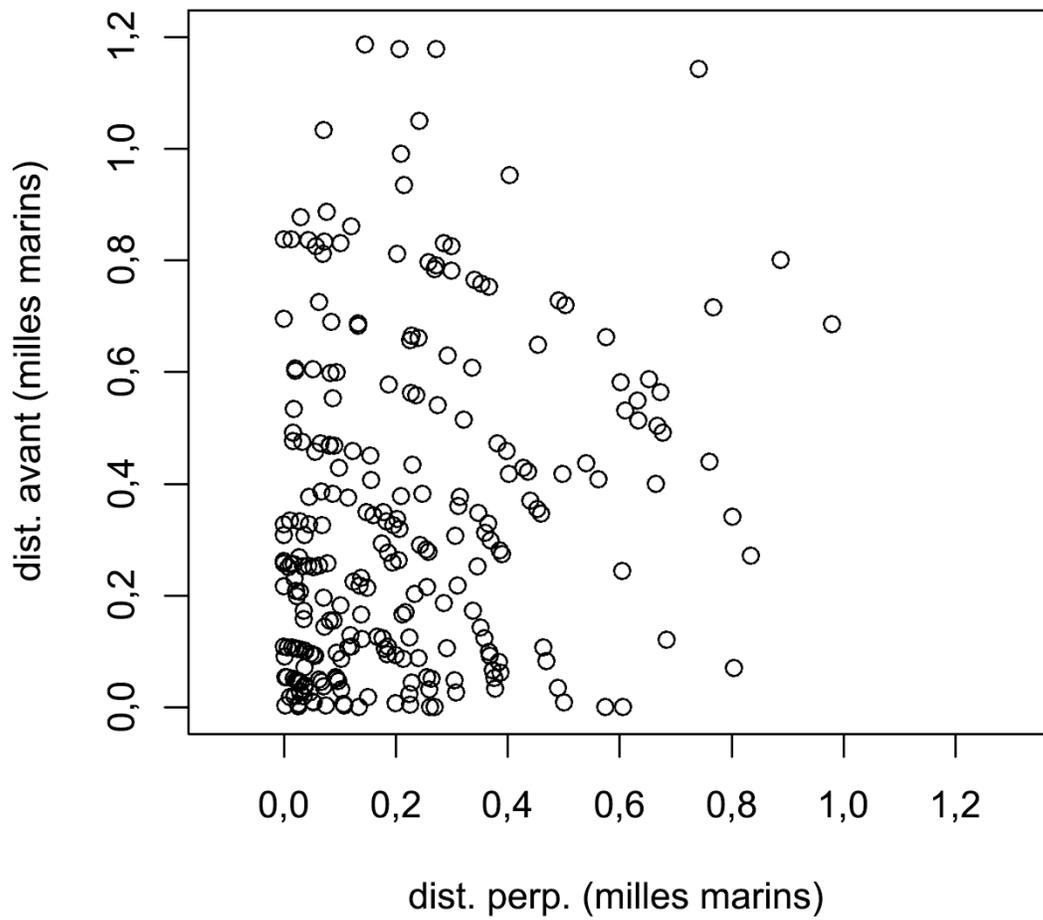


Figure 10. Histogrammes des distances perpendiculaires observées et des fonctions de détection ajustées pour les observations du rorqual à bosse, du rorqual commun, du marsouin de Dall et du marsouin commun. Toutes les fonctions de détection ont été ajustées à l'aide de la clé à régression de Cox, à l'exception de la fonction de détection du marsouin de Dall, qui a utilisé la clé demi-normale pour compenser l'impact du comportement attractif de cette espèce pour le navire de recherche (vague d'étrave). La (demi)-largeur effective de la bande ( $leb$ ), le nombre d'observations ( $N$ , après troncature à droite) et la formule (covariables) du modèle FD le mieux ajusté sont indiqués dans le coin supérieur droit de chaque graphique. À noter que la fonction de détection du marsouin commun la mieux ajustée ne contenait pas de covariables, mais incluait un terme d'ajustement  $\cosinus(2,3)$ .



*Figure 11. Distances avant et perpendiculaires des observations du marsouin de Dall, mesurées à partir du navire utilisé pour réaliser le relevé. Le regroupement des observations très proches du navire suggère qu'au moins quelques marsouins de Dall ont réagi positivement au navire de recherche, et s'en sont donc rapprochés.*

## Dauphins

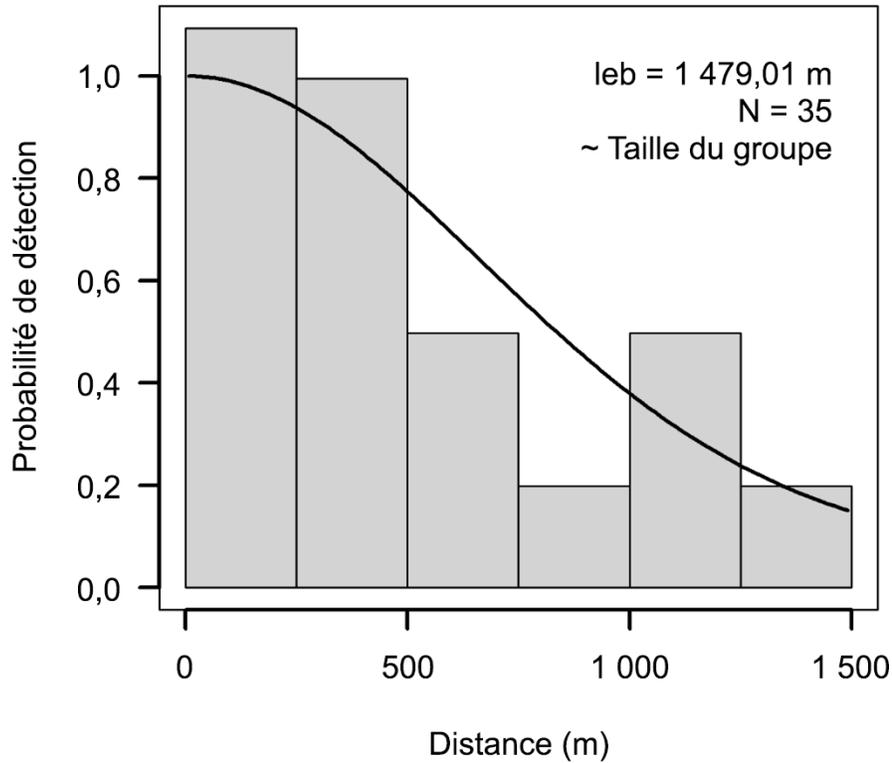


Figure 12. Histogramme des distances perpendiculaires observées et des fonctions de détection ajustées pour les observations de dauphins (c.-à-d. le dauphin à flancs blancs du Pacifique, le dauphin de Risso et le dauphin à dos lisse, ainsi que les dauphins non identifiés). La fonction de détection a été ajustée à l'aide de la clé demi-normale. La (demi)-largeur effective de la bande ( $leb$ ), le nombre d'observations ( $N$ , après troncature à droite) et la formule (covariables) du modèle le mieux ajusté sont indiqués dans le coin supérieur droit.