



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 2022/058

Région du Pacifique

Zones à risque élevé d'effets physiques et acoustiques liés aux navires dans l'habitat essentiel de l'épaulard résident du sud (*Orcinus orca*)

Sheila J. Thornton¹, Scott Toews¹, Rianna Burnham³, Christine M. Konrad¹, Eva Stredulinsky²,
Katherine Gavrilchuk¹, Pramod Thupaki³, Svein Vagle³

¹ Centre d'entreprise scientifique du Pacifique
Pêches et Océans Canada
4160, promenade Marine Drive
West Vancouver (Colombie-Britannique) V7V 1N6

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

³ Institut des sciences de la mer
Pêches et Océans Canada
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 5T5

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022
ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-44923-4 Cat. No. Fs70-5/2022-058F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Thornton, S.J., Toews, S., Burnham, R., Konrad, C.M., Stredulinsky, E., Gavrilchuk, K., Thupaki, P., et Vagle, S. 2022. Zones à risque élevé d'effets physiques et acoustiques liés aux navires dans l'habitat essentiel de l'épaulard résident du sud (*Orcinus orca*). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/058. vii + 49 p.

Also available in English :

Thornton, S.J., Toews, S., Burnham, R., Konrad, C.M., Stredulinsky, E., Gavrilchuk, K., Thupaki, P., and Vagle, S. 2022. Areas of elevated risk for vessel-related physical and acoustic impacts in Southern Resident Killer Whale (*Orcinus orca*) critical habitat. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/058. vi + 47 p.

TABLE DES MATIÈRES

PRÉFACE	vi
RÉSUMÉ.....	vii
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODES.....	3
2.1. PRÉSENCE DE L'ERS ET UTILISATION DE L'HABITAT PAR CELUI-CI.....	4
2.2. MILIEU ACOUSTIQUE	4
2.2.1. Description du paysage sonore : bruit attribuable au vent et aux navires.....	5
2.2.2. Calcul de la portée des communications et de l'écholocalisation	5
2.2.3. Réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation	6
2.2.4. Cooccurrence de l'ERS et du bruit.....	7
2.3. PRÉSENCE ET VITESSE DES NAVIRES	8
2.3.1. Présence de navires	8
2.3.2. Vitesse des navires	8
2.3.3. Cooccurrence de l'ERS et de navires	9
3. RÉSULTATS.....	9
3.1. PRÉSENCE DE L'ERS ET UTILISATION DE L'HABITAT PAR CELUI-CI.....	9
3.2. EFFETS SUR LE MILIEU ACOUSTIQUE.....	10
3.2.1. Sons naturels et anthropiques	10
3.2.2. Cooccurrence de l'ERS et du bruit.....	10
3.3. PRÉSENCE ET VITESSE DES NAVIRES	12
4. ANALYSE	12
5. TABLEAUX	18
6. FIGURES	20
7. RÉFÉRENCES CITÉES	41
ANNEXE A.....	48

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Lieux choisis dans les zones de recherche de nourriture ou de déplacement de l'ERS, relevés dans les analyses de comportement (figures 4 et 5).....	18
Tableau 2. Zones d'occurrence élevée de l'ERS dans le détroit de Haro et la zone du banc Swiftsure.....	19

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Eaux au sud de l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique.....	20
Figure 2. Bathymétrie de la zone d'étude montrant des emplacements représentatifs dans les zones de recherche de nourriture (F) et de déplacement (T) qui ont été sélectionnés pour l'analyse acoustique.....	21
Figure 3. Zones d'occurrence élevée de l'ERS dans la région, représentées par des polygones d'intensité — 70 % (jaune), 80 % (orange) et 90 % (rouge) — pour chaque mois.....	22
Figure 4. Zones de recherche de nourriture et de déplacement probables dans la zone du banc Swiftsure, indiquées par les modèles de suivi focal et d'étude sur le comportement des groupes du MPO.....	23
Figure 5. Zones de recherche de nourriture et de déplacement probables dans le détroit de Haro, indiquées par les modèles de suivi focal (2006) et d'échantillonnage comportemental (2007-2009) de la NOAA.....	24
Figure 6. Estimation de la portée de détection à l'aide d'une source de bruit expérimentale, à bord du NGCC VECTOR, à des distances connues des mouillages équipés d'un enregistreur acoustique passif le long des lignes de transect (de 0 à 10 km).....	25
Figure 7. Réduction proportionnelle de (A) la portée des communications de l'ERS de 500-15 000 Hz à 10 kHz et (B) de la portée de l'écholocation de l'ERS de 15-100 kHz à 50 kHz comme résultat des schémas médians des vents d'été (en appliquant le niveau de dépassement L_{50}).....	26
Figure 8. Changements dans la portée des communications de l'ERS résultant du bruit des navires par rapport au niveau de bruit ambiant minimal.....	27
Figure 9. Changements dans la portée de l'écholocation de l'ERS résultant du bruit des navires par rapport au niveau de bruit ambiant minimal.....	28
Figure 10. Pourcentage de la portée de l'écholocation disponible en présence de petits bateaux, d'après les niveaux de pression acoustique à 50 kHz.....	29
Figure 11. Pourcentage de la portée de l'écholocation disponible affectée par la présence de petits bateaux, d'après les niveaux de pression acoustique à 50 kHz.....	30
Figure 12. Réduction de la portée des communications résultant du bruit du vent dans le détroit de Haro et dans la zone du banc Swiftsure (ombrage gris) par mois et par année à 25 m de profondeur.....	31
Figure 13. Réduction de la portée des communications résultant du bruit du vent dans le détroit de Haro et dans la zone du banc Swiftsure (ombrage gris) par mois.....	33
Figure 14. Réduction de la portée des communications résultant du bruit des navires dans le détroit de Haro et la zone du banc Swiftsure (ombrage gris) par mois, à 10 m et 100 m de profondeur.....	34

Figure 15. Proportion du temps pendant lequel un pourcentage donné de la portée acoustique dans les conditions de bruit ambiant minimal était disponible pour l'ERS au cours de la semaine du 1 ^{er} au 7 août 2018, à des endroits situés dans la zone du banc Swiftsure	36
Figure 16. Proportion du temps pendant lequel un pourcentage donné de la portée acoustique dans des conditions de bruit ambiant minimal est disponible pour l'ERS au cours de la semaine du 1 ^{er} au 7 août 2018, à des endroits situés dans la zone du détroit de Haro	37
Figure 17. Cooccurrence de tous les navires suivis par le SIA et des zones d'occurrence élevée de l'ERS (indiquées par des lignes noires, probabilité de 0,9 à une fréquence d'occurrence de 70 %).....	38
Figure 18. Présence proportionnelle de navires par type dans le détroit de Haro et dans la zone du banc Swiftsure (probabilité de 0,9 % pour l'ERS à un niveau de dépassement de 70 %).....	39
Figure 19. Cooccurrence des navires de pêche récréative et des zones d'occurrence élevée de l'ERS (indiquées par des lignes noires, probabilité de 0,9 à une fréquence d'occurrence de 70 %).....	40

PRÉFACE

La population d'épaulard résident du sud (ERS; *Orcinus orca*) dans les eaux canadiennes du Pacifique est inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada. L'habitat essentiel de l'espèce a été défini comme étant des portions des eaux du plateau continental au large du sud-ouest de l'île de Vancouver et des portions de la mer des Salish, à l'est (figure 1). L'étendue spatiale de l'habitat essentiel est grande; il est donc nécessaire de concentrer les efforts de rétablissement sur les zones de l'habitat essentiel les plus susceptibles de fournir des avantages à la population.

La population d'ERS comptait 74 individus en 2021 (Centre for Whale Research 2021¹). Certaines zones d'eaux côtières et intérieures de l'île de Vancouver sont désormais légalement désignées comme habitat essentiel, car elles sont importantes pour des étapes du cycle biologique qui soutiennent la survie et le rétablissement de la population.

La mer des Salish englobe les eaux intérieures du sud de l'île de Vancouver, le détroit de Juan de Fuca, le détroit de Georgia au Canada, ainsi que les îles San Juan et la baie Puget dans l'État de Washington aux États-Unis; elle est délimitée à l'ouest par une ligne allant du cap Flattery à la pointe Carmanah. Ces voies navigables sont collectivement désignées sous le nom de « mer des Salish » tout au long du présent document. L'habitat essentiel de l'ERS à l'ouest de cette ligne comprend le banc La Pérouse, le banc Swiftsure et divers canyons et reliefs sous-marins. Par souci de commodité, cette partie de l'habitat essentiel de l'ERS est appelée « zone du banc Swiftsure » dans le présent document. Le terme « zone d'étude » est utilisé dans ce document pour désigner les deux régions.

L'analyse de cooccurrence présentée ici rassemble les données d'observation et les observations sur le comportement qui sont détaillées dans Thornton *et al.* (2022), avec l'analyse du paysage sonore et de la présence de navires effectuée par Vagle *et al.* (2021), pour mettre en évidence les zones où l'ERS serait le plus exposé à des perturbations physiques et acoustiques et à des collisions avec des navires. Cette analyse repose sur les données relatives à la présence de cétacés de mai à octobre, période désignée par le terme « été » dans le présent document.

Les perturbations physiques et acoustiques, ainsi que les collisions avec des navires, sont répertoriées comme étant les principales menaces au rétablissement de la population d'ERS. Les contaminants et la raréfaction des proies figurent également parmi les principales menaces qui pèsent sur l'ERS, mais ils n'entrent pas dans le cadre du présent document. Nous espérons qu'une analyse de cooccurrence similaire sera appliquée à ces menaces à l'avenir, étoffant l'analyse des risques présentée ici.

¹ Center for Whale Research. 2020. Southern resident orca community demographics, composition of pods, births and deaths since 1998. Données inédites. Source : [Orca Network](#).

RÉSUMÉ

Les principales menaces qui pèsent sur la population d'épaulard résident du sud (ERS) sont la raréfaction des proies, les perturbations acoustiques et physiques, les contaminants et les collisions avec des navires. L'atténuation réussie des menaces dépend de la connaissance du chevauchement spatio-temporel de la présence d'individus avec les zones à haut risque.

Un cadre de cooccurrence a servi à illustrer les zones de l'habitat essentiel où le risque de perturbation physique et acoustique et de collision avec des navires est élevé de mai à octobre. L'analyse des données d'observation de l'ERS indique que les endroits où la fréquence d'occurrence de l'ERS est la plus élevée sont le banc Swiftsure, le détroit de Haro et l'estuaire du fleuve Fraser. Les données de suivi d'individus et de groupes ont ajouté un contexte comportemental aux données d'observation et permis de déterminer que le banc Swiftsure et le détroit de Haro sont des lieux clés pour la recherche de nourriture, tandis que le détroit de Juan de Fuca sert principalement au déplacement.

Nous avons déterminé le risque de collision en combinant les données sur les navires provenant du système d'information automatique (SIA), qui ont révélé la présence de grands navires commerciaux, et les données d'un relevé aérien, qui ont révélé la présence de bateaux de petite taille ou de plaisance.

Nous avons exploré les effets acoustiques associés à la présence de navires en examinant le bruit supplémentaire dans les plages de fréquences que l'ERS utilise pour la communication (500 Hz à 15 kHz) et l'écholocalisation (15 à 100 kHz). Nous avons calculé le niveau de bruit ambiant minimal de référence depuis les 1 % de conditions les plus calmes obtenues des enregistrements acoustiques aux mouillages dans la zone d'étude. Nous avons ensuite calculé les distances auxquelles les vocalises et les clics pouvaient se déplacer dans les conditions de bruit ambiant minimal. La réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation est exprimée en pourcentage de réduction par rapport à la portée au niveau de bruit ambiant minimal. Le bruit des navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A a entraîné une perte importante dans la portée de l'écholocalisation et des communications dans l'habitat essentiel de l'ERS. Une baisse dans la portée de l'écholocalisation de plus de 50 % a été relevée dans les principaux lieux de recherche de nourriture; cette baisse s'intensifie avec la profondeur. Une baisse dans la portée de l'écholocalisation due aux petits bateaux a également été observée; elle est plus importante les fins de semaine.

Ces analyses permettront d'élaborer des mesures de rétablissement qui réduiront les effets acoustiques sur l'ERS dans son habitat essentiel, et fourniront un cadre pour de futures études sur les menaces au rétablissement. À l'avenir, la prise en compte des données sur les proies et les contaminants dans l'analyse de cooccurrence nous permettra de mieux comprendre les effets cumulatifs et appuiera les mesures de gestion pour la survie et le rétablissement de la population.

1. INTRODUCTION

La population d'épaulard résident du sud (ERS) est la plus petite des quatre populations d'épaulard présentes dans les eaux canadiennes du Pacifique; elle est inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada. En 2021, la population ne comptait que 74 individus (Center for Whale Research 2021¹). Les principales menaces au rétablissement de l'espèce sont indiquées dans le programme de rétablissement (Pêches et Océans Canada 2018) : raréfaction des proies, perturbations physiques et acoustiques, et contaminants. En 2017, on a déterminé que la collision avec des navires est une menace supplémentaire pour la population (Pêches et Océans Canada 2018; Raverty *et al.* 2020).

Les épaulards s'associent en groupes matriarcaux qui consistent généralement en plusieurs générations d'individus liés par une descendance matrilineaire (Bigg *et al.* 1987). Les matrilignages étroitement liés constituent des groupes, qui émettent des vocalises stéréotypées qui sont propres à chacun et peuvent donc servir à leur identification (Ford 1991). La population d'ERS se compose des groupes J, K et L.

Des zones d'eaux côtières et intérieures de l'île de Vancouver constituent un habitat essentiel de l'ERS en vertu de la LEP (figure 1; Ford 2006; Pêches et Océans Canada 2018; Ford *et al.* 2017). La détermination et la désignation de l'habitat essentiel visent à protéger les zones nécessaires à la survie et au rétablissement d'une espèce, et à soutenir ses processus vitaux comme la recherche de nourriture, la socialisation, le repos, le déplacement et l'accouplement. La LEP protège l'ensemble de l'habitat essentiel de l'ERS contre la destruction (article 58; annexe I). Il y a destruction de l'habitat essentiel quand une partie de cet habitat est dégradée, de façon permanente ou temporaire, de sorte qu'il ne puisse plus remplir sa fonction lorsque l'espèce en a besoin. Comprendre comment les différentes zones soutiennent les divers processus vitaux de l'ERS (c'est-à-dire la « fonction » de l'habitat essentiel) est une étape importante pour assurer une bonne protection.

L'analyse de l'occurrence relative de l'ERS dans la mer des Salish et dans la zone du banc Swiftsure a permis de relever des zones préférentielles au sein de l'habitat essentiel (Thornton *et al.* 2022). Les données sur l'occurrence soulignent l'importance des zones situées sur le banc Swiftsure et autour de celui-ci, et montrent l'importance du détroit de Haro le long de l'ouest de l'île San Juan pour l'ERS. Les analyses du comportement ont également permis de trouver, dans les zones d'occurrence élevée, des endroits où la recherche de nourriture était le comportement prédominant (Thornton *et al.* 2022). La prévalence des observations d'ERS dans ces zones et l'emplacement des points de recherche de nourriture confirment les conclusions précédentes selon lesquelles la présence de l'ERS dépend de la disponibilité saisonnière de sa principale proie, le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*; Baird *et al.* 2005; Ford *et al.* 2017; Hanson *et al.* 2010, 2021).

L'ERS envoie et reçoit des sons pour obtenir des renseignements sur son environnement. Les trois groupes d'ERS ont chacun leur propre dialecte acoustique, qui comprend 7 à 17 vocalises distinctes (Ford 1987, 1991). Il s'agit notamment de sifflements et de vocalises sous forme d'impulsions. Les sifflements sont des ondes continues à bande étroite ou des tonalités modulées en fréquence dans la plage 2 à 10 kHz; ils servent de vocalises sociales chez la plupart des espèces d'odontocètes (Janik et Slater 1988; Herzing 2000; Lammers *et al.* 2003). Les vocalises sous forme d'impulsions sont des sons à large bande constitués d'impulsions qui se répètent rapidement, dans la plage 500 Hz à 25 kHz (Ford 1987, 1989, 1991; Reisch *et al.* 2006). L'écholocalisation facilite la navigation et le repérage des proies. La fréquence dominante des clics d'écholocalisation atteint généralement la gamme des ultrasons (> 20 kHz).

L'« espace actif » acoustique d'un cétacé est la zone sur laquelle l'information acoustique peut être à la fois envoyée et reçue (Tyack et Clark 2000; Clark *et al.* 2009; Burnham 2018). L'espace actif prend en compte à la fois la gamme ou l'étendue bidimensionnelle sur laquelle les sons peuvent se propager, ainsi qu'une certaine indication de la directionnalité et de la zone dans laquelle la transmission serait possible en trois dimensions. L'étendue sur laquelle les signaux de communication peuvent être reçus et interprétés avec précision est la portée des communications (Clark *et al.* 2009; Hatch *et al.* 2012; Burnham 2018; Stanley *et al.* 2017). En ce qui concerne l'ERS, la distance sur laquelle un individu peut clairement recevoir ses propres clics d'écholocalisation a servi à définir la portée de l'écholocalisation (Au *et al.* 2004). La portée des communications et de l'écholocalisation est déterminée par le signal émis par un individu et le champ sonore dans lequel le signal est projeté.

Vagle *et al.* (2021) ont examiné le bruit abiotique et anthropique dans le paysage sonore de certaines parties de la mer des Salish et de la zone du banc Swiftsure, et leurs effets sur les fréquences utilisées par l'ERS pour la communication (500 Hz à 15 kHz) et l'écholocalisation (15 à 100 kHz; Heise *et al.* 2017). Les enregistrements de surveillance acoustique passive effectués dans la zone d'étude et les résultats d'un modèle de bruit attribuable aux navires indiquent des ajouts considérables au champ sonore provenant du bruit produit par la nature et les navires. Par exemple, les grands navires commerciaux, qui émettent principalement des bruits de basse fréquence (< 500 Hz; Richardson *et al.* 1995; Veirs *et al.* 2016), ont contribué au champ sonore dans les fréquences allant jusqu'à au moins 50 kHz (Vagle *et al.* 2021). Au début et au milieu de l'été, la contribution du vent au champ sonore était importante près de Sooke, et moindre au large. En septembre et octobre, l'inverse a été observé, l'étendue orientale du détroit de Juan de Fuca présentant des contributions éoliennes moindres au champ sonore, tandis que le banc Swiftsure et l'étendue occidentale du détroit de Juan de Fuca subissant des effets sonores plus importants dus au vent du large. Cette quantification du bruit dans les plages de fréquences utilisées par l'ERS pour la communication et l'écholocalisation a démontré le potentiel de masquage des sons par les navires. D'autres études indiquent que la détection des proies et l'efficacité de la recherche de nourriture pourraient être réduites d'entre 38 et 100 % lorsqu'un épaulard se trouve à proximité d'un navire (Au *et al.* 2004; Holt *et al.* 2013), soit par le masquage direct des signaux acoustiques, soit par la réduction de la capacité à coordonner la localisation et la capture des proies (Ford et Ellis 2014) et le partage des proies (Ford et Ellis 2006; Wright *et al.* 2016). La population d'ERS est caractérisée comme étant stressée sur le plan nutritionnel, comme en témoigne la réduction des taux de survie et de reproduction (Ward *et al.* 2009; Ford *et al.* 2010; Wasser *et al.* 2017), et le déclin observé de l'état corporel (Fearnbach *et al.* 2011, 2018). Comme l'ERS se sert de signaux acoustiques pour localiser et chasser ses proies, la dégradation de son environnement sonore est une préoccupation majeure.

Les perturbations non acoustiques causées par les navires présentent également un risque pour le rétablissement de la population d'ERS, mais elles sont difficiles à quantifier. La présence physique de navires peut entraîner des changements de comportement chez l'ERS ou créer des obstacles à son déplacement (Noren *et al.* 2009; Ferrara *et al.* 2017). La recherche de nourriture peut être interrompue en présence de navires, les cétacés étant plus susceptibles de passer à un autre comportement (non lié à la recherche de nourriture), ce qui peut augmenter la dépense énergétique et faire perdre des occasions de capturer des proies (Bain *et al.* 2006; Lusseau *et al.* 2009; Williams *et al.* 2014b, Holt *et al.* 2021). Chez le grand dauphin, la présence de navires est associée à une réduction à court terme de la recherche de nourriture, sans lien avec le niveau de bruit (Pirodda *et al.* 2015). Dans la mer des Salish et la zone du banc Swiftsure, les principales aires d'alimentation de l'ERS se trouvent à proximité de voies de navigation internationales, et de sites où il y a fréquemment des bateaux de plaisance (Cominelli *et al.* 2018; Olson *et al.* 2018; Vagle *et al.* 2021; Thornton *et al.* 2022). Les incidents

causés par les embarcations non motorisées (kayaks, planches à pagaie) sont en augmentation (Seely *et al.* 2017) et, bien que leurs effets puissent être considérés comme minimes, le cumul des changements de comportement chez les cétacés, lesquels adoptent des comportements autres que ceux qui soutiennent les fonctions vitales, risque de nuire davantage à une population en voie de disparition (Lacy *et al.* 2017; Murray *et al.* 2021).

La vitesse à laquelle un navire se déplace définit un autre niveau de risque pour l'ERS. Bien que l'on ne connaisse qu'un faible pourcentage des causes de mortalité de l'ERS, les données probantes découlant d'échouements et de collisions non mortelles avec des navires sont suffisantes pour déterminer que le risque de collision avec des navires constitue une menace importante pour la population (Raverty *et al.* 2020). La connaissance de la vitesse de déplacement d'un navire peut aider à discerner la probabilité et la gravité d'une collision (Kelley *et al.* 2020). Plus la vitesse d'un navire augmente, plus le risque d'un choc mortel avec un cétacé augmente; par exemple, un cétacé est plus susceptible de mourir à la suite d'une collision avec un navire qui se déplace à plus de 18 nœuds (Vanderlaan et Taggart 2007; Conn et Silber 2013). La détermination des zones où la densité de navires se déplaçant à de grandes vitesses est la plus élevée facilitera l'évaluation des risques liés à cette menace pour le rétablissement de l'ERS.

Le présent document examine les effets potentiels des navires sur l'utilisation de l'habitat par l'ERS et aborde les risques qui pèsent sur les individus. L'accent est mis sur les zones où la fréquence d'occurrence de l'ERS est élevée et où les données d'observation ont permis de déterminer le comportement qui y est associé. La réduction par le bruit de la portée des communications et de l'écholocalisation de l'ERS est présentée comme une réduction proportionnelle de l'étendue par rapport à celle liée aux conditions où le bruit du vent et des navires est absent. Nous explorons l'aspect temporel des effets acoustiques des navires dans les endroits où la recherche de nourriture et les déplacements sont prédominants en quantifiant la proportion de temps sur une semaine représentative pendant les mois au milieu de l'été, pendant laquelle la portée des communications et de l'écholocalisation peut être réduite. Nous étudions également la présence de navires et le risque de collision en présentant les densités mensuelles de navires à deux seuils de vitesse dans les zones d'occurrence élevée, reflétant la probabilité d'interactions sublétales et létales. Nos analyses illustrent la capacité du cadre de cooccurrence à évaluer les effets à diverses échelles spatiales et temporelles et à mettre en évidence les zones où la présence de navires peut entraver la survie et le rétablissement de l'ERS. Les résultats de ces analyses permettront d'étayer des mesures de conservation, fondées sur des données probantes, qui atténuent les principales menaces pesant sur cette population en voie de disparition.

2. MÉTHODES

La zone d'étude visée par cette analyse comprend les eaux de la mer des Salish et de la zone du banc Swiftsure qui sont délimitées par 49.0° N, 125.5° O au nord-ouest, 49.0° N, 123.0° O au nord-est, 48.0° N, 125.5° O au sud-ouest et 48.0° N, 123° O au sud-est (figure 1). La zone du banc Swiftsure présente une variété de caractéristiques bathymétriques; des lieux sont indiqués dans la figure 2 et leurs descripteurs sont les suivants : nord du banc Swiftsure (le long de la côte à proximité de Nitinat), banc Swiftsure (banc peu profond sur le plateau continental) et avant-talus du banc Swiftsure (zone à l'est du banc où la bathymétrie indique une forte pente). Les analyses présentées ici se limitent à la présence de cétacés entre le 1^{er} mai et le 31 octobre (période ci-après appelée « été »). Les données de 2009 à 2020 relatives aux cétacés ont permis de définir les zones d'occurrence, tandis que les données de 2018 à 2020 ont permis de définir les couches relatives au bruit des navires et aux risques de collision.

2.1. PRÉSENCE DE L'ERS ET UTILISATION DE L'HABITAT PAR CELUI-CI

Nous avons estimé les zones d'occurrence estivale de l'ERS dans la zone d'étude à l'aide de la modélisation de données d'observation corrigées en fonction de l'effort qui nous a permis de déterminer la probabilité d'occurrence, conformément aux méthodes décrites dans Watson (2020) et présentées dans Thornton *et al.* (2022). Le nombre d'observations d'ERS par unité d'effort de recherche à un lieu donné est exprimé comme étant l'intensité de la présence d'ERS à un niveau de confiance supérieur à 0,9. Les zones où l'intensité de l'occurrence est la plus élevée, qui sont censées être représentatives de l'habitat préféré de l'ERS, entre mai et octobre, ont été utilisées dans cette étude et sont représentées visuellement par un polygone de 90 %, l'intensité décroissante étant décrite par les polygones de 80 % et 70 % (figure 3).

Les zones de recherche de nourriture et de déplacement ont été définies grâce aux relevés sur le comportement de l'ERS effectués par Pêches et Océans Canada (2018 à 2020) et aux données d'observation du comportement de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) pour la mer des Salish (2006 à 2009; voir Thornton *et al.* 2022). Ces zones sont indiquées par des polygones où il y avait une probabilité supérieure à 0,7, 0,8 et 0,9 que la recherche de nourriture ou le déplacement soient les comportements dominants (figures 4 et 5; Thornton *et al.* 2022).

Nous avons sélectionné six sites représentatifs de ces zones (trois dans des lieux où la recherche de nourriture est dominante et trois dans des lieux où les déplacements sont dominants) pour examiner les effets du bruit sur la portée des communications et de l'écholocalisation de l'ERS, et la façon dont ils varient selon la profondeur (figures 4 et 5).

2.2. MILIEU ACOUSTIQUE

Des enregistrements du paysage sonore ont été réalisés par six mouillages chacun équipé d'un enregistreur acoustique passif dans la mer des Salish et sur le banc Swiftsure (figure 1). Chaque mouillage était composé d'un enregistreur acoustique multicanal autonome (AMAR, JASCO Applied Sciences, G4), équipé d'un hydrophone M36-100 de GeoSpectrum Technologies, placé à environ 2 m du fond. Chaque système a été étalonné par le fabricant, puis à nouveau à l'aide d'un pistonphone de 250 Hz avant chaque installation. Les enregistrements ont été effectués en continu à une fréquence d'échantillonnage de 256 kHz et une résolution de 24 bits, puis stockés sur des cartes mémoire flash sous forme de fichiers .wav. Une fois récupérés, les fichiers .wav ont été post-traités par des scripts Python personnalisés, une version modifiée de ceux utilisés par Merchant *et al.* (2015). Les spectres de puissance d'une minute ont été calculés à l'aide d'une fenêtre de Hanning d'une seconde, avec un chevauchement de 50 % et la moyenne de Welch, à partir de laquelle le niveau de pression acoustique a été calculé.

La vitesse du son et sa propagation dans la zone d'étude ont été calculées selon la profondeur de l'eau, le type de substrat et les propriétés de l'eau (salinité, température, profondeur), et au moyen de données d'observation et de modélisation, comme il est décrit dans Vagle *et al.* (2021). Nous avons examiné le bruit supplémentaire provenant du vent et des navires afin d'explorer les ajouts naturels et les ajouts anthropiques au paysage sonore. Nous avons déterminé l'effet potentiel sur l'ERS en examinant le bruit supplémentaire provenant de ces sources dans les fréquences pertinentes pour les portées des communications et de l'écholocalisation de l'ERS. Pour simplifier l'analyse, des monofréquences ont servi à représenter la portée des signaux de communication et d'écholocalisation de l'ERS. La plage des communications de 500 Hz à 15 kHz a été représentée par 10 kHz, valeur médiane des fréquences fondamentales des sifflements produits par l'ERS (2 à 17 kHz; Ford 1989; Thomsen *et al.* 2001). La plage d'écholocalisation de 15 à 100 kHz a été représentée par 50 kHz, centre

de la plage de fréquences sur laquelle les clics d'écholocalisation sont produits et en accord avec les études précédentes (Au *et al.* 2004).

2.2.1. Description du paysage sonore : bruit attribuable au vent et aux navires

Nous avons estimé le bruit attribuable au vent en récupérant les données de la vitesse du vent du modèle SalishSeaCast (Soontiens *et al.* 2016) et en utilisant la relation connue à 8 kHz décrite dans Vagle *et al.* (1990). Nous avons ensuite extrapolé les données à 10 kHz pour prendre en compte les effets potentiels sur la portée des communications de l'ERS, et à 50 kHz pour prendre en compte les effets potentiels sur la portée de l'écholocalisation, comme il est décrit dans Vagle *et al.* (2021), et suivant l'hypothèse que le niveau de pression acoustique diminue avec la fréquence à un taux de 19 dB/décade (Wenz 1962). Les moyennes mensuelles du bruit attribuable au vent entre mai et octobre ont servi à estimer la variation de la portée des communications et de l'écholocalisation à ces fréquences (voir les méthodes ci-dessous).

Le bruit attribuable aux navires dans les plages de fréquences utilisées par l'ERS pour la communication et l'écholocalisation a été extrapolé depuis un modèle acoustique dépendant de la plage pour le bruit des navires, créé pour la zone d'étude (Vagle *et al.* 2021). Nous avons extrapolé les sorties du modèle de bruit attribuable aux navires à 125 Hz pour donner une estimation de premier ordre du bruit aux deux fréquences choisies pour prendre en compte les plages de communication et d'écholocalisation (10 kHz et 50 kHz; Vagle *et al.* 2021). Nous avons déterminé les moments où le niveau de bruit ambiant a été dépassé 5 % (L_5), 50 % (L_{50}) et 95 % (L_{95}) du temps d'analyse en raison des navires pour 5 des 40 couches d'eau, c'est-à-dire à 7,5, 20, 50, 100 et 150 m de profondeur, afin de quantifier la propagation du bruit attribuable aux navires dans la colonne d'eau et d'évaluer la réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation à différentes profondeurs (voir les méthodes ci-dessous).

2.2.2. Calcul de la portée des communications et de l'écholocalisation

2.2.2.1. Portée des communications

La portée des communications maximale disponible pour l'ERS et la perte de transmission en fonction de la portée à chacun des lieux de mouillage ont été calculées à l'aide de données recueillies expérimentalement au moyen d'une source de bruit connue (bruit de moteur d'un navire de recherche). Le navire de la Garde côtière canadienne (NGCC) *VECTOR* est un petit navire océanographique côtier d'une longueur hors tout de 39,7 m et d'une largeur de 9,5 m, dont le tirant d'eau est de 3,5 m et le déplacement total est de 560 tonnes. Sa vitesse de croisière est d'environ 10 nœuds (5,1 m/s) à 1 500 tr/min, par hélice tripale à pas variable entraînée par un moteur diesel de 600 kW (Trevorrow *et al.* 2008). Le NGCC *VECTOR* était équipé d'un transducteur acoustique d'AIRMAR Technology Corp., CM265LH Chirp-Ready (100 sur 164 mm), fonctionnant à 50 kHz pour les opérations sonar navales, et d'un transducteur SIMRAD 830-107783 de 12 kHz (580 mm de diamètre) pour détecter la profondeur de la colonne d'eau lors des opérations scientifiques. Il a parcouru des lignes de transects directement au-dessus des mouillages et jusqu'à une distance maximale de 10 km de ceux-ci, ainsi qu'entre les emplacements de mouillage à plusieurs reprises sur une période de 24 heures. Les données provenant des transects réalisés en septembre et octobre 2020 ont servi dans cette analyse à estimer la réduction du niveau de pression acoustique en fonction de la fréquence. Les profils de conductivité, température et profondeur de la colonne d'eau ont été obtenus au moyen d'un appareil SBE-25 de Sea-bird Scientific à des intervalles de deux heures dans les transects, au moyen desquels les profils de vitesse du son ont été calculés selon les équations indiquées dans Leroy *et al.* (2008).

La portée maximale de détection des vocalises de l'ERS a été estimée en fonction des niveaux de pression acoustique mesurés à bord du NGCC *VECTOR* à des points le long des lignes de transect, le signal à 10 kHz, et une source de 125 dB re 1 μ Pa à 1 m, ce qui est typique des sifflements de dauphin (Watkins et Schevill 1974). Il s'agit d'une source relativement faible pour les vocalises d'épaulard; cependant, si cette valeur était étendue de la monofréquence 10 kHz à toute la gamme de fréquences notée pour les vocalises de l'ERS, le niveau de la source s'alignerait sur les valeurs observées chez l'ERS dans des études précédentes (131 à 175, 7 dB re 1 μ Pa à 1 m; voir Miller et Tyack 1998; Miller 2006; Holt *et al.* 2009).

2.2.2.2. Portée de l'écholocalisation

Nous avons utilisé un modèle fondé sur les niveaux et la directionnalité de la source du signal, ainsi que sur la force de la cible (saumon chinook), comme il est décrit dans Au *et al.* (2004), pour estimer les niveaux de signaux d'écholocalisation de retour (en dB) à différentes conditions de bruit ambiant dans la mer des Salish. Pour le saumon chinook, nous avons utilisé la même longueur que celle utilisée par Au *et al.* (2004), à savoir 0,78 m, qui correspond théoriquement à la fourchette de poids des proies privilégiées selon les observations (3,7 à 8,1 kg; mesures de D. Rogers U.W. 2002 et information détaillée fournie dans Au *et al.* 2004). Le modèle de rétrodiffusion en mode Kirchhoff (Clay et Horne 1994) a servi à représenter la force cible du poisson, en donnant à son corps la forme d'un cylindre rempli de fluide entourant un cylindre rempli d'air, représentant la vessie natatoire. La force cible a été calculée pour des signaux d'écholocalisation projetés à 50 kHz, à des niveaux de source variant de 195 à 224 dB re 1 μ Pa à 1 m. La distance d'écholocalisation a été définie comme étant la distance sur laquelle un clic d'écholocalisation est revenu avec un rapport signal/bruit supérieur à 1.

Pour évaluer les changements dans le paysage sonore et leurs effets sur la portée acoustique de l'ERS, le niveau de bruit ambiant minimal de référence a été défini comme correspondant aux conditions où le bruit abiotique est à son minimum et où le bruit anthropique est absent (voir Vagle *et al.* 2021). Nous avons dérivé ce niveau de référence des enregistrements acoustiques des mouillages en utilisant le niveau de dépassement L_{99} , c'est-à-dire les 1 % de conditions les plus calmes, des enregistrements dans le passage Boundary et le détroit de Haro agrégés sur la période d'étude de six mois (mai à octobre) et dont la moyenne a été calculée sur les trois années d'étude (Vagle *et al.* 2021). Les mouillages dans ces deux régions ont été jugés les moins affectés par le bruit chronique et à grande distance des navires en raison de la géographie, et constituaient également les zones ayant le moins de potentiel pour le bruit supplémentaire abiotique, étant donné leur emplacement dans des eaux protégées. Par conséquent, nous avons supposé que le niveau de bruit ambiant minimal appliqué à cette analyse reflétait l'absence de bruit provenant de navires et un bruit négligeable attribuable au vent. Une seule valeur de référence pour le bruit ambiant minimal a été appliquée dans toute la zone d'étude aux fins de cette analyse.

2.2.3. Réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation

Nous avons calculé la réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation en comparant la portée sur laquelle les vocalises à 10 kHz et les clics d'écholocalisation à 50 kHz pouvaient se déplacer lorsque les conditions de bruit ambiant minimal prévalaient avec les conditions obtenues à partir de modèles de bruit attribuable au vent et aux navires (Vagle *et al.* 2021).

La variation du bruit ambiant due au vent a été modélisée sur l'étendue de la zone d'étude par mois (mai à octobre) et par année (2018 à 2020) à une profondeur de 25 m. Les valeurs médianes du niveau de pression acoustique (niveau de dépassement L_{50}) pour ce paramètre ont été calculées à 10 kHz et 50 kHz, comparées aux valeurs obtenues au niveau de bruit

ambiant minimal et exprimées en pourcentage de réduction de la portée des communications ou de l'écholocalisation. Nous avons examiné les tendances au début, au milieu et à la fin de l'été en utilisant les valeurs de 2019 en mai, juillet et octobre, respectivement.

La variation du bruit attribuable aux navires à travers la colonne d'eau dans la zone d'étude a été examinée dans les couches d'eau supérieure (7,5 m) et moyenne (50 m), et à une profondeur maximale représentative des plongées de recherche de nourriture (150 m; Baird *et al.* 2005; Tennessen *et al.* 2019). Les niveaux de pression acoustique qui ont été dépassés à ces profondeurs 5 %, 50 % et 95 % du temps (L_5 , L_{50} et L_{95} , respectivement) ont été examinés, toujours pour des fréquences représentatives de la portée des communications (10 kHz) et de la portée de l'écholocalisation (50 kHz). Dans ces calculs, nous avons établi la portée des communications en supposant que l'épaulard faisait des vocalises aux trois profondeurs examinées, tandis que pour la portée de l'écholocalisation, nous avons supposé que l'épaulard se trouvait à 10 m de profondeur et qu'il envoyait des signaux d'écholocalisation à une cible à chacune des trois profondeurs évaluées.

La variation du bruit ambiant dérivée des modèles de bruit attribuable au vent ou aux navires reflète le pire scénario pour la période d'étude, car ces modèles supposent une présence constante et donc chronique du vent ou des navires.

Le modèle de bruit attribuable aux navires décrit ci-dessus ne prend en compte que les navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A. Pour évaluer le bruit supplémentaire provenant des petits bateaux, les niveaux de pression acoustique à 50 kHz ont été dérivés de chaque minute d'enregistrement des six lieux de mouillage. La réduction de la portée due à la présence de petits bateaux et de bateaux de plaisance a été estimée par la méthode employée pour la première fois par Au *et al.* (2004) qui est décrite ci-dessus. Nous avons choisi la fréquence de 50 kHz parce qu'elle reflète le bruit généré par les petits moteurs et qu'elle englobe la fréquence du signal de l'échosondeur le plus couramment utilisé par ces petits bateaux dans la zone d'étude (Burnham *et al.* 2021a; Vagle *et al.* 2021). Le changement minute par minute de la portée de l'écholocalisation par rapport au niveau de bruit ambiant minimal a été visualisé mensuellement pour chaque mouillage.

2.2.4. Cooccurrence de l'ERS et du bruit

Une comparaison spatiale et temporelle a été effectuée entre les zones où la fréquence d'occurrence de l'ERS est élevée et où il y a du bruit attribuable au vent ou aux navires. La superposition des sorties de modèle sur la fréquence d'occurrence de l'ERS avec les couches matricielles représentant la réduction proportionnelle de la portée acoustique résultant du bruit abiotique (modèle de bruit attribuable au vent) et anthropique (modèle de bruit attribuable aux navires) a facilité la détermination des zones de cooccurrence. La fréquence d'occurrence de l'ERS a été exprimée par les valeurs de dépassement de 70 %, 80 % et 90 % à un niveau de confiance de 90 % pour chaque mois de mai à octobre.

Deux régions utilisées intensivement par l'ERS ont été choisies à des fins de comparaison : la zone du banc Swiftsure et le détroit de Haro. Pour normaliser spatialement les zones, nous avons créé des frontières limitant les polygones de fréquence d'occurrence à ces régions. Les valeurs matricielles de la réduction proportionnelle de la portée de l'écholocalisation et des communications (selon le niveau de dépassement L_{50}) ont été cartographiées pour chaque mois (de mai à octobre). Cette analyse a été effectuée à 25 m de profondeur pour le bruit attribuable au vent, et à deux profondeurs pour le bruit attribuable aux navires (10 et 100 m). La réduction proportionnelle de la portée a ensuite été exprimée dans l'espace pour chacun des polygones de fréquence d'occurrence de l'ERS (70 %, 80 % et 90 %).

La réduction de la portée a également été exprimée en pourcentage de temps pendant lequel l'environnement était dégradé à un endroit précis. Pour ce faire, la portée acoustique qui serait disponible pour un individu (classée selon les catégories 0 à 25 %, 25 à 50 %, 50 à 75 % et 75 à 100 % de la portée disponible) à une profondeur donnée au cours d'une semaine a été calculée à trois lieux de recherche de nourriture, trois lieux de déplacement, et quatre profondeurs différentes (7,5, 20, 50 et 100 m). La semaine du 1^{er} au 7 août 2018 a été utilisée comme échantillon représentatif de la période d'étude, tandis que les lieux de recherche de nourriture et de déplacement étaient ceux où il y avait une certitude supérieure à 0,9 d'occurrence de ces comportements et qui étaient situés dans des zones où la probabilité d'occurrence de l'ERS était de 90 %.

2.3. PRÉSENCE ET VITESSE DES NAVIRES

2.3.1. Présence de navires

La présence de navires dans la zone d'étude a été décrite à l'aide des données du SIA recueillies par les récepteurs terrestres de la Garde côtière canadienne. Les trajectoires des navires interpolées pour obtenir un point de données toutes les cinq minutes ont servi à évaluer la présence de navires et à calculer leur vitesse dans la mer des Salish et la zone du banc Swiftsure (Vagle *et al.* 2021). Les grands navires commerciaux — notamment les vraquiers, les porte-conteneurs, les traversiers, les navires de croisière, les pétroliers et les transporteurs de véhicules — doivent être équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A. Le SIA n'est pas obligatoire pour les petits bateaux, comme les bateaux de plaisance et les petits navires commerciaux (p. ex., les remorqueurs); ainsi, la présence réelle de ces navires dans les données est sous-estimée. Ces bateaux ne sont pas suivis par le SIA ou sont équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe B qui transmet son signal moins fréquemment et sur de plus courtes distances qu'un émetteur-récepteur de classe A.

Comme nous présumons que les données du SIA sous-représentaient la présence des bateaux de petite taille et non commerciaux, nous avons inclus les données des relevés aériens des bateaux de pêche effectués par Pêches et Océans Canada dans l'analyse afin d'avoir des données supplémentaires sur les classes de navires sous-représentées (Vagle *et al.* 2021). Les données acoustiques provenant des six mouillages équipés d'un enregistreur acoustique passif (figure 1) ont également fourni des renseignements sur les petits bateaux par la méthode décrite ci-dessus.

2.3.2. Vitesse des navires

Nous avons évalué la variation de la présence de navires à différentes vitesses afin d'examiner le risque de mort par collision avec un navire dans les zones d'occurrence élevée de l'ERS. La vitesse par rapport au fond de chaque navire a été calculée à l'aide de la distance parcourue et du temps écoulé selon les données provenant du SIA. Les données provenant des émetteurs-récepteurs du SIA de classe A et de classe B ont été filtrées au moyen de seuils liés à la vitesse minimale par rapport au fond. La vitesse par rapport au fond dépassant 1 nœud a servi à représenter tous les navires ayant de l'erre, et celle dépassant 10 nœuds a servi à représenter les navires à leur vitesse de croisière. Des couches mensuelles de la présence de navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA ont été générées, comme il est décrit dans Vagle *et al.* (2021), et exprimées en moyenne globale d'heures-navires quotidiennes par cellule de grille de 1 km², en moyenne sur la période 2018 à 2020, pour trois grandes catégories de navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA. Nous avons supposé que les navires se déplaçant à leur vitesse de croisière posaient un plus grand risque de collision avec l'ERS et un plus grand risque de létalité en cas de collision.

2.3.3. Cooccurrence de l'ERS et de navires

Pour évaluer la cooccurrence, les polygones représentant la présence de l'ERS à une fréquence de 70 % ont été superposés aux couches matricielles de la présence de navires. En suivant la méthode décrite dans Vagle *et al.* (2021), nous avons combiné les grands navires commerciaux équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A, les autres navires équipés d'un tel émetteur-récepteur et les navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe B pour créer un ensemble de couches matricielles mensuelles représentant tous les navires présents. Dans le cas des bateaux non équipés d'un émetteur-récepteur du SIA (c.-à-d. ceux utilisés pour la pêche récréative), nous avons créé une couche matricielle représentant les bateaux sous-représentés en nous fondant sur tous les relevés des bateaux de pêche effectués par Pêches et Océans Canada.

En outre, les tendances de la présence de navires au fil des mois ont été examinées en fonction de la vitesse et du type de navire (selon des catégories de navires) dans les polygones où la présence de l'ERS est élevée dans le détroit de Haro et dans la zone du banc Swiftsure. La taille et les limites de ces polygones varient d'un mois à l'autre, car ils sont basés sur les résultats mensuels du modèle d'occurrence de l'ERS. Les navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A ont été classés selon six catégories : cargaison, remorquage, transport de passagers/véhicules, pêche, plaisance et autres. La catégorie « cargaison » se compose principalement de vraquiers, de porte-conteneurs, de pétroliers et de transporteurs de véhicules. La catégorie « autres » comprend les navires de ravitaillement, les navires d'observation de cétacés, les navires militaires, les navires gouvernementaux et les navires de recherche. Tous les navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe B sont regroupés dans la catégorie « classe B ». Pour chacune de ces sept catégories, la présence de navires a été calculée par région (détroit de Haro et zone du banc Swiftsure) et par mois, pour les navires ayant de l'erre (vitesse par rapport au fond supérieure à 1 nœud) et les navires à leur vitesse de croisière (vitesse par rapport au fond supérieure à 10 nœuds). Pour calculer la moyenne d'heures-navires par kilomètre carré, nous avons établi la présence de navires en tant que moyenne d'heures-navires par jour (comme il est décrit dans Vagle *et al.* 2021), que nous avons ensuite divisée par la superficie de la région (tableau 2).

3. RÉSULTATS

3.1. PRÉSENCE DE L'ERS ET UTILISATION DE L'HABITAT PAR CELUI-CI

Les sorties du modèle d'occurrence de l'ERS montrent des zones où la fréquence d'occurrence de l'ERS est constamment élevée dans la zone du banc Swiftsure et dans une zone plus petite située dans le détroit de Haro le long de l'ouest de l'île San Juan (figure 3; Thornton *et al.* 2022). Les sorties du modèle de comportement présentent un schéma similaire à celui du modèle d'occurrence, avec une préférence pour la recherche de nourriture dans la zone au nord du banc Swiftsure (eaux côtières au nord s'étendant vers l'est dans le détroit de Juan de Fuca jusqu'à Port Renfrew [figure 4], sur l'avant-talus du banc Swiftsure [paroi orientale du banc de Swiftsure] et dans le détroit de Haro à l'extrémité sud-ouest de l'île San Juan [figure 5; Thornton *et al.* 2022]). Dans le détroit de Juan de Fuca, nous avons trouvé que les déplacements étaient le comportement dominant à l'est de Port Renfrew jusqu'à la rivière Jordan, dans la partie nord du détroit de Haro jusqu'au passage Boundary et dans les eaux entourant les îles Pender, Maine et Saturna (figure 5; Thornton *et al.* 2022).

3.2. EFFETS SUR LE MILIEU ACOUSTIQUE

3.2.1. Sons naturels et anthropiques

Les enregistrements effectués à bord du NGCC *VECTOR* aux mouillages situés dans le détroit de Juan de Fuca (Port Renfrew, rivière Jordan et Sooke), ainsi que sur le banc Swiftsure, indiquent que la portée maximale de détection dans des conditions de bruit ambiant minimal était d'environ 2 500 m pour les vocalises dans la plage de fréquences que l'ERS utilise pour la communication (500 Hz à 15 kHz), en particulier à 10 kHz (figure 6). Nous avons constaté que la réduction du signal était une fonction de la portée, suivant une portée à la puissance de -1,9 qui correspond le mieux aux caractéristiques de la réduction du signal. Cela a permis d'établir les distances de propagation potentielles des vocalises dans les différents scénarios de bruit provenant du vent et des navires testés pour l'analyse de l'étendue acoustique des vocalises de l'ERS.

Les tendances du vent étaient fortement saisonnières (Burnham *et al.* 2021a; Vagle *et al.* 2021; figure 7). Les régions où la vitesse du vent était élevée sont la partie sud-est du détroit de Juan de Fuca, Sooke et le détroit de Haro en particulier au milieu de l'été, ainsi que la partie ouest du détroit de Juan de Fuca, y compris l'ouest de l'État de Washington, en raison des vents qui soufflent au large à la fin de l'été (figure 7).

Le bruit attribuable aux navires a augmenté au milieu de la période d'étude. Bien que le taux de passage des navires commerciaux ait été constant tout au long de l'année, le nombre de navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe B a augmenté à partir de juin et atteint un pic en août (Burnham *et al.* 2021b). Le modèle de bruit attribuable aux navires a montré que les niveaux de bruit les plus élevés se trouvaient à proximité des voies de navigation, dans les zones de virage et de manœuvre des navires, et sur le banc Swiftsure (figures 8 et 9; Vagle *et al.* 2021). Les schémas spatiaux du bruit des navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA étaient uniformes d'un mois à l'autre. Par conséquent, les données de juillet 2018 ont servi de base de référence pour mettre en évidence les effets du bruit des navires sur la portée des communications et de l'écholocalisation à différentes profondeurs.

L'analyse des enregistrements du paysage sonore à 50 kHz, une approximation de la présence de petits bateaux, a indiqué que Sooke était une zone où les niveaux sonores dans cette fréquence étaient les plus élevés (figure 10).

3.2.2. Cooccurrence de l'ERS et du bruit

Le bruit attribuable au vent ne s'est ajouté qu'à la portée des communications de l'ERS (figure 7). Les zones les plus touchées par ce type de bruit ne se chevauchent pas de manière importante avec les zones d'occurrence élevée de l'espèce et ne sont donc pas abordées de façon plus approfondie (figure 12).

Les effets des navires suivis par le SIA sur le champ acoustique étaient moins importants pour les fréquences de communication que pour les fréquences d'écholocalisation. Les effets ont peu changé selon la profondeur dans les fréquences que l'ERS utilise pour communiquer (figures 8 et 9). Les zones situées près de Sooke et des voies de navigation internationales, où les navires suivis par le SIA effectuent des manœuvres directionnelles, étaient des endroits où les plus grands effets sur les portées des communications et de l'écholocalisation étaient susceptibles de se produire. En ce qui concerne les portées des communications et de l'écholocalisation, les effets étaient plus importants dans les zones à fréquence d'occurrence élevée de l'ERS sur le banc Swiftsure que dans le détroit de Haro, et ce tous les mois. En ce qui concerne la portée des communications à toutes les profondeurs, des réductions de 40 % et plus (jusqu'à 60 à 80 % localement) ont été estimées tous les mois, jusqu'à 50 % des zones

d'occurrence élevée étant fortement exposées au bruit (plus de 40 % de réduction de la portée) en septembre. Des résultats similaires ont été obtenus pour la réduction de la portée de l'écholocalisation lorsqu'un individu dans les eaux de surface écholocalisait une cible dans la couche d'eau supérieure (à 10 m de profondeur). Plus la distance entre l'individu et la cible augmentait, plus la réduction était importante. Dans ces cas, lorsque l'individu à 10 m de profondeur écholocalisait une cible située à 100 m de profondeur, la portée à laquelle l'écholocalisation était utile a été réduite à 0 à 20 % de celle disponible dans des conditions de bruit ambiant minimal dans les zones où la fréquence d'occurrence est la plus élevée (90 %) (figures 13 et 14). Ces conditions extrêmes de réduction presque totale de la portée de l'écholocalisation prévalaient dans plus de 40 %, et parfois 75 % (septembre), de ces habitats très fréquentés (Figure 14).

La comparaison de la réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation entre trois sites de recherche de nourriture et trois sites de déplacement indique des réductions potentielles de la portée dans les six lieux (figures 15 et 16). Dans l'ensemble, le nord du banc Swiftsure était le lieu le moins touché (recherche de nourriture), tandis que l'avant-talus du banc Swiftsure était le lieu le plus touché (recherche de nourriture). Si l'on considère les fréquences de communication, le lieu de déplacement de Turn Point, ainsi que le site de recherche de nourriture de l'avant-talus du banc Swiftsure et le lieu de déplacement adjacent (Swiftsure), qui sont tous deux à proximité de la voie de navigation internationale, ont été soumis aux plus fortes interférences par le bruit des navires. La portée était inférieure de moitié pendant environ la moitié du temps, surtout en profondeur (figure 16). Sur le site le plus silencieux (nord du banc Swiftsure), la portée des communications n'a été affectée par le bruit des navires que près de la surface (7,5 m), où une portée inférieure à 75 % de celle au niveau de bruit ambiant minimal était presque la norme, et prévalait pendant plus de 80 % du temps. Le lieu de déplacement dans le détroit de Juan de Fuca a montré la plus faible persistance des effets du bruit des navires sur la portée des communications, ayant le moins de temps passé dans les conditions de portée les plus réduites (figure 15).

La portée de l'écholocalisation a été réduite d'environ la moitié pendant plus de 50 % du temps à tous les endroits sauf un (nord du banc Swiftsure) lorsqu'un individu à 10 m de profondeur écholocalisaient une cible vers les plus grandes profondeurs (figures 15 et 16). La réduction de la portée d'un clic d'écholocalisation était généralement moins variable entre les trois lieux de déplacement que celle de la portée des communications. Tous les sites ont vu des réductions similaires (environ 50 % et plus) de la portée pour un individu qui écholocalisent une proie dans la couche d'eau supérieure (figures 15 et 16). La réduction de la portée de l'écholocalisation s'intensifiait avec la profondeur de la cible, et était plus prononcée à l'emplacement de Turn Point (figure 16). Dans le lieu de recherche de nourriture le plus calme, la portée de l'écholocalisation n'a pas été affectée par le bruit des navires. La portée de l'écholocalisation était au moins égale à 75 % de la portée maximale calculée dans des conditions de bruit ambiant minimal pendant au moins 60 % du temps. Ceci était vrai pour un individu à 10 m de profondeur écholocalisant une proie à chacune des trois profondeurs considérées. Dans le lieu de recherche de nourriture le plus exposé à du bruit, la zone intertidale du banc Swiftsure, plus de 70 % du temps a été passé avec moins de la moitié de la portée de l'écholocalisation dans des conditions de bruit ambiant minimal (figure 15).

En ce qui concerne la présence de petits bateaux, les réductions les plus importantes dans la portée de l'écholocalisation se sont produites près de Sooke (figure 10). Des tendances similaires, mais moins distinctes, ont été observées près de Port Renfrew et de la rivière Jordan, en particulier en septembre. Les niveaux sonores les plus élevés dans la bande de 50 kHz et les plus fortes réductions dans la portée de l'écholocalisation ont été observés les jours de fin de semaine, pendant la journée, du début de la matinée à la fin de l'après-midi

(figure 11). Pendant ces périodes, la portée de l'écholocalisation à proximité de ces enregistreurs est fréquemment tombée en dessous de 25 % (figures 10 et 11).

3.3. PRÉSENCE ET VITESSE DES NAVIRES

Des navires étaient présents dans toutes les zones définies comme étant utilisées intensivement par les ERS. Ils étaient en plus grand nombre dans le détroit de Haro que sur le banc Swiftsure pour toutes les catégories de navires suivis par le SIA, toutes les vitesses et tous les mois analysés (figures 17 et 18). Les navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe B étaient la catégorie de navires prédominante dans le détroit de Haro, surtout en juillet et en août, mais ils ne se déplaçaient généralement pas à grande vitesse. Les grands navires commerciaux (c'est-à-dire les navires de charge et les remorqueurs) étaient constamment présents dans le détroit de Haro de mai à octobre, les navires de charge représentant la plus grande proportion des navires se déplaçant à des vitesses supérieures à 10 nœuds (figure 18). Des schémas similaires de présence de grands navires commerciaux ont été observés dans la zone du banc Swiftsure, le cargo étant la catégorie dominante de navires se déplaçant à des vitesses de croisière; toutefois, les navires de charge constituaient une plus grande proportion des navires ayant de l'erre ou se déplaçant à des vitesses de croisière sur le banc Swiftsure que dans le détroit de Haro (figure 18). Les navires de pêche commerciale suivis par le SIA étaient plus nombreux sur le banc Swiftsure, mais se déplaçaient généralement à moins de 10 nœuds (figure 18).

Comme nous nous y attendions, étant donné la proximité de l'habitat de l'ERS aux voies de navigation, nous avons constaté un chevauchement important entre la présence de navires commerciaux et l'occurrence de l'ERS tous les mois (figure 17). Cependant, l'occurrence de l'ERS chevauchait également de manière importante la présence de bateaux de pêche récréative (figure 19). D'après les données de relevé, la cooccurrence de ces petits bateaux et de l'ERS était plus importante de juin à octobre autour de Port Renfrew, Sooke et Victoria; cependant, la couverture spatiale des relevés aériens était limitée en mai et en octobre (Vagle *et al.* 2021). Les données provenant des enregistreurs acoustiques près de Port Renfrew, de Sooke et de la rivière Jordan montrent une tendance à la réduction de la portée de l'écholocalisation, qui reflète la tendance attendue des passages de petits bateaux (augmentation importante les fins de semaine entre 6 h et 15 h), ce qui corrobore les données de cooccurrence visuelle de l'ERS et des petits bateaux (figures 10 et 11).

4. ANALYSE

Une protection efficace de l'ERS et de son habitat essentiel commence par la compréhension des schémas spatio-temporels de présence et d'utilisation de l'habitat. Bien qu'il soit souvent difficile de distinguer les menaces qui pèsent sur les individus de celles qui entraînent la destruction de l'habitat essentiel, les mesures d'atténuation axées sur les zones où l'on trouve le plus grand nombre d'ERS sont plus susceptibles de réduire les effets sur les individus et ont donc la plus grande influence sur le rétablissement. Le développement du cadre de cooccurrence présenté ici permet de déterminer les zones où la fréquence d'occurrence de l'ERS est élevée, où les menaces pour les individus ou le risque de destruction de l'habitat essentiel peuvent être élevés. Ces analyses portent sur les effets des navires; cependant, avec des couches supplémentaires décrivant l'étendue et la répartition des facteurs liés aux menaces de la raréfaction des proies et des contaminants, une évaluation plus complète des effets peut être réalisée.

Les épaulards communiquent et ont une sensibilité auditive dans les basses fréquences (inférieures à 1 kHz; Miller 2006; Branstetter *et al.* 2017), mais nous supposons que leur

capacité auditive est la plus aiguë dans les moyennes et hautes fréquences. Ce large champ auditif, allant de plusieurs centaines de Hertz dans les basses fréquences à environ 115 kHz (Szymanski *et al.* 1999; Miller 2002; Branstetter *et al.* 2017), entraîne une vulnérabilité accrue au bruit supplémentaire provenant de diverses sources, notamment les navires. Des réactions au stress provoqué par le bruit et des dommages auditifs entraînant des changements de sensibilité ont été constatés chez plusieurs espèces de mammifères marins (par exemple, Hastie *et al.* 2003; Southall *et al.* 2008; Rolland *et al.* 2012). En évaluant les contributions du bruit au paysage sonore, et en exprimant ces contributions en termes de réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation, superposées aux cartes de fréquence d'occurrence de l'ERS, il devient possible de relever les zones à haut risque et d'adopter une approche ciblée dans l'atténuation des effets.

Effets du bruit attribuable au vent

Le bruit attribuable au vent augmente généralement le niveau de bruit ambiant dans la gamme de fréquences 500 Hz à 50 kHz (Wenz 1962; Vagle *et al.* 1990; Carey *et al.* 1993) et, sans surprise, il était susceptible d'avoir une plus grande influence sur la portée des communications que sur la portée de l'écholocalisation de l'ERS. Bien que les moyennes mensuelles ne permettent pas toujours de rendre compte des rafales et de la variabilité du vent, cette étude n'indique aucun chevauchement entre les zones d'occurrence élevée de l'ERS et celles où prévalent des vents forts et un niveau de bruit ambiant élevé. En effet, l'utilisation par l'ERS des eaux intérieures de la mer des Salish atteint son maximum plus tard dans l'été, lorsque les effets du vent sont plus faibles, et les effets du vent sont plus importants sur le banc Swiftsure, où l'ERS est présent plus tôt dans l'été (Center for Whale Research 2020¹; Thornton *et al.* 2022). L'espèce a créé des stratégies d'adaptation pour compenser la variation du bruit naturel (Simmonds *et al.* 2014); les changements d'occurrence relative dans les zones lorsque le bruit du vent varie peuvent être une adaptation comportementale à la qualité de l'habitat acoustique et à l'abondance des proies.

Effets du bruit attribuable aux navires

L'ERS est exposé à des perturbations physiques et acoustiques causées par les navires commerciaux qui traversent le banc Swiftsure et empruntent le détroit de Juan de Fuca pour desservir les ports de la Colombie-Britannique et de l'État de Washington. Les navires commerciaux qui naviguent dans la mer des Salish augmentent le niveau de bruit ambiant, dans les gammes de fréquences que l'ERS utilise pour la communication et l'écholocalisation (Erbe *et al.* 2012; Veirs *et al.* 2016). Cette étude a fourni des preuves quantitatives de l'effet du bruit des navires sur la portée de l'écholocalisation et des communications de l'ERS, à la fois dans les eaux de surface et en profondeur. La réduction de la portée des communications et de l'écholocalisation était plus importante dans la zone du banc Swiftsure que dans le détroit de Haro. Ces variations entre les sites peuvent être attribuées à une topographie et des propriétés de l'eau différentes, ainsi qu'à une composition différente du trafic maritime. Une étude parallèle indique que le bruit des navires est plus soutenu dans la zone du banc Swiftsure, alors que dans le détroit de Haro, il y a des périodes de calme relatif entre les passages de navires (Vagle *et al.* 2021).

La comparaison des effets du bruit entre les lieux de recherche de nourriture et de déplacement à l'intérieur de l'habitat essentiel de l'ERS indique que les individus se déplaçant dans les eaux proches de Turn Point ou cherchant de la nourriture sur l'avant-talus du banc Swiftsure subiraient les plus grandes réductions de la portée des communications et de l'écholocalisation. Cela résulte probablement d'une plus grande présence de navires commerciaux dans ces zones. Les manœuvres et les changements de cap qui se produisent près de Turn Point augmentent le bruit des navires dans l'environnement, tandis que l'avant-talus du banc

Swiftsure se trouve directement sous la confluence du trafic maritime dans les couloirs de navigation d'arrivée et de départ.

La persistance de la réduction de la portée, documentée, souvent plus de 50 % du temps dans les lieux de recherche de nourriture et de déplacement, laisse penser que la dépendance de l'ERS à l'écholocalisation pourrait être considérablement entravée dans les zones de forte exploitation de son habitat essentiel, surtout s'il utilise l'écholocalisation pour trouver ses proies en profondeur. À titre d'exemple, les trois sites de déplacement étaient généralement caractérisés par des portées d'écholocalisation inférieures à la moitié de celles obtenues dans des conditions de bruit ambiant minimal pendant plus de 50 % du temps. La réduction de la portée effective du signal lors des déplacements peut avoir des répercussions sur la capacité de navigation de l'espèce.

La réduction de la portée de l'écholocalisation dans les zones de recherche de nourriture pourrait également nuire à l'ERS. Les eaux de surface dans la zone de recherche de nourriture sur l'avant-talus du banc Swiftsure ont vu la plus grande réduction de la portée de l'écholocalisation pendant la plus grande partie du temps (c'est-à-dire, plus de 70 % du temps en ayant moins de 50 % de la portée de l'écholocalisation). Une grande partie de la recherche de proies par l'ERS a lieu dans la partie supérieure de la colonne d'eau (Baird *et al.* 2003, 2005; Tennessen *et al.* 2019); l'ERS poursuit les poissons en profondeur, ce qui nécessite qu'il plonge profondément pendant la recherche de nourriture (Baird *et al.* 2003, 2005; Tennessen *et al.* 2019). Cela correspond à notre analyse de la portée de l'écholocalisation en ayant un individu positionné à 10 m de profondeur et utilisant des clics pour rechercher des proies à différentes profondeurs. Alors que la portée de l'écholocalisation sur l'avant-talus du banc Swiftsure était assez constante avec l'augmentation de la profondeur de la proie, l'emplacement du détroit de Haro a vu une plus grande réduction de la portée avec l'augmentation de la profondeur de la proie.

La réduction de la distance à laquelle l'ERS peut communiquer avec ses congénères par des vocalises pourrait nuire à la cohésion des groupes et entraver la coordination de la recherche de nourriture ou du partage des proies (Ford et Ellis, 2014; Wright *et al.* 2016).

Certaines hypothèses ont été formulées sur l'effet qu'a le bruit sur l'ERS lors de la mise en œuvre et de l'interprétation du modèle de bruit attribuable aux navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A, comme l'indiquent Vagle *et al.* (2021). Le modèle n'a pas réussi à saisir toute la complexité du comportement des navires et de l'ERS ni la nature dynamique de l'environnement au sein de l'habitat essentiel de l'espèce. Les enregistrements acoustiques dans la zone d'étude indiquent un environnement plus calme que les prédictions du modèle, ce qui démontre que le modèle a surestimé le niveau de bruit des navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A (Vagle *et al.* 2021). Comme les données empiriques englobent toutes les sources de bruit, y compris celui des navires non suivis par le SIA, les estimations du bruit des navires représentent le pire scénario que pourrait rencontrer l'ERS dans ces zones. Le modèle suppose que la production et la réception du bruit des navires sont omnidirectionnelles, et n'a pas tenu compte de la nature dynamique des vocalises de l'ERS, en ce qui concerne la directionnalité, la largeur du faisceau, l'intensité des vocalises ou la modification de l'intervalle entre les impulsions en présence de sources de bruit (Miller 2006; Lammers *et al.* 2004; Madsen *et al.* 2005; Morisaka *et al.* 2011; Jensen *et al.* 2018; Wellard *et al.* 2020). En outre, aucun mécanisme de vocalisation adaptative ou de compensation du masquage n'a été pris en compte, et l'intensité du bruit et la sensibilité auditive de l'espèce n'ont pas été évaluées (Nedwell *et al.* 2007; Barber *et al.* 2010; Pine *et al.* 2018, 2020). L'amplitude du bruit par fréquence n'a pas été pondérée pour la sensibilité auditive (Szymanski *et al.* 1999; Southall *et al.* 2007; Branstetter *et al.* 2017).

Les modèles ont également été limités dans leur représentation du répertoire vocal complet de l'ERS. L'utilisation de la fréquence de 10 kHz dans la modélisation du bruit représentait la gamme des fréquences fondamentales des sifflements omnidirectionnels de l'ERS (Ford 1989, 1991; Miller 2002; Thomsen *et al.* 2002), qui se situe également dans la gamme décrite pour la focalisation des vocalises pulsés (1 à 15 kHz; Reisch *et al.* 2006). De plus, bien que l'utilisation de la fréquence de 50 kHz pour l'écholocalisation soit cohérente avec ce qui est décrit dans les études précédentes (voir Au *et al.* 2004), elle ne couvre pas toute la gamme utilisée par l'ERS pour l'écholocalisation.

L'amélioration du modèle de bruit attribuable aux navires permettrait de mieux représenter les champs sonores réels et pertinents pour l'ERS dans la zone d'étude. Par exemple, on pourrait étendre les fréquences acoustiques modélisées aux fréquences importantes pour l'ERS, plutôt que d'extrapoler à partir du modèle de 125 Hz aux plages de fréquences utilisées pour la communication et l'écholocalisation. De plus, les travaux en cours pour affiner l'estimation des pertes de transmission des vocalises dans la zone d'étude, et pour définir la directionnalité et les niveaux de la source des vocalises de l'ERS, réduiront les grandes incertitudes des résultats du modèle actuel. Cartographier le bruit tout en tenant compte des audiogrammes de l'espèce et des caractéristiques connues des vocalises peut également aider à mieux évaluer le degré de masquage associé à chaque comportement ou aux zones relevées.

Comme les modèles de bruit décrits ci-dessus ont été construits avec des données provenant des navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A, ils sont biaisés par les effets du trafic des navires commerciaux. L'inclusion des données des navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe B dans le modèle élargirait notre compréhension des effets globaux du bruit des navires. Cependant, des données supplémentaires sur les types de navires et les niveaux de source représentatifs sont nécessaires pour augmenter la précision des sorties des modèles. La contribution sonore des petits bateaux non suivis par le SIA est variable dans l'habitat essentiel de l'ERS et difficile à quantifier. L'utilisation de la fréquence de 50 kHz comme marqueur acoustique pour indiquer la présence de petits bateaux est une nouvelle méthode prometteuse pour évaluer l'effet sur l'espace actif de l'ERS qui est axée sur la réduction de la portée de l'écholocalisation. Cette approche est étudiée comme moyen de quantifier à la fois la présence de petits bateaux et leur contribution au niveau de bruit. La validation de la méthode est en cours, par des relevés visuels menés à bord de navires en même temps que l'installation d'enregistreurs dans des points stratégiques.

Conséquences de la perturbation

Le niveau du bruit anthropique dans les océans du monde est considéré comme étant un risque pour la survie et le rétablissement des cétacés (Clark *et al.* 2009; Hatch *et al.* 2012), en particulier pour les espèces sensibles d'un point de vue acoustique comme l'ERS (Weilgart 2007; Simmonds *et al.* 2014). L'intensification du champ sonore par le bruit des navires affecte le comportement de l'espèce en nuisant à la recherche de nourriture, la cohésion sociale, la navigation, l'écoute passive et la conscience situationnelle. L'abandon d'habitats importants est une autre conséquence du bruit, souvent difficile à quantifier. La présence de l'ERS dans la mer des Salish est fortement corrélée aux schémas migratoires des stocks de saumon chinook du fleuve Fraser et de la baie Puget (Ford *et al.* 2017; Hanson *et al.* 2010, 2021). L'abandon de zones de recherche de nourriture est préoccupant, car la trajectoire de la population est actuellement statique et la fécondité est faible. On pense que l'absence de rétablissement de cette population est multifactorielle, la raréfaction des proies étant considérée comme une menace principale. Comme la disponibilité des proies est fonction à la fois de leur abondance et de leur accessibilité, les effets du bruit sur l'écholocalisation et le risque d'abandon des principales zones de recherche de nourriture sont préoccupants.

À mesure que la distance entre la source et le récepteur augmente, la force du signal est diminuée par la perte de transmission. Pour l'ERS, ce principe de transmission du son limite la détectabilité des proies ou la portée sur laquelle il peut communiquer avec ses congénères. Les résultats présentés ici correspondent à ces des études antérieures qui indiquent une baisse de l'efficacité dans la recherche de nourriture et la détection des proies par l'ERS lorsqu'il se trouve à proximité de navires (Au *et al.* 2004; Holt *et al.* 2009). Les effets sur la portée des communications laissent penser que les vocalises servant à la coordination de la recherche de nourriture et au partage des proies pourraient également être affectées par le masquage. La présente étude s'ajoute aux travaux en cours pour prédire les changements induits par le bruit dans la portée acoustique, ou la quantification de l'espace actif (Clark *et al.* 2009) pour l'espèce (voir Bain et Dahlheim *et al.* 1994; Erbe 2002; Miller 2006; Veirs et Veirs 2011; Williams *et al.* 2014a).

Une vocalisation adaptative pour surmonter le masquage causé par le bruit des navires a été observée chez l'ERS. Des techniques de compensation telles que l'intensification des vocalises ou la modification de leurs fréquences, appelées effet Lombard, sont utilisées pour maintenir le contact acoustique (Holt *et al.* 2009, 2011). En présence de bruit, la durée des vocalises peut également augmenter (Foote *et al.* 2004). Ces mécanismes compensatoires utilisés pour surmonter les effets du bruit des navires ont des implications énergétiques. L'évaluation métabolique de la vocalisation chez le grand dauphin a indiqué que le coût de production du son augmentait avec la durée des vocalises et que les exigences physiques de la production du son nécessitaient une période de récupération pour revenir au taux métabolique de base (Noren *et al.* 2013). Pour les individus qui manquent de proies et qui sont stressés sur le plan nutritionnel, ces effets s'ajoutent à une réserve énergétique déjà entamée (Williams *et al.* 2006; Noren *et al.* 2011). Des effets liés à l'évitement de zones de recherche de nourriture ou à la transition entre les comportements de recherche de nourriture et de déplacement ont été observés en présence de navires, ce qui pourrait diminuer les occasions de recherche de nourriture (Williams *et al.* 2006; Lusseau *et al.* 2009; Noren *et al.* 2009; Holt *et al.* 2021). Les conséquences de la hausse des dépenses énergétiques et de la réduction de l'apport énergétique sont accrues pour la population d'ERS, où une diminution globale de l'état corporel a été observée (Fearnbach *et al.* 2011, 2020).

Le niveau, la durée et la saisonnalité du bruit reçu par un individu peuvent modifier la gravité de l'effet (Southall *et al.* 2007; Erbe *et al.* 2016; Holt *et al.* 2021). Les complexités de la description du paysage sonore, de la compréhension de la façon dont les cétacés interagissent avec ce paysage et de la dynamique de l'espace actif ne sont pas non plus pleinement saisies ici. D'autres travaux visant à affiner la nature tridimensionnelle du modèle de bruit provenant des navires et les données sur la façon dont le bruit affecte les individus viendront enrichir notre compréhension.

Présence de navires et risques de collision

La présence d'un navire peut toucher les processus vitaux en entravant directement les trajectoires de déplacement ou en modifiant le comportement d'autres manières plus subtiles (Pirota *et al.* 2015). Si la cooccurrence des grands navires équipés d'un émetteur-récepteur du SIA de classe A a été bien saisie dans le cadre de cette étude, ce n'est pas le cas pour les petits bateaux qui peuvent se trouver plus près d'individus. Par exemple, la majorité des navires suivis par le SIA présents dans le détroit de Haro entre juin et septembre étaient équipés d'un émetteur de classe B. Bien qu'il s'agisse de bateaux de plaisance et d'autres types de petits bateaux, le fait qu'ils n'aient pas à être suivis par le SIA rend cet ensemble de données incomplet, de manière non définie (Vagle *et al.* 2021). Cependant, il est clair, d'après les données des navires équipés d'un émetteur de classe B et les relevés aériens, que la présence

de bateaux de plaisance est importante dans les zones d'occurrence élevée de l'ERS, surtout pendant les mois d'été.

Les collisions sont un risque plus évident posé par la présence de navires. La probabilité d'occurrence et la probabilité de létalité d'une collision avec un navire augmentent avec la vitesse (Vanderlaan et Taggart 2007; Gende *et al.* 2011; Conn et Silber 2013). Bien que les grands navires commerciaux n'aient pas toujours été la catégorie de navires la plus répandue, ils étaient prédominants parmi les navires se déplaçant à des vitesses élevées (plus de 10 nœuds) tous les mois, tant dans la zone du banc Swiftsure que dans le détroit de Haro. Compte tenu de leur vitesse et de leur grande taille, on peut s'attendre à ce que ces navires présentent un risque élevé de collision mortelle dans les zones où il y a des cétacés (Vanderlaan et Taggart 2007; Conn et Silber 2013; Kelley *et al.* 2020). Cependant, même les bateaux de petite taille et ceux qui se déplacent à petite vitesse présentent un risque de blessure grave ou de mortalité, en particulier en cas de contact avec des parties du corps où les couches de tissu sont minces au-dessus de l'os, comme la tête (Kelley *et al.* 2020). Ainsi, l'abondance des petits bateaux de plaisance notés dans cette étude ne doit pas être totalement exclue des considérations sur le risque de collision avec des bateaux, malgré leur petite taille et leur vitesse généralement faible. De plus, la majorité des études sur le risque de collision avec les navires ont jusqu'à présent porté sur des espèces de cétacés plus grandes, comme la baleine noire de l'Atlantique Nord (Vanderlaan et Taggart 2007; Conn et Silber 2013). Pour améliorer les estimations du risque de collision avec l'ERS, il serait utile de disposer de modèles qui évaluent spécifiquement les effets, sur la probabilité et la gravité des collisions avec des navires, de la taille des navires, de leur vitesse, de la capacité de l'espèce à se mouvoir et de son comportement en plongée.

Des mesures d'atténuation visant à augmenter la distance entre le trafic maritime et les zones d'occurrence élevée de l'ERS ont été mises en œuvre dans certaines zones. À titre d'exemple, on a entrepris un déplacement latéral volontaire des navires vers la côte dans le détroit de Juan de Fuca afin de réduire les perturbations physiques et acoustiques pour l'espèce. On a demandé aux remorqueurs et aux barges de déplacer leur itinéraire vers le sud, loin des zones où l'ERS est souvent présent. Ces mesures se sont avérées efficaces pour réduire la présence des navires et leur bruit dans les zones souvent fréquentées par l'ERS (Vagle et Neves 2019; Vagle, 2020; Burnham *et al.* 2021b).

Conclusions

L'élaboration de ce cadre de cooccurrence pour évaluer les effets sur l'ERS repose sur la combinaison des meilleures données disponibles sur la présence et le comportement de l'ERS à une analyse détaillée de la présence de navires, de leur vitesse et de leur contribution au milieu sonore. L'application de mesures du bruit propres à l'espèce pour saisir les effets du bruit abiotique et anthropique d'une manière ciblée a considérablement amélioré notre compréhension des effets du bruit sur l'ERS et soutiendra les décisions visant à concentrer les mesures d'atténuation dans les zones clés. L'étude des champs sonores modifiés et des répercussions sur la communication et l'écholocation de l'ERS dans les zones de recherche de nourriture et de déplacement met en évidence les zones d'importance particulière et de cooccurrence. Cette analyse montre l'intérêt de prendre en compte les changements survenus dans le paysage sonore dans les dimensions horizontale et verticale, constatant les effets du bruit à la fois près de la surface et dans la poursuite de proies en profondeur. La détermination du niveau de bruit dans les gammes de fréquences importantes pour la communication et l'écholocation de l'espèce permettra d'améliorer l'efficacité des mesures d'atténuation et de soutenir le rétablissement de cette population en voie de disparition.

5. TABLEAUX

Tableau 1. Lieux choisis dans les zones de recherche de nourriture ou de déplacement de l'ERS, relevés dans les analyses de comportement (figures 4 et 5).

Comportement prédominant	Étiquette du lieu	Latitude (° N)	Longitude (° O)	Profondeur (m)	Nom du lieu
Recherche de nourriture	F1	48.6496	124.9330	62	Nord du banc Swiftsure
Recherche de nourriture	F2	48.5292	124.8090	189	Avant-talus du banc Swiftsure
Recherche de nourriture	F3	48.4499	123.0900	212	Détroit de Haro
Déplacement	T1	48.4943	124.9190	86	Banc Swiftsure
Déplacement	T2	48.4321	124.3130	171	Détroit de Juan de Fuca
Déplacement	T3	48.6432	123.2010	190	Turn Point

Tableau 2. Zones d'occurrence élevée de l'ERS dans le détroit de Haro et la zone du banc Swiftsure indiquées par les modèles spatio-temporels selon une probabilité de 0,9 et une fréquence d'occurrence de l'ERS de 70 %.

Mois	Superficie du détroit de Haro (km ²)	Superficie de la zone du banc Swiftsure (km ²)
Mai	169	822
Juin	330	1 893
Juillet	394	2 292
Août	383	2 442
Septembre	422	1 853
Octobre	316	1 139

6. FIGURES

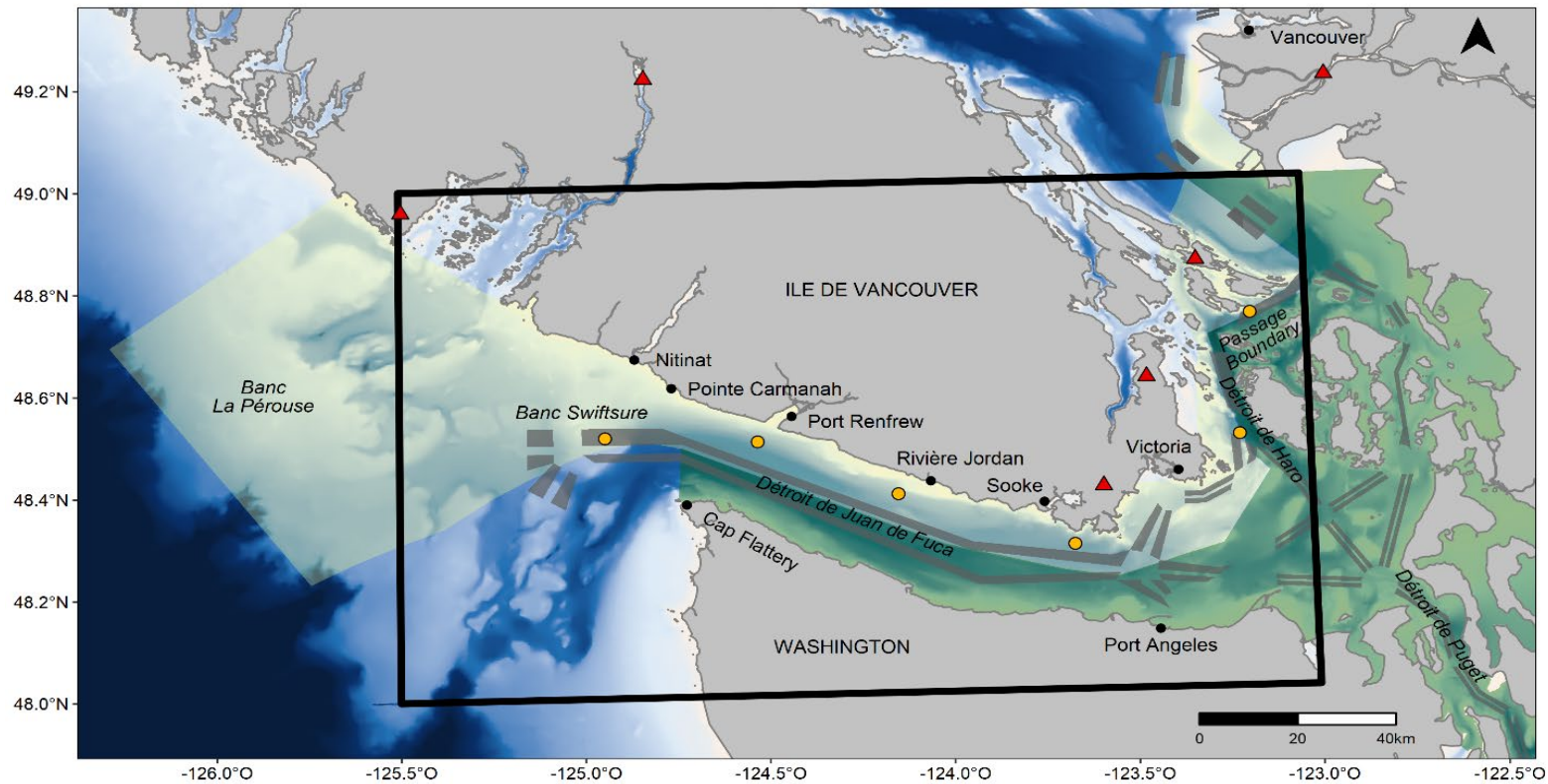


Figure 1. Eaux au sud de l'île de Vancouver, en Colombie-Britannique. La zone d'étude est délimitée par une boîte noire (49.0° N, 125.5° O; 49.0° N, 123.0° O; 48.0° N, 125.5° O; 48.0° N, 123.0° O). La zone ombrée en jaune représente l'habitat essentiel de l'ERS dans les eaux canadiennes; les zones ombrées en vert représentent l'habitat essentiel de l'ERS dans les eaux des États-Unis. Les voies de navigation sont indiquées en gris, les cercles jaunes montrent les emplacements des mouillages équipés d'un enregistreur acoustique et les triangles rouges indiquent les emplacements des récepteurs du SIA.

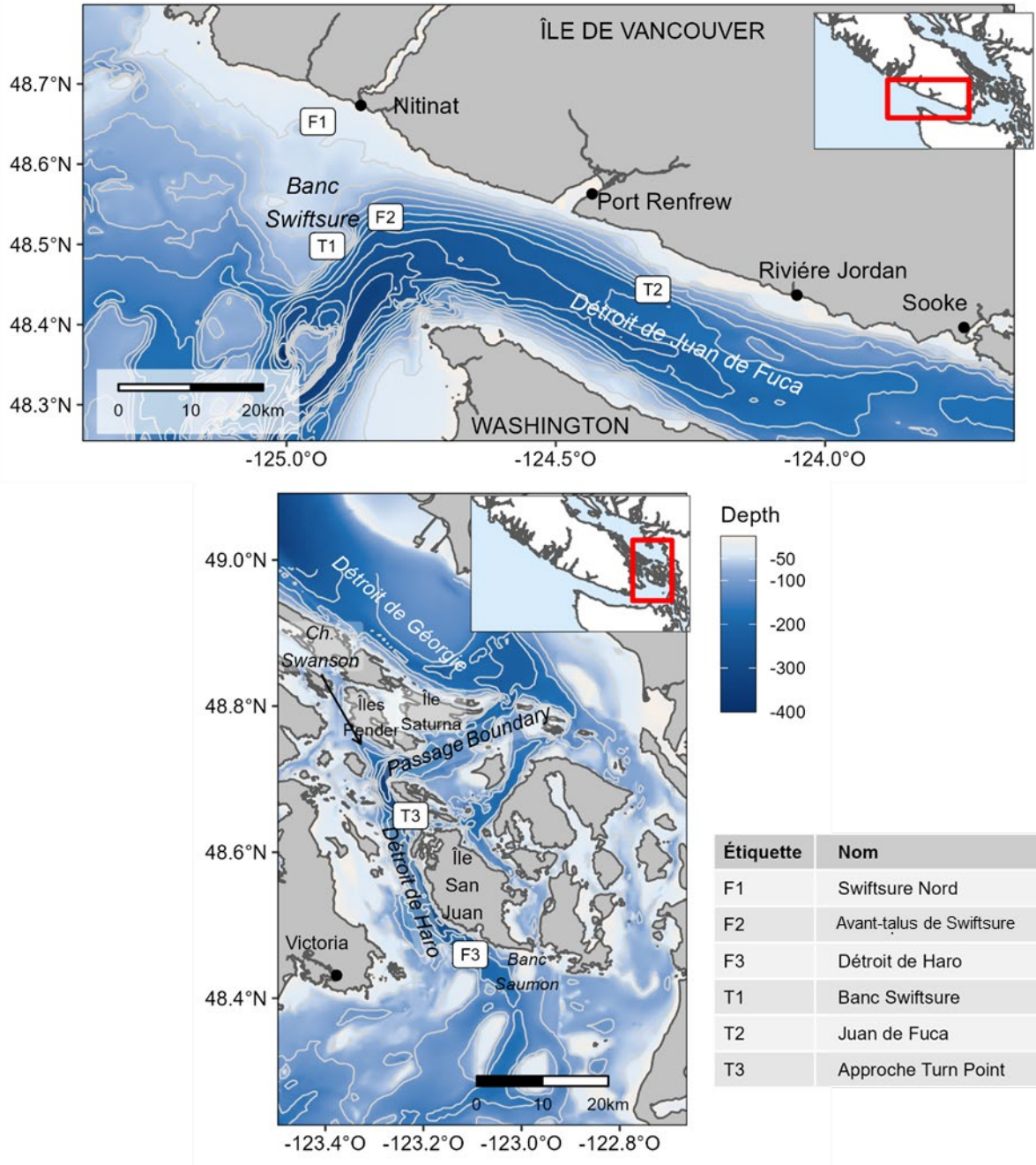


Figure 2. Bathymétrie de la zone d'étude montrant des emplacements représentatifs dans les zones de recherche de nourriture (F) et de déplacement (T) qui ont été sélectionnés pour l'analyse acoustique.

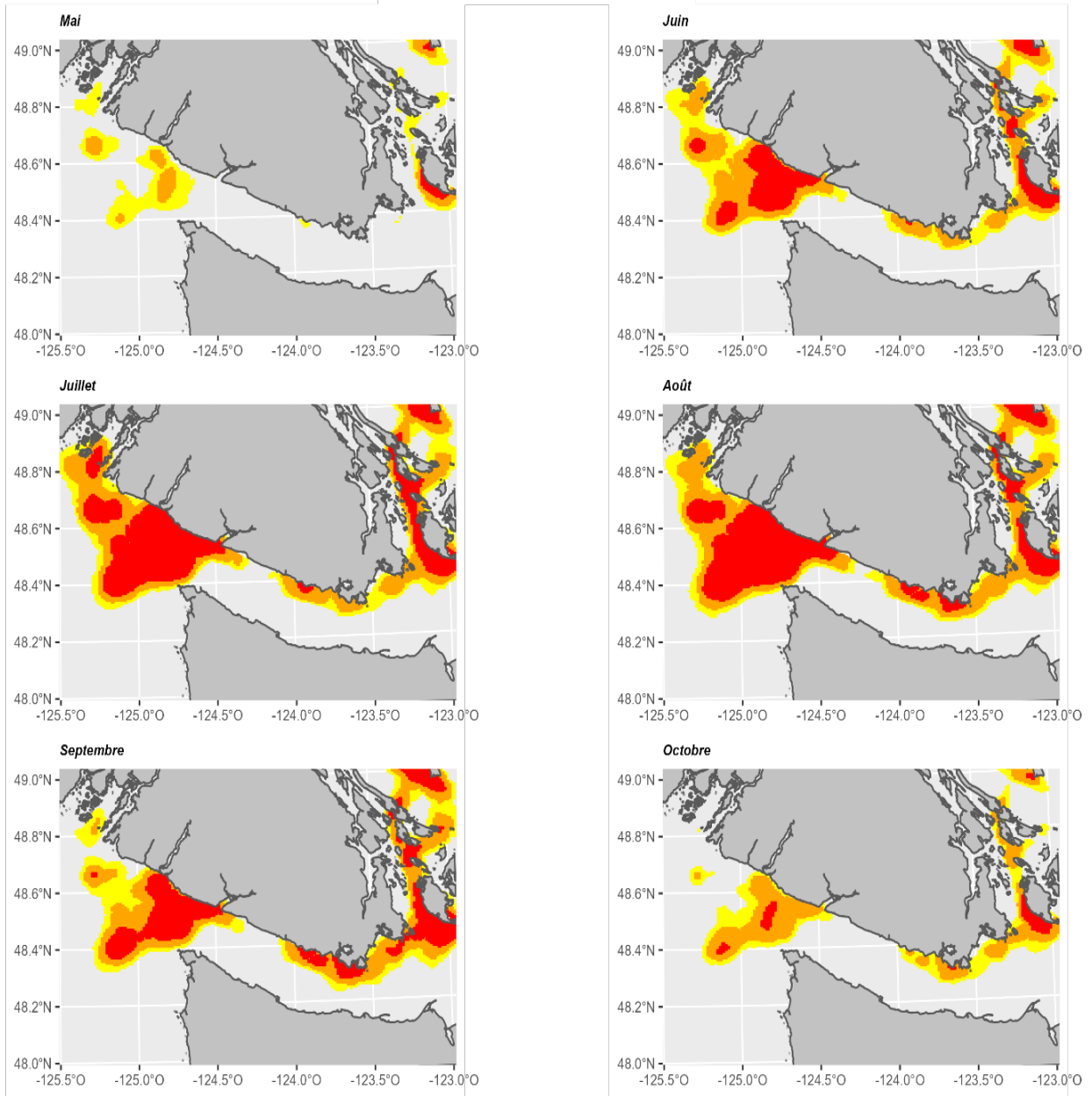


Figure 3. Zones d'occurrence élevée de l'ERS dans la région, représentées par des polygones d'intensité — 70 % (jaune), 80 % (orange) et 90 % (rouge) — pour chaque mois. Les valeurs de fréquence d'occurrence sont calculées pour tous les mois (mai à octobre); les probabilités supérieures à 0,9 sont affichées (Thornton et al, 2022).

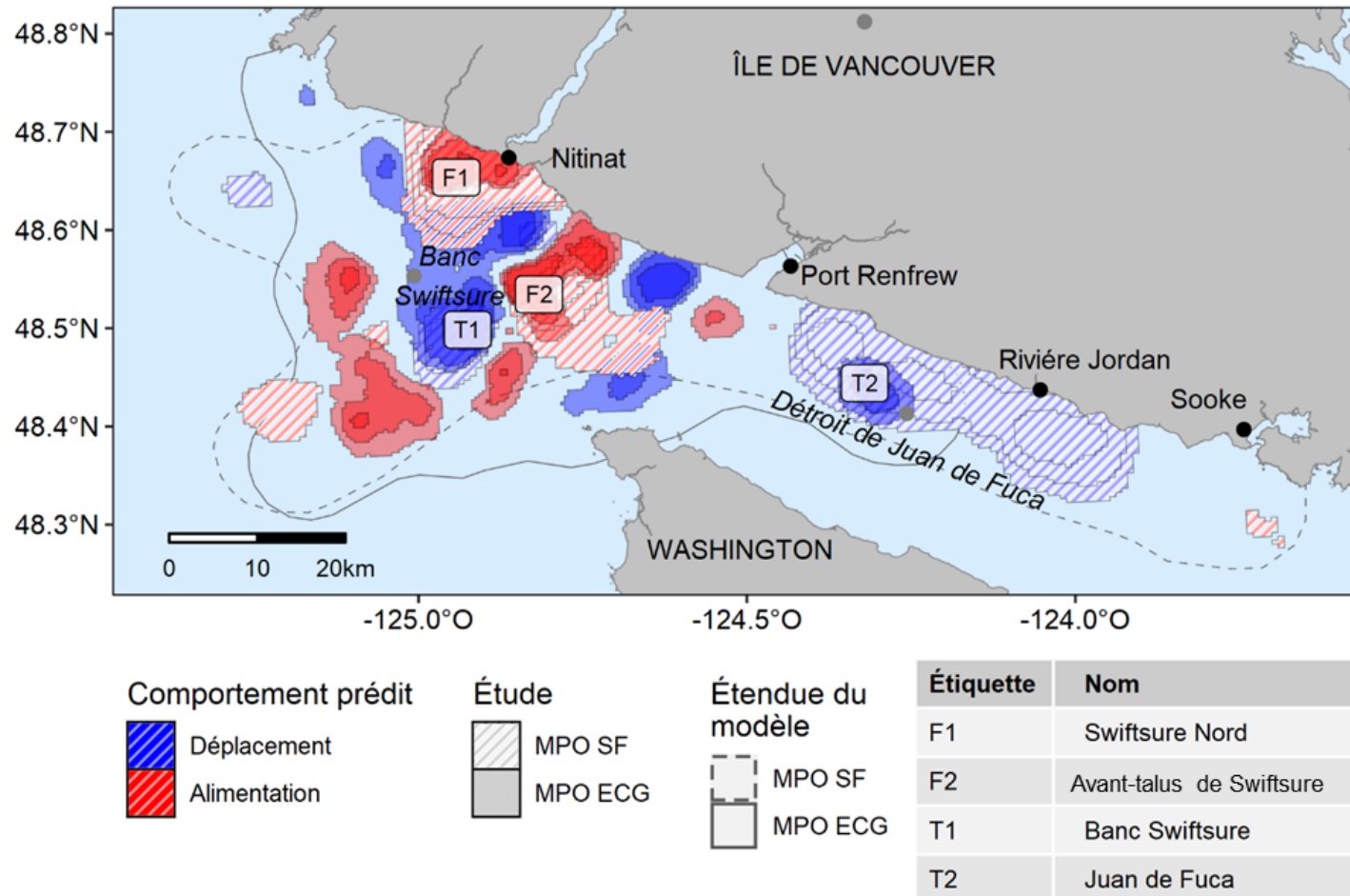


Figure 4. Zones de recherche de nourriture et de déplacement probables dans la zone du banc Swiftsure, indiquées par les modèles de suivi focal et d'étude sur le comportement des groupes du MPO. Les zones ont été définies par des emplacements présentant des valeurs supérieures à la médiane (dépassement de 50 %) du comportement donné dans plus de 0,7, 0,8 et 0,9 des échantillons a posteriori du modèle (indiqués respectivement par transparence décroissante). Les étendues des prédictions du modèle, ainsi que les lieux de recherche de nourriture (F) et de déplacement (T) pour l'analyse des changements dans les portées acoustiques sont également indiquées (Thornton et al, 2022).

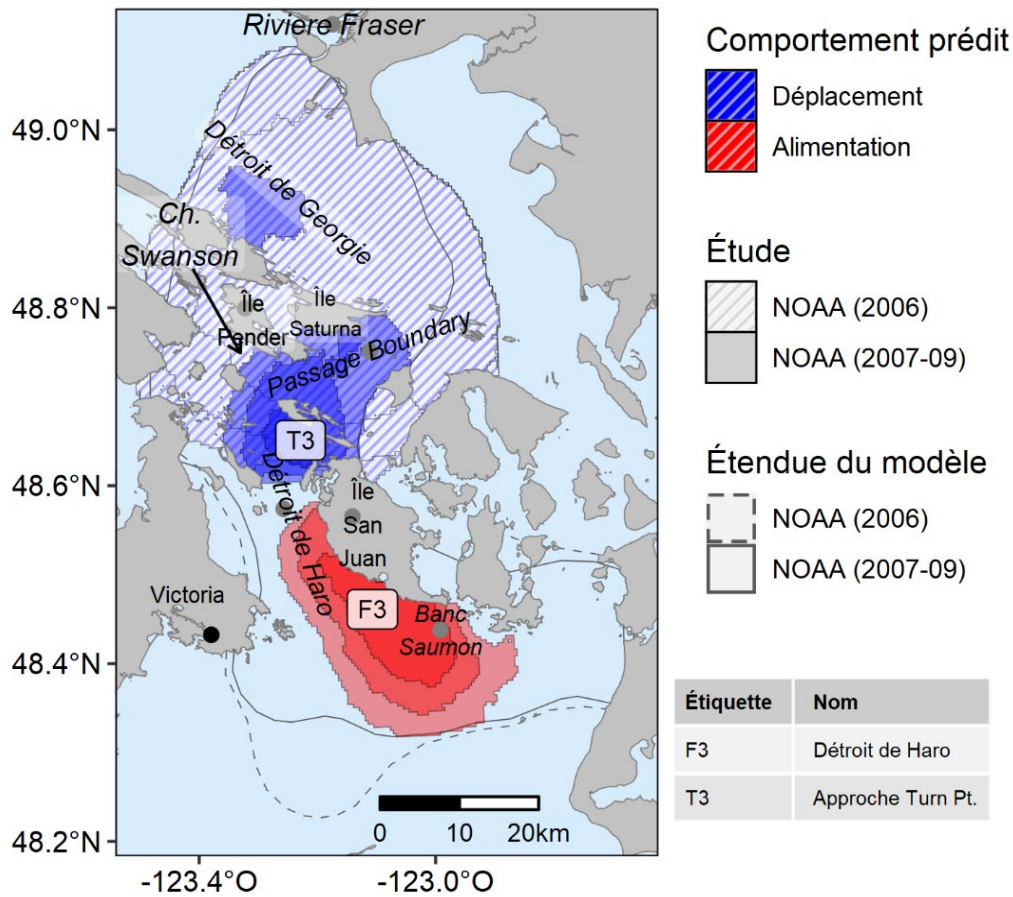


Figure 5. Zones de recherche de nourriture et de déplacement probables dans le détroit de Haro, indiquées par les modèles de suivi focal (2006) et d'échantillonnage comportemental (2007-2009) de la NOAA. Les zones sont définies par des lieux présentant un comportement supérieur à la médiane (dépassement de 50 %) dans plus de 0,7, 0,8 et 0,9 des échantillons a posteriori du modèle (indiqués respectivement par transparence décroissante). Les étendues des prédictions du modèle, ainsi que les lieux de recherche de nourriture (F) et de déplacement (T) pour l'analyse des changements dans les portées acoustiques sont également indiquées (Thornton et al, 2022).

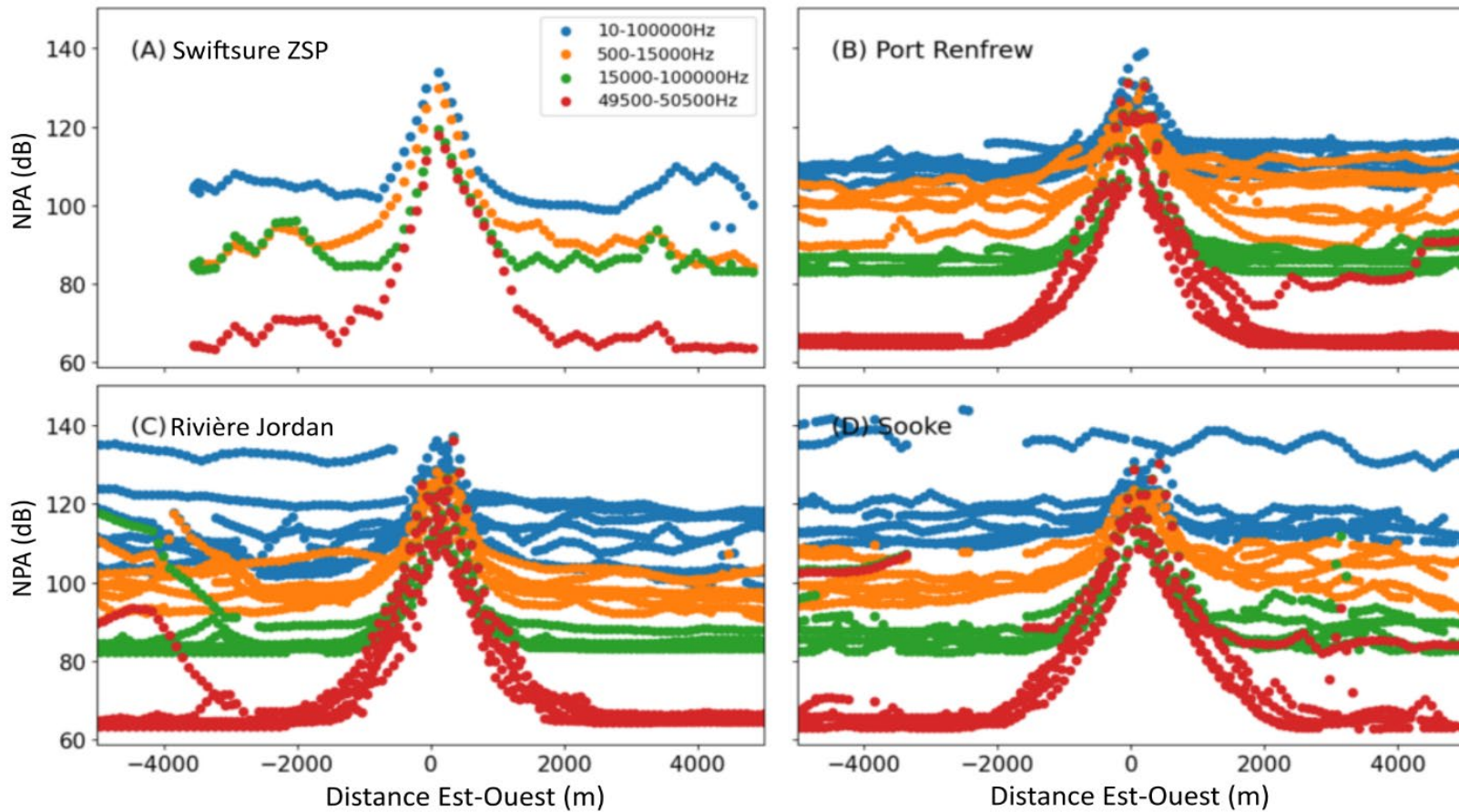


Figure 6. Estimation de la portée de détection à l'aide d'une source de bruit expérimentale, à bord du NGCC VECTOR, à des distances connues des mouillages équipés d'un enregistreur acoustique passif le long des lignes de transect (de 0 à 10 km). Les distances de détection sont estimées pour les enregistrements effectués dans la zone de sanctuaire provisoire de Swiftsure (A), à Port Renfrew (B), à la rivière Jordan (C) et à Sooke (D).

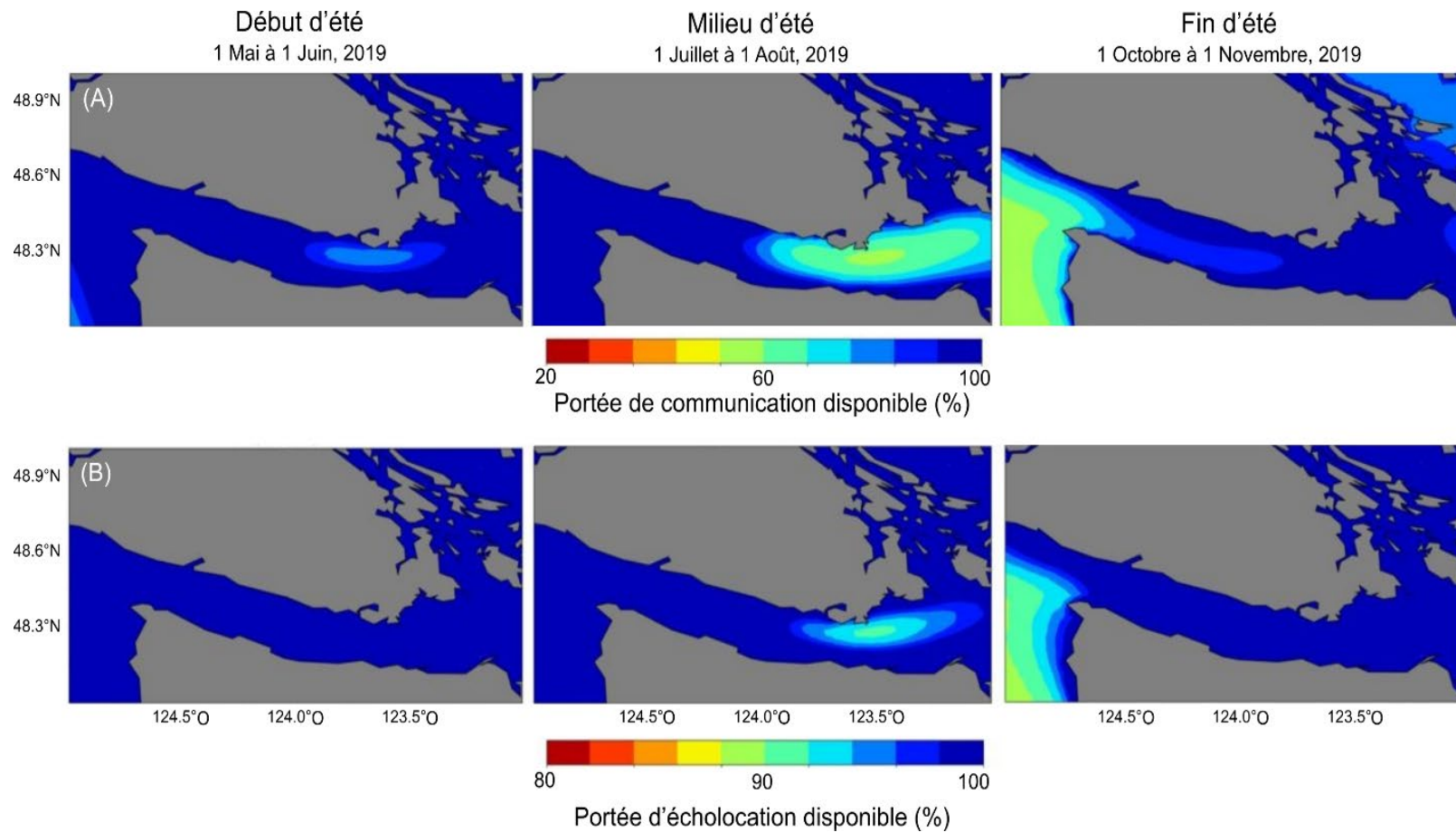


Figure 7. Réduction proportionnelle de (A) la portée des communications de l'ERS de 500-15 000 Hz à 10 kHz et (B) de la portée de l'écholocalisation de l'ERS de 15-100 kHz à 50 kHz comme résultat des schémas médians des vents d'été (en appliquant le niveau de dépassement L_{50}). Les rangées (A) et (B) ont différentes échelles de gradation des couleurs afin de mieux représenter les variations.

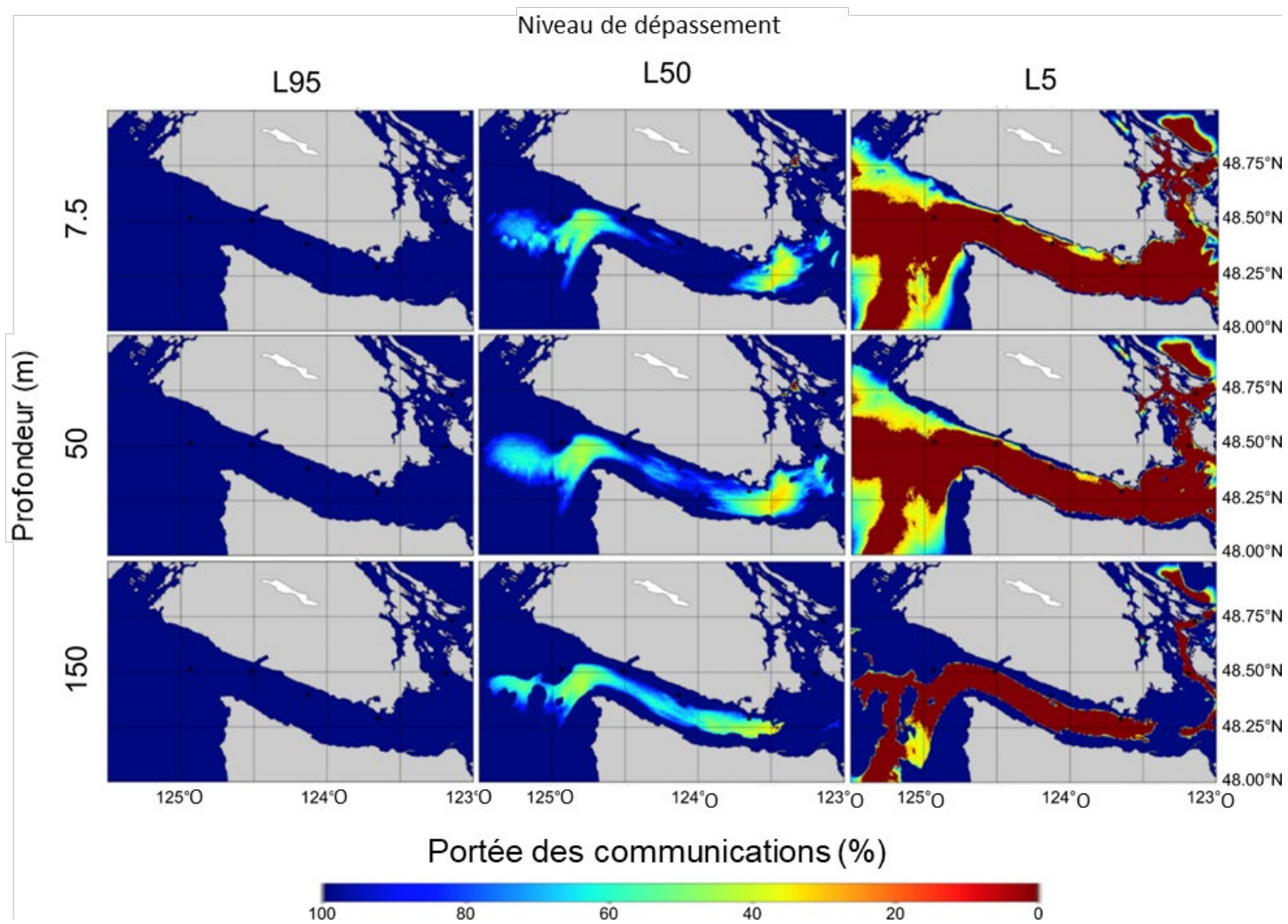


Figure 8. Changements dans la portée des communications de l'ERS résultant du bruit des navires par rapport au niveau de bruit ambiant minimal. Le mois de juillet 2018 est présenté comme un mois représentatif de la période estivale. Des comparaisons ont été faites entre les niveaux de dépassement L_{95} , L_{50} et L_5 du niveau de pression acoustique à 10 kHz, et à travers la colonne d'eau à 7,5 m, 50 m et 150 m de profondeur.

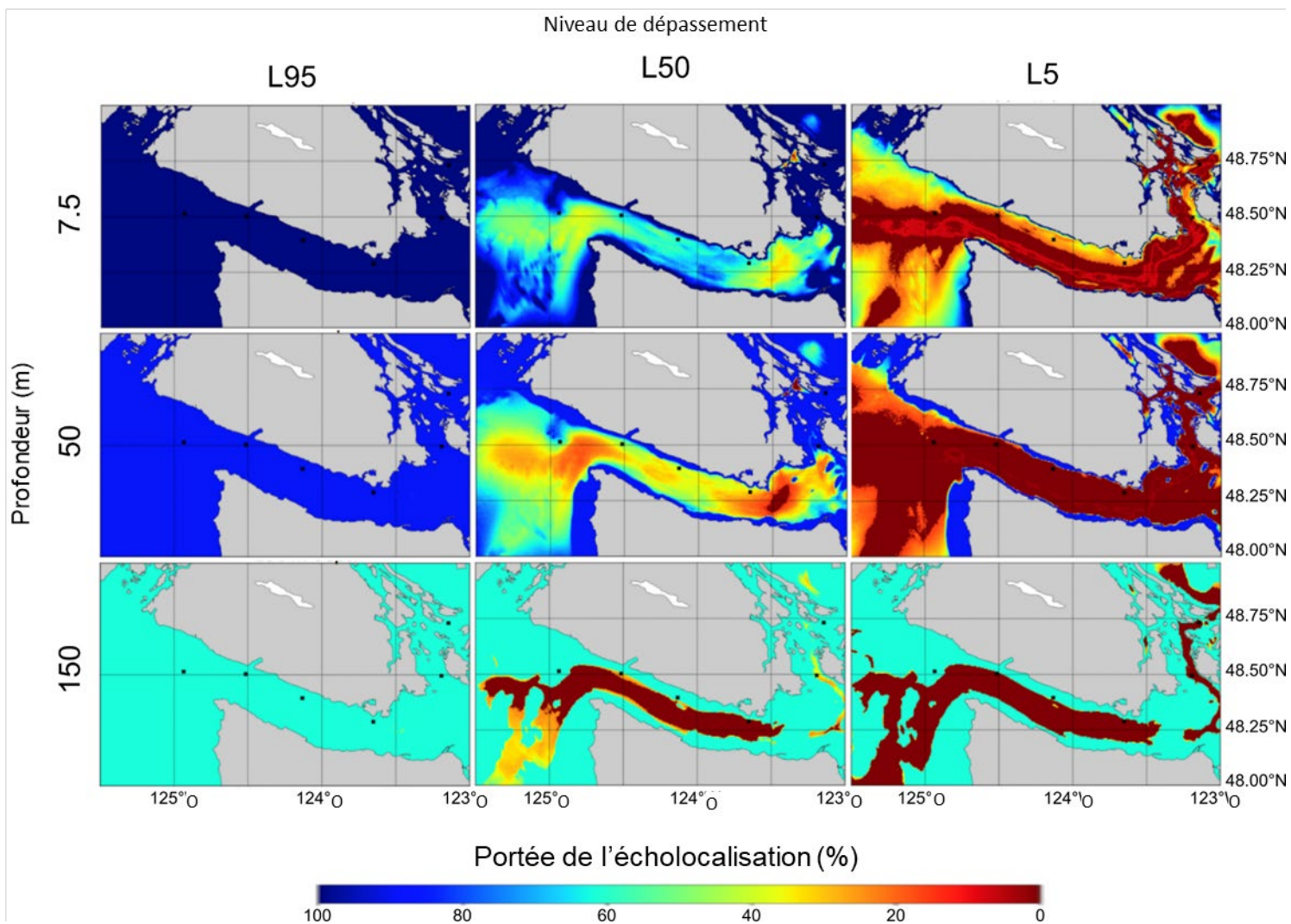


Figure 9. Changements dans la portée de l'écholocalisation de l'ERS résultant du bruit des navires par rapport au niveau de bruit ambiant minimal. Le mois de juillet 2018 est présenté comme un mois représentatif de la période estivale. Des comparaisons ont été faites entre les niveaux de dépassement L₉₅, L₅₀ et L₅ du niveau de pression acoustique à 50 kHz, et l'envoi d'un clic d'écholocalisation à 10 m de profondeur vers une cible située à 7,5 m, 50 m et 150 m de profondeur.

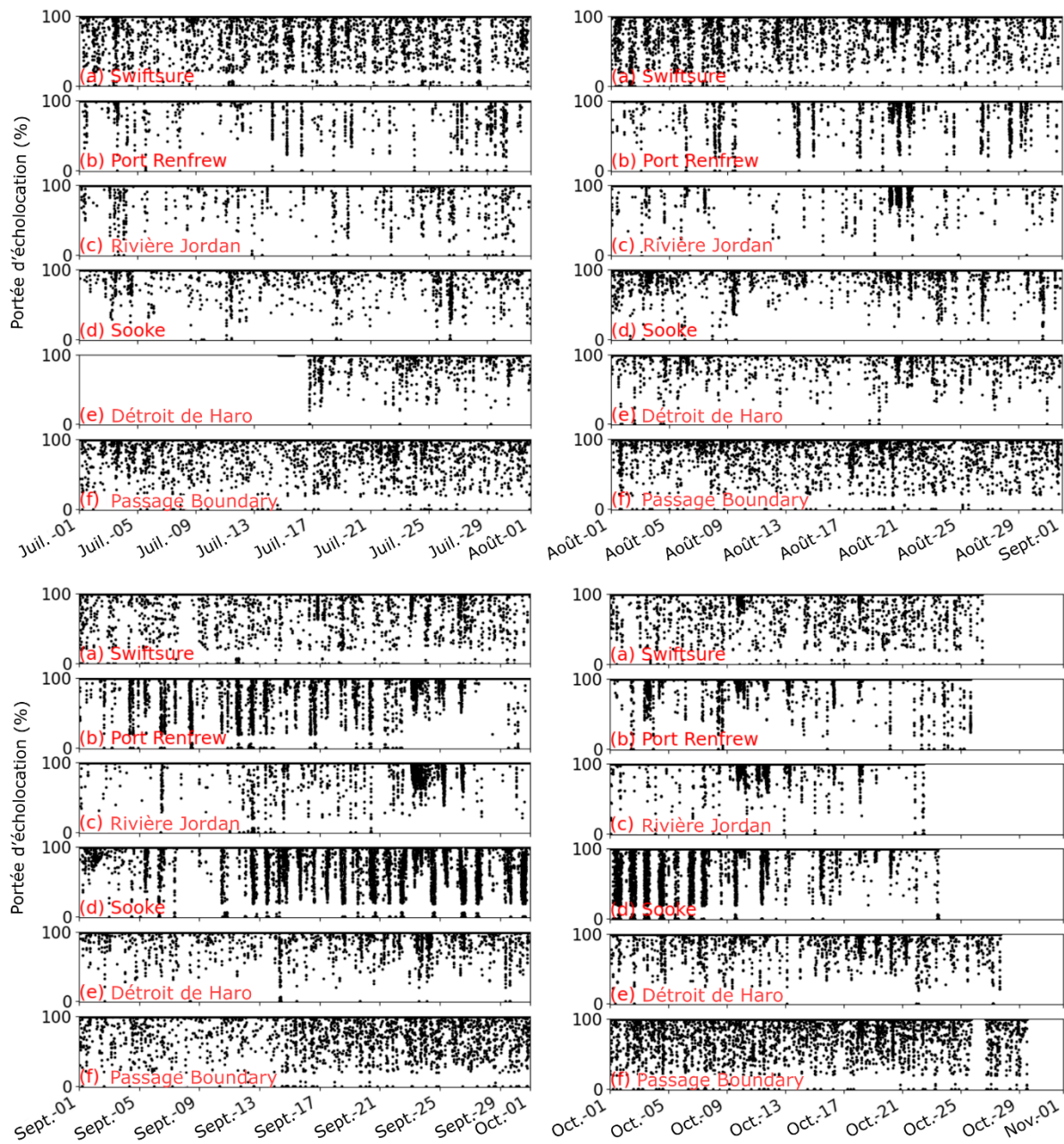


Figure 10. Pourcentage de la portée de l'écholocation disponible en présence de petits bateaux, d'après les niveaux de pression acoustique à 50 kHz. Les données minutées de juillet à octobre 2020 sont présentées dans des planches mensuelles pour chaque mouillage : banc Swiftsure (a), Port Renfrew (b), rivière Jordan (c), Sooke (d) détroit de Haro (e) et passage Boundary (f).

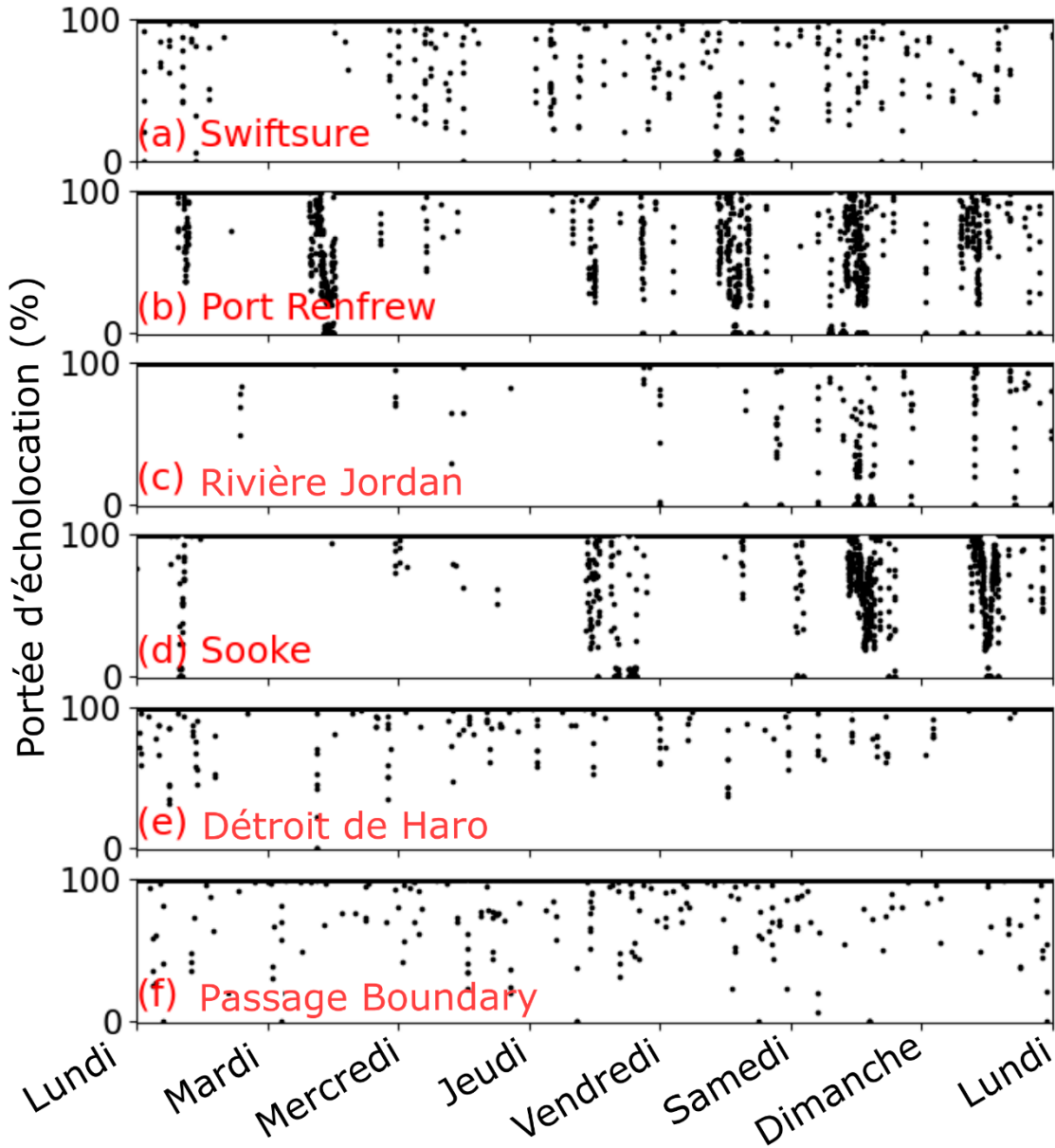


Figure 11. Pourcentage de la portée de l'écholocation disponible affectée par la présence de petits bateaux, d'après les niveaux de pression acoustique à 50 kHz. Les données minutées du 7 au 14 septembre 2020 sont présentées dans des planches pour chaque amarrage : banc Swiftsure (a), Port Renfrew (b), rivière Jordan (c), Sooke (d) détroit de Haro (e) et passage Boundary (f).

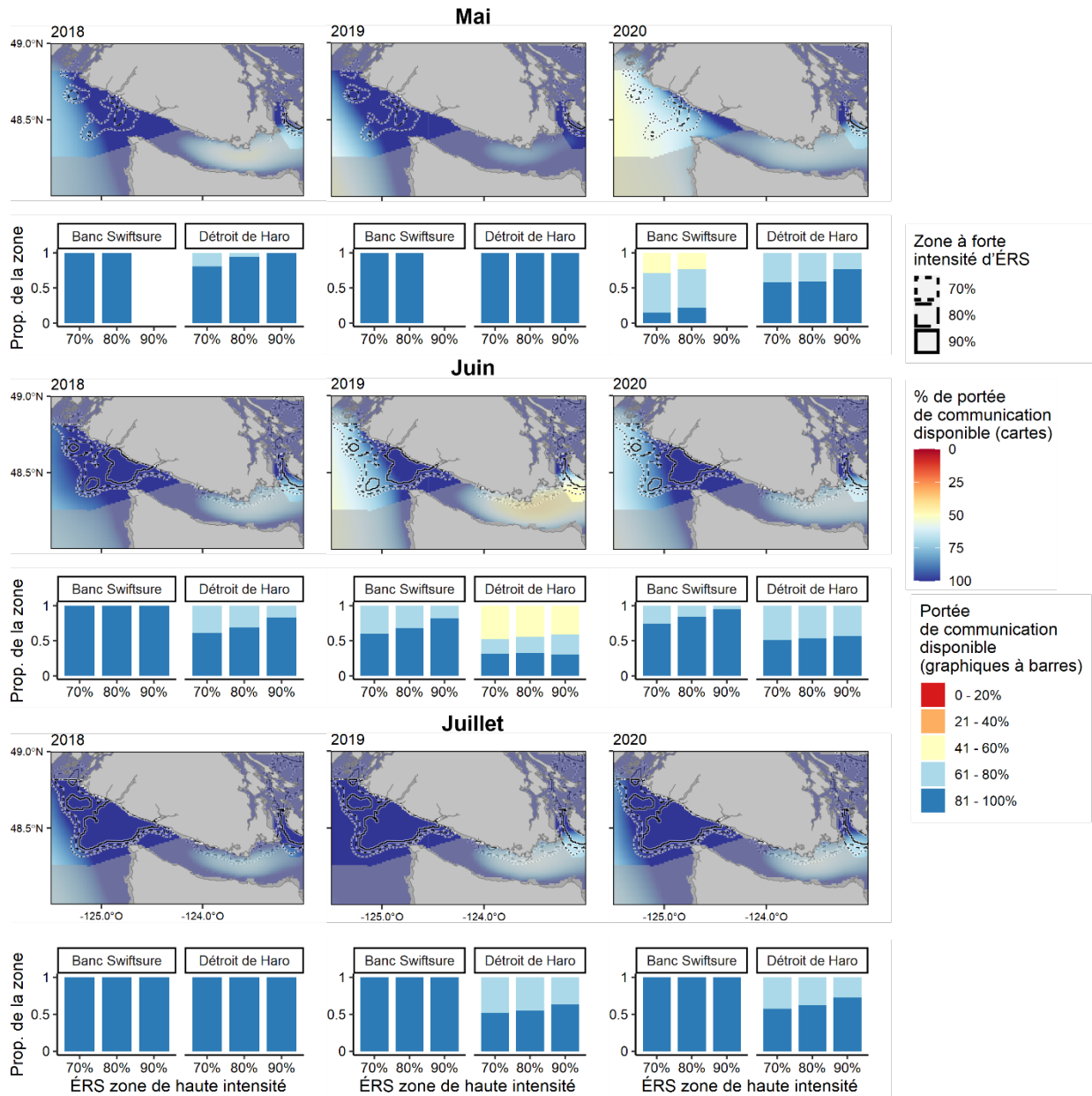


Figure 12. Réduction de la portée des communications résultant du bruit du vent dans le détroit de Haro et dans la zone du banc Swiftsure (ombrage gris) par mois et par année à 25 m de profondeur. Nous avons calculé la réduction de la portée des communications en appliquant le niveau de dépassement L_{50} et les moyennes mensuelles, superposés aux zones d'occurrence élevée de l'ERS, définies par les modèles spatio-temporels pour la même période.

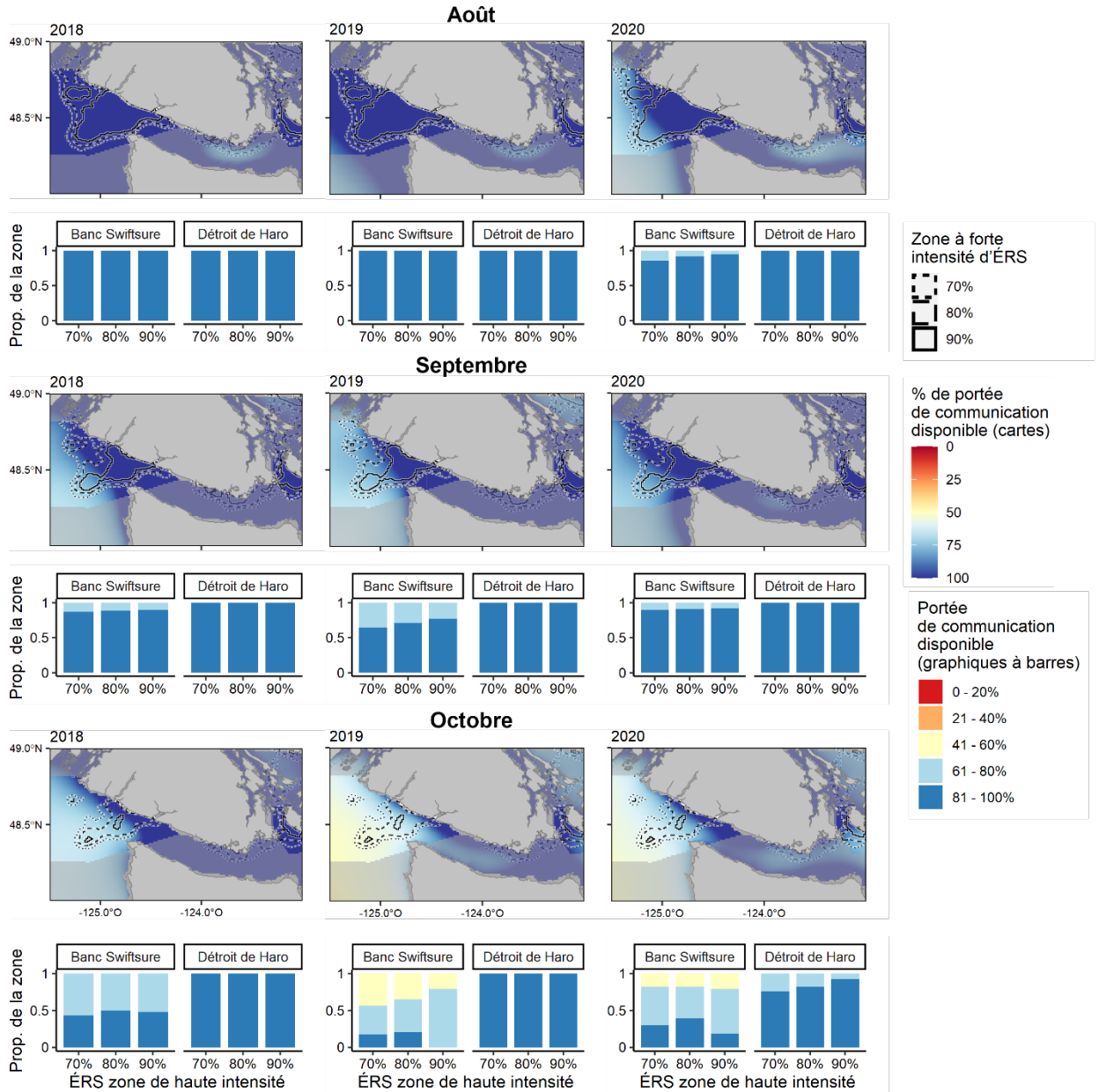


Figure 12. Suite.

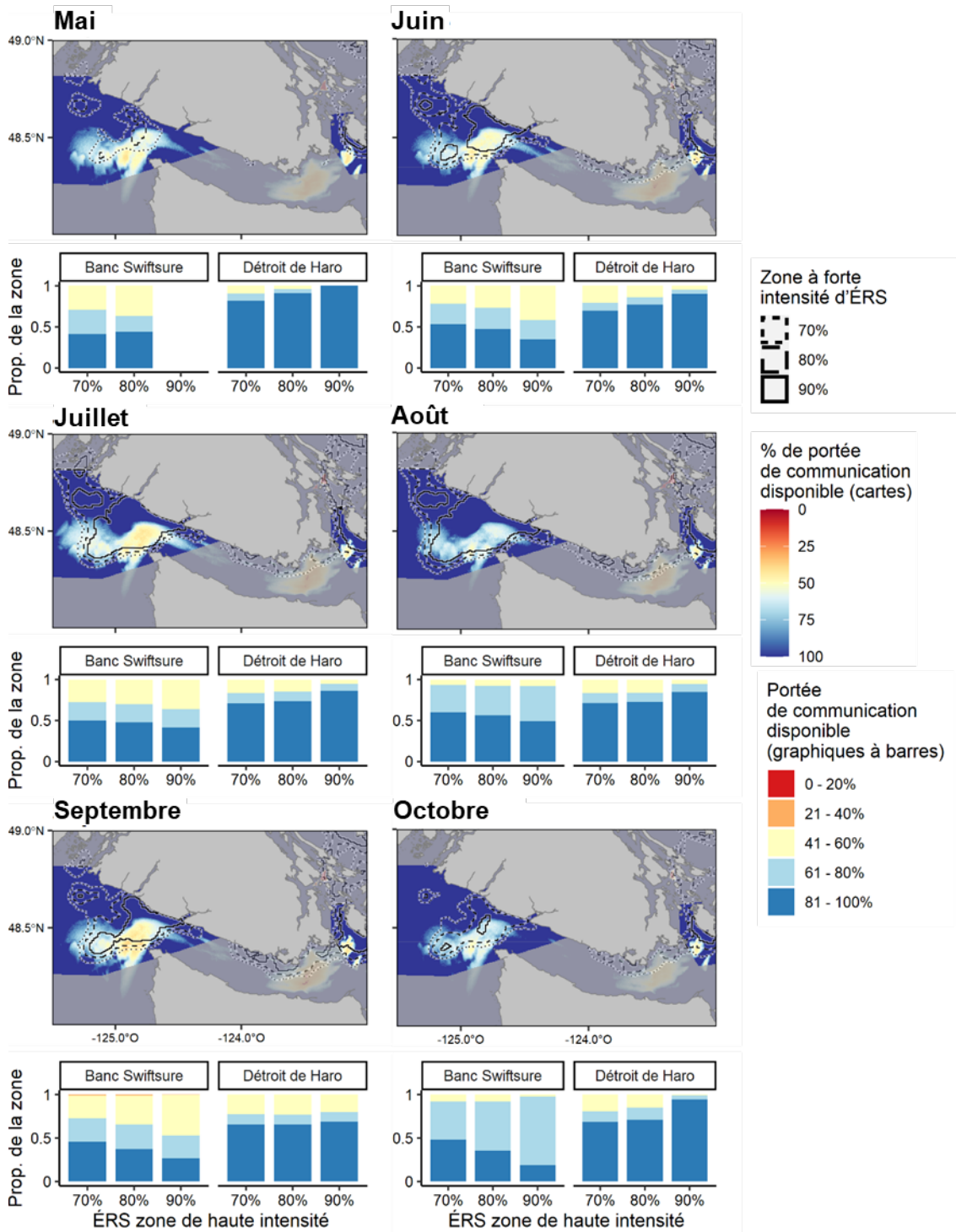


Figure 13. Réduction de la portée des communications résultant du bruit du vent dans le détroit de Haro et dans la zone du banc Swiftsure (ombrage gris) par mois. Seuls les résultats à une profondeur de 10 m sont présentés, étant donné la similarité des effets à toutes les profondeurs. Nous avons calculé la réduction de la portée des communications en appliquant le niveau de dépassement L_{50} et les moyennes mensuelles de 2018, superposés aux zones d'occurrence élevée de l'ERS, définies par les modèles spatio-temporels pour la même période.

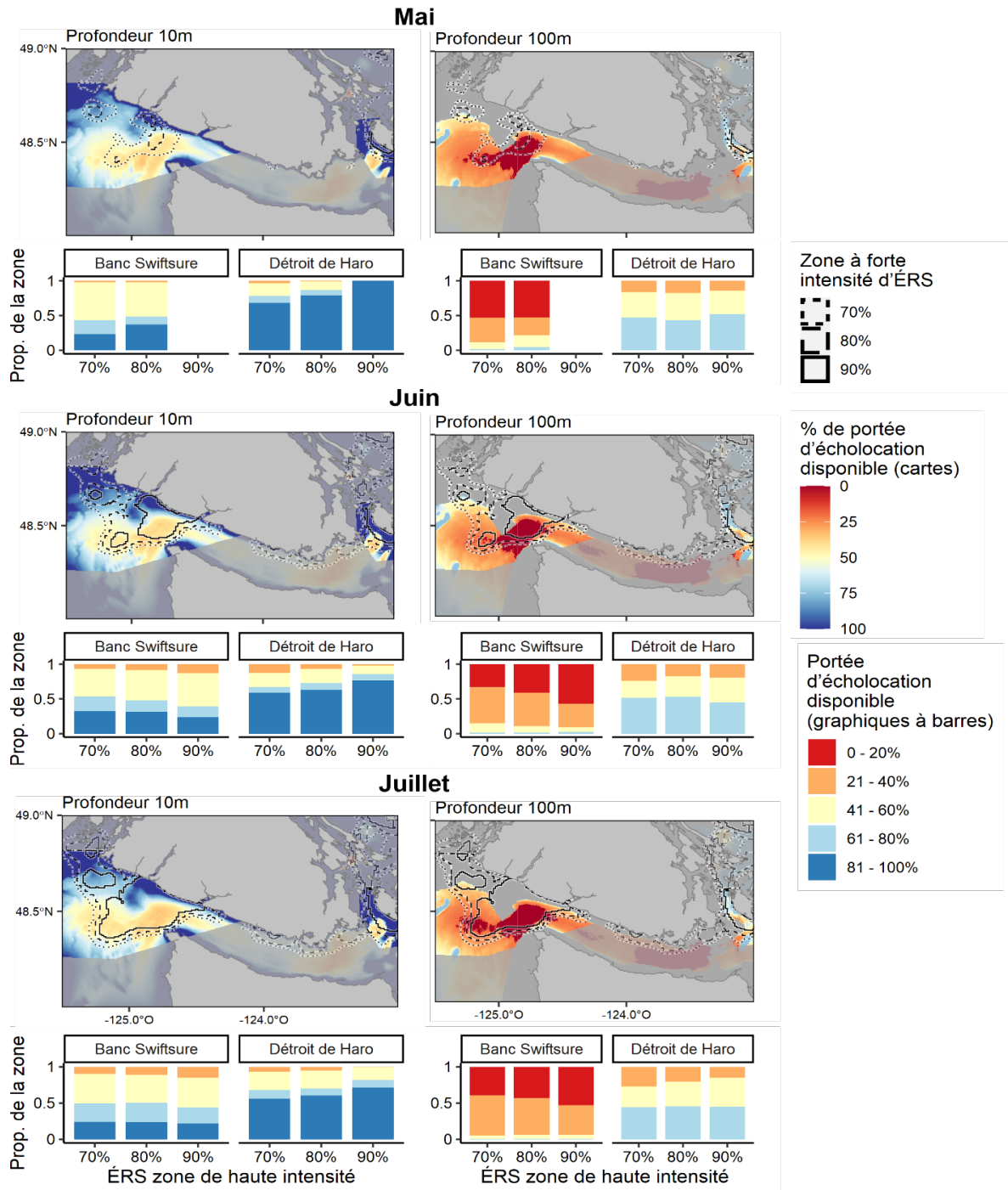


Figure 14. Réduction de la portée des communications résultant du bruit des navires dans le détroit de Haro et la zone du banc Swiftsure (ombrage gris) par mois, à 10 m et 100 m de profondeur. Nous avons calculé la réduction de la portée de l'écholocation en appliquant le niveau de dépassement L_{50} et les moyennes mensuelles de 2018, superposés aux zones d'occurrence élevée de l'ERS, définies par les modèles spatio-temporels pour la même période.

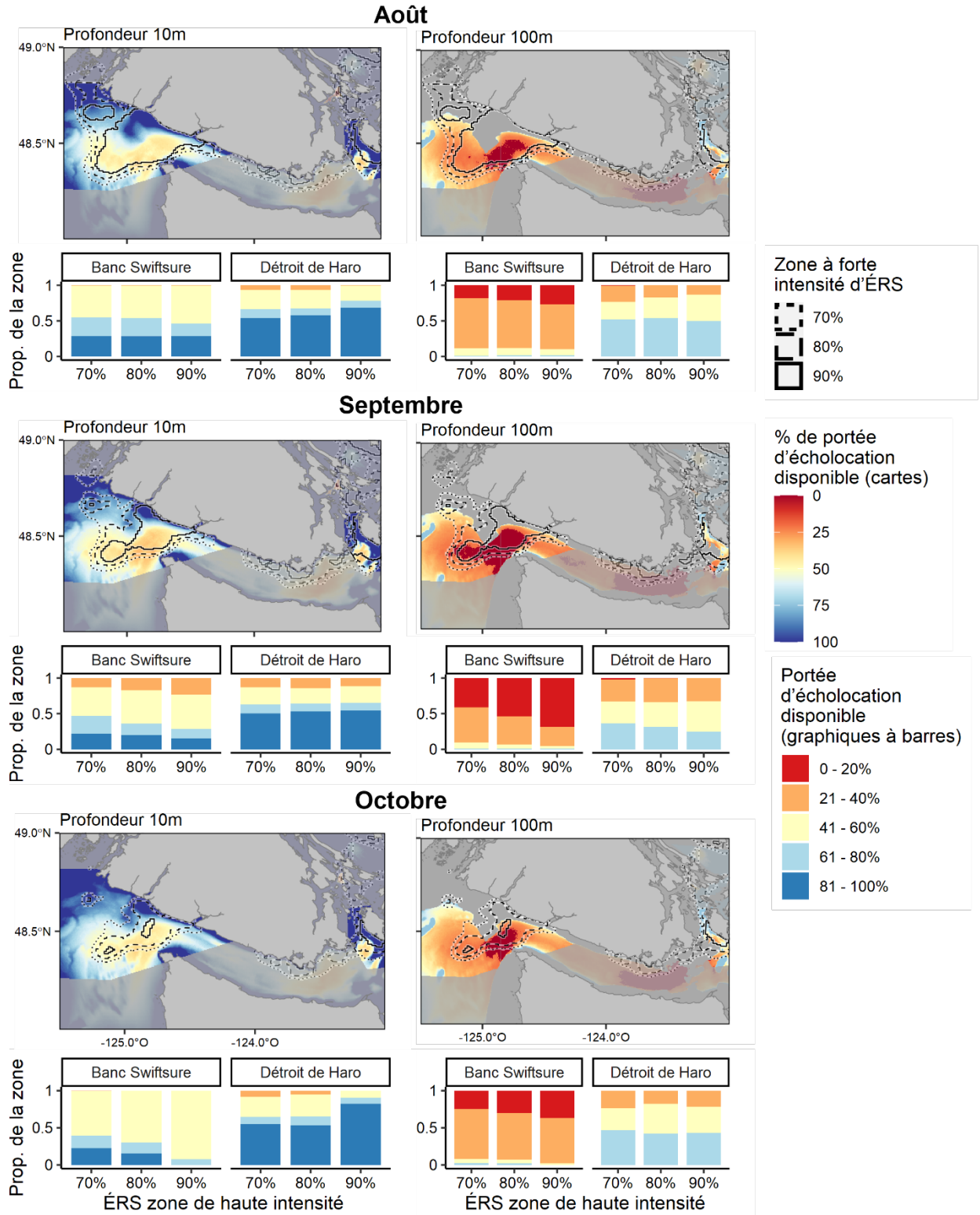


Figure 14. Suite.

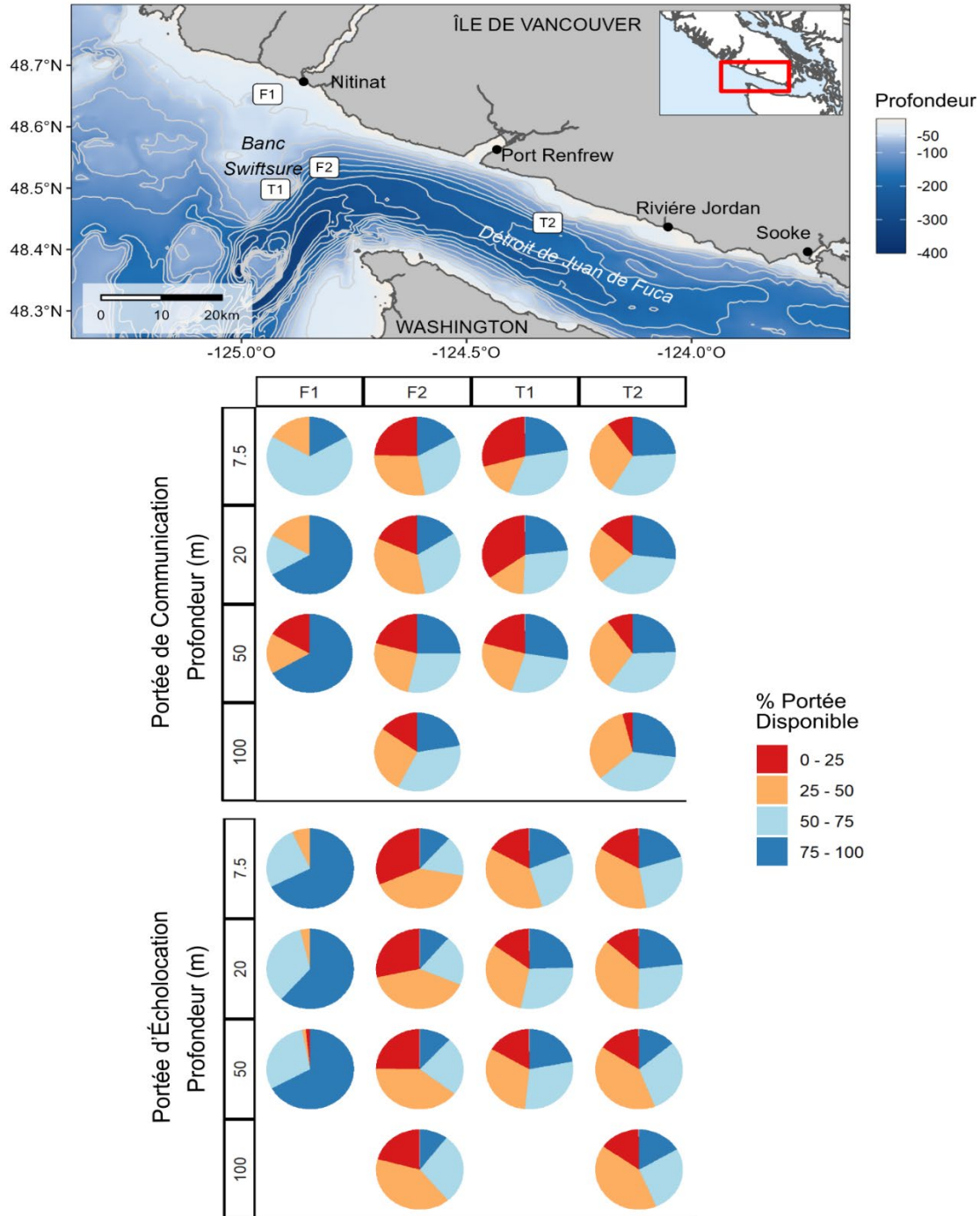


Figure 15. Proportion du temps pendant lequel un pourcentage donné de la portée acoustique dans les conditions de bruit ambiant minimal était disponible pour l'ERS au cours de la semaine du 1^{er} au 7 août 2018, à des endroits situés dans la zone du banc Swiftsure. La portée des communications et la portée de l'écholocation disponibles sont indiquées à quatre profondeurs dans des lieux où le comportement prédominant est le déplacement (T1 : banc Swiftsure; T2 : détroit de Juan de Fuca) ou de recherche de nourriture (F1 : nord du banc Swiftsure; F2 : avant-talus du banc Swiftsure). En ce qui concerne la portée des communications, l'individu se trouve à la profondeur indiquée; en ce qui concerne la portée de l'écholocation, l'individu se trouve à 10 m et écholocalise une cible aux profondeurs indiquées.

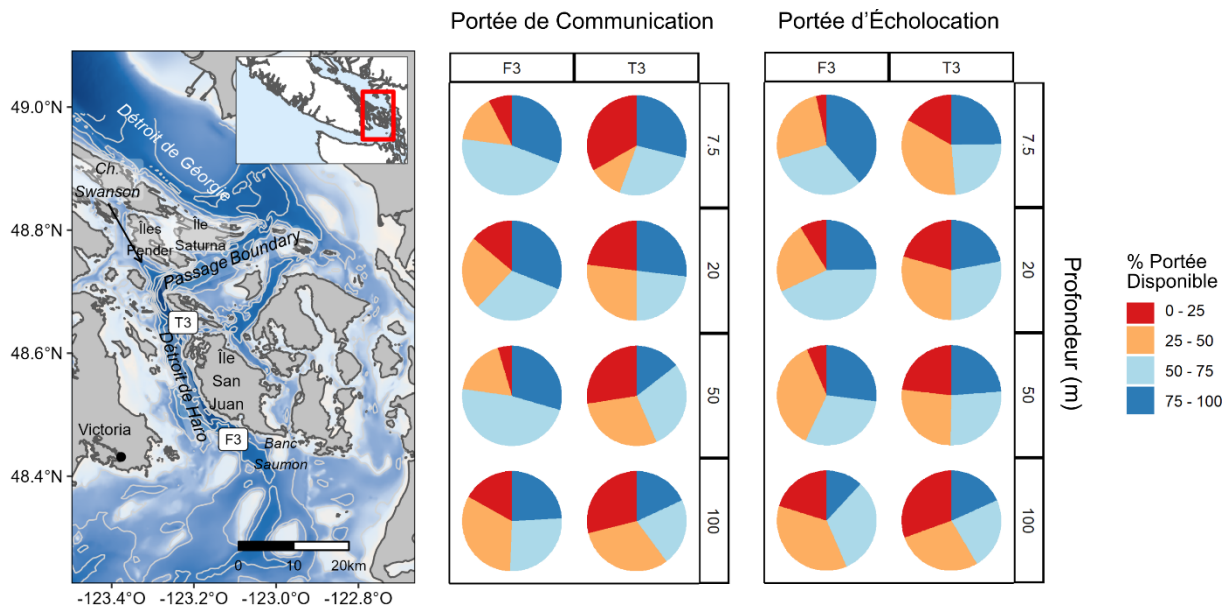


Figure 16. Proportion du temps pendant lequel un pourcentage donné de la portée acoustique dans des conditions de bruit ambiant minimal est disponible pour l'ERS au cours de la semaine du 1^{er} au 7 août 2018, à des endroits situés dans la zone du détroit de Haro. La portée des communications et la portée de l'écholocation disponibles sont indiquées à quatre profondeurs dans des lieux où le comportement prédominant est le déplacement (T3 : Turn Point) ou de recherche de nourriture (F3 : détroit de Haro). En ce qui concerne la portée des communications, l'individu se trouve à la profondeur indiquée; en ce qui concerne la portée de l'écholocation, l'individu se trouve à 10 m et écholocalise une cible aux profondeurs indiquées.

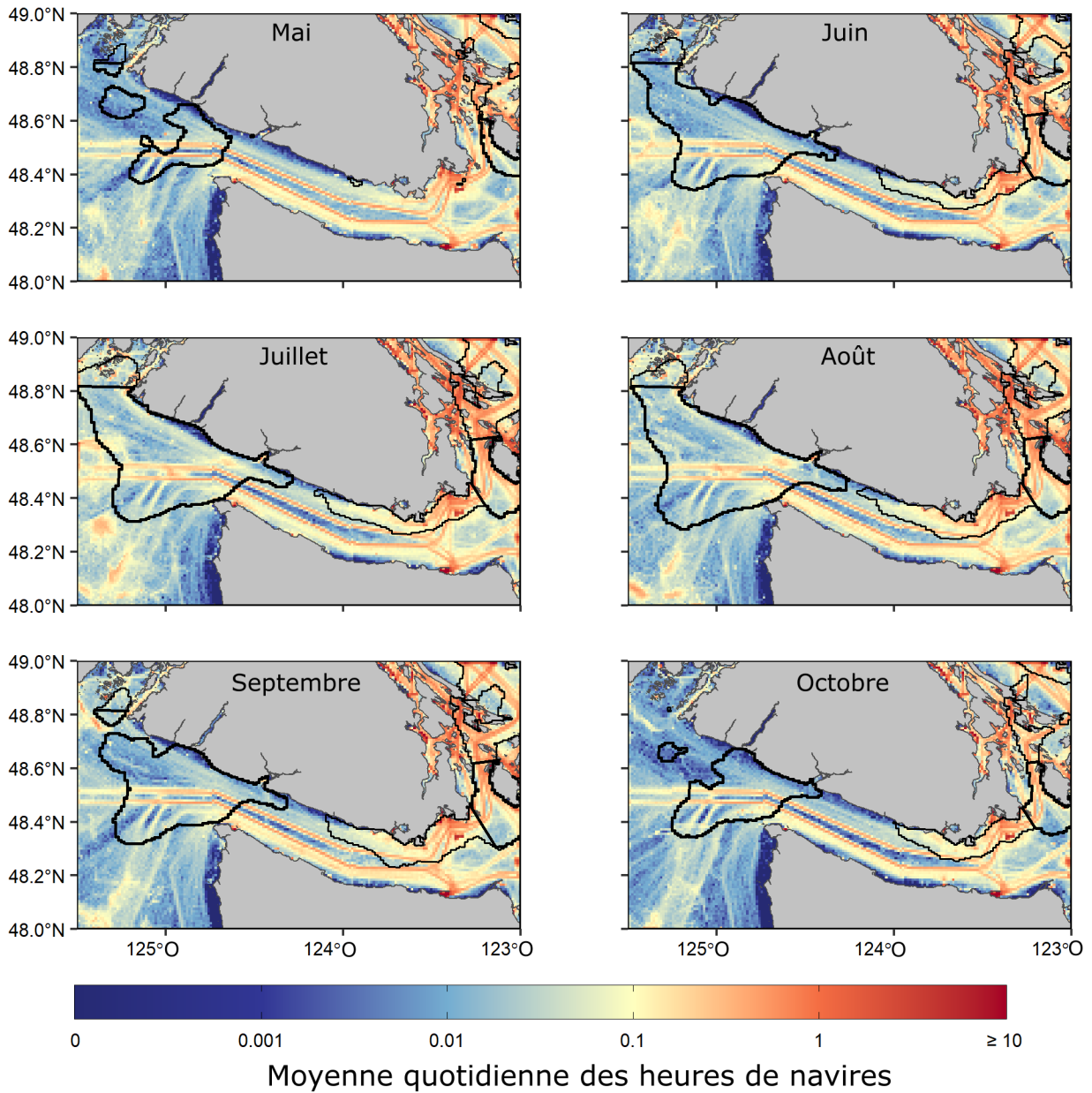


Figure 17. Cooccurrence de tous les navires suivis par le SIA et des zones d'occurrence élevée de l'ERS (indiquées par des lignes noires, probabilité de 0,9 à une fréquence d'occurrence de 70 %). Par présence des navires, on entend la présence quotidienne moyenne (en h/km²) chaque mois de 2018 à 2020. La zone du banc Swiftsure et le détroit de Haro utilisés pour l'analyse détaillée de la présence de navires (figure 18) sont indiqués par des lignes noires en gras.

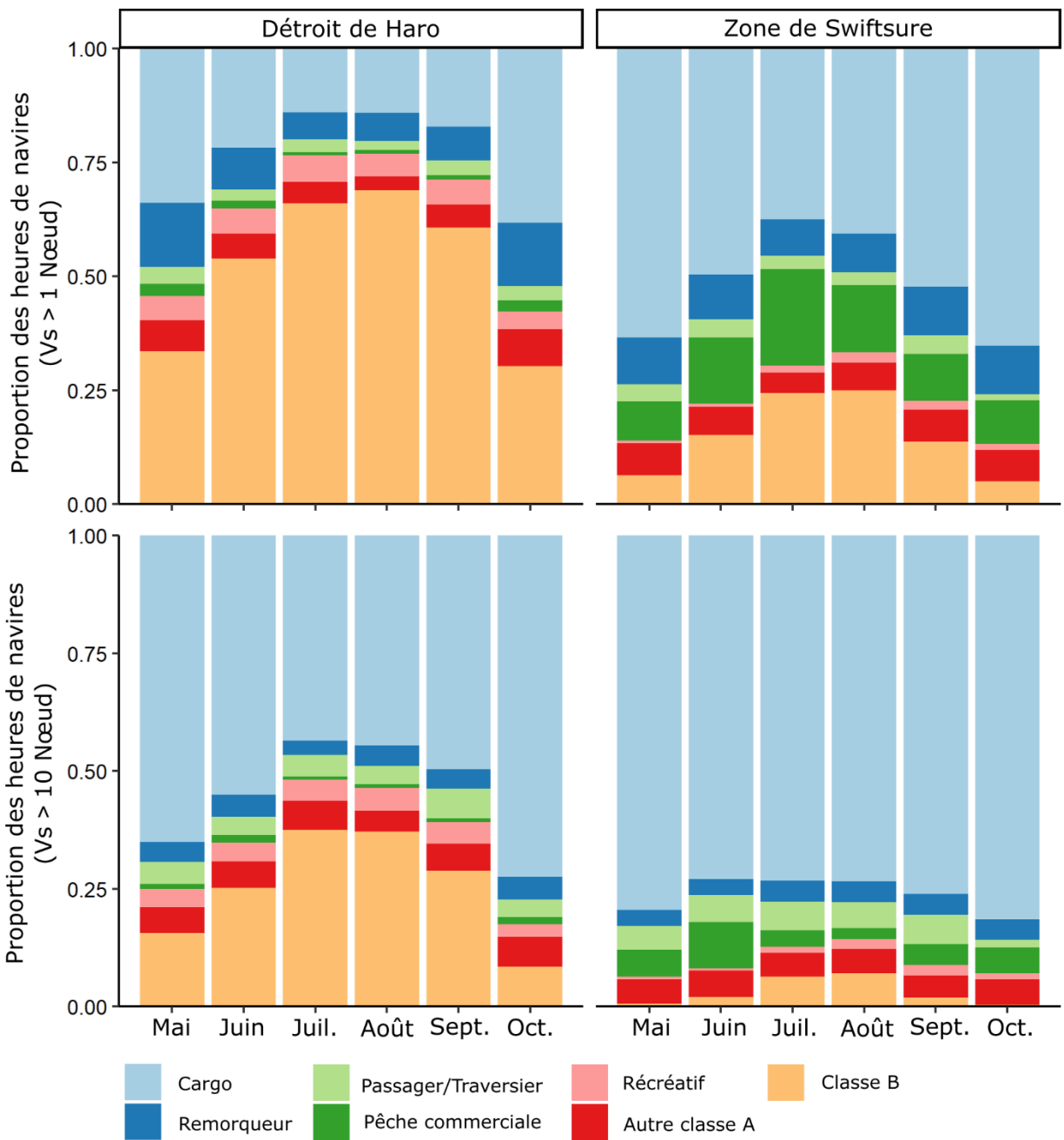


Figure 18. Présence proportionnelle de navires par type dans le détroit de Haro et dans la zone du banc Swiftsure (probabilité de 0,9 % pour l'ERS à un niveau de dépassement de 70 %). Les proportions relatives sont indiquées pour les navires ayant de l'erre (vitesse par rapport au fond supérieure à 1 nœud) et pour les navires se déplaçant à leur vitesse de croisière (vitesse par rapport au fond supérieure à 10 nœuds). Le SIA est généralement obligatoire à bord des grands navires commerciaux (c'est-à-dire les cargos et les navires servant au transport de passagers/véhicules), mais la plupart des autres navires ne sont pas tenus de s'en équiper; la présence de ces navires est sous-représentée dans cette figure.

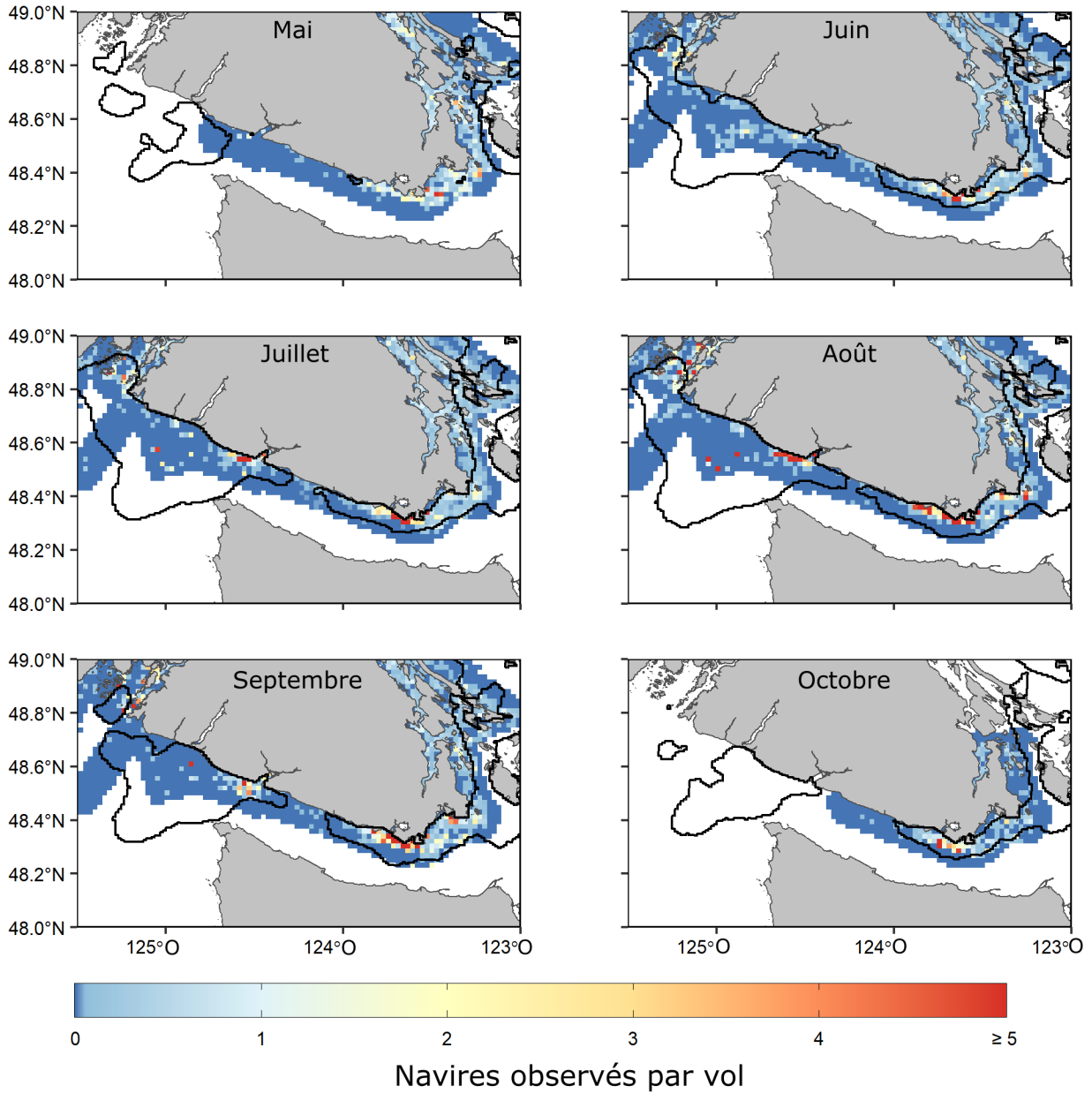


Figure 19. Cooccurrence des navires de pêche récréative et des zones d'occurrence élevée de l'ERS (indiquées par des lignes noires, probabilité de 0,9 à une fréquence d'occurrence de 70 %). On entend par présence de navires le nombre moyen de navires observés lors des relevés aériens du MPO, par cellule de grille et par mois de 2018 à 2020. Les zones n'ayant pas fait l'objet du relevé sont indiquées en blanc.

7. RÉFÉRENCES CITÉES

- Au, W.W., Ford, J.K., Horne, J.K., and Allman, K.A.N. 2004. Echolocation signals of free-ranging killer whales (*Orcinus orca*) and modeling of foraging for chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *The Journal of the Acoustical Society of America* 115(2): 901-909.
- Bain, D.E., Smith, J., Williams, R., and Lusseau, D. 2006. Effects of vessels on behavior of southern resident killer whales (*Orcinus spp.*). NMFS Contract Report No. AB133F03SE0959 and AB133F04CN0040: i + 61 p.
- Bain, D.E., and Dahlheim, M.E. 1994. Effects of masking noise on detection thresholds of killer whales. *In Marine mammals and the Exxon Valdez*. Elsevier. pp. 243-256.
- Baird, R.W., Hanson, M.B., Ashe, E.E., Heithaus, M.R., and Marshall, G.J. 2003. Studies of foraging in "southern resident" killer whales during July 2002: dive depths, bursts in speed, and the use of a "Cittercam" system for examining subsurface behavior. National Marine Fisheries Service, National Marine Mammal Laboratory, Seattle, Washington.
- Baird, R.W., Hanson, M.B., and Dill, L.M. 2005. Factors influencing the diving behaviour of fish-eating killer whales: sex differences and diel and interannual variation in diving rates. *Canadian Journal of Zoology* 83(2): 257-267.
- Barber, J.R., Crooks, K.R., Fristrup, K.M. 2010. The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in Ecology & Evolution*. 25(3):180-189.
- Bigg, M.A., Ellis, G.M., Ford, J.K.B., Balcomb, K.C. 1987. Killer Whales: a study of their identification, genealogy and natural history in British Columbia and Washington State. Phantom Press, Nanaimo. 79 p.
- Branstetter, B.K., Leger, J.S., Acton, D., Stewart, J., Houser, D., Finneran, J.J., and Jenkins, K. 2017. Killer whale (*Orcinus orca*) behavioral audiograms. *Journal of the Acoustical Society of America* 141(4): 2387-2398. doi:10.1121/1.4979116.
- Burnham, R.E. 2018. Whale Geography: Acoustics, biogeography, and whales. *Progress in Physical Geography* 41(5): 676-685.
- Burnham, R.E., Vagle, S., and O'Neill, C. 2021a. The spatiotemporal patterns in the natural and anthropogenic additions to the soundscape of the Salish Sea, British Columbia, 2018-2020. *Mar Pol. Bull.* 170:112647.
- Burnham, R.E., Vagle, S., O'Neill, C., and Trounce, K. 2021b. The efficacy of management measures to reduce vessel noise in critical habitat of southern resident killer whales in the Salish Sea. *Front. Mar. Sci.* 8:664691.
- Carey, W.M., Fitzgerald, J.W., Monahan, E.C., and Wang, Q. 1993. Measurement of the sound produced by a tipping trough with fresh and salt water. *The Journal of the Acoustical Society of America* 93(6): 3178-3192.
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S.M., Frankel, A., and Ponirakis, D. 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series* 395: 201-222.
- Clay, C.S., and Horne, J.K. 1994. Acoustic models of fish: The Atlantic cod (*Gadus morhua*). *The Journal of the Acoustical Society of America*. 96(3): 1661-1668.
- Cominelli, S., Devillers, R., Yurk, H., MacGillivray, A., McWhinnie, L., and Canessa, R. 2018. Noise exposure from commercial shipping for the southern resident killer whale population. *Marine pollution bulletin* 136: 177-200. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.08.050.

-
- Conn, P., and Silber, G. 2013. Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. *Ecosphere* 4(4): 1-16.
- Erbe, C. 2002. Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on Killer Whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic model. *Marine Mammal Science*. 18(2): 394-418.
- Erbe, C., MacGillivray, A., and Williams, R. 2012. Mapping cumulative noise from shipping to inform marine spatial planning. *The Journal of the Acoustical Society of America* 132(5): EL423-EL428. doi:10.1121/1.4758779.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., and Dooling, R. 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin*. 103(1-2):15-38.
- Fearnbach, H., Durban, J., Ellifrit, D., and Balcomb, K.C. 2011. Size and long-term growth trends of endangered fish-eating killer whales. *Endangered Species Research* 13: 173–180.
- Fearnbach, H., Durban, J.W., Ellifrit, D.K., and Balcomb, K.C. 2018. Using aerial photogrammetry to detect changes in body condition of endangered southern resident killer whales. *Endangered Species Research* 35: 175-180. doi:10.3354/esr00883.
- Fearnbach, H., Durban, J.W., Barrett-Lennard, L.G., Ellifrit, D.K., Balcomb, K.C. 2020. Evaluating the power of photogrammetry for monitoring killer whale body condition. *Marine Mammal Science*. 36(1): 359-364.
- Ferrara, G.A., Mongillo, T.M., and Barre, L.M. 2017. Reducing disturbance from vessels to Southern Resident killer whales: Assessing the effectiveness of the 2011 federal regulations in advancing recovery goals. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-58: 76 p.
- Fisheries and Oceans Canada. 2018. Recovery Strategy for the Northern and Southern Resident Killer Whales (*Orcinus orca*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series: x + 84 pp.
- Foot, A.D., Osborne, R.W., and Hoelzel, A.R. 2004. Whale-call response to masking boat noise. *Nature* 428(6986): 910-910. doi:10.1038/428910a.
- Ford, J.K. 1987. A catalogue of underwater calls produced by killer whales (*Orcinus orca*) in British Columbia. Department of Fisheries and Oceans, Fisheries Research Branch, Pacific Biological Station.
- Ford, J.K.B. 1989. Acoustic behaviour of resident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 67(3):727-745.
- Ford, J.K. 1991. Vocal traditions among resident killer whales (*Orcinus orca*) in coastal waters of British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 69(6): 1454-1483.
- Ford, J.K., and Ellis, G.M. 2006. Selective foraging by fish-eating killer whales *Orcinus orca* in British Columbia. *Marine Ecology Progress Series* 316: 185-199.
- Ford, J.K., and Ellis, G.M. 2014. You are what you eat: foraging specializations and their influence on the social organization and behavior of killer whales. *In* Primates and cetaceans. Edited by J. Yamagiwa and L. Karczmarski. Springer, Tokyo. pp. 75-98.
- Ford, J.K., Ellis, G.M., Olesiuk, P.F., and Balcomb, K.C. 2010. Linking killer whale survival and prey abundance: food limitation in the oceans' apex predator? *Biology letters* 6(1): 139-142.
- Ford, J.K., Pilkington, J.F., Otsuki, M., Gisborne, B., Abernethy, R., Stredulinsky, E., Towers, J., and Ellis, G. 2017. [Habitats of special importance to Resident Killer Whales \(*Orcinus orca*\) off the west coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/035: viii + 57 p.
-

-
- Ford, J.K.B. 2006. [An assessment of critical habitats of resident killer whales in waters on the Pacific coast of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006-072: iv + 34 p.
- Gende, S.M., Hendrix, A.N., Harris, K.R., Eichenlaub, B., Nielsen, J., and Pyare, S. 2011. A Bayesian approach for understanding the role of ship speed in whale–ship encounters. *Ecological Applications* 21(6): 2232-2240.
- Hanson, M.B., Baird, R.W., Ford, J.K., Hempelmann-Halos, J., Van Doornik, D.M., Candy, J.R., Emmons, C.K., Schorr, G.S., Gisborne, B., and Ayres, K.L. 2010. Species and stock identification of prey consumed by endangered southern resident killer whales in their summer range. *Endangered Species Research* 11(1): 69-82.
- Hanson, M.B., Emmons, C.K., Ford M.J., Everett, M., Parsons, K., Park, L.K., Hempelmann, J., Van Doornik, D.M., Schorr, G.S., Jacobsen, J.K., Sears, M.F., Sears, M. S., Sneva, J.G., Baird, R.W., Barre, L. 2021. Endangered predators and endangered prey: Seasonal diet of Southern Resident killer whales. *PLoS ONE* 16(3):e0247031.
- Hastie, G.D., Wilson, B., and Thompson, P.M. 2003. Fine-scale habitat selection by coastal bottlenose dolphins: application of a new land-based video-montage technique. *Canadian Journal of Zoology* 81(3): 469-478.
- Hatch, L.T., Clark, C.W., Van Parijs, S.M., Frankel, A.S., and Ponirakis, D.W. 2012. Quantifying loss of acoustic communication space for right whales in and around a US National Marine Sanctuary. *Conservation Biology* 26(6): 983-994.
- Heise, K., Barrett-Lennard, L., Chapman, R., Dakin, T., Erbe, C., Hannay, D., Merchant, N., Pilkington, J., Thornton, S., and Tollit, D. 2017. Proposed metrics for the management of underwater noise for southern resident killer whales. *Coastal Ocean Report Series*: 31.
- Herzing, D.L. 2000. Acoustics and social behaviour of wild dolphins: Implications for a sound society. *Hearing by Whales and Dolphins*. Springer, New York, pp. 225-272.
- Holt, M.M., Noren, D.P., Veirs, V., Emmons, C.K., and Veirs, S. 2009. Speaking up: Killer whales (*Orcinus orca*) increase their call amplitude in response to vessel noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 125(1): EL27-EL32. doi:10.1121/1.3040028.
- Holt, M.M., Hanson, M.B., Emmons, C.K., Houghton, J., Giles, D., Baird, R.W., and Hogan, J. 2013. Using acoustic tags to investigate sound exposure and effects on behavior in endangered killer whales (*Orcinus orca*). *The Journal of the Acoustical Society of America* 134(5): 4007-4007.
- Holt, M.M., Tennessen, J.B., Ward, E.J., Hanson, M.B., Emmons, C.K., Giles, D.A., and Hogan, J.T. 2021. Effects of vessel distance and sex on the behavior of endangered killer whales. *Frontiers in Marine Science* 7: 1211.
- Holt, M.M., Hanson, M.B., Emmons, C.K., Baird, R.W., Hogan, J., Foster, J., Giles, D., and Balcomb, K.C. 2011. Investigating acoustics, behavior and vessel noise exposure in endangered killer whales (*Orcinus orca*) using digital acoustic recording tags. *The Journal of the Acoustical Society of America* 129(4): 2606-2606.
- Janik, V.M., and Slater, P.J.B. 1998. Context-specific use suggests that bottlenose dolphin signature whistles are cohesion calls. *Animal Behaviour*. 56:4. 829-838.
- Jensen, F.H., Johnson, M., Ladegaard, M., Wisniewska, D.M., Madsen, P.T. 2018. Narrow acoustic field of view drives frequency scaling in toothed whale biosonar. *Current Biology*, 28: 3878-3885.

-
- Kelley, D.E., Vlastic, J.P., and Brillant, S.W. 2020. Assessing the lethality of ship strikes on whales using simple biophysical models. *Marine Mammal Science* 37(1): 251-267.
- Lacy, R.C., Williams, R., Ashe, E., Balcomb III, K.C., Brent, L.J., Clark, C.W., Croft, D.P., Giles, D.A., MacDuffee, M., and Paquet, P.C. 2017. Evaluating anthropogenic threats to endangered killer whales to inform effective recovery plans. *Scientific reports* 7(1): 1-12.
- Lammers, M.O., Au, W.W. L., and Herzing, D.L. 2003. The broadband social acoustic signaling behaviour of spinner and spotted dolphins. *JASA* 114(3): 1629-1639.
- Lammers, M.O., Au, W.W.L., Aubauer, R., Nachtigall, P.E. 2004. A comparative analysis of the pulsed emissions of free-ranging Hawaiian spinner dolphins (*Stenella longirostris*). In J.A. Thomas, C.F. Moss, M.Vater (Eds.), *Echolocation in bats and dolphins*. Chicago: The University of Chicago Press, pp. 414-419.
- Leroy, C.C., Robinson, S.P., and Goldsmith, M.J., 2008. A new equations for the accurate calculation of sound speed in all oceans. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 124(5): 2774-2782.
- Lusseau, D., Bain, D.E., Williams, R., and Smith, J.C. 2009. Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endangered Species Research* 6(3): 211-221.
- Madsen, P.T., Johnson, M., de Soto, N.A., Zimmer, W.A., Tyack, P. 2005. Biosonar performance of foraging beaked whales (*Mesoplodon densirostris*). *Journal of Experimental Biology*, 208: 181-194.
- Merchant, N.D., Fristrup, K.M., Johnson, M.P., Tyack, P.L., Witt, M.J., Blondel, P., and Parks, S.E. 2015. Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution* 6(3): 257-265.
- Miller, P.J. and Tyack, P.L. 1998. A small towed beamforming array to identify vocalizing resident killer whales (*Orcinus orca*) concurrent with focal behavioural observations. *Deep Sea Research part II: Topical Studies in Oceanography*. 45(7)1389-1405.
- Miller, P.J.O. 2002. Mixed-directionality of killer whale stereotyped calls: a direction of movement cue? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 52(3): 262-270. doi:10.1007/s00265-002-0508-9.
- Miller, P.J.O. 2006. Diversity in sound pressure levels and estimated active space of resident killer whale vocalizations. *Journal of Comparative Physiology a-Neuroethology Sensory Neural and Behavioral Physiology* 192(5): 449-459. doi:10.1067/s00359-005-0085-2.
- Morisaka, T., Karczmarski, L., Akamatsu, ., Sakai, M., Dawson, S., Thornton, M. 2011. Echolocation signals of Heaviside's dolphins (*Cephalorhynchus heavisidii*). *The Journal of the Acoustical Society of America*. 129: 449-457.
- Murray, C.C., Hannah, L.C., Doniol-Valcroze, T., Wright, B.M., Stredulinsky, E.H., Nelson, J.C., Locke, A., and Lacy, R.C. 2021. A cumulative effects model for population trajectories of resident killer whales in the Northeast Pacific. *Biological Conservation* 257: 109124.
- Nedwell, J.R., Turnpenny, A.W.H., and Lovell, J. 2007. A validation of the dBht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. *Subacoustech Report* No. 534R1231.
- Noren, D., Johnson, A., Rehder, D., and Larson, A. 2009. Close approaches by vessels elicit surface active behaviors by southern resident killer whales. *Endangered Species Research* 8(3): 179-192.

-
- Noren, D.P., Holt, M.M., Dunkin, R.C., Williams, T.M. 2013. The metabolic cost of communicative sound production in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Journal of Experimental Biology*. 216(9): 1624-1629.
- Noren, D.P. 2011. Estimated field metabolic rates and prey requirements of resident killer whales. *Marine Mammal Science*. 27(1): 60-77.
- Olson, J.K., Wood, J., Osborne, R.W., Barrett-Lennard, L., Larson, S. 2018. Sightings of southern resident killer whales in the Salish Sea 1976-2014: the importance of a long-term opportunistic dataset. *Endangered Species Research*. 37:105-118.
- Pine, M.K., Hannay, D.E., Insley, S.J., Halliday, W.D., Juanes, F. 2018. Assessing vessel slowdown for reducing auditory masking for marine mammals and fish of the western Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*. 135. 290-302.
- Pine, M.K., Nikolich, K., Martin, B., Morris, C. and Juanes, F. 2020. Assessing auditory masking for management of underwater anthropogenic noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 147(5): 3048-3417.
- Pirotta, E., Merchant, N.D., Thompson, P.M., Barton, T.R., Lusseau, D. 2015. Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biological Conservation*. 181:82-89.
- Raverty, S., St. Leger, J., Noren, D.P., Burek Huntington, K., Rotstein, D.S., Gulland, F.M., Ford, J.K., Hanson, M.B., Lambourn, D.M., and Huggins, J. 2020. Pathology findings and correlation with body condition index in stranded killer whales (*Orcinus orca*) in the northeastern Pacific and Hawaii from 2004 to 2013. *PLOS ONE* 15(12): e0242505.
- Reisch, R., Ford, J.K.B., and Thomsen, F. 2006. Stability and group specificity of stereotyped whistles in resident killer whales, *Orcinus orca*, off British Columbia. *Animal Behaviour*. 71(1): 79-91.
- Richardson, W.J., Greene Jr., C.R., Malme, C.I., and Thomson, D. 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press, San Diego, CA.
- Rolland, R.M., Parks, S.E., Hunt, K.E., Castellote, M., Corkeron, P.J., Nowacek, D.P., Wasser, S.K., and Kraus, S.D. 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1737): 2363-2368.
- Seely, E., Osborne, R.W., Koski, K., and Larson, S. 2017. Soundwatch: eighteen years of monitoring whale watch vessel activities in the Salish Sea. *PLOS ONE* 12(12): e0189764.
- Simmonds, M.P., Dolman, S.J., Jasny, M., Parsons, E., Weilgart, L., Wright, A.J., and Leaper, R. 2014. Marine noise pollution-increasing recognition but need for more practical action. *Journal of Ocean Technology* 9(1): 71-90.
- Soontiens, N., Allen, S.E., Latornell, D., Le Souëf, K., Machuca, I., Paquin, J.-P., Lu, Y., Thompson, K., and Korabel, V. 2016. Storm surges in the Strait of Georgia simulated with a regional model. *Atmosphere-Ocean* 54(1): 1-21.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr, C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., and Nachtigall, P.E, Richardson, W.J., Thomas, J.A., and Tyack, P.L. 2007. Marine mammal noise-exposure criteria. *Aquatic Mammals*. 33 (4):411-522.

-
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr, C.R., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., and Nachtigall, P.E. 2008. Marine mammal noise-exposure criteria: initial scientific recommendations. *Bioacoustics-the International Journal of Animal Sound and Its Recording* 17(1-3): 273-275.
- Stanley, J.A., Van Parijs, S.M., and Hatch, L.T. 2017. Underwater sound from vessel traffic reduces the effective communication range in Atlantic cod and haddock. *Scientific Reports* 7(1): 1-12.
- Szymanski, M.D., Bain, D.E., Kiehl, K., Pennington, S., Wong, S., and Henry, K.R. 1999. Killer whale (*Orcinus orca*) hearing: Auditory brainstem response and behavioral audiograms [Article]. *Journal of the Acoustical Society of America* 106(2): 1134-1141. doi:10.1121/1.427121.
- Tenessen, J.B., Holt, M.M., Hanson, M.B., Emmons, C.K., Giles, D.A., and Hogan, J.T. 2019. Kinematic signatures of prey capture from archival tags reveal sex differences in killer whale foraging activity. *The Journal of Experimental Biology* 222(3): doi:10.1242/jeb.191874.
- Thomsen, F., Franck, D., and Ford, J.K.B. 2001. Characteristics of whistles from the acoustic repertoire of resident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 109(3):1240-1246.
- Thomsen, F., Franck, D., and Ford, J.K.B. 2002. On the communicative significance of whistles in wild killer whales (*Orcinus orca*). *Naturwissenschaften*. 89:404-407.
- Thornton, S.J., Toews, S., Stredulinsky, E., Gavrilchuk, K., Konrad, C., Burnham, R., Noren, D.P., Holt, M.M., et Vagle, S. 2022. [Répartition estivale de l'épaulard résident du sud \(*Orcinus orca*\) et utilisation de l'habitat dans le sud de la mer des Salish et dans la zone du banc Swiftsure \(2009 à 2020\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/037. vii + 62 p.
- Trevorrow, M.V., Vasiliev, B., and Vagle, S. 2008. Directionality and maneuvering effects on a surface ship underwater acoustic signature. *The Journal of the Acoustical Society of America* 124(2): 767-778.
- Tyack, P.L., and Clark, C.W. 2000. Communication and acoustic behavior of dolphins and whales. *In* *Hearing by Whales and Dolphins*. Edited by W.W.L. Au and A.N. Popper and R.R. Fay. Springer-Verlag, New York. pp. 156-224.
- Vagle, S., Burnham, R., Thupaki, P., Konrad, C., Toews, S., Thornton, S.J. 2021. [Présence de navires et environnement acoustique dans l'habitat essentiel de l'épaulard résident du Sud \(*Orcinus orca*\) dans la zone de la mer des Salish et du banc Swiftsure](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/058. xi + 69 p.
- Vagle, S., Large, W.G., and Farmer, D.M. 1990. An evaluation of the WOTAN technique of inferring oceanic winds from underwater ambient sound. *Journal of atmospheric and oceanic technology* 7(4): 576-595.
- Vagle, S., and Neves, M. 2019. [Evaluation of the effects on underwater noise levels from shifting vessel traffic away from Southern Resident Killer Whale foraging areas in the Strait of Juan de Fuca in 2018](#). Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences 329 vi + 64 p.
- Vagle, S. 2020. Evaluation of the efficacy of the Juan de Fuca lateral displacement trial and Swiftsure Bank plus Swanson Channel interim sanctuary zones, 2019. Canadian Technical Report of Hydrography and Ocean Sciences 332: vi + 60 p
-

-
- Vanderlaan, A.S., and Taggart, C.T. 2007. Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Marine Mammal Science* 23(1): 144-156.
- Veirs, S., Veirs, V., and Wood, J.D. 2016. Ship noise extends to frequencies used for echolocation by endangered killer whales. *PeerJ* 4: 35. doi:10.7717/peerj.1657.
- Veirs, S.R., and Veirs, V.R. 2011. Masking of southern resident killer whale signals by commercial ship noise. *The Journal of the Acoustical Society of America* 129(4): 2606-2606.
- Ward, E.J., Holmes, E.E., and Balcomb, K.C. 2009. Quantifying the effects of prey abundance on killer whale reproduction. *Journal of Applied Ecology* 46(3): 632-640. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01647.x.
- Wasser, S.K., Lundin, J.I., Ayres, K., Seely, E., Giles, D., Balcomb, K., Hempelmann, J., Parsons, K., and Booth, R. 2017. Population growth is limited by nutritional impacts on pregnancy success in endangered Southern Resident killer whales (*Orcinus orca*). *PLOS ONE* 12(6): 22. doi:10.1371/journal.pone.0179824.
- Watkins, W.A., and Schevill, W.E. 1974. Listening to Hawaiian spinner porpoises, *Stenella cf. longirostris*, with a three-dimensional hydrophone array. *Journal of Mammalogy* 55(2): 319-328.
- Watson, J. 2020. Accounting for preferential sampling in the statistical analysis of spatio-temporal data. PhD Thesis. University of British Columbia.
- Weilgart, L.S. 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology* 85(11): 1091-1116.
- Wellard, R., Pittman, R.L., Durban, J., Erbe, C. 2020. Cold call: The acoustic repertoire of Ross Sea killer whales (*Orcinus orca*, Type C) in McMurdo Sound, Antarctica. *Royal Society Open Science* 7: 191228.
- Wenz, G.M. 1962. Acoustic ambient noise in the ocean: spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America* 34(12): 1936-1956.
- Williams, R., Lusseau, D., and Hammond, P.S. 2006. Estimating relative energetic costs of human disturbance to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation*. 133(3): 301-311.
- Williams, R., Clark, C., Ponirakis, D., and Ashe, E. 2014a. Acoustic quality of critical habitats for three threatened whale populations. *Animal Conservation* 17(2): 174-185.
- Williams, R., Erbe, C., Ashe, E., Beerman, A., and Smith, J. 2014b. Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: A dose-response study. *Marine pollution bulletin* 79(1-2): 254-260. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.12.004.
- Wright, B.M., Stredulinsky, E.H., Ellis, G.M., and Ford, J.K.B. 2016. Kin-directed food sharing promotes lifetime natal philopatry of both sexes in a population of fish-eating killer whales, *Orcinus orca*. *Animal Behaviour* 115: 81-95. DOI:10.1016/j.anbehav.2016.02.025.

ANNEXE A

Tableau A1. Proportion de temps pendant lequel un pourcentage donné de l'espace actif au niveau de bruit ambiant était disponible pour l'ERS au cours de la semaine du 1^{er} au 7 août 2018 à des lieux situés dans la zone du banc Swiftsure et dans le détroit de Haro. La portée des communications et la portée de l'écholocalisation disponibles sont indiquées à quatre profondeurs dans des lieux où le comportement prédominant est le déplacement ou la recherche de nourriture.

Type de portée	Comportement primaire	Nom du lieu	Profondeur (m)	Portée disponible			
				75 à 100 %	50 à 75 %	25 à 50 %	0 à 25 %
Communication	Recherche de nourriture	Nord du banc Swiftsure	7,5	16,7	66,7	16,7	0
			20	66,7	16,7	16,7	0
			50	66,7	0	16,7	16,7
		Avant-talus du banc Swiftsure	7,5	16,8	30,3	28,4	24,5
			20	15,9	31,2	34,8	18,1
			50	25	28,6	25,7	20,7
			100	22,4	35,1	27,6	14,9
		Détroit de Haro	7,5	30,8	46,2	15,4	7,6
			20	31	31	24,1	13,9
			50	29,5	47,7	18,2	4,6
			100	24,1	26,5	32,5	16,9
		Déplacement	Banc Swiftsure	7,5	22,5	33,7	14,6
	20			23,2	27,5	14,5	34,8
	50			27,6	27,6	24,1	20,7
	Juan de Fuca		7,5	24	34,6	31,7	9,7
			20	26,8	36,1	23,7	13,4
50			24,5	35,3	30,4	9,8	
100			27,1	36,4	32,7	3,8	
Turn Point	7,5		28,9	26,7	11,1	33,3	
	20		26,9	23,1	26,9	23,1	
	50		14,5	29	29	27,5	
	100		18,1	21,7	31,3	28,9	
Écholocalisation	Recherche de nourriture		Nord du banc Swiftsure	7,5	67,6	25,7	6,7
		20		61,5	34,9	3,7	0
		50		67,1	30	1,4	1,5
		Avant-talus du banc Swiftsure	7,5	11,6	16,3	40,7	31,4
			20	11,2	20,2	40,3	28,3
			50	11,8	23,7	39,7	24,8
			100	10,4	28,5	40,4	20,7
		Détroit de Haro	7,5	38,6	31,8	26,1	3,5
			20	24,8	43,2	23,2	8,8
			50	26,9	30,1	36,5	6,5
			100	11,9	31,6	36,3	20,2

Type de portée	Comportement primaire	Nom du lieu	Profondeur (m)	Portée disponible			
				75 à 100 %	50 à 75 %	25 à 50 %	0 à 25 %
	Déplacement	Banc Swiftsure	7,5	18,8	26,5	38	16,7
			20	24,5	28,8	31,9	14,8
			50	22	29,7	31,8	16,5
	Juan de Fuca		7,5	20,2	27,1	36	16,7
			20	23,2	27	36,7	13,1
			50	13,8	30,3	40,2	15,7
			100	16,6	27	41,3	15,1
	Turn Point		7,5	24,8	23,9	34,5	16,8
			20	22,2	27,8	29,4	20,6
			50	23,8	26,5	26,5	23,2
			100	18,3	23,2	28	30,5