



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 2026/046

Région de la capitale nationale

Évaluation de l'état de la population et prélèvement biologique potentiel (PBP) pour l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*) dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après les relevés de l'hiver 2020-2021

Sheena Majewski, Chad A. Nordstrom, Wendy Szaniszlo, Allison Bowker, M. Kurt Trzcinski, et
Strahan Tucker

Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9V 1T3

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-662-03998-3 N° cat. Fs70-5/2026-046F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Majewski, S., Nordstrom, C.A., Szaniszlo, W., Bowker, A., Trzcinski, M. K., et Tucker, S. 2026. Évaluation de l'état de la population et prélèvement biologique potentiel (PBP) pour l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*) dans les eaux canadiennes du Pacifique, d'après les relevés de l'hiver 2020-2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/046. iv + 35 p.

Also available in English:

Majewski, S., Nordstrom, C.A., Szaniszlo, W., Bowker, A., Trzcinski, M.K., and Tucker, S. 2026. *Population Status Assessment and Potential Biological Removal (PBR) for the California Sea Lion (Zalophus californianus) in Canadian Pacific Waters, Based on 2020-2021 Winter Surveys*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/046. iv + 33 p.

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
MÉTHODES.....	3
PLAN DES RELEVÉS	3
DÉNOMBREMENTS ET ESTIMATION DES ERREURS	4
ESTIMATION DE L'ABONDANCE.....	4
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)	6
RÉSULTATS.....	7
COUVERTURE ET RÉPARTITION DES RELEVÉS	7
DÉNOMBREMENTS ET ABONDANCE ESTIMÉE.....	7
PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)	8
DISCUSSION.....	8
COUVERTURE ET RÉPARTITION DES RELEVÉS	8
ABONDANCE ESTIMÉE.....	9
TENDANCES RÉCENTES.....	10
PBP POUR LA POPULATION PRÉSENTE EN HIVER.....	12
REMERCIEMENTS	12
RÉFÉRENCES CITÉES	14
TABLEAUX	17
FIGURES	19
ANNEXE	25

RÉSUMÉ

Des relevés aériens ont été effectués chaque mois au cours de l'hiver 2020-2021 afin d'évaluer l'abondance et la répartition des otaries de Californie (*Zalophus californianus*) qui hivernent en Colombie-Britannique. Entre 5 387 et 6 158 individus ont été recensés lors des cinq relevés d'hiver qui ont été effectués de novembre 2020 à mars 2021. La taille de la population totale qui hiverne dans les eaux canadiennes du Pacifique a été estimée grâce aux facteurs de correction mensuels propres à l'espèce qui ont été appliqués aux dénombrements des individus échoués observés. Ces facteurs permettent de tenir compte des individus qui n'ont pas été détectés lors des relevés parce qu'ils étaient en mer. Les estimations mensuelles de l'abondance ont varié entre 12 839 et 14 559 individus, et l'estimation moyenne de l'abondance totale des otaries de Californie présentes dans les eaux canadiennes du Pacifique pendant l'hiver 2020-2021 était de 13 575 individus (intervalle de confiance à 95 % : 11 284 à 16 331). Il s'agit du triple de l'abondance estimée à partir des relevés aériens effectués pendant l'hiver 2009-2010 et d'une augmentation d'environ 13 % depuis 2017. Le prélèvement biologique potentiel pour les otaries de Californie qui hivernent dans les eaux canadiennes du Pacifique, fondé sur l'abondance moyenne estimée pendant l'hiver 2020-2021 et ajusté selon la proportion de l'année passée en Colombie-Britannique, a été établi à 433 individus.

INTRODUCTION

Depuis son rétablissement à la suite des mesures de contrôle des pêches commerciales et des prédateurs qui ont été prises conformément aux protections mises en place en vertu de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) en 1975, la population d'otaries de Californie (*Zalophus californianus*) des États-Unis s'est stabilisée près de la capacité de charge au cours des dernières années; sa taille a été estimée pour la dernière fois à 257 606 individus en 2014 (Laake *et al.* 2018, Lowry *et al.* 2017, Caretta *et al.* 2021). Le prélèvement biologique potentiel (PBP) pour cette population a été estimé à 14 011 individus par année.

Génétiquement distincte, la population d'otaries de Californie qui est présente dans les eaux états-uniennes tempérées du Pacifique se reproduit dans le sud de la Californie et près des îles Coronados (Mexique) en mai et juin, après quoi les mâles subadultes et adultes migrent habituellement vers le nord durant l'automne et l'hiver jusqu'à des sites en Oregon, dans l'État de Washington et en Colombie-Britannique, un nombre limité d'entre eux étant observés dans le sud de l'Alaska (Schramm *et al.* 2009, Wright *et al.* 2010, Maniscalco *et al.* 2004, Melin *et al.* 2000).

Les otaries de Californie commencent généralement à arriver dans les eaux de la Colombie-Britannique en août et elles les quittent en mai (Gearin *et al.* 2017, Edgell and Demarchi 2012); de nombreux individus sont observés en octobre (figure 1). Il est toutefois difficile de déterminer si elles arrivent toutes en même temps ou par vagues et si leur abondance totale varie au cours de l'hiver. Un petit nombre de mâles ($n = 1$ à 10) ont été observés durant les relevés des otaries réalisés en été (aux roches Race, Perez et, plus récemment, Seabird). Les relevés effectués précédemment dans l'ensemble de l'aire de répartition ont montré une variabilité considérable de l'abondance et de la répartition de l'espèce tout au long de l'automne et de l'hiver, probablement en raison des changements dans la disponibilité des proies dans le temps et l'espace (Bigg 1985; Melin *et al.* 2012; Kuhn and Costa 2014). Des données probantes indiquent que la proportion de la population totale qui hiverne en Colombie-Britannique a augmenté au cours des dernières années et que la répartition des échoueries d'hivernage s'est élargie dans le sud de la province (figure 1). Au cours de la dernière décennie, l'augmentation de l'abondance et l'élargissement de la répartition ont soulevé des interrogations quant à leurs effets potentiels sur les écosystèmes locaux, notamment en ce qui concerne la concurrence pour les proies, ainsi que sur les pêches locales (Costa *et al.* 2007).

Les observations faites lors des relevés aériens effectués en automne et en hiver, de 2009 à 2017, partout sur la côte de la Colombie-Britannique où se trouvent les échoueries connues de l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) et de l'otarie de Californie (ces deux espèces coexistent fréquemment) ont confirmé qu'un nombre supérieur d'otaries de Californie migrent vers le nord de l'île de Vancouver (notamment vers les îles Scott au large de la pointe nord-ouest de l'île de Vancouver) pendant l'automne et l'hiver (figure 1). La proportion d'otaries de Californie occupant des sites au nord de l'île de Vancouver de 2009 à 2017 a varié entre 0 et 7 % en automne et en hiver, ce qui représente seulement 1,4 % de l'abondance totale dérivée du plus récent relevé effectué sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique à l'hiver 2017 (figure 1). Les données provenant des relevés corroborent celles provenant des étiquettes satellites : peu d'otaries de Californie migrent au nord des îles Scott et elles sont encore moins nombreuses à atteindre le sud de l'Alaska (Gearin *et al.* 2017). Maniscalco et ses collaborateurs (2004) ont observé un total de 52 individus en Alaska sur une période de 30 ans, ce qui donne à penser qu'en somme, l'otarie de Californie demeure une espèce de l'écosystème du courant de Californie qui est confinée principalement aux eaux situées au sud de la partie nord de l'île de Vancouver. En fait, l'otarie de Californie est considérée comme une espèce indicatrice de l'écosystème du courant de Californie, car divers paramètres de son cycle vital (succès de

reproduction ainsi que croissance et mortalité des petits) sont liés à des changements à grande et à petite échelle des conditions océaniques dans l'écosystème (Melin *et al.* 2012).

Il existe des régions océanographiques distinctes dans le Pacifique Nord, qui présentent diverses caractéristiques océanographiques physiques et chimiques ainsi que différentes communautés biologiques (Batten *et al.* 2006; Batten and Freeland 2007; Hickey and Banas 2008). Le courant subarctique, qui circule vers l'est, se divise en deux à l'approche de la côte nord-américaine : le système du courant de Californie, qui se dirige vers l'équateur, et le courant côtier de l'Alaska, qui se dirige vers le pôle (Wells *et al.* 2008). La côte nord-américaine du Pacifique peut donc être divisée en trois grandes régions océanographiques : une zone de remontée des eaux au sud du nord de l'île de Vancouver dans le système du courant de Californie, une zone de plongée des eaux au nord de l'île de Vancouver dans le courant côtier de l'Alaska et une zone de transition entre les deux (Wells *et al.* 2008). Les différences relatives à l'océanographie ainsi qu'aux communautés de phytoplancton et de zooplancton (Mackas *et al.* 2004) coïncident avec des différences générales dans la composition et l'abondance des communautés de poisson (Orsi *et al.* 2007). En ce qui concerne la composition des prises, celles provenant du système du courant de Californie sont dominées par des clupéidés, comme la sardine du Pacifique (*Sardinops sagax*), l'anchois du Pacifique (*Engraulis mordax*) et le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), tandis que celles provenant du courant côtier de l'Alaska sont dominées par des salmonidés juvéniles, avec un point de rupture distinct dans les assemblages d'espèces au large de l'île de Vancouver (Orsi *et al.* 2007). Ces grandes régions océanographiques peuvent servir de cadre utile pour l'interprétation des tendances générales en matière d'abondance et de répartition d'une espèce telle que l'otarie de Californie, dont les déplacements sont fortement influencés par la disponibilité des proies (Robinson *et al.* 2018, Brown *et al.* 2020).

Les facteurs de correction permettant de tenir compte des individus en mer lors des relevés aériens standardisés ont été établis au moyen de données provenant d'otaries de Steller marquées au Canada (Olesiuk 2018), mais les facteurs de correction pour les périodes autres que la saison de reproduction ont été établis au moyen de données provenant d'otaries de Californie marquées dans l'État de Washington (DeLong *et al.* 2017a). Comme les otaries présentes dans les eaux du Pacifique muent entre les mois d'août et de novembre (Daniel 2003), il n'a pas été possible d'établir des facteurs de correction pour la période des relevés à l'aide de capteurs de données biologiques parce que ces derniers sont généralement fixés au pelage des individus. Cependant, des étiquettes satellites ont été installées avec succès sur des individus présents à proximité, dans la baie Puget (État de Washington), après la période de mue. Elles ont fourni des données détaillées sur le temps passé en mer et sur terre, à partir desquelles il a été possible d'établir des facteurs de correction pour les relevés mensuels effectués entre décembre et mars (DeLong *et al.* 2017a). Tous les individus marqués étaient des otaries de Californie mâles qui avaient migré à partir de colonies de reproduction situées au sud et qui y étaient retournés par la suite. La baie Puget se trouve à la limite la plus méridionale de la mer des Salish, et elle est adjacente aux zones de relevé dans le sud de la Colombie-Britannique.

Cette étude a pour objectif de fournir des renseignements à jour sur l'abondance et la répartition des otaries de Californie qui hivernent dans les eaux canadiennes du Pacifique et d'estimer le prélèvement biologique potentiel (PBP), conformément aux dispositions relatives aux prises accessoires de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) des États-Unis. Nous présentons les résultats des cinq relevés mensuels des otaries de Californie qui ont été effectués dans le sud de la Colombie-Britannique, de novembre 2020 à mars 2021. Les relevés ont été limités à la période hivernale pour laquelle des facteurs de correction étaient disponibles (DeLong *et al.* 2017a) et aux échoueries situées au sud du nord de l'île de Vancouver, où la plupart des

individus (≥ 93 %) passent l'hiver d'après les données des relevés précédents (figure 1). Les relevés aériens ont été effectués l'un après l'autre en vue d'estimer la variabilité mensuelle du nombre d'individus et de suivre les changements dans la répartition de l'espèce tout au long de l'hiver. L'abondance totale de la population présente en hiver a été estimée grâce à l'utilisation des facteurs de correction qui ont été dérivés des données de télémétrie satellitaire afin de tenir compte des individus qui n'ont pas été détectés lors des relevés parce qu'ils étaient en mer (Olesiuk 2018). Le PBP a été calculé pour la portion de la population qui est présente dans les eaux canadiennes du Pacifique en dehors de la saison de reproduction.

MÉTHODES

PLAN DES RELEVÉS

Cinq relevés aériens standardisés des échoueries d'otaries de Californie ont été effectués mensuellement aux échoueries du sud de la Colombie-Britannique de novembre 2020 à mars 2021. La zone de relevé, qui couvrait le sud de la Colombie-Britannique et l'île de Vancouver, a été divisée de façon à correspondre aux trois grandes régions océanographiques : la région du Pacifique, qui comprend les échoueries situées le long de la côte ouest de l'île de Vancouver, du nord de Port Renfrew jusqu'aux îles Scott; la région de la mer des Salish, qui comprend les échoueries situées dans les détroits de Georgia et de Juan de Fuca; la région du détroit de la Reine-Charlotte, qui comprend les échoueries situées dans les détroits Queen Charlotte et de Johnstone (figure 2). Le but de cette division était d'offrir une vue d'ensemble de la répartition des otaries présentes dans les eaux de la Colombie-Britannique au cours de l'hiver. Il s'agit également de régions océanographiques uniques qui soutiennent des communautés biologiques distinctes et qui facilitent la compréhension des processus au niveau de l'écosystème (Rubidge *et al.* 2016).

Une liste de base des sites de relevé a été établie; elle comprend tous les sites où des otaries (de Californie et de Steller) échouées ont été observées pendant les relevés de l'otarie de Steller que le MPO effectue dans le sud de la Colombie-Britannique depuis 2009 (figure 1). Les échoueries où des individus ont été observés en hiver par des experts locaux ont été ajoutées à cette liste, tout comme les échoueries où des individus ont été observés lors des relevés du phoque commun du Pacifique effectués sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique entre 2015 et 2019. Ces relevés ont révélé un total de 77 échoueries d'otaries (16 dans le détroit de la Reine-Charlotte, 30 dans la mer des Salish et 31 dans la région du Pacifique).

Les méthodes de relevé étaient les mêmes que celles décrites dans les rapports précédents (Olesiuk 2018, Majewski *et al.* 2024) de façon à faciliter la comparaison avec les relevés précédents. Les relevés ont été effectués dans des conditions standardisées entre 10 h et 18 h (heure locale), période où il était prévu que le nombre d'individus échoués atteigne son maximum (Olesiuk 2018). Ils ont été effectués sans prise en compte de la hauteur de la marée, de la température ou de la direction du vent, et ils n'ont pas été effectués en cas de vents forts (plus de 25 nœuds) ou de précipitations abondantes, car il a été démontré que ces conditions influent sur le comportement d'échouage (Olesiuk 2018).

La liste complète des échoueries et des sites de relevé a été téléchargée sur une tablette iPad dotée d'un GPS et de logiciels de cartes marines (Garmin et iNavX), où les lignes de vol et toute nouvelle échouerie observée ont été enregistrées. Les lignes de vol détaillées (intervalle d'une seconde) ont également été enregistrées à l'aide d'un appareil GPS autonome Bad Elf. Toutes les échoueries connues et déjà recensées ont été étudiées lors des relevés mensuels effectués pendant l'hiver 2020-2021, dans la mesure où les contraintes logistiques et les conditions météorologiques le permettaient. De plus, le littoral a été observé de façon

opportuniste entre les sites, et les échoueries potentielles (notamment les sites où des otaries avaient déjà été observées dans l'eau) ont été examinées aux fins de confirmation dans la mesure du possible.

Les relevés aériens de l'hiver 2020-2021 ont été effectués par un ou deux observateurs à bord d'un hydravion Cessna 180 volant à une altitude d'environ 180 à 250 mètres et à une vitesse anémométrique d'environ 150 km/h⁻¹. Pendant que les sites étaient survolés, les otaries ont été photographiées directement depuis le dessus (verticalement), à travers une fenêtre ouverte, avec un appareil photo reflex numérique Nikon D6 de 21 mégapixels tenu à la main et équipé d'un objectif de 70 à 200 millimètres (VR II f2.8). Des photographies montrant une vue d'ensemble des sites ont été prises avec un deuxième appareil photo numérique tenu à la main et équipé d'un objectif grand angle de 12 à 24 millimètres (VR II f2.8) afin de faciliter la reconstitution des sites complexes, le cas échéant.

DÉNOMBREMENTS ET ESTIMATION DES ERREURS

Les photographies ont été triées, géomarkées en fonction des lignes de vol suivies lors des relevés et affichées sur des écrans 5K, puis les otaries ont été dénombrées à l'aide de l'outil de comptage d'Adobe Photoshop et de scripts prévus à cette fin. Les lecteurs d'images ont différencié les otaries de Californie des otaries de Steller et des éléphants de mer. L'outil Pinceau de Photoshop a été utilisé pour le marquage des zones de chevauchement entre des photos (des animaux individuels et des points de repère physiques ont été utilisés pour la délimitation des zones). Dans la mesure du possible, les photos offrant une vue d'ensemble ont été utilisées pour la reconstitution des sites, de façon à ce que tous les groupes soient dénombrés une seule fois et que les animaux seuls ne soient pas manqués. Les dénombrements ont été effectués par deux lecteurs, dont celui qui avait effectué les dénombrements lors du relevé de l'automne 2016 et de l'hiver 2017. La variabilité associée aux dénombrements eux-mêmes (notamment le nombre total d'otaries et les différences dans l'identification des espèces lorsqu'il y avait à la fois des otaries de Steller et des otaries de Californie) a été évaluée au moyen d'une comparaison des dénombrements indépendants effectués à partir de 104 images (sur un total de 566) de qualité différente représentant divers types d'échoueries ainsi que différentes densités d'otaries.

Tous les sites de relevé préalablement recensés ont été étudiés lors des relevés de l'hiver 2020-2021. Cependant, quelques sites ont été omis au cours d'un mois; il s'agissait généralement de sites où peu d'individus avaient été observés dans le passé (une tendance qui a été confirmée au cours de cette étude). Nous avons estimé le nombre d'individus à ces sites (huit occurrences au total) en calculant la moyenne des dénombrements obtenus aux mêmes endroits au cours des autres mois, ce qui a entraîné l'ajout de 7,74 individus.

ESTIMATION DE L'ABONDANCE

Les dénombrements bruts provenant des relevés aériens ne peuvent pas être utilisés pour l'estimation de l'abondance totale de la population, car ils ne tiennent pas compte des individus qui étaient en mer (et qui n'ont donc pas été dénombrés). L'abondance a donc été estimée par l'application aux nombres d'individus échoués observés des facteurs de correction mensuels établis pour les relevés. Les facteurs de correction utilisés lors de cette étude reposaient sur les tendances dégagées des données provenant des étiquettes satellites déployées sur des otaries dans la baie Puget, dans l'État de Washington, de décembre à mars (voir DeLong *et al.* 2017a pour une description détaillée des facteurs de correction et le coefficient de variation associé).

En résumé, les tendances d'échouage ont été dégagées des données provenant des étiquettes satellites déployées sur 26 otaries de Californie mâles adultes entre 2014 et 2016 (tableau 1;

DeLong *et al.* 2017a). Les individus dans la zone d'étude à ce moment-là étaient encore en mue en novembre (une anomalie notée), de sorte que les premiers déploiements ont été retardés jusqu'en décembre. Le facteur de correction de décembre a ensuite été appliqué aux dénombrements de novembre pour cette étude, car il était prévu que le comportement d'échouage soit similaire pendant les deux mois.

Des facteurs de correction mensuels ont été appliqués aux dénombrements des otaries de Californie échouées observées lors des relevés de l'hiver 2020-2021 (tableau 1). Les facteurs de correction sont généralement constants sur l'ensemble des mois (plage de 2,08 à 2,70 et moyenne de 2,33), mais nous avons choisi d'appliquer les valeurs mensuelles, car elles peuvent refléter une variation prévisible du comportement jumelée à des changements dans l'exploitation des ressources au cours des mois d'hiver. Par exemple, les otaries de Californie passent systématiquement d'un régime alimentaire dominé par le saumon kéta à la fin de l'automne à un régime alimentaire principalement composé de hareng à la fin de l'hiver et au début du printemps (MPO, données inédites).

Les estimations mensuelles de l'abondance (N) sont calculées au moyen d'ajustements permettant de tenir compte des individus manqués :

$$(1) N = C * fc$$

où C représente le dénombrement corrigé en fonction des sites manqués (comme ci-dessus), fc représente le facteur de correction pour l'échouage, soit 1/proportion de temps que les individus passent échoués (P).

L'incertitude dans l'estimation de l'abondance (N) est liée à trois éléments : la variance due à l'erreur de dénombrement, la variance binomiale associée à P et l'incertitude concernant la valeur moyenne de P. Premièrement, nous présumons qu'une erreur normalement distribuée $\varepsilon \sim N(\mu = 0, \sigma_r^2)$ est ajoutée à la consignation de chaque dénombrement. Par conséquent, les dénombrements sont ajustés par une erreur multiplicative suivant une distribution log-normale (ce qui permet à l'erreur de devenir plus grande lorsque le nombre d'otaries présentes est plus grand) :

$$(2) \hat{N} = \frac{C}{P} \times \varepsilon \text{ avec } \varepsilon \sim \log N(\mu = 0, \sigma_r^2)$$

avec $M = e^{\mu + \sigma_r^2/2}$ comme moyenne et $V = (e^{\sigma_r^2} - 1)e^{2\mu + \sigma_r^2}$ comme variance.

Pour estimer σ_r^2 , nous avons utilisé la différence entre les dénombrements effectués par les deux lecteurs, qui elle-même peut être présumée suivre une distribution normale avec $ET_{diff}^2 = 2\sigma_r^2$. Par conséquent, nous estimons $\sigma_r^2 = ET_{diff}^2/2$ à partir des résidus observés entre les deux dénombrements et une ligne 1:1.

Deuxièmement, nous présumons que le nombre d'individus pouvant être dénombrés à un moment donné suit une distribution binomiale, qui a NP comme moyenne et NP(1-P) comme variance. Troisièmement, comme il existe une incertitude quant à la valeur de la proportion d'individus échoués, P devient une variable aléatoire avec une erreur normalement distribuée (ET_P) autour de son estimation ponctuelle $\hat{P}$. Les valeurs de $\hat{P}$ et $var(\hat{P}) = ET_P^2$ ont été estimées à partir d'une étude de télémétrie indépendante (DeLong *et al.* 2017a; tableau 1). Ici, ET_P représente l'écart-type de l'estimateur (c.-à-d. l'erreur type de la moyenne), qui tient compte du nombre d'individus marqués chaque mois et qui reflète le fait que la certitude entourant la proportion moyenne augmente avec la taille de l'échantillon.

Avec l'incertitude entourant P, l'estimateur de l'abondance devient $\hat{N} = C/\hat{P}$, lequel ne change pas l'estimation ponctuelle. Pour calculer la variance totale, nous utilisons l'approximation selon

la méthode delta décrite dans Thompson and Seber (1994). La pleine variance est donc calculée comme suit :

$$(3) \text{ var}(\hat{N}) \cong \hat{N}^2 \frac{V}{M^2} + \hat{N} \frac{1-\hat{P}}{\hat{P}} + \frac{\hat{N}^2}{\hat{P}^2} \text{ var}(\hat{P})$$

Les valeurs de $\hat{N}$, $\text{var}(\hat{P})$ et $\text{var}(\hat{N})$ ont été calculées pour chacun des relevés mensuels, en fonction de la variation de P entre les mois. Les intervalles de confiance ont été calculés au moyen du coefficient de variation et selon une distribution log-normale présumée pour $\hat{N}$.

Afin de fournir une seule estimation de l'abondance selon les relevés de l'hiver 2020-2021, la moyenne des estimations mensuelles de l'abondance a été calculée; une estimation moyenne globale de l'abondance et la variance connexe sont présentées.

Étant donné que presque tous les sites étudiés pendant l'hiver 2020-2021 ont aussi été étudiés pendant les hivers 2009-2010 (décembre et janvier) et 2017 (janvier et février), nous avons jugé que les relevés récents étaient comparables. Nous avons estimé l'abondance pour ces années comme il est indiqué ci-dessus. Toutefois, étant donné que les relevés effectués pendant l'hiver 2009-2010 ont ciblé des zones différentes en décembre et en janvier (avec un certain chevauchement), seules les données des sites pour lesquels il y avait plusieurs dénombrements ont été utilisées pour le calcul de la moyenne. Ensuite, les données de toutes les zones ont été compilées pour l'estimation de l'abondance à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique pour l'hiver 2009-2010. La valeur moyenne des relevés de 2020-2021 a été utilisée aux fins d'une comparaison avec les moyennes des relevés de 2017 et de 2009-2010.

PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

Des lignes directrices permettent de déterminer si un stock se prête à un cadre fondé sur des données abondantes ou limitées dans le contexte de l'application de l'approche de précaution (MPO 2018). Les données sur la population, c'est-à-dire celles provenant des relevés récents sur les otaries de Californie qui hivernent dans les eaux de la Colombie-Britannique, ont été jugées comme étant limitées aux fins de la présente étude; une approche fondée sur le PBP a donc été sélectionnée (MPO 2018). Le prélèvement biologique potentiel (PBP) a donc été calculé comme suit :

$$(1) PBP = 0,5 \cdot R_{\max} \cdot f \cdot N_{\min}$$

où $R_{\max}$ est le taux maximal d'augmentation de la population (il a été fixé à la valeur par défaut de 12 % pour les pinnipèdes, d'après Wade and Angliss 1997 et NMFS 2016), f est un facteur de rétablissement (il a été fixé à 1, d'après MPO 2018) et $N_{\min}$ est la taille estimée de la population fondée sur le 20^e centile de la distribution log-normale de l'estimation la plus récente de la population (Wade 1998).

Étant donné que les otaries de Californie forment une population transfrontalière, le PBP annuel total pour la proportion de la population qui passe l'hiver en Colombie-Britannique a été ajusté à la proportion estimée de l'année passée dans les eaux canadiennes du Pacifique (Wade and Angliss 1997; Gavrilchuk et Doniol-Valcroze 2021). Les otaries de Californie commencent à arriver dans les eaux canadiennes en août et elles les quittent au plus tard en mai, mais un séjour moyen de sept mois (d'octobre à la fin avril) a été utilisé pour représenter la période pendant laquelle la majorité d'entre elles sont présentes en Colombie-Britannique (Gearin *et al.* 2017). En l'absence de données actuelles et précises sur la durée du séjour des otaries de Californie en Colombie-Britannique, nous avons considéré qu'il s'agissait d'une estimation prudente et conservatrice de cette durée. La proportion de l'année utilisée était donc de 57,55 % (ou 210 jours sur 365).

À titre de comparaison, une deuxième estimation du PBP a été calculée en fonction du PBP annuel publié pour la population des États-Unis pendant la période de reproduction (c.-à-d. 14 011 individus d'après l'évaluation présentée dans Caretta *et al.* [2021]), ajusté selon la proportion de la population qui passe l'hiver en Colombie-Britannique (c.-à-d. la moyenne de N estimée ici divisée par le total de la population des États-Unis qui se chiffre à 257 606 individus) et le temps passé dans les eaux canadiennes du Pacifique (7 mois).

RÉSULTATS

COUVERTURE ET RÉPARTITION DES RELEVÉS

Les relevés ont été effectués en trois jours, à l'exception du relevé de février, qui s'est déroulé sur quatre jours. Toutes les échoueries d'otaries précédemment documentées ont été étudiées lors des relevés de l'hiver 2020-2021 (figure 3). Au total, deux sites ont été ajoutés; des otaries échouées y ont été observées, alors que seules des otaries en mer y avaient été documentées auparavant. Aucun autre nouveau site n'a été découvert.

En moyenne, 51 % des individus ont été observés dans la région de la a, 48,6 % dans la région du Pacifique et moins de 0,4 % dans la région du détroit de la Reine-Charlotte, mais une redistribution des individus entre les sites et les régions a été constatée tout au long des mois d'hiver (figure 4). Les individus semblent s'être rassemblés progressivement au fil de l'hiver, de grands groupes ayant été observés en mars sur les rochers Perez, situés sur la côte ouest de l'île de Vancouver, et les estacades flottantes dans le détroit de Georgia. Par exemple, la proportion globale des otaries utilisant les cinq sites les plus peuplés a augmenté progressivement de 62 % en novembre (3 735 sur 6 034), à 74 % en janvier (4 006 sur 5 387) et à 83 % en mars (5 114 sur 6 158).

DÉNOMBREMENTS ET ABONDANCE ESTIMÉE

Entre 5 387 et 6 158 otaries de Californie ont été dénombrées chaque mois au cours des relevés effectués de novembre à mars (tableau 2). Il y a eu une certaine variation des dénombrements d'un mois à l'autre, en particulier entre les régions du Pacifique et de la mer des Salish, mais les dénombrements totaux ont été assez stables avec une différence maximale de 12,5 % entre les mois.

La transformation logarithmique des dénombrements d'otaries de Californie effectués par les lecteurs a révélé une forte corrélation, R^2 se chiffrant à 0,997 (figure 5). Les écarts les plus importants entre les dénombrements étaient attribuables à une identification différente des espèces et à la capacité de distinguer les individus dans les grands groupes présents à un site particulier. Le coefficient de variation pour l'erreur de dénombrement était de 0,16, celui pour la distribution binomiale pour chaque mois variait de 0,0091 à 0,011 et celui pour l'incertitude entourant la proportion moyenne d'individus échoués pour chaque mois variait de 0,073 à 0,110.

Les estimations mensuelles ajustées de l'abondance des otaries de Californie présentes en Colombie-Britannique pendant l'hiver 2020-2021 ont varié entre 12 829 et 14 559 individus, et l'abondance totale moyenne a été estimée à 13 575 individus (intervalle de confiance à 95 % de 11 284 à 16 874; tableau 3; figure 6). Le coefficient de variation pour l'abondance mensuelle pendant les relevés de l'hiver 2020-2021 a varié entre 0,175 et 0,194.

Lors du relevé effectué à la fin janvier et au début de février 2017, 4 701 otaries de Californie échouées avaient été dénombrées et leur abondance avait été estimée à 11 783 individus (intervalle de confiance à 95 % de 9 897 à 14 029). La compilation des données provenant de

relevés partiels effectués de janvier 2009 à janvier 2010 a révélé un total de 1 685 otaries de Californie échouées et une abondance estimée à 4 179 individus (intervalle de confiance à 95 % de 3 567 à 4 896; figure 7).

PRÉLÈVEMENT BIOLOGIQUE POTENTIEL (PBP)

La valeur de N_{MIN} a été calculée à partir de l'estimation de l'abondance moyenne de l'espèce dans les eaux de la Colombie-Britannique et de la variance moyenne associée; elle a été établie à 12 539 individus. Avec un facteur de rétablissement de 1 et la valeur par défaut de 12 % pour R_{MAX} , le PBP annuel pour la population d'otaries de Californie qui hiverne en Colombie-Britannique a été estimé à 752 individus. Après son ajustement en fonction de la proportion de l'année passée dans les eaux canadiennes du Pacifique en Colombie-Britannique (temps de séjour moyen estimé à 210 jours), le PBP annuel a été établi à 433 individus.

La deuxième estimation s'est chiffrée à 425 individus; elle repose sur le PBP annuel de 14 011 individus publié pour la population des États-Unis en période de reproduction (Caretta et al. 2021), qui a été ajusté selon la proportion de la population qui passe l'hiver dans les eaux canadiennes du Pacifique en Colombie-Britannique et le temps de séjour.

DISCUSSION

COUVERTURE ET RÉPARTITION DES RELEVÉS

Des relevés réalisés précédemment dans les eaux de la Colombie-Britannique et des États-Unis ont indiqué que la grande variabilité de la répartition et de l'abondance à l'échelle locale au cours des mois d'hiver pourrait être un facteur important à prendre en compte lors de la détermination de l'abondance totale de la population présente en hiver (figure 1, DeLong et al. 2017a; Lowry et al. 2017). Des relevés mensuels ont donc été effectués en hiver afin d'appuyer les estimations de l'abondance et de saisir les arrivées et les départs potentiels des individus dans les eaux de la Colombie-Britannique. Il n'a pas été possible d'établir des facteurs de correction dérivés de relevés par télémétrie menés en automne parce qu'il s'agit de la période de mue, ce qui a limité la valeur des relevés d'automne pour l'estimation de la population. Nous n'avons donc pas entrepris de relevé pendant l'automne 2020. La portée géographique du relevé a été limitée au sud de la Colombie-Britannique d'après le poids des données probantes issues de relevés menés précédemment dans la province et de rapports publiés en Alaska; peu d'individus (0 à 7 % lors des relevés précédents) ont été observés au nord de l'île de Vancouver.

La couverture du littoral a été incomplète lors des relevés des otaries réalisés de 2009 à 2017, mais l'ensemble du littoral et des échoueries possibles a été étudié pendant les relevés du phoque commun du Pacifique qui couvraient environ 90 % de la côte (Majewski et Ellis 2022, MPO 2022, Tucker et al., sous presse). Les nouvelles échoueries observées sont consignées et vérifiées lors des relevés subséquents des otaries, et des experts locaux (notamment les observateurs qui participent aux relevés aériens du hareng en période de fraie et les pêcheurs interrogés) sont consultés avant (et pendant) les relevés de façon à inclure les échoueries émergentes ou temporaires. Des données provenant de relevés antérieurs et d'études sur les déplacements indiquent que le comportement d'échouage semble être largement habituel, les otaries de Californie utilisant les mêmes échoueries au fil du temps, souvent en association avec des otaries de Steller, lesquelles font l'objet de relevés plus fréquents (Gearin et al. 2017).

Les otaries de Californie qui hivernent en Colombie-Britannique sont réparties entre les régions du Pacifique et de la mer des Salish, avec une certaine redistribution entre ces régions tout au long des mois d'hiver; un petit nombre d'individus a été observé dans le détroit de la Reine-

Charlotte ces dernières années (figures 6 et 7). Dans ces deux régions principales, les individus semblent s'être progressivement regroupés dans certains sites au cours de l'hiver (figure 4). Ce comportement semble correspondre aux principaux lieux de fraie du hareng dans le détroit de Georgia et sur la côte ouest de l'île de Vancouver à la fin de l'hiver (MPO 2021). L'arrivée d'individus dans la région du détroit de la Reine-Charlotte de décembre à février a probablement coïncidé avec les montaisons de saumons kétas dans la région.

Les otaries de Californie sont plus souvent associées à des infrastructures telles que des quais, des estacades flottantes et des cages de conchyliculture que les otaries de Steller. Certains des changements dans l'utilisation de sites précis au fil du temps dans la zone de notre étude semblent être liés à des changements dans l'emplacement et la disponibilité des infrastructures (p. ex. la structure dans la baie Fanny a été enlevée, et l'emplacement et la taille des estacades flottantes ont changé à plusieurs sites).

ABONDANCE ESTIMÉE

L'abondance mensuelle totale des otaries de Californie a peu varié au cours des relevés de l'hiver 2020-2021; l'abondance maximale estimée a été enregistrée en janvier (14 559 individus) et l'abondance lors des autres mois était inférieure de 4 à 12 % (tableau 3, figure 6). La stabilité relative de l'abondance au cours des mois étudiés donne à penser que la plupart des individus étaient arrivés dans les eaux canadiennes du Pacifique en novembre et qu'ils y sont restés au moins jusqu'en mars. D'après les données issues de l'étude par télémétrie satellitaire réalisée par l'État de Washington voisin, plus de la moitié des mâles marqués en décembre avaient commencé à sortir des eaux intérieures des États-Unis en janvier. Ils se sont ensuite dirigés vers le sud jusqu'en Oregon ou vers le nord jusqu'en Colombie-Britannique (27 % des individus), ou encore ils ont passé du temps au large. Ainsi, des individus franchissent encore les frontières entre les états et les pays au milieu de l'hiver, ces déplacements à petite échelle semblant se stabiliser avant la fin de janvier (DeLong *et al.* 2017a). Les données de ces études par marquage menées aux États-Unis représentent un éventail de comportements de recherche de nourriture dans des habitats pertinents qui sont également présents dans la zone de notre étude (c.-à-d. les eaux intérieures de la mer des Salish et les eaux exposées du Pacifique Nord). Nous considérons donc qu'elles sont directement applicables à notre étude.

Les facteurs de correction mensuels utilisés lors de cette étude ont varié entre 2,08 et 2,70, la moyenne étant de 2,3 (tableau 1 dans DeLong *et al.* 2017a). Il convient de noter que le facteur de correction le plus élevé (2,70, en janvier) correspondait au dénombrement mensuel le plus faible. Les données des études par marquage indiquent que, pendant cette période, un plus grand nombre d'individus pourraient parcourir de plus longues distances entre des échoueries. Ce facteur de correction élevé pourrait donc refléter fidèlement un changement à court terme dans le comportement hivernal, alors que moins d'individus échoués sont observables. Il est également intéressant de noter que le facteur de correction mensuel moyen (2,30) utilisé dans cette étude était similaire au facteur de correction de 2,43 établi par Olesiuk (2018) pour les otaries de Steller, d'après la proportion estimée d'otaries de Steller échouées observables entre 10 h et 18 h pendant les relevés d'hiver. Cela donne à penser que les deux espèces présentent un comportement d'échouage semblable en hiver et que les relevés d'hiver standardisés de l'otarie de Steller pourraient également permettre d'estimer la population d'otaries de Californie présente dans les eaux canadiennes du Pacifique, puisque toutes les échoueries connues d'otaries sont ciblées.

L'erreur entre les lecteurs s'est avérée faible; en effet, l'erreur associée aux dénombrements eux-mêmes était attribuable à des différences dans le nombre total d'otaries ou à une erreur potentielle dans la distinction entre les otaries de Steller et les otaries de Californie présentes en même temps sur les échoueries pendant les relevés d'hiver (figure 5). Le principal facteur à

l'origine de l'erreur entre les lecteurs était l'identification des espèces sur les photos où la densité des otaries était faible. Il existe également une incertitude quant à la façon exacte d'estimer l'erreur entre les lecteurs, que ce soit à l'échelle d'une photo (méthode suivie pour le présent rapport) ou à l'échelle légèrement plus grande d'une échouerie (méthode pouvant nécessiter plusieurs photos pour une couverture complète).

Il est possible que des individus n'aient pas été recensés pendant les relevés en raison de la grande mobilité des otaries et de leur répartition étroitement liée à la disponibilité de leurs proies principales (notamment le hareng, le saumon et l'eulakane), qui dépend elle-même des conditions climatiques et océaniques et qui est très dynamique dans le temps et l'espace (Robinson *et al.* 2018, Weise and Harvey 2008, Lowry *et al.* 2017). Le déploiement d'autres étiquettes satellites pour suivre les déplacements d'individus pourrait révéler d'importantes aires d'hivernage qui ne font actuellement l'objet d'aucun relevé. Il est également recommandé de consulter régulièrement les observateurs locaux sur toute la côte.

TENDANCES RÉCENTES

Des otaries de Californie (principalement des mâles subadultes et adultes) ont commencé à être observées régulièrement au large du sud de l'île de Vancouver dans les années 1960, et elles sont dénombrées lors des relevés aériens standardisés les ciblant que le MPO effectue depuis le début des années 1970. Les dénombrements provenant de ces relevés sont passés de moins de 500 individus au début des années 1970 à plus de 4 500 individus au milieu des années 1980 (Bigg 1985). Même si l'espèce a continué à étendre son aire de répartition vers le nord, les dénombrements sont passés d'une moyenne d'environ 2 600 individus dans les années 1980 à environ 1 600 individus dans les années 2000, la plupart des déclinés étant constatés le long de la côte sud-ouest de l'île de Vancouver (Olesiuk, en préparation)¹. Les dénombrements sont demeurés faibles jusqu'à ce qu'un nombre exceptionnellement élevé d'otaries de Californie soit observé lors des relevés d'automne effectués le long de la côte sud-ouest de l'île de Vancouver en 2008 (environ 3 000 individus) et en 2012 (près de 10 000 individus; figure 1; Olesiuk, en préparation²). Les causes sous-jacentes restent incertaines, mais cette augmentation pourrait avoir été causée par des changements dans la disponibilité de la nourriture en raison de changements dans les processus océanographiques (réchauffement des températures de la surface de la mer et diminution correspondante de la disponibilité des principales proies de l'espèce dans la partie sud de son aire de répartition). Par exemple, le nombre d'anchois du Pacifique et de sardines du Pacifique a diminué considérablement dans les eaux du système du courant de Californie en 2008 et 2009, et il est demeuré faible jusqu'à récemment ([California Current IEA Indicators | Integrated Ecosystem Assessment \[Noaa.gov\]](#); en anglais seulement). Il est également possible que des processus dépendants de la densité se soient produits dans les eaux des États-Unis lorsque la population reproductrice a atteint sa capacité de charge 2008 (Laake *et al.* 2018), poussant un plus grand nombre de mâles à chercher de la nourriture au nord.

Les résultats de cette étude confirment que l'abondance et la répartition des otaries de Californie dans les eaux canadiennes du Pacifique ont considérablement augmenté depuis l'hiver 2009-2010. L'abondance moyenne estimée à partir des relevés de l'hiver 2020-2021

¹ Olesiuk, P.F. En préparation. État des otaries (*Eumetopias jubatus* et *Zalophus californianus*) qui passent l'hiver au large du sud de l'île de Vancouver. Document de travail inédit du CNEPMM.

² Olesiuk, P.F. En préparation. État des otaries (*Eumetopias jubatus* et *Zalophus californianus*) qui passent l'hiver en Colombie-Britannique. Document de travail inédit du CNEPMM.

(13 575 individus) est le triple de celle estimée à partir des relevés de l'hiver 2009-2010. Nous reconnaissons que les relevés de 2009-2010 ne sont peut-être pas entièrement comparables aux relevés subséquents parce qu'il s'agissait d'une compilation des données provenant de relevés partiels effectués au cours de deux hivers, mais nous demeurons confiants quant à l'ampleur approximative de la hausse observée entre 2009 et l'hiver 2020-2021. Si la population d'otaries de Californie des États-Unis est restée stable depuis 2009 (Laake *et al.* 2018), c'est plus de 5,3 % de la population totale qui a passé l'hiver 2020-2021 dans les eaux canadiennes comparativement à 4,6 % en 2017 et à 1,5 % en 2009-2010.

La taille de la population totale semble s'être stabilisée au cours des dernières années, mais des déclin pourraient se produire dans le stock des États-Unis en raison de la diminution de la survie attribuable aux répercussions des changements de la température de la surface de la mer sur la disponibilité des proies (DeLong *et al.* 2017b). Le stock n'a malheureusement pas été évalué depuis 2014, mais la proportion supérieure de mâles hivernant dans les eaux canadiennes du Pacifique pourrait être liée aux changements dans la disponibilité des proies ailleurs dans l'aire de répartition de l'espèce (Lowry *et al.* 2022).

Les otaries de Californie sont très mobiles; elles se déplacent beaucoup en dehors de la saison de reproduction et leur répartition est considérée comme étant fortement influencée par la disponibilité des proies. L'espèce est connue pour être un prédateur généraliste qui a démontré sa capacité à adapter son régime alimentaire sur des périodes courtes (saisons) et longues (décennies) en réponse à des changements dans la disponibilité de ses proies primaires ou de prédilection (Lowry *et al.* 2022). L'augmentation du nombre d'individus observés en hiver dans la mer des Salish en 2017 et 2021 par rapport à 2009 et 2010 pourrait donc être attribuable à l'augmentation de la biomasse reproductrice du stock de hareng du détroit de Georgia, qui a atteint des sommets au cours des dernières années (Boldt *et al.* 2022).

Il convient de noter que l'incertitude est plus grande pour les estimations de l'abondance en hiver qu'en été parce que les individus sont plus mobiles et plus largement dispersés entre les sites et que des facteurs de correction supérieurs sont nécessaires pour tenir compte des individus en mer qui n'ont donc pas été observés au cours des relevés. Une incertitude demeure quant à l'application de facteurs de correction établis à partir d'individus capturés dans l'État de Washington entre 2014 et 2016 à des individus ayant passé l'hiver en Colombie-Britannique de 2009 à 2021, puisque le comportement peut varier selon les sites d'alimentation fréquentés et d'une année à l'autre.

Dans les eaux de la Colombie-Britannique, les otaries de Californie coexistent avec les otaries de Steller, dont la population de l'Est se reproduit dans une plus grande variété d'échoueries, de la Californie à l'Alaska. Un chevauchement important des niches alimentaires de ces deux espèces a été constaté dans l'État de Washington voisin (Scordino *et al.* 2022; Trzcinski *et al.*, données inédites). Étant donné que les deux espèces partagent de nombreuses échoueries dans le sud de la Colombie-Britannique et qu'elles se nourrissent toutes les deux principalement de harengs et de saumons en hiver (MPO, données inédites), l'otarie de Steller est un concurrent potentiellement important de l'otarie de Californie pour l'espace et les proies. Cette étude corrobore les données indiquant une évolution continue de la répartition hivernale de l'otarie de Californie dans les eaux canadiennes du Pacifique ainsi qu'une forte augmentation du nombre de mâles hivernant dans les régions de la mer des Salish et du Pacifique.

La stabilité générale des dénombrements et de l'abondance estimée entre novembre et mars donne à penser qu'il n'est pas nécessaire d'effectuer des relevés mensuels tout au long de l'hiver. À l'avenir, pour estimer l'abondance des otaries de Californie qui passent l'hiver dans les eaux canadiennes du Pacifique tout en tenant compte des changements continus dans leur

répartition, il est recommandé de réaliser un relevé d'hiver sur toute la côte de la Colombie-Britannique (idéalement combiné à des études sur les déplacements des individus).

PBP POUR LA POPULATION PRÉSENTE EN HIVER

D'après les estimations de l'abondance issues des relevés de l'hiver 2020-2021 et ajustées selon la proportion de l'année passée en Colombie-Britannique, le PBP pour les otaries de Californie qui ont passé l'hiver 2020-2021 dans les eaux canadiennes du Pacifique a été établi à 433 individus. Il a été déterminé qu'un facteur de rétablissement de 1 était le plus approprié pour cette population en raison de son abondance globale, de sa stabilité ainsi que des séries chronologiques et des données démographiques accessibles pour la population des États-Unis (MPO 2018, Laake *et al.* 2018, Lowry *et al.* 2017, Caretta *et al.* 2022).

Il existe une incertitude quant à l'état actuel et aux tendances de l'ensemble de la population, car la plus récente évaluation pendant la saison de reproduction reposait sur les données de 1975 à 2014. Une proportion du stock d'otaries de Californie des États-Unis, surtout des mâles, passe une bonne partie de l'année dans les eaux canadiennes. Le PBP a pour objectif de tenir compte de tous les prélèvements (sites d'aquaculture, prises accessoires, récolte, etc.). Une approche idéale pour cette population transfrontalière serait donc d'établir un PBP total et de veiller à ce que la somme des prélèvements des deux pays ne le dépasse pas. Autrement dit, la répartition s'appliquerait aux prélèvements et non au PBP. Toutefois, nous n'avons connaissance d'aucune initiative visant à examiner et à gérer les stocks d'otaries (tant de Steller que de Californie) de manière transfrontalière. Ici, nous avons essentiellement présenté un PBP pour la Colombie-Britannique fondé sur l'abondance des individus qui passent l'hiver au Canada et un PBP « unifié », c'est-à-dire le PBP établi par la NOAA réparti en fonction de la proportion de la population totale qui est présente au Canada au cours de l'année. Les deux approches de calcul ont abouti à des PBP similaires. Toutefois, comme les PBP présentés ici pour les eaux canadiennes se rapportent uniquement aux mâles, il s'agit d'estimations plus prudentes.

Il existe également une incertitude considérable quant au temps que les individus, en particulier les mâles, passent dans les eaux canadiennes. Le temps de séjour a un effet direct sur l'estimation du PBP. Il est nécessaire de mieux documenter les arrivées et les départs des otaries de Californie afin de mieux déterminer le nombre de jours que passe en Colombie-Britannique ce segment de la population transfrontalière, peut-être grâce à un suivi accru des nouvelles observations d'individus marqués ou à une surveillance générale des échoueries et à de nouvelles études par marquage à l'aide d'étiquettes satellites.

Il convient de noter que le PBP unifié, bien qu'il soit calculé selon une méthode potentiellement plus intégrée et plus responsable, est fortement désavantagé à l'heure actuelle, étant donné que le stock n'a pas été évalué depuis 2014. Le PBP changera avec les mises à jour de l'état du stock et de la tendance actuelle pour la population des États-Unis.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Michael Bigg (Ph. D.) et Peter Olesiuk d'avoir établi les relevés standardisés des otaries utilisés pour la présente évaluation, ainsi que Steve Jeffries et Scott Pearson du Washington Department of Fish and Wildlife d'avoir fourni des conseils sur la conception des relevés et les facteurs de correction. Nous remercions aussi Brian Gisborne, Brian Congdon, Jackie Hildering, Graeme Ellis et John Ford d'avoir fourni leurs observations inestimables. Enfin, nous remercions le Centre d'expertise virtuel sur les mammifères marins et le Programme des espèces en péril du MPO d'avoir fourni des fonds pour la réalisation des relevés et des analyses subséquentes. Pour conclure, ces relevés ne seraient pas les mêmes

sans le dévouement et l'expertise de Louis Rouleau, qui assure notre sécurité en vol dans des conditions souvent difficiles.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Batten, S. D., and Freeland, H. J. 2007. Plankton populations at the bifurcation of the North Pacific Current. *Fish. Oceanogr.* 16(6): 536–546.
- Batten, S. D., David Hyrenbach, K., Sydeman, W. J., Morgan, K. H., Henry, M. F., Yen, P. P. Y., and Welch, D. W. 2006. Characterising meso-marine ecosystems of the North Pacific. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 53(3–4): 270–290.
- Bigg, M.A. 1985. Status of the Steller Sea Lion (*Eumetopias jubatus*) and California Sea Lion (*Zalophus californianus*) in British Columbia. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 77: 20 p.
- Boldt, J.L., Joyce, E., Tucker, S., and Gauthier, S. (Eds.). 2022. State of the physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2021. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3482: vii + 242 p.
- Brown, R.F., Wright, B.E., Tennis, M.J., and Jeffries, S. 2020. California sea lion (*Zalophus californianus*) monitoring in the Lower Columbia River, 1997–2018. *Northwest Nat.* 101:92–103.
- Carretta, J. V., Oleson, E. M., Forney, K. A., Muto, M. M., Weller, D. W., Lang, A. R., Baker, J., Hanson, B., Orr, A. J., Barlow, J., Moore, J. E. and Brownell Jr., R.L. 2022. US Pacific marine mammal stock assessments: 2021. US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-663.
- Costa, D. P., Kuhn, C., and Weise, M. 2007. Foraging Ecology of the California Sea Lion: Diet, Diving Behavior, Foraging Locations, and Predation Impacts on Fisheries Resources. CA Sea Grant Final Report.
- Daniel, R.G. 2003. The timing of moulting in wild and captive Steller Sea Lions (*Eumetopias jubatus*). MSc. Thesis University of British Columbia.
- Delong, R. L., Melin, S. R., Harris, J. D., Gearin, P., Orr, A. J., Laake, J. L., Jeffries, S., Lambourn, D., and Oliver, J. 2017a. Satellite Tag Tracking and Behavioral Monitoring of Male California Sea Lions in the Pacific Northwest to Assess Haul-out Behavior on Puget Sound Navy Facilities and Foraging Behavior in Marine Navy Testing and Training Areas. Final Report submitted to US Navy in support of 2017 Annual Pacific Marine Species Monitoring Report.
- Delong R., Melin S., Laake J., Morris P., Orr A., and Harris, J. 2017b. Age and sex-specific survival of California Sea Lions (*Zalophus californianus*) at San Miguel Island, California. *Mar. Mamm. Sci.* 33:1097–1125.
- Edgell, T. C., and Demarchi, M. W. 2012. California and Steller Sea Lion use of a major winter haulout in the Salish Sea over 45 years. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 467: 253–262.
- Gavrillchuk, K. et Doniol-Valcroze, T. 2021. Évaluation du potentiel de rétablissement de la baleine grise (*Eschrichtius robustus*) : groupe s'alimentant sur la côte du pacifique et population du Pacifique Ouest dans les eaux canadiennes. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/020. v + 58 p.
- Gearin, P. J., Melin, S. R., Delong, R. L., Gosh, M. E., and Jeffries, S. J. 2017. Migration patterns of adult male California Sea Lions (*Zalophus californianus*). U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-AFSC-346, 29 p.
- Hickey, B. M., and Banas, N. S. 2008. Why is the northern end of the California Current System so productive? *Oceanogr.* 21(4): 90–107.

-
- Kuhn, C.E. and Costa, D.P. 2014. Interannual variation in the at sea behavior of California Sea Lions (*Zalophus californianus*). Mar. Mamm. Sci. 30:1297–1319.
- Laake, J.L., Lowry, M.S., Delong, R.L., Melin, S.R., and Carretta, J.V. 2018. Population growth and status of California Sea Lions. J. Wildl. Manage. 82:583–595.
- Lowry, M.S., Melin, S.R., and Laake, J.L. 2017. Breeding season distribution and population growth of California Sea Lions, *Zalophus californianus*, in the United States during 1964–2014. NOAA Tech Mem NOAA-TM-NMFS-SWFSC-574.
- Lowry, M.S., Nehasil, S.E., and Moore, J.E. 2022. Spatio-temporal diet variability of the California Sea Lion *Zalophus californianus* in the southern California Current Ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 692:1-21.
- Mackas, D. L., Peterson, W. T., and Zamon, J. E. 2004. Comparisons of interannual biomass anomalies of zooplankton communities along the continental margins of British Columbia and Oregon. Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 51(6–9): 875–896.
- 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.
- Majewski, S., Szaniszló, W., Nordstrom, C.A., Abernethy, R.M. et Tucker, S. 2024. Abondance et répartition de l'otarie de Steller (*Eumetopias jubatus*) en Colombie-Britannique : Mise à jour d'après les relevés aériens de 2016-2017. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/047. iv + 30 p.
- Maniscalco, J.M., Wynne, K., Pitcher, K.W., Hanson, M.B., Melin, S.R., and Atkinson, S. 2004. The occurrence of California Sea Lions (*Zalophus californianus*) in Alaska. Aqu. Mamm. 30:427–433.
- Melin, S. R., DeLong, R.L., Thomason, J.R. and VanBlaricom, G. R. 2000. Attendance patterns of California Sea Lion (*Zalophus californianus*) females and pups during the nonbreeding season at San Miguel Island. Mar. Mamm. Sci. 16:169–185.
- Melin S.R., Orr A.J., Harris J.D., Laake J.L., and DeLong, R.L. 2012. California Sea Lions: an indicator for integrated ecosystem assessment of the California Current System. CCOFI Rep 53:140–152.
- MPO. 2018. Avis sur le prélèvement de béluga (*Delphinapterus leucas*) dans l'est et l'ouest de la baie d'Hudson. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2018/008.
- MPO. 2021. Mise à jour de l'état des stocks avec application des procédures de gestion pour le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) en Colombie-Britannique : état en 2021 et prévisions pour 2022. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/039.
- MPO. 2022. Évaluation des stocks de phoque commun du Pacifique (*Phoca vitulina richardsi*) au Canada en 2019. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/034.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2016. Guidelines for preparing stock assessment reports pursuant to the 1994 amendments to the *Marine Mammal Protection Act*. 23 p.
- Olesiuk, P.F. 2018. Recent trends in Abundance of Steller Sea Lions (*Eumetopias jubatus*) in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/006. v + 67 p.
-

-
- Orsi, J. A., Harding, J. A., Pool, S. S., Brodeur, R. D., Haldorson, L. J., Murphy, J., Moss, J., Farley, E. Jr., Sweeting, R., Morris, J., Trudel, M., Beamish, R., Emmett, R., and Fergusson, E. 2007. Epipelagic Fish Assemblages Associated with Juvenile Pacific Salmon in Neritic Waters of the California Current and the Alaska Current. *Am. Fish. Soc. Sym.* 57:105–155.
- Robinson, H., Thayer, J., Sydeman, W. J., and Weise, M. 2018. Changes in California Sea Lion diet during a period of substantial climate variability. *Mar. Biol.* 165(10):169.
- Rubidge, E., Gale, K.S.P., Curtis, J.M.R., McClelland, E., Feyrer, L., Bodtke, K., and Robb, C. 2016. Methodology of the Pacific Marine Ecological Classification System and its Application to the Northern and Southern Shelf Bioregions. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/035. xi + 124 p.
- Schramm, Y., Mesnick, S.L., de la Rosa, J., Palacios, D.M., Lowry, M.S. Aurióles-Gamboa, D.Snell, H.M., and Escorza-Treviño, S. 2009. Phylogeography of California and Galapagos sea lions and population structure within the California Sea Lion. *Mar. Biol.* 156:1375-1387.
- Scordino, J. J., Akmajian, A. M. and Edmondson, S. L. 2022. Dietary niche overlap and prey consumption for the Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) and California sea lion (*Zalophus californianus*) in northwest Washington during 2010–2013. *Fish. Bull.* 120:39–54.
- Thompson S.K, Seber G.A. 1994. Detectability in conventional and adaptive sampling. *Biometrics.* 1:712-24.
- Tucker, S., Majewski, S., Nordstrom, C., Trzcinski, M.K. et Doniol-Valcroze, T. Sous presse. Évaluation de l'état de la population et prélèvement biologique potentiel (PBP) pour le phoque commun du Pacifique (*Phoca vitulina richardsi*) dans les eaux canadiennes du Pacifique. *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.*
- Wade, P. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mamm. Sci.* 14:1-37.
- Wade, P.R. and Angliss, R.P. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: Report of the GAMMS workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-12. Available from Office of Protected Resources, MFS, Silver Spring, MD. 93 p.
- Weise, M. J., and Harvey, J. T. 2008. Temporal variability in ocean climate and California Sea Lion diet and biomass consumption: Implications for fisheries management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 373:157–172.
- Wells, B. K., Grimes, C. B., Sneva, J. G., McPherson, S., and Waldvogel, J. B. 2008. Relationships between oceanic conditions and growth of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from California, Washington, and Alaska, USA. *Fish. Oceanogr.* 17(2):101–125.
- Wright, B.E., Tennis, M.J., and Brown, R.F. 2010. Movements of male California Sea Lions captured in the Columbia River. *Northwest Sci.* 84:60–72.

TABLEAUX

Tableau 1. Résumé montrant la proportion de temps que les individus étiquetés par le Washington Department of Fish and Wildlife ont passé échoués (adapté de DeLong et al. 2017a, tableau 2).

Remarque : Une erreur de programmation a entraîné une baisse du nombre d'étiquettes en mars.

ID de l'individu	Déc. n = 15	Janv. n = 18	Févr. n = 24	Mars n = 5
ZC2014PSM1	0,40	0,19	0,30	0,40
ZC2014PSM10	-	0,40	0,26	-
ZC2014PSM11	-	0,70	0,69	-
ZC2014PSM16	-	0,50	0,51	0,59
ZC2014PSM2	0,46	0,53	0,39	0,54
ZC2014PSM3	0,46	0,36	0,52	-
ZC2014PSM4	0,45	0,52	-	-
ZC2014PSM5	0,57	0,41	0,37	0,41
ZC2014PSM6	0,25	0,44	0,44	0,46
ZC2014PSM7	0,60	0,41	0,40	-
ZC2014PSM8	0,44	0,53	0,32	-
ZC2014PSM9	0,41	0,17	-	-
ZC2015PSM17	0,09	0,29	0,28	-
ZC2015PSM18	0,74	0,18	0,33	-
ZC2015PSM19	0,86	0,27	0,29	-
ZC2015PSM20	0,18	0,19	0,51	-
ZC2015PSM21	0,53	0,35	0,41	-
ZC2015PSM22	0,53	0,16	0,36	-
ZC2015PSM23	-	-	0,52	-
ZC2015PSM24	-	-	0,43	-
ZC2015PSM25	-	-	0,20	-
ZC2015PSM26	-	-	0,50	-
ZC2015PSM27	-	-	0,33	-
ZC2015PSM28	-	-	0,33	-
ZC2015PSM29	-	-	0,89	-
ZC2015PSM30	-	-	0,52	-
Moyenne	0,46	0,37	0,42	0,48

Tableau 2. Otaries de Californie échouées dénombrées lors des relevés de l'hiver 2020-2021, par région.

Région	NOV.	DÉC.	JANV.	FÉVR.	MARS
Détroit de la Reine-Charlotte	0	40	24	43	0
Mer des Salish	2 837	4 357	3 498	2 782	3 464
Pacifique	3 192	1 759	1 865	3 054	2 694
Total	6 029	6 156	5 387	5 879	6 158

Tableau 3. Abondance estimée des otaries de Californie par région et pour l'ensemble de la Colombie-Britannique d'après les relevés aériens effectués entre novembre 2020 et mars 2021. Les intervalles de confiance à 95 % sont indiqués entre parenthèses.

Région	NOV.	DÉC.	JANV.	FÉVR.	MARS
Détroit de la Reine-Charlotte	0	87 (67 à 112)	65 (51 à 82)	102 (86 à 121)	0
Mer des Salish	6 167 (4 821 à 7 890)	9 472 (7 405 à 12 116)	9 453 (7 586 à 11 780)	6 624 (5 635 à 7 787)	7 217 (6 076 à 8 571)
Pacifique	6 939 (5 425 à 8 877)	3 824 (2 989 à 4 892)	5 041 (4 045 à 6 282)	7 271 (6 186 à 8 548)	5 613 (4 725 à 6 667)
C.-B.	13 107 (8 541 à 20 112)	13 383 (8 721 à 20 535)	14 559 (9 621 à 22 030)	13 998 (9 506 à 20 612)	12 829 (8 677 à 18 969)

FIGURES

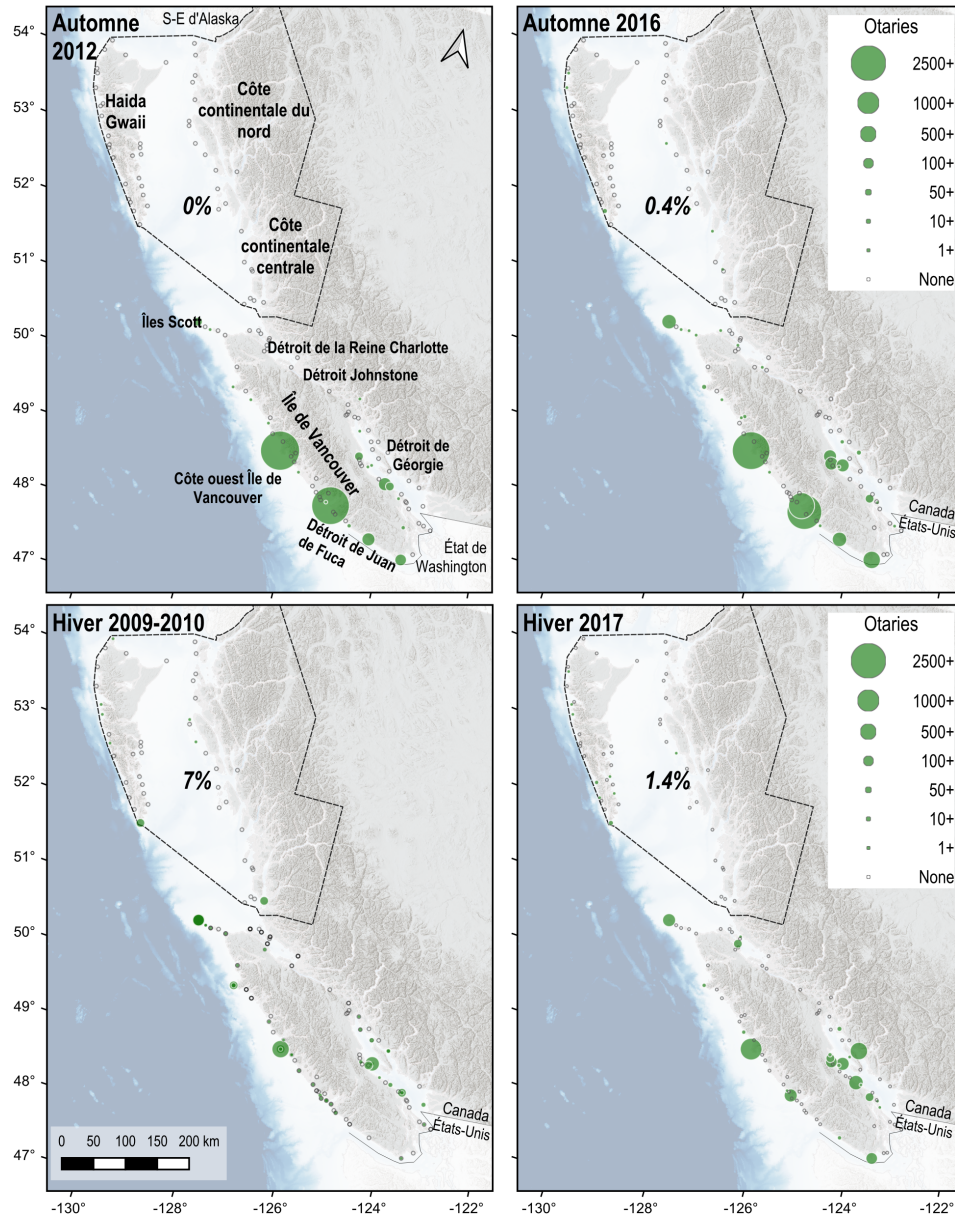


Figure 1. Répartition des otaries de Californie observées lors des relevés effectués en dehors de la saison de reproduction sur l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique entre 2009 et 2017 : a) automne 2012; b) automne 2016; c) hiver 2009-2010; d) hiver 2017. La taille des cercles verts est proportionnelle au nombre total d'individus échoués dénombrés à chaque site. Les cercles blancs représentent les sites étudiés où aucune otarie de Californie n'était présente. Les valeurs en pourcentage indiquent la proportion d'individus observés dans le nord de la Colombie-Britannique. La grande majorité des individus se trouvaient dans des échoueries autour de l'île de Vancouver, et 1,4 % des individus ont été observés au nord de l'île de Vancouver à l'hiver 2017.

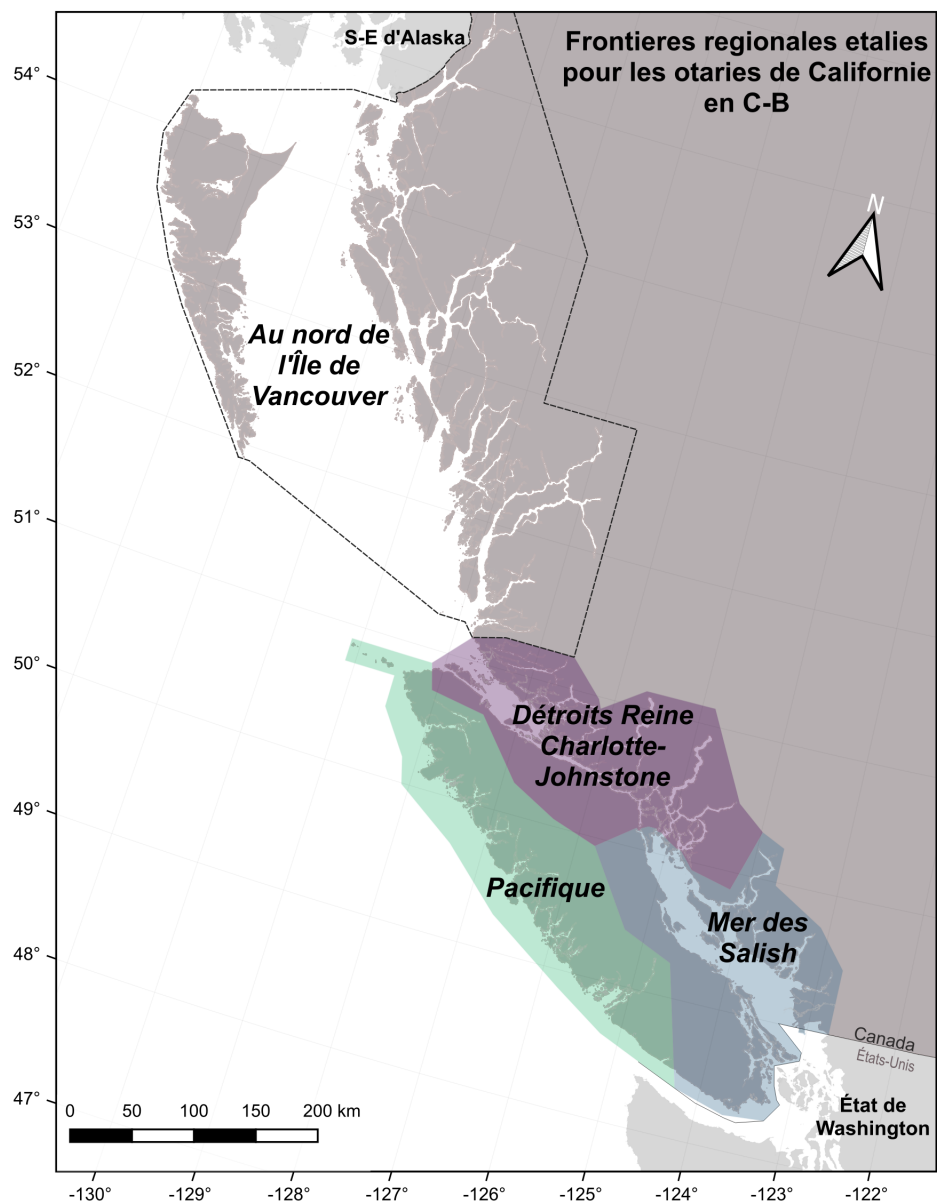


Figure 2. Aperçu du plan des relevés de l'otarie de Californie montrant les régions étudiées pendant l'hiver 2020-2021. Le nord de l'île de Vancouver n'a pas été étudié aux fins de la présente évaluation.

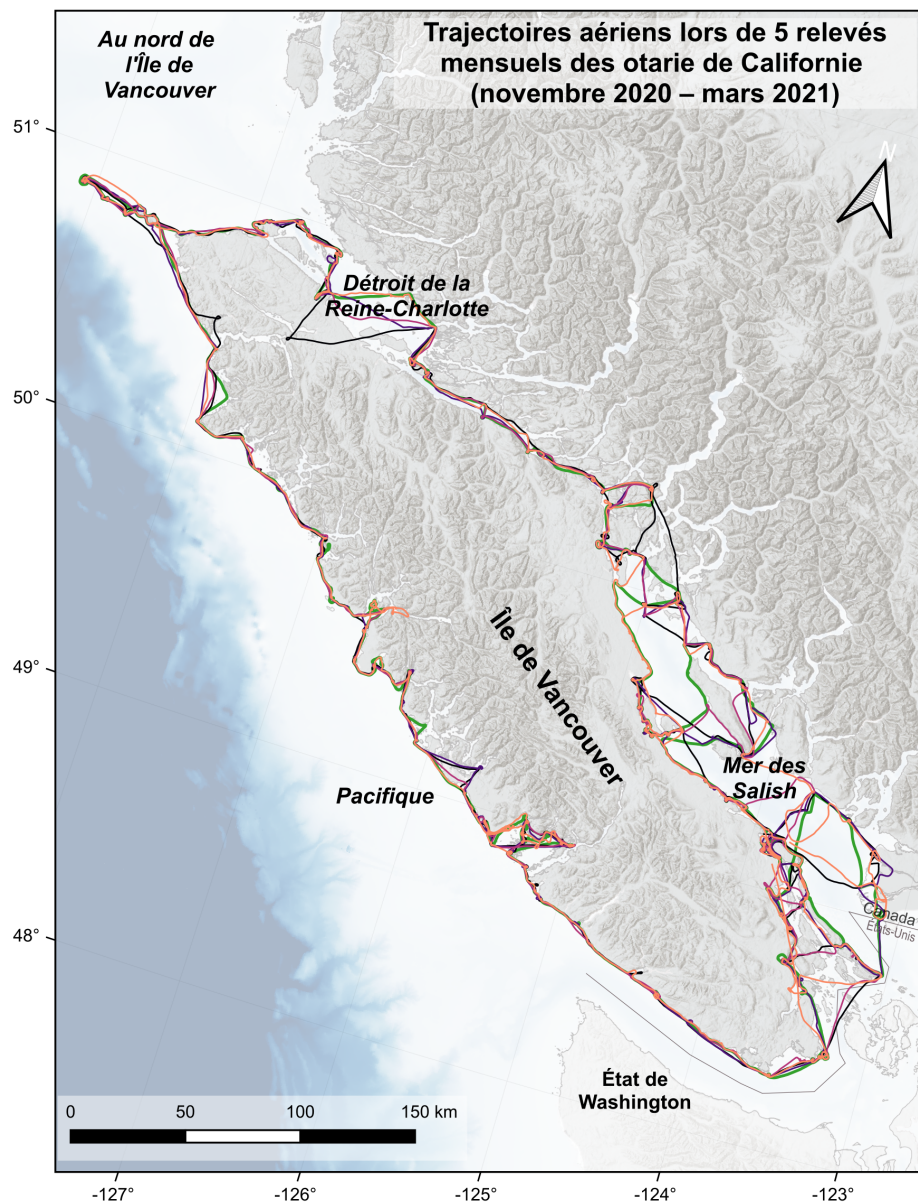


Figure 3. Résumé de l'effort déployé et de la superficie couverte lors des relevés de l'otarie de Californie pendant l'hiver 2020-2021. Les lignes de vol parcourues chaque mois sont représentées par des couleurs différentes.

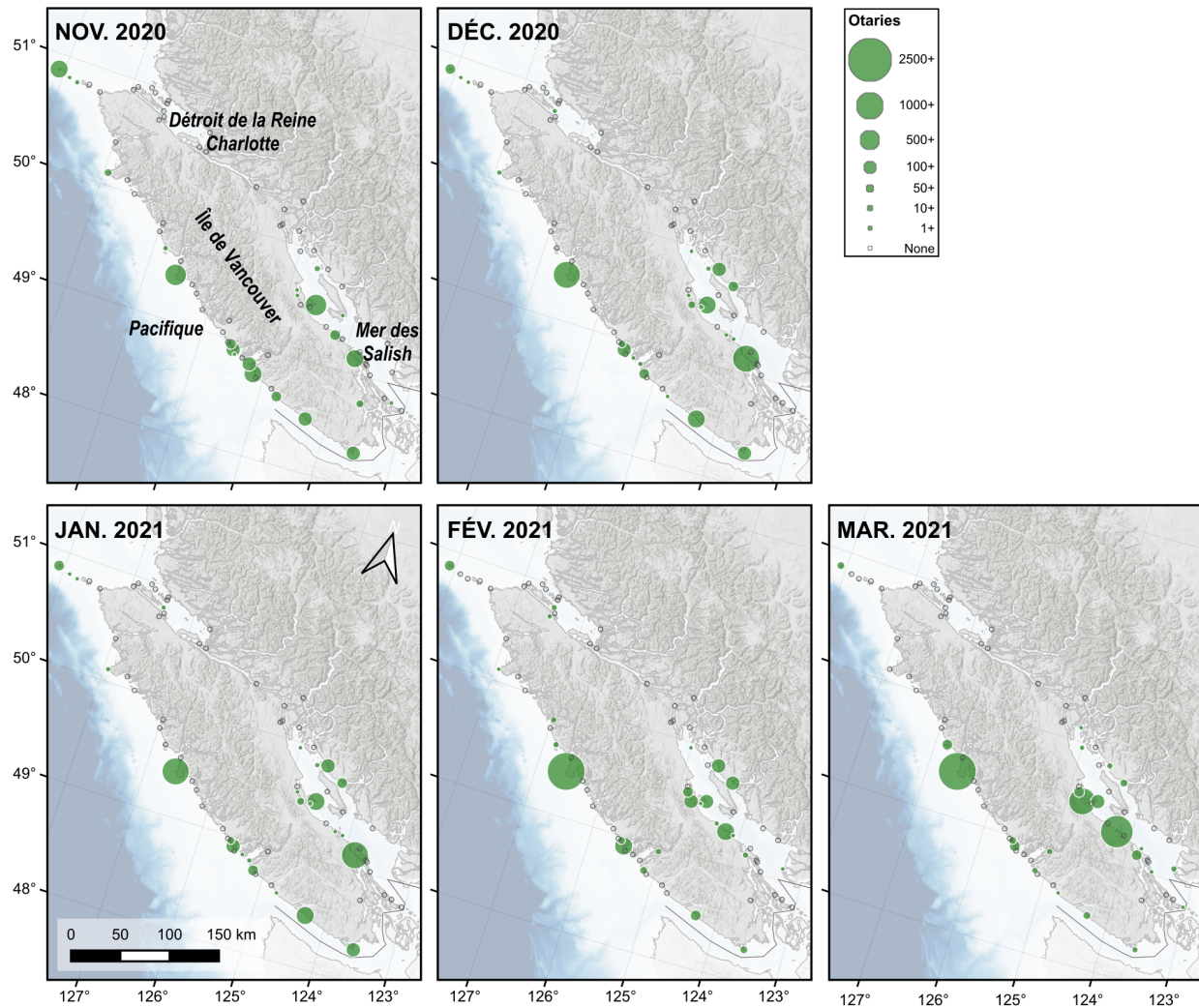


Figure 4. Dénombrements des individus présents aux échoueries individuelles de novembre 2020 à mars 2021. La taille des cercles verts est proportionnelle au nombre total d'individus échoués dénombrés à chaque site. Les cercles blancs représentent les sites étudiés où aucune otarie de Californie n'était présente.

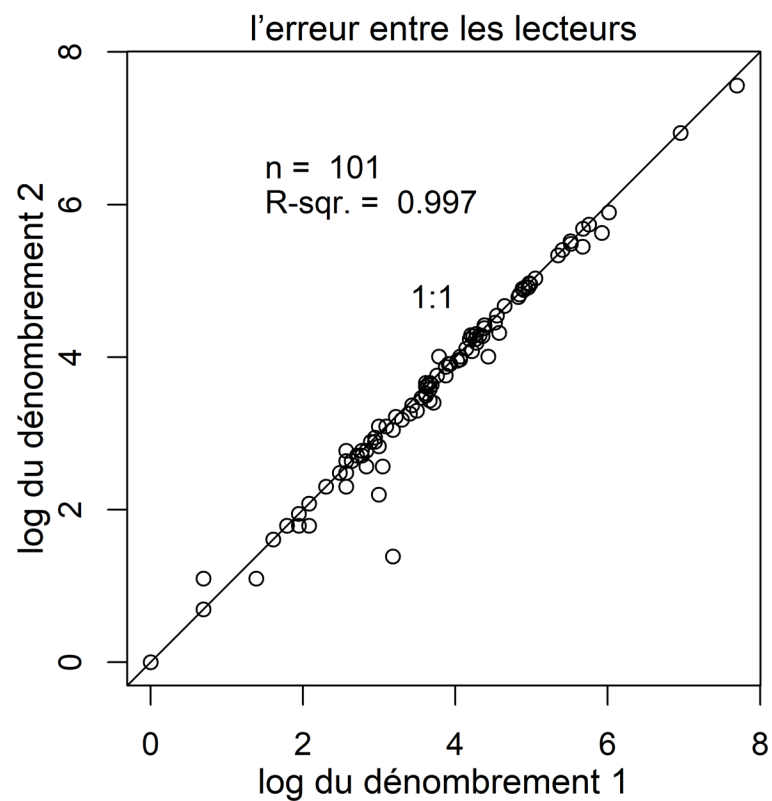


Figure 5. Estimation de l'erreur entre les lecteurs pour les dénombrements log-transformés d'otaries de Californie échouées, d'après 101 photographies.

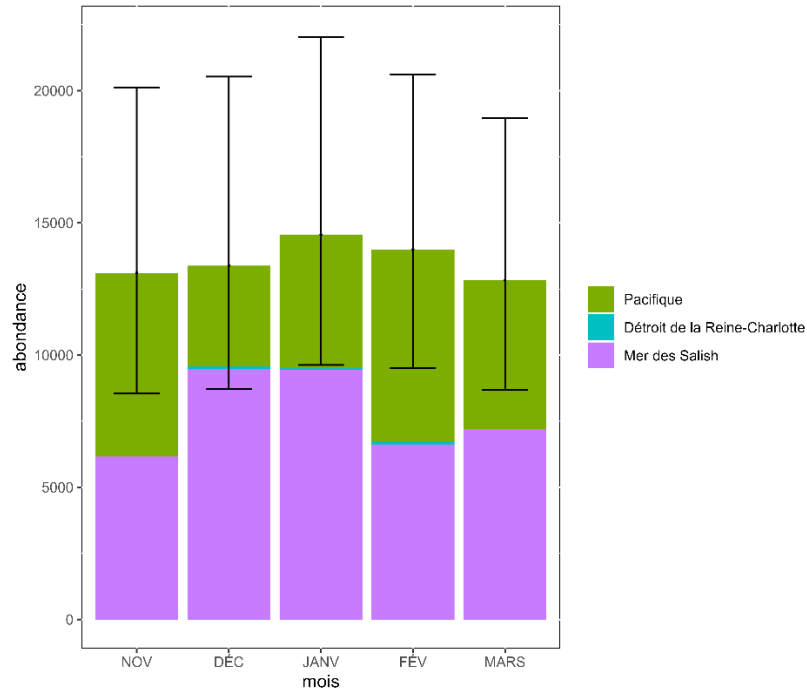


Figure 6. Estimation de l'abondance et intervalle de confiance à 95 % des otaries de Californie échouées observées sur l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique, lors des relevés mensuels effectués pendant l'hiver 2020-2021 (de novembre à mars).

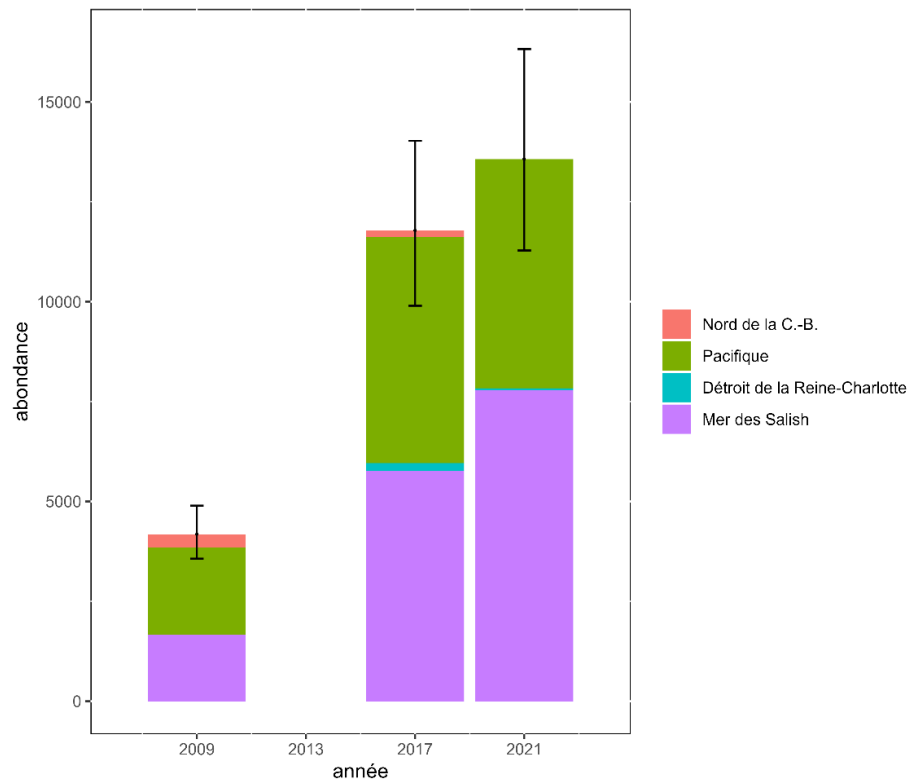


Figure 7. Estimation de l'abondance et intervalle de confiance à 95 % des otaries de Californie échouées observées pendant les relevés d'hiver effectués entre 2009 et 2021.

ANNEXE

Tableau A.1. Dénombrements des otaries de Californie dans trois régions lors des relevés aériens effectués de novembre 2020 à mars 2021. (DQC signifie Détroit de la Reine-Charlotte; n = 77 sites)

Région	ID du site	Complexe	NOV. 2020	DÉC. 2020	JANV. 2021	FÉVR. 2021	MARS 2021
Pacifique	SL001	Havre Ucluelet	167	31	74	85	60
Pacifique	SL002	Îles George Fraser	322	132	294	623	210
Pacifique	SL003	Florencia – Wya	0	0	0	0	0
Pacifique	SL005	Roches Long Beach	0	0	0	0	0
Pacifique	SL006	Pointe Berryman	0	0	S.O.	S.O.	S.O.
Pacifique	SL007	Plover – Cleland	0	0	0	0	0
Pacifique	SL008	Pointe Raphael	0	0	0	0	0
Pacifique	SL009	Anse Hot Springs (O)	0	0	0	0	0
Pacifique	SL013	Perez – Estevan	920	1 155	1 123	2 049	2 056
Pacifique	SL015	Pointe Escalante	0	0	0	0	0
Pacifique	SL018	Bajo – Nootka (S.-O.)	18	0	0	41	226
Pacifique	SL019	Pointe Ferrer	0	0	0	0	0
Pacifique	SL020	Île Rosa	0	0	0	25	0
Pacifique	SL022	Îles Barrier	0	0	0	0	0
Pacifique	SL025	Îlots O'Leary	0	0	0	0	0
Pacifique	SL026	Île Solander	87	36	18	5	0
Pacifique	SL027	Récifs Rowley	0	10	0	0	0
Pacifique	SL028	Pointe Nawhitti	0	0	0	0	0
Pacifique	SL030	Cap Scott	0	0	0	0	0
Pacifique	SL032	Maggot – Beresford	13	0	1	0	0
Pacifique	SL033	Île Sartine	2	0	2	0	0
Pacifique	SL034	Île Triangle	562	241	179	145	68
Pacifique	SL174	Pointe Carmanah	140	0	7	0	1
Pacifique	SL175	Pointe Pachena	0	0	0	0	0

Région	ID du site	Complexe	NOV. 2020	DÉC. 2020	JANV. 2021	FÉVR. 2021	MARS 2021
Pacifique	SL176	Folger – Leach	269	41	15	0	0
Pacifique	SL177	Wouwer – Batley	0	0	1	0	0
Pacifique	SL178	Mara – Starlight	1	0	0	0	0
Pacifique	SL185	Pointe Chup	0	0	0	28	37
Pacifique	SL200	Roches Seabird	691	113	151	53	36
Pacifique	SL203	Passage Nitinat	0	0	0	0	0
Pacifique	SL204	Île Cox (N)	0	0	0	0	0
DQC	SL093	Pointe Ashby	0	0	0	0	0
DQC	SL094	Pine – Tree	0	0	0	0	0
DQC	SL095	Île Bright	0	0	0	0	0
DQC	SL096	Îles Millar Group	0	0	0	0	0
DQC	SL097	Îles Echo	0	0	0	0	0
DQC	SL098	Îles Gordon (S.-E.)	0	40	24	32	0
DQC	SL099	Îles Masterman	0	0	0	0	0
DQC	SL100	Port Hardy	0	0	0	11	0
DQC	SL101	Îles Screen et Eden (O)	0	0	0	0	0
DQC	SL103	Îles Plumper et Stubbs	0	0	0	0	0
DQC	SL106	Île Helmcken	0	0	0	0	0
DQC	SL109	Îles Jimmy Judd et Stuart	0	0	0	0	0
DQC	SL111	Pointe Granite	0	0	0	0	0
DQC	SL114	Passage Seymour (E)	0	0	0	0	0
DQC	SL205	Île Hansen	0	0	0	0	0
DQC	X145	Estacades flottantes dans la baie Menzies	0	0	0	0	0
Mer des Salish	SL118	Îlot Centre	0	0	0	0	9
Mer des Salish	SL120	Îlot Major	0	0	0	0	0
Mer des Salish	SL121	Île Mittlenatch	0	0	3	3	13
Mer des Salish	SL123	Île Vivian	29	8	16	0	0

Région	ID du site	Complexe	NOV. 2020	DÉC. 2020	JANV. 2021	FÉVR. 2021	MARS 2021
Mer des Salish	SL124	Rivière Powell	0	1 115	372	311	43
Mer des Salish	SL127	Scotch Fir – McRae	0	73	235	336	90
Mer des Salish	SL128	Baie Mud	0	149	53	416	1017
Mer des Salish	SL129	Île Mouat	S.O.	S.O.	0	S.O.	0
Mer des Salish	SL130	Estacades flottantes à la pointe North Union	4	0	0	0	0
Mer des Salish	SL134	Roches Norris et Heron	0	0	15	1	0
Mer des Salish	SL135	Fermes ostréicoles dans la baie Buckley (N)	4	17	6	247	156
Mer des Salish	SL136	Îlot Flora	976	786	677	454	311
Mer des Salish	SL139	Baie Northwest	243	199	7	738	1 504
Mer des Salish	SL140	Îles Ada et Winchelsea	0	0	8	6	0
Mer des Salish	SL142	Île Jedediah (S.-E.)	3	0	0	0	0
Mer des Salish	SL145	Îlots White	0	0	0	0	0
Mer des Salish	SL147	Île Worlcombe	0	0	S.O.	0	0
Mer des Salish	SL149	Île Entrance	0	0	0	0	7
Mer des Salish	SL150	Estacades flottantes à Harmac	586	852	1 255	33	181
Mer des Salish	SL153	Île Kendrick (S.-E.)	0	10	0	0	0
Mer des Salish	SL154	Flèche Sand	0	0	S.O.	1	30
Mer des Salish	SL155	Îlot Canoe	0	44	0	0	1
Mer des Salish	SL162	Baie Cowichan	94	0	0	0	0
Mer des Salish	SL164	Passage Active – pointe Helen	0	0	0	0	0
Mer des Salish	SL165	Îlots Belle Chain	2	0	0	0	0
Mer des Salish	SL167	Tumbo – pointe East	0	0	0	0	1
Mer des Salish	SL172	Rochers Race	424	379	265	98	34
Mer des Salish	SL173	Pointe Sombrio	472	700	578	123	67
Mer des Salish	SL197	Ruisseau French	0	25	0	15	0
Mer des Salish	SL199	Île Valdes (N.-E.)	0	0	0	0	0

Tableau A.2. Abondance estimée des otaries de Californie par région d'après les relevés aériens effectués en janvier et février 2017. (DQC signifie détroit de la Reine-Charlotte; n = 135 sites)

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2017	FÉVR. 2017
Nord de la C.-B.	SL035	Roches Virgin	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL036	Rocher Watch	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL037	Rochers Pearl	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL038	Rochers Dugout	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL039	Rocher Airacobra	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL040	Île Blenheim	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL041	Rochers Gosling	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL043	Île McInnes	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL063	Cap St. James	S.O.	34
Nord de la C.-B.	SL064	Île Anthony	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL066	Pointe McLean Fraser	S.O.	4
Nord de la C.-B.	SL067	Gowgaia	S.O.	12
Nord de la C.-B.	SL068	Cap Tasu (S)	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL069	Bras Kootenay	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL070	Îlots Moresby	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL071	Île Marble	S.O.	5
Nord de la C.-B.	SL072	Kindakun	S.O.	1
Nord de la C.-B.	SL073	Cap Cone	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL074	Île Hippa	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL075	Rochers Joseph	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL076	Pointe Sadler	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL077	Île Langara	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL079	Cap Naden	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL081	Flèche Rose	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL086	Île Skedans	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL087	Île Reef	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL088	Île Helmet	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL089	Rocher Tatsung	S.O.	5
Nord de la C.-B.	SL090	Pointe Scudder	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL091	Rochers Joyce	S.O.	5
Nord de la C.-B.	SL092	Rochers Garcin	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL196	Pointe Chads (N)	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL206	Îlots Tian	S.O.	1
Nord de la C.-B.	SL207	Tuft – Tar	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL208	Juan Perez	S.O.	0
Nord de la C.-B.	X282	Pointe Nagas	S.O.	0
DQC	SL028	Pointe Nawhitti	S.O.	S.O.
DQC	SL093	Pointe Ashby	0	S.O.

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2017	FÉVR. 2017
DQC	SL094	Pine – Tree	0	S.O.
DQC	SL095	Île Bright	0	S.O.
DQC	SL096	Îles Millar Group	2	S.O.
DQC	SL097	Îles Echo	0	S.O.
DQC	SL098	Îles Gordon (S.-E.)	70	S.O.
DQC	SL099	Îles Masterman	S.O.	0
DQC	SL100	Port Hardy	S.O.	0
DQC	SL101	Îles Screen et Eden (O)	S.O.	0
DQC	SL103	Îles Plumper et Stubbs	S.O.	0
DQC	SL106	Île Helmcken	S.O.	0
DQC	SL109	Îles Jimmy Judd et Stuart	S.O.	0
DQC	SL111	Pointe Granite	S.O.	0
DQC	SL112	Baie Deepwater	S.O.	0
DQC	SL114	Passage Seymour (E)	S.O.	0
DQC	SL205	Île Hansen	S.O.	0
DQC	X145	Estacades flottantes dans la baie Menzies	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL045	Roches Lindsay	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL046	Rocher Steele	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL047	Isnor – McKenney	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL049	Île Ashdown	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL050	Île McDonald	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL051	Île Joseph	S.O.	1
Nord de la C.-B.	SL052	Roches North Danger	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL054	Roches Bonilla et Northwest	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL055	Roches Bonilla et Northwest	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL056	Roches Cape George	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL057	Roches Warrior	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL058	Roches Roland	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL060	Chearnley – Connel	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL061	Île Zayas	S.O.	0
Mer des Salish	SL118	Îlot Centre	S.O.	0
Mer des Salish	SL120	Îlot Major	S.O.	38
Mer des Salish	SL121	Île Mittlenatch	S.O.	0
Mer des Salish	SL123	Île Vivian	S.O.	0
Mer des Salish	SL124	Rivière Powell	S.O.	0
Mer des Salish	SL127	Scotch Fir – McRae	S.O.	987
Mer des Salish	SL128	Baie Mud	S.O.	0
Mer des Salish	SL129	Île Mouat	S.O.	1

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2017	FÉVR. 2017
Mer des Salish	SL130	Estacades flottantes à la pointe North Union	S.O.	10
Mer des Salish	SL131	Baie Fanny – détroit de Baynes	S.O.	114
Mer des Salish	SL134	Roches Norris et Heron	S.O.	10
Mer des Salish	SL135	Fermes ostréicoles dans la baie Buckley (N)	S.O.	97
Mer des Salish	SL136	Îlot Flora	S.O.	305
Mer des Salish	SL137	Qualicum (N)	S.O.	0
Mer des Salish	SL138	Plage de Qualicum	S.O.	0
Mer des Salish	SL139	Baie Northwest	S.O.	639
Mer des Salish	SL140	Îles Ada et Winchelsea	S.O.	1
Mer des Salish	SL142	Île Jedediah (S.-E.)	S.O.	0
Mer des Salish	SL145	Îlots White	S.O.	0
Mer des Salish	SL147	Île Worlcombe	S.O.	0
Mer des Salish	SL149	Île Entrance	S.O.	0
Mer des Salish	SL150	Estacades flottantes à Harmac	S.O.	69
Mer des Salish	SL153	Île Kendrick (S.-E.)	S.O.	0
Mer des Salish	SL154	Flèche Sand	S.O.	0
Mer des Salish	SL155	Îlot Canoe	S.O.	6
Mer des Salish	SL162	Baie Cowichan	S.O.	0
Mer des Salish	SL164	Passage Active – pointe Helen	S.O.	0
Mer des Salish	SL165	Îlots Belle Chain	S.O.	0
Mer des Salish	SL167	Tumbo – pointe East	S.O.	0
Mer des Salish	SL169	Île Discovery	S.O.	0
Mer des Salish	SL170	Îles Trial	S.O.	0
Mer des Salish	SL172	Rochers Race	S.O.	117
Mer des Salish	SL197	Ruisseau French	S.O.	0
Mer des Salish	SL199	Île Valdes (N.-E.)	S.O.	2
Mer des Salish	SL173	Pointe Sombrio	S.O.	25
Pacifique	SL001	Havre Ucluelet	S.O.	0
Pacifique	SL002	Îles George Fraser	S.O.	376
Pacifique	SL003	Florencia – Wya	S.O.	1
Pacifique	SL005	Roches Long Beach	S.O.	0
Pacifique	SL006	Pointe Berryman	0	S.O.
Pacifique	SL007	Plover – Cleland	0	S.O.
Pacifique	SL008	Pointe Raphael	S.O.	0
Pacifique	SL009	Anse Hot Springs (O)	0	S.O.
Pacifique	SL013	Perez – Estevan	1 432	S.O.
Pacifique	SL015	Pointe Escalante	0	S.O.
Pacifique	SL018	Bajo – Nootka (S.-O.)	15	S.O.

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2017	FÉVR. 2017
Pacifique	SL019	Pointe Ferrer	0	S.O.
Pacifique	SL020	Île Rosa	0	S.O.
Pacifique	SL021	Bras Esperanza	0	S.O.
Pacifique	SL022	Îles Barrier	0	S.O.
Pacifique	SL025	Îlots O'Leary	0	S.O.
Pacifique	SL026	Île Solander	22	S.O.
Pacifique	SL027	Récifs Rowley	0	S.O.
Pacifique	SL030	Cap Scott	0	S.O.
Pacifique	SL032	Maggot – Beresford	0	S.O.
Pacifique	SL033	Île Sartine	0	S.O.
Pacifique	SL034	Île Triangle	294	S.O.
Pacifique	SL174	Pointe Carmanah	S.O.	0
Pacifique	SL175	Pointe Pachena	S.O.	0
Pacifique	SL176	Folger – Leach	S.O.	0
Pacifique	SL177	Wouwer – Batley	S.O.	0
Pacifique	SL178	Mara – Starlight	S.O.	0
Pacifique	SL185	Pointe Chup	S.O.	S.O.
Pacifique	SL200	Roches Seabird	S.O.	0
Pacifique	SL203	Passage Nitinat	S.O.	0
Pacifique	SL204	Île Cox (N)	S.O.	0
Pacifique	X204	Îles Stopper	S.O.	0

Tableau A.3. Abondance estimée des otaries de Californie par région d'après les relevés aériens effectués pendant l'hiver 2009-2010. (DQC signifie détroit de la Reine-Charlotte; n = 127 sites)

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2009	FÉVR. 2009	DÉC. 2009	JANV. 2010
Nord de la C.-B.	SL035	Roches Virgin	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL036	Rocher Watch	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL037	Rochers Pearl	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL038	Rochers Dugout	S.O.	S.O.	S.O.	62
Nord de la C.-B.	SL039	Rocher Airacobra	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL040	Île Blenheim	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL041	Rochers Gosling	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL043	Île McInnes	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL063	Cap St. James	54	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL064	Île Anthony	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL066	Pointe McLean Fraser	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL067	Gowgaia	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL068	Cap Tasu (S)	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL069	Bras Kootenay	1	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL070	Îlots Moresby	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL071	Île Marble	1	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL072	Kindakun	1	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL074	Île Hippa	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL075	Rochers Joseph	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL076	Pointe Sadler	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL077	Île Langara	4	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL079	Cap Naden	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL081	Flèche Rose	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL085	Cumshewa	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL086	Île Skedans	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL087	Île Reef	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL088	Île Helmet	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL089	Rocher Tatsung	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL090	Pointe Scudder	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL091	Rochers Joyce	0	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL092	Rochers Garcin	0	S.O.	S.O.	S.O.
DQC	SL028	Pointe Nawhitti	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
DQC	SL093	Pointe Ashby	S.O.	0	0	0
DQC	SL094	Pine – Tree	S.O.	S.O.	0	S.O.
DQC	SL095	Île Bright	S.O.	0	0	S.O.
DQC	SL096	Îles Millar Group	S.O.	0	0	S.O.
DQC	SL097	Îles Echo	S.O.	S.O.	0	S.O.
DQC	SL098	Îles Gordon (S.-E.)	S.O.	0	0	S.O.

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2009	FÉVR. 2009	DÉC. 2009	JANV. 2010
DQC	SL099	Îles Masterman	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
DQC	SL100	Port Hardy	S.O.	S.O.	0	S.O.
DQC	SL101	Îles Screen et Eden (O)	S.O.	0	0	S.O.
DQC	SL103	Îles Plumper et Stubbs	S.O.	S.O.	0	S.O.
DQC	SL106	Île Helmcken	S.O.	S.O.	S.O.	0
DQC	SL109	Îles Jimmy Judd et Stuart	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
DQC	SL111	Pointe Granite	S.O.	0	S.O.	S.O.
DQC	SL112	Baie Deepwater	S.O.	0	S.O.	S.O.
DQC	SL114	Passage Seymour (E)	S.O.	S.O.	S.O.	0
DQC	X145	Estacades flottantes dans la baie Menzies	S.O.	0	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL045	Roches Lindsay	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL046	Rocher Steele	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL047	Isnor – McKenney	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL049	Île Ashdown	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL050	Île McDonald	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL051	Île Joseph	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Nord de la C.-B.	SL052	Roches North Danger	S.O.	S.O.	S.O.	1
Nord de la C.-B.	SL054	Roches Bonilla et Northwest	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL055	Roches Bonilla et Northwest	S.O.	S.O.	S.O.	1
Nord de la C.-B.	SL056	Roches Cape George	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL057	Roches Warrior	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL058	Roches Roland	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL060	Chearnley – Connel	S.O.	S.O.	S.O.	0
Nord de la C.-B.	SL061	Île Zayas	S.O.	S.O.	S.O.	0
Mer des Salish	SL118	Îlot Centre	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL120	Îlot Major	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL121	Île Mittenatch	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL123	Île Vivian	S.O.	47	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL124	Rivière Powell	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL126	Pointe Favada	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL127	Scotch Fir – McRae	S.O.	23	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL128	Baie Mud	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL129	Île Mouat	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL130	Estacades flottantes à la pointe North Union	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL134	Roches Norris et Heron	S.O.	55	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL135	Fermes ostréicoles dans la baie Buckley (N)	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL136	Îlot Flora	S.O.	523	S.O.	S.O.

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2009	FÉVR. 2009	DÉC. 2009	JANV. 2010
Mer des Salish	SL139	Baie Northwest	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL140	Îles Ada et Winchelsea	S.O.	33	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL142	Île Jedediah (S.-E.)	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL145	Îlots White	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL147	Île Worlcombe	S.O.	S.O.	S.O.	0
Mer des Salish	SL148	Snake – Hudson	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL149	Île Entrance	S.O.	12	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL150	Estacades flottantes à Harmac	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL153	Île Kendrick (S.-E.)	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL154	Flèche Sand	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL155	Îlot Canoe	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL162	Baie Cowichan	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL164	Passage Active – pointe Helen	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL165	Îlots Belle Chain	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL167	Tumbo – pointe East	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL170	Îles Trial	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL172	Rochers Race	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL197	Ruisseau French	S.O.	3	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL199	Île Valdes (N.-E.)	S.O.	0	S.O.	S.O.
Mer des Salish	SL173	Pointe Sombrio	S.O.	0	S.O.	S.O.
Pacifique	SL001	Havre Ucluelet	S.O.	S.O.	S.O.	0
Pacifique	SL002	Îles George Fraser	S.O.	S.O.	S.O.	13
Pacifique	SL003	Florencia – Wya	S.O.	0	S.O.	0
Pacifique	SL005	Roches Long Beach	S.O.	0	S.O.	0
Pacifique	SL006	Pointe Berryman	S.O.	S.O.	S.O.	0
Pacifique	SL007	Plover – Cleland	S.O.	0	S.O.	0
Pacifique	SL008	Pointe Raphael	S.O.	S.O.	S.O.	0
Pacifique	SL009	Anse Hot Springs (O)	S.O.	1	S.O.	3
Pacifique	SL013	Perez – Estevan	S.O.	11	S.O.	66
Pacifique	SL015	Pointe Escalante	S.O.	2	S.O.	0
Pacifique	SL018	Bajo – Nootka (S.-O.)	S.O.	S.O.	S.O.	0
Pacifique	SL019	Pointe Ferrer	S.O.	S.O.	S.O.	1
Pacifique	SL020	Île Rosa	S.O.	S.O.	S.O.	0
Pacifique	SL021	Bras Esperanza	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Pacifique	SL022	Îles Barrier	S.O.	0	S.O.	0
Pacifique	SL025	Îlots O'Leary	S.O.	0	S.O.	0
Pacifique	SL026	Île Solander	S.O.	28	S.O.	10
Pacifique	SL027	Récifs Rowley	S.O.	0	1	0
Pacifique	SL030	Cap Scott	S.O.	0	0	0
Pacifique	SL032	Maggot – Beresford	S.O.	S.O.	0	4

Région	ID du site	Complexe	JANV. 2009	FÉVR. 2009	DÉC. 2009	JANV. 2010
Pacifique	SL033	Île Sartine	S.O.	1	S.O.	S.O.
Pacifique	SL034	Île Triangle	S.O.	131	179	268
Pacifique	SL174	Pointe Carmanah	S.O.	0	S.O.	S.O.
Pacifique	SL175	Pointe Pachena	S.O.	0	S.O.	S.O.
Pacifique	SL176	Folger – Leach	S.O.	0	S.O.	0
Pacifique	SL177	Wouwer – Batley	S.O.	0	S.O.	35
Pacifique	SL178	Mara – Starlight	S.O.	0	S.O.	0
Pacifique	SL183	Île Forbes (O)	S.O.	S.O.	S.O.	0
Pacifique	SL185	Pointe Chup	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Pacifique	SL200	Roches Seabird	S.O.	0	S.O.	S.O.
Pacifique	SL203	Passage Nitinat	S.O.	0	S.O.	S.O.
Pacifique	SL204	Île Cox (N)	S.O.	0	S.O.	S.O.
