



Fisheries and Oceans
Canada

Pêches et Océans
Canada

Ecosystems and
Oceans Science

Sciences des écosystèmes
et des océans

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/058

Région du Pacifique

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

Svein Vagle¹, Rianna Burnham¹, Pramod Thupaki¹, Christine Konrad², Scott Toews²,
Sheila J. Thornton²

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

²Centre d'entreprise des sciences du Pacifique
Pêches et Océans Canada
4160, Marine Drive
West Vancouver (Colombie-Britannique) V7V 1N6

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 de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-40239-0 N° cat. Fs70-5/2021-058F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

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.

Also available in English :

*Vagle, S., Burnham, R., Thupaki, P., Konrad, C., Toews, S., Thornton, S.J. 2021. Vessel presence and acoustic environment within Southern Resident Killer Whale (*Orcinus orca*) critical habitat in the Salish Sea and Swiftsure Bank area. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/058. x + 66 p.*

TABLE DES MATIÈRES

GLOSSAIRE	vii
PRÉFACE	ix
RÉSUMÉ.....	x
1. INTRODUCTION	1
2. MÉTHODES.....	4
2.1. CARACTÉRISATION DU PAYSAGE SONORE.....	5
2.1.1. Réseau de surveillance acoustique passive (SAP).....	5
2.2. PRÉSENCE ET VITESSE DES BATEAUX	8
2.2.1. Bateaux suivis par le système d'identification automatique (SIA).....	8
2.2.2. Analyse des petits bateaux	10
2.3. MODÈLE DE BRUIT DES BATEAUX.....	11
2.3.1. Configuration du modèle et validation.....	11
2.3.2. Modélisation de scénarios.....	12
3. RÉSULTATS.....	13
3.1. CARACTÉRISATION DU PAYSAGE SONORE.....	13
3.1.1. Bruit ambiant minimal.....	14
3.1.2. Composition du paysage sonore.....	15
3.1.3. Caractérisation des conditions naturelles et transmission sonore	15
3.1.4. Présence acoustique des bateaux.....	15
3.2. PRÉSENCE DE BATEAUX ET VITESSE.....	16
3.2.1. Bateaux suivis par le SIA	16
3.2.2. Présence de petits bateaux.....	17
3.3. MODÈLE DE BRUIT DES BATEAUX.....	17
3.3.1. Résultats du modèle et validation	17
3.3.2. Résultats de la modélisation de scénarios.....	18
4. DISCUSSION.....	18
5. REMERCIEMENTS	24
6. TABLEAUX	26
7. FIGURES	32
8. RÉFÉRENCES CITÉES	63

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Gammas de fréquences des mesures acoustiques utilisées	26
Tableau 2 : Propriétés géoacoustiques utilisées pour définir la propagation.....	27
Tableau 3 : Liste des intrants du modèle de bruit des navires.....	28
Tableau 4 : Périodes d'enregistrement à chaque emplacement.....	29
Tableau 5 : Comparaison entre les NPA observés	30
Tableau 6 : Résultats de la modélisation de scénarios acoustiques	31

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Zone d'étude.....	32
Figure 2 : Un des points d'amarrage de SAP	33
Figure 3 : Courbes de knudsen reliant la vitesse du vent	34
Figure 4 : Exemple de méthode utilisée pour déterminer les ajouts acoustiques.....	35
Figure 5 : Type de substrat de fond défini dans le modèle.....	36
Figure 6 : Moyenne des niveaux de bruit ambiant à partir des enregistrements	38
Figure 7 : Tracés rythmiques pour comparer les niveaux de dépassement	39
Figure 8 : Comparaison des niveaux de pression acoustique	39
Figure 9 : NPA horaires dans la gamme de fréquences de communication de l'ERS.....	40
Figure 10 : a) Les niveaux de dépassement L_{99} des niveaux de bruit ambiant	41
Figure 11 : Composition du paysage sonore	42
Figure 12 : Vitesse moyenne du vent estival (m/s).....	42
Figure 13 : Ajouts dérivés du bruit du vent à 10 kHz	42
Figure 14 : Ajouts acoustiques dérivés du vent à 50 kHz	42
Figure 15 : Quantités moyennes de précipitations (mm/h) dans la mer des Salish.....	43
Figure 16 : Comparaison diurne en utilisant quatre périodes de 4 heures	44
Figure 17 : Présence quotidienne moyenne (heures/jour/km ²) des grands bateaux commerciaux	45
Figure 18 : Présence quotidienne moyenne (heures/jour/km ²) de petits bateaux commerciaux	46
Figure 19 : Présence quotidienne moyenne (heures/jour/km ²) des bateaux munis d'un appareil SIA de classe B.....	47
Figure 20 : Présence quotidienne moyenne de bateaux munis d'un appareil SIA	48
Figure 21 : Composition relative de la présence des bateaux munis	49
Figure 22 : La variation de la présence moyenne (heures/jour/km ²) de grands bateaux commerciaux munis	50
Figure 23 : La variation de la présence moyenne (heures/jour/km ²) des petits bateaux commerciaux.....	51
Figure 24 : La variation de la présence quotidienne (heures/jour/km ²) des bateaux munis.....	52
Figure 25 : Vitesse moyenne par rapport au fond (SOG) de la présence des bateaux	53
Figure 26 : Distance quotidienne moyenne parcourue par les grands bateaux commerciaux ...	54
Figure 27 : Distance quotidienne moyenne parcourue par les petits bateaux commerciaux.....	55
Figure 28 : Distance quotidienne moyenne parcourue par les bateaux munis d'un appareil SIA	56
Figure 29 : Couverture des relevés des vols du Programme national de surveillance aérienne	56
Figure 30 : Observation des bateaux par unité d'effort pour les vols du Programme national ...	57

Figure 31 : Couverture approximative des survols de l'enquête par interrogation du pêcheur...	58
Figure 32 : Nombre moyen de bateaux observés par survol de l'enquête par interrogation	59
Figure 33 : Exemple d'intrant du modèle de bateau.	59
Figure 34 : Comparaison entre le PDF empirique du NPA observé et simulé	60
Figure 35 : Ajouts de bruit des bateaux dans la gamme de communication de l'ERS.....	61
Figure 36 : Ajouts sonores dans la gamme de 50 kHz pour les niveaux de dépassement.....	62
Figure 37 : Suivi des pétroliers TMX supplémentaires (sortants)	62

GLOSSAIRE

Bande de tiers d'octave – Bande de fréquence d'une largeur d'un tiers d'octave, centrée sur une fréquence d'intérêt.

Système d'identification automatique (SIA) – Système de suivi automatique qui utilise des émetteurs-récepteurs pour transmettre de l'information sur l'identité, l'emplacement et l'itinéraire prévu des navires aux Services de trafic maritime.

Bruit ambiant – Niveau de bruit de fond d'une zone où les sources de bruit individuelles ne sont pas discernables.

Enquête par interrogation du pêcheur – Relevé des prises de pêche comprenant des survols aériens pour évaluer l'effort de pêche, et enquête aux points d'accès des bateaux où les parties de pêche récréative de retour sont interviewées (marinas, rampes d'accès des bateaux, etc.) pour estimer l'effort de pêche et le total des prises.

Habitat essentiel (HE) – Habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce disparue du pays, en voie de disparition ou menacée inscrite et désigné comme HE dans un programme de rétablissement ou un plan d'action visant les espèces en péril.

Démasquage par comodulation – Diminution du masquage attendu d'un signal qui se produit lorsque les sources de bruit affichent une variation de leur amplitude dans une gamme de fréquences.

Niveau de bruit excessif – Sert à représenter les quartiles ou les centiles d'une certaine période où un niveau de bruit ambiant donné a été atteint.

Courbes de Knudsen – Modèles empiriques qui paramètrent le bruit ambiant en fonction de la fréquence selon les conditions abiotiques.

L₁ – Représente le 1 % des données où l'amplitude du bruit ambiant dans la gamme de fréquences d'intérêt est la plus grande.

L₅, L₉₅ – Désignent les 5 % supérieurs et inférieurs des valeurs du bruit ambiant respectivement dans la gamme de fréquences d'intérêt.

L₅₀ – Sert à exprimer la valeur médiane ou 50 % du temps lorsque les enregistrements dépassent une valeur.

L₂₅, L₇₅ – Désignent les quartiles supérieur et inférieur, représentant respectivement la valeur dépassant 25 % du temps et la valeur dépassant 75 % du temps (ou ne dépassant pas 25 % du temps).

L₉₉ – Représente le bruit de fond. Le niveau de bruit dépassé par 99 % des enregistrements analysés.

Masquage – Lorsque le seuil de détection et d'interprétation d'un son ou d'un appel est relevé par la présence d'un autre son.

Bruit ambiant minimal – Niveau sonore L₉₉ utilisé dans la présente analyse pour représenter un niveau de bruit ambiant où aucun bruit de bateau n'est ajouté et où le bruit du vent est négligeable.

Bruit – Ajout indésirable à une bande de fréquences d'intérêt. En ce qui concerne le masquage, le bruit sert à décrire le son de masquage.

Surveillance acoustique passive (SAP) – Moyen discret d'écouter, de décrire et de caractériser le champ sonore sous-marin et les mammifères marins émettant des vocalisations qui s'y trouvent.

Densité spectrale de puissance (DSP) – Puissance du son divisée par la largeur de bande pour décrire comment la puissance d'un son est distribuée avec la fréquence.

Niveau de pression acoustique (NPA) – Pression reçue d'un son donné, exprimée en décibels (dB) par rapport à une pression de référence de 1 μ Pa.

Niveau de la source (NS) – Quantité de son rayonnée par une source, définie comme l'intensité du son rayonné à une distance de 1 m de la source.

Démasquage spatial – Diminution du masquage attendu, ou démasquage, qui se produit lorsque le signal et la source de bruit se trouvent à différents endroits.

Démasquage temporel – Diminution du masquage attendu, ou démasquage, qui se produit lorsque le signal et la source de bruit sont présents à différents moments. Semblable à une modulation.

PRÉFACE

L'épaulard résident du Sud (ERS), dont la population compte 75 individus (2021), est inscrit comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada. Les zones des eaux côtières et intérieures entourant l'île de Vancouver sont maintenant désignées légalement comme habitat essentiel (HE) de l'ERS en vertu de la LEP. Ces zones soutiennent les événements importants du cycle biologique et ont été désignées comme nécessaires à la survie et au rétablissement de la population.

La mer des Salish est le nom collectif donné aux eaux intérieures entourant le sud de l'île de Vancouver, le détroit de Juan de Fuca et le détroit de Georgie au Canada, ainsi que les îles San Juan et Puget Sound dans l'État de Washington aux États-Unis. Elle est bordée à l'ouest par une ligne reliant Cape Flattery à la pointe Carmanah. Ce nom collectif servira à désigner ces voies navigables dans le présent document. La zone de l'HE de l'ERS, située à l'ouest de cette ligne, comprend le banc La Perouse, le banc Swiftsure et divers canyons et composants sous-marins. Par souci de commodité, cette partie de l'HE de l'ERS est appelée « zone du banc Swiftsure » dans le présent document. Le terme « zone d'étude » est utilisé dans le présent document pour englober des parties de ces deux secteurs.

Le présent rapport fait partie d'une série de trois documents qui, ensemble, examinent la menace que représentent la présence de bateaux et la perturbation acoustique pour l'ERS se trouvant dans les environs de la mer des Salish de mai à octobre (ci-après appelée « été »). Tout d'abord, on a déterminé la présence de l'ERS et l'utilisation de son habitat dans la région de la mer des Salish et du banc Swiftsure, ce qui a permis de déterminer la fréquence mensuelle des occurrences et les zones où les comportements de recherche de nourriture ou de déplacement sont dominants. Cette détermination repose sur les données de repérage et les observations comportementales, telles que décrites dans Thornton et al. (2021a¹). Les menaces que présentent les bateaux pour le rétablissement dans la zone d'étude ont été examinées en mettant l'accent sur les perturbations physiques et acoustiques dans ce document. De plus, la présence de bateaux et leur vitesse de passage dans la zone d'étude ont été caractérisées. Les niveaux de bruit ambiant ont ici été caractérisés pour la zone d'étude de mai à octobre. L'apport relatif des sources de bruit naturelles et anthropiques (bateaux) au paysage sonore a été examiné, particulièrement dans les gammes de fréquences importantes pour la communication des épaulards (de 500 Hz à 15 kHz) et l'écholocalisation (de 15 kHz à 100 kHz). Les résultats de cette caractérisation du paysage sonore ont ensuite été analysés plus en profondeur dans le cadre d'une analyse des cooccurrences effectuée par Thornton et al. (2021 b²) pour mieux comprendre l'incidence que les changements dans les conditions de bruit ambiant provenant de sources naturelles et anthropiques peuvent avoir sur l'utilisation de l'habitat de l'ERS et sur la portée de leur communication et de leur écholocalisation. L'analyse des cooccurrences a également permis d'examiner la présence de bateaux dans les zones utilisées le plus souvent par l'ERS afin d'évaluer le risque de collision avec ces derniers.

¹ Thornton, S.J., Toews, S., Stredulinsky, E., Gavrilchuk, K., Konrad, C., Burnham, R.E., Vagle, S. 2021a *Southern Resident Killer Whale (Orcinus orca) summer distribution and habitat use in the southern Salish Sea and the Swiftsure Bank area (2009 to 2020)*. Document de travail du SCAS. En cours de rédaction.

² Thornton, S.J., Toews, S., Burnham, R.E., Konrad, C., Stredulinsky, E. 2021b. *Areas of elevated risk for vessel-related physical and acoustic impacts in Southern Resident Killer Whale (Orcinus orca) critical habitat*. Document de travail du SCAS. En cours de rédaction.

RÉSUMÉ

Le paysage sonore d'une zone est défini par des ajouts acoustiques provenant de bruits naturels et humains. Six points d'amarrage ont été déployés dans la mer des Salish et dans la zone du banc Swiftsure pour décrire le paysage sonore et les ajouts de sources abiotiques et anthropiques de mai à octobre pour la période allant de 2018 à 2020. Les navires commerciaux empruntent ces voies navigables pour se rendre dans certains ports, comme celui de Victoria, Vancouver, Nanaimo, Port Angeles, Tacoma et Seattle. De plus, les villes côtières sont des plaques tournantes pour les traversiers, les bateaux de plaisance et les bateaux d'observation des baleines. La mer des Salish et le secteur du banc Swiftsure contiennent également un habitat essentiel protégé pour l'ERS, notamment les bancs La Perouse et Swiftsure, ainsi que le détroit de Juan de Fuca et le détroit de Haro.

La structure du paysage sonore au cours de l'été a été étudiée. Les apports du vent et de la pluie ont été examinés à l'aide des données du modèle de prévision d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). La visualisation des schémas météorologiques a montré un apport considérable de vent autour de Sooke au milieu de l'été, tandis que les vents en mer dominaient à la fin du printemps et au début de l'automne.

La présence des bateaux a été quantifiée à partir des données du Système d'identification automatique (SIA). Pour les types de navires de plaisance et de petits navires non Assujettis au SIA, les données de surveillance aérienne ont été utilisées pour estimer la présence. Toutefois, on considère que cette estimation représente l'utilisation minimale de la zone d'étude par ces types de bateaux. Des mesures acoustiques ont également été envisagées pour suivre la présence des navires.

Pour mieux apprécier le paysage sonore de l'ERS, on a examiné les ajouts provenant du bruit naturel et du bruit des bateaux dans les gammes de fréquences utilisées pour la communication sociale (de 500 Hz à 15 kHz) et l'écholocalisation (de 15 kHz à 100 kHz). On a ainsi mis en évidence les zones les plus touchées et pu évaluer la qualité relative de l'environnement acoustique au sein de l'HE. L'analyse de la présence des bateaux et de leurs déplacements a démontré les répercussions de la présence des navires.

Un modèle numérique du bruit des bateaux a été élaboré pour permettre d'estimer le paysage sonore dans des régions autres que celles surveillées directement par des enregistreurs acoustiques passifs. Des scénarios de changements prévus dans la présence des bateaux dans cette zone ont également été étudiés. On a modélisé une augmentation prévue dans un avenir proche du trafic des pétroliers, qui passerait d'environ un passage hebdomadaire à un passage quotidien dans la mer des Salish, ce qui correspond à l'augmentation du trafic maritime découlant du projet d'agrandissement du réseau Trans Mountain.

Les principales menaces à la survie et au rétablissement de l'ERS comprennent la perturbation physique et acoustique et les collisions avec les navires. Nos analyses servent de fondement aux discussions sur la perturbation acoustique et le masquage, qui entraînent une réduction de l'étendue de la vocalisation et de l'écholocalisation des ERS.

1. INTRODUCTION

Les niveaux de bruit ambiant océanique, ou paysages sonores océaniques, sont dynamiques et influencés par des apports naturels et anthropiques. Les vocalises des mammifères marins, des poissons et autres invertébrés, ainsi que les bruits découlant de leurs déplacements et de la manipulation des proies sont des ajouts biologiques naturels. Il existe aussi des agents abiotiques naturels du bruit, comme le bruit géologique, les précipitations et les effets du vent et des vagues. La répartition et l'abondance des apports sonores non naturelles, ou anthropiques, sont en augmentation. Le bruit des bateaux est le plus répandu des bruits de cette catégorie, les niveaux de bruit de fond étant maintenant de plusieurs décibels (dB) au-dessus des niveaux préindustriels (Richardson et al., 1995). Les apports sont souvent plus importants le long des routes de navigation et dans les eaux proches des grandes villes portuaires et des zones côtières habitées (Pine et al., 2016). Comme les paysages sonores océaniques sont une combinaison dynamique de ces composantes biologiques et non biologiques naturelles et anthropiques, l'entrée de bruit qui domine variera au fil du temps et de l'espace en raison de la variation des conditions du champ sonore et des propriétés océaniques, ainsi que des bandes de fréquences acoustiques préoccupantes.

L'ajout de bruit abiotique provenant du vent, des vagues et du mouvement de l'eau peut constituer une composante importante du bruit océanique global. L'état de la mer et la dynamique de l'océan proche de la surface, liée aux vents, peut influencer sur le paysage sonore en ajoutant des bulles d'air, des pulvérisations, des éclaboussures, des ondes de surface et des turbulences (Carey et al., 1993). Ces ajouts peuvent être complexes, même s'il a été démontré que les niveaux sonores du vent sont fortement corrélés à la vitesse du vent, au fetch et à la profondeur de l'eau, mais qu'ils dépendent également des courants, y compris les courants de marée, qui modulent le champ d'onde de surface (Wenz, 1962; Vagle et al., 1990; Richardson et al., 1995; Wysocki et al., 2007; Coers et al., 2008; Lugli, 2010; Ladich, 2013).

La première étude non militaire du paysage sonore sous-marin a été publiée par Knudsen et al. (1948). Les auteurs ont établi que les hautes fréquences du spectre de bruit ambiant (de 500 Hz à 50 kHz) sont principalement produites par le vent, décrivant une relation entre le spectre d'intensité de bruit et la présence du vent. La relation entre la vitesse du vent et les niveaux de bruit a ensuite été peaufinée par Vagle et al. (1990).

Les précipitations peuvent également augmenter considérablement le champ sonore global à une gamme de fréquences acoustiques allant d'environ 500 Hz et jusqu'à 50 kHz, selon le type de précipitations (Amitai et al., 2007). Toutefois, les entrées acoustiques sont habituellement concentrées dans la gamme de fréquences allant de 15 à 22 kHz (Scrimger et al., 1989; Medwin et al., 1992; Nystuen, 1993, 1996; Quartly et al., 2000; Nystuen et Ma, 2002; Ma et Nystuen, 2005; Ma et al., 2005; Pensieri et al., 2015).

Le bruit anthropique peut dominer les paysages sonores dans une large bande de fréquences acoustiques. À de nombreux endroits, les niveaux de bruit de fond sont maintenant plusieurs décibels au-dessus des niveaux préindustriels, même dans les régions où il n'y a pas de source de bruit d'origine humaine à proximité (Richardson et al., 1995). Ce changement spectaculaire a été précipité en grande partie par l'arrivée de la navigation commerciale motorisée, qui a transformé les paysages sonores en haute mer et près des côtes (Richardson et al., 1995; Hildebrand, 2009). Le bruit des grands navires augmente principalement les niveaux de bruit ambiant dans les basses fréquences (< 500 Hz), le bruit étant généré principalement par la cavitation et la propulsion des hélices. Ces navires fournissent également de l'énergie à des fréquences acoustiques plus élevées, soit jusqu'à 100 kHz (Ross, 1976; Gray et Greeley, 1980; Richardson et al., 1995; Arveson et Vendittis, 2000; Farina, 2014; Veirs et al., 2016). Toutefois,

en raison des pertes de transmission beaucoup plus élevées en fonction de la portée à ces fréquences, les apports ont tendance à être de nature plus locale. On estime que les niveaux de bruit ambiant dans le monde sont 10 à 100 plus élevés dans les fréquences inférieures à 500 Hz en raison de la présence de navires (Jasny, 2005; Tyack, 2008). Les eaux côtières et les voies maritimes ont connu une augmentation estimée de 10 dB, soit 1 μ Pa par décennie comparativement aux observations faites au milieu des années 1970 (Ketten, 2002). Les niveaux de bruit sous-marin dans le Pacifique ont connu des hausses importantes, particulièrement au cours des 50 dernières années, en raison de l'augmentation du transport maritime (Andrew et al., 2002; Jasny, 2005; CNRC, 2005; McDonald et al., 2006; Chapman et Price, 2011; Frisk, 2012; Merchant et al., 2014).

L'augmentation du trafic maritime et le nombre de transits de divers types de bateaux peuvent être suivis au moyen du Système d'identification automatique (SIA), en vertu duquel certains bateaux doivent disposer d'un émetteur-récepteur SIA de classe A qui transmet de l'information sur le nom, le type, le numéro d'identification, l'emplacement et la destination prévue du navire toutes les 5 à 30 secondes. Selon le règlement de l'Organisation maritime internationale (OMI), un émetteur-récepteur SIA de classe A doit se trouver sur tout bateau d'une jauge brute (JB) de plus de 150 qui transporte au moins 12 passagers et effectue un voyage international et sur tout bateau d'une JB de plus de 300 effectuant un voyage international. Dans les eaux canadiennes, Transports Canada exige également que tout bateau d'une JB de plus de 500 qui n'effectue pas un voyage international soit muni d'un émetteur-récepteur de classe A, mais exempte les bateaux de pêche de cette obligation de disposer d'un appareil SIA. Aux États-Unis, l'obligation de disposer d'un appareil SIA s'applique, sans s'y limiter, aux bateaux d'au moins 65 pieds de longueur effectuant un service commercial, aux bateaux de remorquage d'au moins 26 pieds de longueur et de plus de 600 chevaux effectuant un service commercial ou aux bateaux d'une capacité d'au moins 150 passagers.

Les petits bateaux ne doivent pas nécessairement être munis d'un transmetteur SIA; toutefois, un tel appareil offre des avantages considérables en matière de sécurité, notamment le fait d'être plus visibles des autres bateaux et d'avoir une meilleure idée de la circulation maritime dans la région. Dans le cas des bateaux de plaisance, les émetteurs-récepteurs SIA de classe B sont plus souvent utilisés que ceux de classe A, mais ce système communique l'information moins fréquemment et a une priorité moindre dans le flux de transmission et une plus faible puissance de transmission. Par conséquent, les transmissions de données sont reçues moins fréquemment et ont une portée spatiale plus courte. Toutefois, comme ces appareils sont plus abordables que les émetteurs de classe A, ils sont souvent utilisés de préférence par les plaisanciers. Les bateaux qui ne sont pas tenus de disposer d'un appareil SIA sont sous-représentés dans les analyses de la présence des bateaux et des effets du bruit, même s'ils peuvent être beaucoup plus nombreux que les grands navires dans certaines régions (Serra-Sogas et al., 2018) et grandement contribuer au niveau de bruit ambiant (Erbe et al., 2012).

Les techniques de surveillance acoustique passive (SAP) sont utilisées pour décrire le paysage sonore océanique et les changements spatiotemporels du niveau de bruit ambiant. L'apport de chacune des sources abiotiques, biotiques et anthropiques peut être estimé, et des fréquences ou gammes de fréquences représentatives peuvent servir de mesures pour caractériser les intrants dans le temps et l'espace. Il peut ainsi être plus facile de comprendre les effets du bruit d'origine humaine sur le milieu marin et les organismes qui l'habitent. Ces observations acoustiques passives offrent également un moyen non invasif de sonder la présence de mammifères marins dans une région ou d'évaluer la santé de l'écosystème (Pijanowski et al., 2011; Sueur et Farina, 2015).

Il est possible de faire une extrapolation à partir d'un seul point d'amarrage hydrophonique, ou système utilisé en réseau, à d'autres zones non surveillées au moyen d'exercices de modélisation. Validés par les niveaux de bruit observés, là où ils existent, ces modèles nous permettent de prévoir les voies et les transmissions du bruit sous-marin, de caractériser les intrants provenant de diverses sources et d'examiner comment ces diverses sources, seules ou ensemble, peuvent influencer le paysage sonore. Les exercices de cartographie du bruit océanique (p. ex., Erbe et al., 2012) utilisent les données du SIA comme moyen d'évaluer les niveaux de bruit ambiant provenant du transport maritime. Les niveaux de bruit sous-marin sont calculés en fonction des transits de navigation cumulatifs et des caractéristiques acoustiques des intrants des bateaux par classe. Ces modèles peuvent être utilisés pour délimiter et décrire les zones où le niveau de bruit est élevé, prévoir les changements dans le paysage sonore ou mettre à l'essai des scénarios selon les changements prévus à la flotte, y compris l'ajout d'un plus grand nombre de bateaux de plus grande taille.

Les eaux intérieures entourant le sud de l'île de Vancouver, y compris le détroit de Juan de Fuca et le détroit de Georgie au Canada, ainsi que les eaux entourant les îles San Juan et Puget Sound au nord de l'État de Washington, collectivement appelées mer des Salish, sont fortement touchées par l'activité anthropique. Les zones avoisinantes à l'ouest du détroit de Juan de Fuca, dans le secteur du banc Swiftsure, connaissent également un trafic maritime intense. Cette situation est principalement attribuable aux bateaux qui transitent vers certains ports, notamment celui de Vancouver, Victoria, Nanaimo, Port Angeles, Tacoma et Seattle, ainsi qu'à la proximité d'autres villes côtières et ports qui sont des plaques tournantes pour la navigation de plaisance et l'observation des baleines. Les navires commerciaux de haute mer qui transitent par des voies de navigation internationales sont les principaux contributeurs, les traversiers et les remorqueurs ayant également un apport important dans certaines régions (MacGillivray et al., 2016). En moyenne, environ 20 navires SIA de classe A transitent par le détroit de Haro dans la mer des Salish chaque jour, soit environ un par heure, dont la plupart sont associés au port de Vancouver (Veirs et Veirs, 2006; Erbe et al., 2012; Veirs et al., 2016). Ces bateaux en transit sont principalement des transporteurs en vrac et des navires à conteneurs, chaque transit augmentant le niveau de bruit par rapport au bruit ambiant d'environ 20 dB re 1 μ Pa (Veirs et al., 2016). Le bruit émis par ces bateaux se situe généralement dans la gamme de fréquences de 125 Hz à 20 kHz, souvent concentrés sous les 10 kHz (Veirs et al., 2016). La circulation des traversiers et les bateaux de croisière contribuent également au niveau de bruit ambiant, puisque ces navires et d'autres navires à passagers transitent habituellement plus souvent durant les mois d'été que durant l'hiver. La présence de petits bateaux, qui émettent habituellement un bruit de plus haute fréquence, et leurs ajouts au paysage sonore sont sous-estimés dans les modèles de bruit actuels pour cette région, mais pourraient avoir une grande incidence sur les niveaux de bruit ambiant globaux (Erbe et al., 2012; Cominelli et al., 2018). Les bateaux transitant vers et depuis les ports américains et canadiens sont présents dans la zone d'étude. Les cartes de l'exposition sonore cumulative élaborées par Erbe et al. (2012) ont démontré que la mer des Salish, plus que toute autre région de la côte de la Colombie-Britannique, dépassait constamment 100 dB dans les bandes de tiers d'octave centrées sur 63 Hz et 125 Hz, niveau maximal cible établi dans la Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » de l'UE (Tasker et al., 2010).

La mer des Salish fait partie de l'aire de répartition de l'épaulard résident du Sud (ERS). La petite taille de sa population, le déclin de sa trajectoire et la prévalence des menaces anthropiques à son cycle biologique dans les régions essentielles font en sorte que l'ERS figure maintenant sur la liste des espèces en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) (COSEPAC, 2001). Les eaux du banc Swiftsure, du détroit de Juan de Fuca et du détroit de Haro ont été reconnues comme des aires d'alimentation et ont depuis été désignées comme habitat essentiel (MPO 2017a,b, Pêches et Océans Canada 2018). Ces aires

d'alimentation principales et d'autres zones où les baleines sont fréquemment observées, comme le passage Boundary et le chenal Swanson dans le sud des îles Gulf (Hauser et al., 2007; Olson et al., 2018), chevauchent les voies de navigation internationales et les zones de forte circulation (Cominelli et al., 2018). Comme l'exige la LEP, le gouvernement du Canada s'est doté d'un programme de rétablissement (Pêches et Océans Canada, 2018), qui considère que la perturbation physique et acoustique, principalement causée par les bateaux, constitue une menace à la survie et au rétablissement de l'ERS. Le programme de rétablissement mentionne également que la diminution de la disponibilité des proies et la présence persistante de contaminants dans l'environnement constituent également des menaces (Pêches et Océans Canada, 2018). De plus, un examen de l'efficacité des mesures de rétablissement visant l'ERS prises en 2017 a déterminé que la collision avec les navires constitue une menace supplémentaire pour le rétablissement de la population (MPO 2017a,b; Raverty et al., 2020).

L'acoustique est le principal moyen par lequel l'ERS envoie et reçoit de l'information, soit en communiquant à l'aide de sifflements ou d'appels pulsés, soit en utilisant des « clics » d'écholocalisation. L'ajout de bruits dans les gammes de fréquence qu'ils utilisent pour la communication et l'écholocalisation peut nuire aux contacts avec leurs congénères et à leurs capacités à repérer leurs proies et à trouver leur chemin. Le bruit des navires peut masquer ou obscurcir les appels ou les signaux acoustiques, de sorte que les baleines n'arrivent pas à les détecter ou à les interpréter. Lorsque le bruit s'ajoute de manière chronique au paysage sonore, il peut également provoquer un stress ou des dommages physiologiques, altérer la sensibilité auditive, provoquer des blessures ou perturber les schémas comportementaux (Richardson et al., 1995; Simmonds et al., 2004; Southall et al., 2007; Rolland et al., 2012). En outre, il a été démontré que la présence physique de bateaux modifie le comportement des cétacés (p. ex., Dahlheim et al., 1984; Morete et al., 2007; Christiansen et al., 2013, 2014; Dahlheim et Castellote, 2016) et expose l'ERS au risque de collision avec les navires.

Un réseau d'enregistreurs acoustiques passifs déployés dans la mer des Salish et sur le banc Swiftsure dans le cadre de l'Initiative sur la qualité du milieu marin du Plan de protection des océans (QMM/PPO) du gouvernement du Canada aide à caractériser le paysage sonore de l'habitat essentiel (HE) de l'ERS. Cette étude a examiné l'apport acoustique de sources abiotiques et anthropiques au paysage sonore global à large bande (de 10 Hz à 100 kHz), en particulier le vent, la pluie et le bruit des bateaux. Elle a surtout mis l'accent sur l'apport sonore aux fréquences utilisées par l'ERS comme moyen de communication et d'écholocalisation (Heise et al., 2017). On a tenu compte de l'impact acoustique des grands navires commerciaux (munis d'un appareil SIA de classe A) et des bateaux plus petits et souvent récréatifs (munis d'un appareil de classe B ou exemptés de l'obligation d'en avoir un).

Un modèle acoustique numérique du bruit des navires a été utilisé pour interpréter les ajouts provenant des bateaux munis d'un appareil AIS de classe A à des endroits autres que ceux où des observations directes sont disponibles. Notre approche de modélisation a également permis de prévoir les répercussions possibles d'une éventuelle augmentation de la circulation dans la région de la mer des Salish et du banc Swiftsure. On a notamment modélisé le scénario d'une circulation sept fois supérieure du trafic de pétroliers, attendue du projet d'agrandissement de Trans Mountain (TMX). Les résultats de ces analyses alimenteront les discussions sur les répercussions du transport maritime et des niveaux élevés de bruit ambiant sur les ERS et leur utilisation de la mer des Salish.

2. MÉTHODES

La zone d'étude englobe des parties de l'HE de l'ERS dans la mer des Salish, y compris le détroit de Juan de Fuca, le détroit de Haro, le passage Boundary, la partie sud du détroit de

Georgie et les eaux entourant le sud des îles Gulf. L'HE de l'ERS comprend également les eaux des bancs Swiftsure et La Perouse, ainsi que les canyons et éléments de la morphologie bathymétrique environnants. La région examinée dans la présente analyse est délimitée par les coordonnées suivantes : 49,0 °N, 125,5 °O dans le nord-ouest, 49,0 °N, 123,0 °O dans le nord-est, 48,0 °N, 125,5 °O dans le sud-ouest et 48,0 °N, 123,0 °O dans le sud-est (figure 1).

2.1. CARACTÉRISATION DU PAYSAGE SONORE

2.1.1. Réseau de surveillance acoustique passive (SAP)

Les enregistrements acoustiques utilisés dans cette étude proviennent de six appareils de SAP déployés dans la zone d'étude depuis février 2018 (figure 1). Les enregistrements ont été réalisés à l'aide d'enregistreurs acoustiques multicanaux autonomes (AMAR, JASCO Applied Sciences, G4) munis d'hydrophones M36-100 de GeoSpectrum Technologies. Ces appareils ont été montés sur un système d'amarrage silencieux fabriqué par Oceanetic Measurement Ltd., qui a permis de positionner l'hydrophone à environ 2 m du plancher océanique (figure 2).

Chaque système a été étalonné par le fabricant, puis de nouveau au moyen d'un téléphone à piston de 250 Hz avant chaque déploiement. Les enregistrements ont été réalisés en continu à une fréquence d'échantillonnage de 256 kHz avec résolution de 24 bits et stockés sur des cartes mémoire SD internes comme fichiers WAV. Un calendrier d'entretien des points d'amarrage d'environ 2 ou 3 mois a été maintenu. Les données ont été téléchargées et de nouvelles piles installées, ce qui a permis la collecte régulière des enregistrements. Lors de la récupération, les fichiers WAV ont été post-traités avec des scripts Python personnalisés, modifiés par rapport à ceux utilisés par Merchant et al. (2015). Les spectres de puissance d'une minute ont été calculés au moyen d'une fenêtre de Hanning de 1 seconde, moyennant un chevauchement de 50 % et une moyenne de Welch, à partir de laquelle les mesures du niveau de pression acoustique (NPA) ont été calculées et utilisées dans l'analyse du paysage sonore subséquente. Les données sur les minutes ont été agrégées sur une échelle horaire, quotidienne, mensuelle, bimestrielle et semestriel pour répondre aux questions de caractérisation du paysage sonore.

Analyse acoustique

La présente analyse porte sur les enregistrements de SAP effectués entre le 1^{er} mai et le 31 octobre pour 2018, 2019 et 2020 afin de couvrir les périodes où l'ERS est le plus souvent observé dans la mer des Salish. Le paysage sonore a été caractérisé par plusieurs mesures applicables, y compris les niveaux de bruit ambiant à large bande dans la gamme de fréquences de 10 Hz à 100 kHz. Il a été suggéré que l'ajout de bruit dans cette gamme de fréquences peut entraîner des changements comportementaux ou physiologiques chez l'ERS (Heise et al., 2017; tableau 1). Le cri d'épaulard se situe généralement entre 500 Hz et 15 kHz. Cette gamme de fréquences a donc été examinée pour son potentiel d'intrants acoustiques pouvant masquer les appels des congénères ou les comportements sociaux, tels que la cohésion et la coordination du groupe. Puisque l'écholocalisation se produit dans la gamme de fréquences de 15 à 100 kHz, les niveaux de bruit dans cette gamme ont été examinés pour déceler tout éventuel masquage de l'écho des clics d'écholocalisation. Des niveaux de bruit accrus dans ces trois bandes peuvent nuire à la navigation et à l'orientation, ainsi qu'à la localisation et à la capture des proies (Heise et al., 2017; tableau 1).

Les ajouts de bruit abiotique ont été envisagés dans la plage de 7 500 à 8 500 Hz pour le vent, car on a constaté précédemment qu'ils étaient corrélés à des vitesses de vent comprises entre 4 et 15 ms⁻¹ (Vagle et al., 1990). Les ajouts au paysage sonore par le bruit des précipitations ont été examinés pour des fréquences centrées autour de 20 kHz (Vagle et al., 1990; tableau

1). Des mesures de la présence des bâtiments ont également été prises en compte. La bande décennale de 100-1000 Hz a été utilisée pour indiquer la présence de bateaux sans être influencée par le bruit de turbulence de l'eau (Merchant et al., 2012). En outre, les paramètres utilisés dans la Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » de l'UE ont été inclus, compte tenu des niveaux sonores dans les bandes de tiers d'octave centrées sur 63 Hz et 125 Hz (Merchant et al., 2012, 2015). Les échosondeurs montés à bord des bateaux fonctionnant à 50 kHz sont fréquemment utilisés dans cette zone, de sorte que les fréquences centrées autour de cette valeur ont été examinées comme indicateur de la présence de navires, en particulier les bateaux de plaisance de plus petite taille (tableau 1).

Pour évaluer les changements du paysage sonore, on a d'abord établi un niveau où le bruit ambiant est à son plus bas (ci-après « bruit ambiant minimum »). C'est à ce moment que le bruit naturel est négligeable (peu ou pas d'ajouts par le vent ou les vagues, aucune précipitation) et que les sources de bruit anthropogénique sont absentes. Le minimum a été dérivé du niveau de dépassement du L_{99} à partir des enregistrements recueillis lors des essais acoustiques dans la zone d'étude. Dans cette analyse, le niveau de dépassement du L_{99} représente le niveau de bruit ambiant naturel qui a été dépassé 99 % du temps. Les enregistrements de chaque point d'amarrage ont été agrégés pendant six mois (de mai à octobre), puis convertis en moyenne sur les trois années (de 2018 à 2020). Les résultats de chaque emplacement ont été comparés et celui présentant le NPA le plus bas a servi à établir le « bruit ambiant minimum » de référence. Cette référence a servi de comparateur constant à l'échelle du site de l'étude pour établir l'incidence du bruit du vent, des précipitations et des bateaux sur le champ sonore.

En outre, les niveaux de dépassement L_1 et L_{50} ont été considérés comme représentant respectivement les ajouts les plus aigus au paysage sonore, présents seulement 1 % du temps, et le niveau de bruit médian dans le champ sonore.

Composition du paysage sonore

L'apport proportionnel du bruit abiotique et du bruit des bateaux au paysage sonore a été estimé à chaque point d'amarrage en utilisant la relation entre les NPA à 8 kHz et à 20 kHz. La relation de gradient spectral entre la vitesse du vent et le niveau du spectre sonore en eau profonde, initialement décrite par Knudsen et al. (1948) et peaufinée à $(\text{fréquence})^{-1,9}$ par Vagle et al. (1990, équation 27), comme l'indique la figure 3 pour les vents de 10 et 15 ms^{-1} , a également été utilisée. Un résultat de la méthode est donné en exemple à la figure 4, qui montre les points dont l'exposant est inférieur à -1,9 sous la pente en vert et ceux dont l'exposant est supérieur en rouge. Les écarts par rapport à la pente spectrale ont été utilisés comme méthode de premier ordre pour distinguer les diverses sources sonores, où les apports de bruit de basse fréquence des navires se situent en dessous de la pente et les apports plus fréquents attribués aux précipitations et au bruit des petits navires se situent au-dessus de la pente (Vagle et al., 1990; Nystuen et al., 2010). Le nombre de points situés sur, au-dessus ou en dessous de la pente a ensuite été exprimé sous forme de proportions (exemple de la figure 4), puis regroupé en valeurs mensuelles à afficher et à comparer pour chaque été.

Caractérisation des conditions abiotiques et transmission sonore

Les caractéristiques de la propagation du son et les vitesses sonores locales au site de l'étude ont été établies à partir de données décrivant la profondeur et les propriétés de l'eau. Les données sur le type de fond ont également été utilisées pour définir comment le son interagit avec le fond marin. Des données bathymétriques à haute résolution ont été obtenues auprès du

Service hydrographique du Canada (CHS 2020³). Ces données ont été interpolées pour obtenir des profondeurs d'eau selon une grille uniforme pour l'ensemble de la zone d'étude avec un espacement de 15 secondes d'arc, ou une résolution d'environ 300 m (Haugerud, 1999; Olson et al., 2018). Les profils de vitesse sonore de la colonne d'eau ont été calculés à partir des profils de salinité, de température et de profondeur (STD). Tant les données d'observation, recueillies régulièrement pendant les voyages d'entretien des points d'amarrage, que les propriétés de l'eau modélisées ont été utilisées dans l'analyse. Lorsqu'une résolution spatiale ou temporelle élevée était nécessaire, le champ de vitesse sonore requis a été obtenu à partir des résultats du modèle hydrodynamique de SalishSeaCast (Soontiens et al., 2016; Soontiens et Allen, 2017). Le système SalishSeaCast est un modèle biochimique et hydrodynamique tridimensionnel qui a intégré des données horaires de vents rétrospectives à long terme, ainsi que des données sur le carbone, la chimie et la physique de l'océan à partir de 2007 (Soontiens et Allen, 2017). Les données sur la température et la salinité ont été tirées du modèle LiveOcean (Siedlecki et al., 2015), filtrées par un filtre passe-bas et débarrassées des marées, puis appliquées à l'échelle quotidienne (Olson et al., 2018). Les résultats du modèle ont été téléchargés du serveur ERDDAP du modèle SalishSeaCast avec une résolution spatiale d'environ 440 m sur 500 m et 40 niveaux verticaux à travers la colonne d'eau située entre 0,5 et 500 m, formée à partir de données horaires. Les données de cette analyse ont été extraites pour la période d'avril à novembre 2018 (consultées en février 2020 à partir de l'ensemble de données [ubcSSg3DTracerFields1hV18-06](#)). Les résultats des couches de données verticales près de la surface avaient une résolution de 1 m, et ceux des couches les plus profondes avaient une résolution de 24 m (Soontiens et Allen, 2017). Les propriétés des colonnes d'eau ont été converties en champs de vitesse sonore et de densité d'eau selon la norme TEOS-10 de la Commission océanographique intergouvernementale (McDougall et Barker, 2011). L'absorption dépendant de la fréquence acoustique a été dérivée de Francois et Garrison (1982) en utilisant une valeur de pH de 8.

La composition des sédiments marins a également été caractérisée dans toute la zone d'étude, afin d'en tenir compte au moment de prévoir la façon dont le son se propagerait dans les sédiments non consolidés qui forment le plancher océanique de la mer des Salish. Pour cette analyse, trois grandes régions de classification des types de fond ont été utilisées, formées à partir des travaux menés par Haggarty et al. (2018). La zone de dépôt du fleuve Fraser dans le détroit de Georgie se compose principalement de limon et de boue, la zone entourant le sud des îles Gulf et les zones près de la rive du détroit de Juan de Fuca, du détroit de Haro et du passage de Boundary sont surtout rocheuses, tandis que le canal principal du détroit de Juan de Fuca reliant la région à l'océan Pacifique est dominé par un substrat sableux (figure 5). Les propriétés géoacoustiques de chacun de ces types de substrats ont été établies par les travaux menés par Hamilton (1980) et Jensen et al. (2011), qui ont surtout porté sur la propagation des basses fréquences (60-500 Hz) à travers des sédiments non consolidés au moyen des ondes P de compression plus rapides (longitudinales) et des ondes S de cisaillement plus lentes (transversales), ainsi que du facteur d'atténuation connexe lié à la longueur d'onde acoustique λ (tableau 2). Ces paramètres ont été adaptés pour chaque emplacement d'enregistreur de SAP en comparant les NPA modélisés et observés aux divers emplacements.

Les données sur la vitesse du vent obtenues à partir du modèle d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) disponibles au moyen du modèle SalishSeaCast ont permis de visualiser les modèles spatiotemporels du vent dans la zone d'étude de mai à octobre. Ces données ont ensuite servi à calculer les ajouts acoustiques que le vent ferait à

³ Service hydrographique du Canada, tiré du [Portail de données NONNA du SHC](#).

10 kHz et à 50 kHz. Ces fréquences ont été utilisées pour représenter la portée de communication et d'écholocalisation de l'ERS respectivement. L'utilisation de 10 kHz est représentative de la gamme de fréquences fondamentales des sifflements de l'ERS (2-17 kHz; Ford, 1989; Thomsen et al., 2001). Les fréquences d'environ 50 kHz se trouvent près du centre de la gamme à haute fréquence dans laquelle l'ERS produit des clics d'écholocalisation. Les signaux d'écholocalisation ont des pointes modales qui se situent entre 20-30 kHz et 40-60 kHz (Au et al., 2004). L'utilisation de 50 kHz est conforme aux travaux antérieurs d'Au et al. (2004). La même analyse a été reproduite avec les données sur les précipitations également obtenues à partir du modèle d'ECCE.

Présence acoustique des bateaux

La présence de bateaux au fil du temps a été dérivée sur le plan acoustique à partir de données d'amarrage en examinant les gammes de fréquences considérées comme étant au centre des ajouts acoustiques qu'ils apportent au paysage sonore (tableau 1). La pertinence de l'application de ces mesures aux données de notre zone d'étude a été démontrée par Burnham et al. (2021), au moyen des corrélations non paramétriques entre les données du SIA et le NPA dans les bandes des bateaux. La bande de 100-1000 Hz est considérée comme représentant la présence des bateaux, tout en excluant le bruit causé par la turbulence de l'eau dans les basses fréquences, tandis que les bandes de tiers d'octave de 63 Hz et de 125 Hz (57-71 Hz et 114-141 Hz respectivement) ont été appliquées dans des études antérieures et établies par la Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (Merchant et al., 2012, 2015). La gamme de fréquences de 49 500 à 50 500 Hz a été utilisée pour marquer la présence des petits bateaux qui émettent un bruit de plus haute fréquence. Cette gamme de fréquences représente également la fréquence de l'échosondeur la plus souvent utilisée dans cette zone, soit environ 50 kHz.

Les schémas temporels de la présence acoustique des bateaux ont été examinées à des échelles mensuelle, hebdomadaire, sous quinzaine et diurne. Les schémas temporels mensuels déterminés pour les mois de mai à octobre ont été comparés à ceux du mois de février pour faire une vaste comparaison entre l'été et l'hiver. Nous avons supposé que les ajouts acoustiques des petits bateaux seraient faibles ou absents en hiver, de sorte que si des ajouts étaient présents dans les enregistrements d'été à des fréquences d'environ 50 kHz, cela appuierait davantage l'utilisation de cette gamme de fréquences comme mesure pour suivre la présence de ce type de bateau. Les répercussions des figures sonores provenant des bateaux ont également été examinées dans les fréquences pertinentes de l'ERS.

Pour les schémas diurnes, quatre périodes de quatre heures ont été considérées : 00 h-4 h, avant l'aube en utilisant le lever du soleil nautique et une période censée être dépourvue de petits bateaux; 6 h-10 h, après l'aube; 12 h-16 h, après-midi, et 18 h-22 h, du crépuscule nautique jusqu'au coucher du soleil. La comparaison a été faite entre le milieu de l'été (août) et le milieu de l'hiver (janvier) pour mieux déterminer la source de l'augmentation.

2.2. PRÉSENCE ET VITESSE DES BATEAUX

2.2.1. Bateaux suivis par le système d'identification automatique (SIA)

Contrôle de la qualité et catégorisation des bateaux

La présence de bateaux dans la zone d'étude a été quantifiée à partir des données du SIA recueillies par les récepteurs terrestres de la Garde côtière canadienne (figure 1). Les données brutes du SIA pour la zone d'étude durant la période d'intérêt (de mai à octobre pour 2018, 2019 et 2020) ont été nettoyées et compartimentées à partir des intervalles de temps reçus en périodes de 5 minutes pour chaque bateau. La vitesse par rapport au fond (SOG) et

l'accélération par rapport au fond (AOG) ont été calculées pour chacun des enregistrements du SIA répartis sur cinq minutes en utilisant la distance entre les emplacements GPS (après conversion en système de coordination orthogonale approprié) et le temps écoulé. Toutes les données qui semblaient erronées, par exemple en raison de l'emplacement indiqué du bateau (p. ex., sur la terre) ou d'une vitesse ou accélération excessive (p. ex., SOG > 50 nœuds ou AOG > 100 nœuds/h) ont été supprimées. Pour les données de catégorie A, les points de données manquants ont été interpolés à partir des périodes voisines, et les renseignements manquants sur les bateaux ont été déterminés à partir de recherches sur Internet et de bases de données en ligne, dans la mesure du possible, à l'aide d'identificateurs uniques de navires, comme les numéros d'identité du service mobile maritime (MMSI). Pour les types de bateaux munis d'un appareil SIA de classe B, l'information sur la classification des bateaux est souvent absente des données du SIA et peut être peu fiable lorsqu'elle est présente (Konrad, 2020). Par conséquent, pour les bateaux munis d'un appareil de classe B, seules les données de classification qui pouvaient être déterminées et confirmées au moyen de bases de données en ligne ont été utilisées pour attribuer un type au bateau.

Les données sur les bateaux dérivées du SIA ont été utilisées dans plusieurs volets de l'analyse. Au départ, les bâtiments munis d'un appareil de classe A étaient classés en treize types de bateaux : 1) Transporteurs en vrac, 2) Navires porte-conteneurs, 3) Traversiers, 4) Bateaux de pêche, 5) Gouvernement/Recherche, 6) Navires militaires, 7) Bateaux à passagers, 8) Bateaux de plaisance, 9) Navires-citernes, 10) Remorqueurs, 11) Transporteurs de véhicules, 12) Navires immatriculés pour l'observation des baleines, 13) Autres et bateaux de type inconnu. Les bateaux munis d'un appareil de classe B, principalement les embarcations de plaisance, mais aussi les bateaux de pêche et les petits navires commerciaux, ont été classés dans une catégorie qui leur est propre. Ces catégories ont été adaptées ou agrégées pour divers aspects de l'analyse.

Aux fins de l'analyse de la présence des bateaux et de la SOG, les types de bateaux ont été divisés en deux grandes catégories : ceux tenus de disposer d'un émetteur-récepteur du SIA et ceux pour lesquels un tel appareil est facultatif. Selon les exigences canadiennes en matière d'appareils SIA, un tel appareil est obligatoire à bord des types de bateaux suivants : les navires porte-conteneurs, les transporteurs en vrac, les transporteurs de véhicules, les navires-citernes, les traversiers, les bateaux à passagers et les transporteurs d'autres marchandises (p. ex., marchandises réfrigérées, générales ou à écoutille ouverte ou transporteur de charges lourdes). Tous les autres types de bateaux munis d'un appareil de classe A et tous les bateaux munis d'un appareil de classe B ne sont pas tenus d'être suivis par le SIA. Cette dernière catégorie comprend les bateaux non commerciaux, les bateaux de pêche et les petits bateaux commerciaux, comme les remorqueurs.

L'analyse de la présence et de la SOG des bateaux suivis par le SIA a été effectuée dans R (version 3.6.0; R Core Team, 2019), à l'aide des ensembles « sf » (Pebesma, 2018) et « raster » (Hijmans, 2020). Tous les résultats de l'analyse de la présence de bateaux suivis par le SIA et du risque de collision avec eux ont été produits au moyen d'une grille de 1 km², fondée sur le Système de référence des coordonnées projetées NAD83 UTM Zone 10N.

Quantification des heures de navigation

La présence de bateaux faisant l'objet d'un suivi du SIA a été exprimée en fonction du temps que chaque bateau a passé dans chaque cellule de la grille de 1 km². La moyenne quotidienne des heures de navigation (\overline{HrNav}) dans chaque cellule de la grille a été quantifiée pour chaque mois (de mai à octobre) de chaque année (de 2018 à 2020), selon la formule suivante :

$$\overline{HrNav} = \frac{\sum PointsBat \times \frac{5}{60}}{Jours}, \quad (1)$$

où $\sum PointsBat$ est la somme de tous les points du bateau (chacun représentant cinq minutes de présence du bateau, y compris les bateaux qui ne circulent pas), et *Jours* est le nombre de jours de données du SIA disponibles.

Des estampilles temporelles, à résolution d'une heure, ont été utilisées pour calculer le nombre de jours de données du SIA disponibles pour chaque mois et pour chaque type de données du SIA (classe A et classe B), de sorte que les écarts temporels dans l'ensemble de données du SIA ont été pris en considération pour déterminer les taux moyens de présence des bateaux. Des couches matricielles mensuelles de la moyenne quotidienne des heures de navigation par cellule de la grille ont été calculées pour : (1) grands navires commerciaux munis d'un appareil de classe A suivis par le SIA, (2) bateaux munis d'un appareil de classe A non tenus d'être suivis par le SIA et (3) bateaux munis d'un appareil de classe B suivis par le SIA. Pour chacune de ces catégories de bateaux, pour chaque mois, la moyenne des valeurs de chaque cellule de la grille a été établie pour les trois années (2018 à 2020) afin de former une couche matricielle.

Afin d'évaluer toute différence dans les schémas de trafic maritime en 2020, prévue en raison des répercussions de la réglementation liée à la pandémie de COVID-19, une comparaison par cellule des heures moyennes de navigation en 2020 pour chaque mois et catégorie de navires a été effectuée avec la valeur moyenne correspondante pour 2018 et 2019. Les [restrictions liées à la COVID-19](#) sont entrées en vigueur le 6 avril 2020 et allégées pour la circulation récréative au Canada le 24 juin 2020; la circulation des bateaux de croisière est demeurée interdite pendant toute la période d'étude.

En outre, des statistiques sommaires non spatiales ont été calculées pour examiner les tendances de la présence des bateaux au cours des mois et selon le type de bateau. Dans ces résumés, les navires ne faisant pas route, dont la SOG est de 1 nœud ou moins, ont été exclus de l'analyse. Pour examiner les tendances saisonnières et les taux de présence relatifs pour chacune des trois catégories de bateaux, on a calculé le taux moyen d'heures de navigation journalières pour chaque mois, dans l'ensemble de la zone d'étude et pour toutes les années. Pour examiner la présence des bateaux selon leur type, le taux moyen d'heures de navigation journalières pour chaque type de bateau a été calculé pour l'ensemble de la zone d'étude et de la durée. Ces moyennes sont exprimées en pourcentage des heures totales moyennes de navigation pour chaque classe du SIA.

Vitesse du bateau par rapport au fond

Les couches matricielles des vitesses moyennes mensuelles des navires ont été générées en utilisant les valeurs de la SOG (en nœuds) calculées à partir des positions des navires suivis par le SIA. Pour chaque mois (mai à octobre) de chaque année (2018 à 2020), les valeurs de la SOG associées à tous les points de bateau (y compris les bateaux qui ne font pas route) dans une cellule de la grille de 1 km² donnée ont été regroupées en moyenne. Cette couche de vitesse moyenne a ensuite été multipliée par la valeur de la couche d'heures journalières moyennes de navigation pour la cellule de la grille correspondante, afin de produire une couche de distance dérivée de la moyenne des milles nautiques quotidiens parcourus dans chaque cellule. Pour chaque mois, la moyenne des valeurs pour les trois années a ensuite été établie pour générer une valeur quotidienne moyenne pour chaque cellule de la grille, pour chaque mois pendant la période de trois ans (2018, 2019 et 2020).

2.2.2. Analyse des petits bateaux

Levés aériens

Les données provenant des levés aériens réalisés occasionnellement durant l'été ont été utilisées pour estimer la présence de bateaux non suivis par le SIA dans la zone d'étude. Les

données de levés aériens recueillies entre avril et septembre par le Programme national de surveillance aérienne (PNSA) et déclarées antérieurement par Serra-Sogas et al. (2018) ont servi à cartographier les bateaux par unité d'effort, tant les bateaux suivis et non suivis par le SIA, dans notre zone d'étude. Les routes-sol ont été utilisées pour estimer les distances d'observation efficaces et quantifier l'effort de recherche au moyen de méthodes conventionnelles d'échantillonnage des distances (Buckland et al., 2001) en fonction des distances perpendiculaires des observations à partir de la trajectoire de vol (Serra-Sogas et al., 2018). Les vols n'ont eu lieu que pendant la journée et étaient répartis uniformément entre les jours de la semaine.

Les données de survol provenant des enquêtes par interrogation du pêcheur du MPO menées auprès des bateaux de pêche récréative de mai à octobre en 2018, 2019 et 2020 ont également été utilisées dans cette analyse. Pendant les survols de l'enquête par interrogation du pêcheur, les positions des bateaux ont été consignées manuellement sur papier, puis la latitude et la longitude approximatives ont été numérisées pour chaque bateau ou grappe de bateaux (Shardlow et al., 1989). La précision de ces approximations n'a pas été évaluée quantitativement; on a estimé qu'elle se situait à ± 500 m pour les zones côtières, mais on croit que l'incertitude pour les zones proches du littoral, mais on pense que l'incertitude des approximations augmente pour les observations faites dans des eaux plus au large. L'utilisation de ces données a été limitée aux bateaux de pêche récréative en raison de l'incohérence de l'enregistrement des autres types de bateaux. En l'absence de routes-sol, l'effort d'enquête a été estimé à partir des trajectoires approximatives des itinéraires d'enquête généralisés en utilisant une grille de 4 km² sur la zone d'étude. Une zone tampon de 7,4 km a été utilisée pour estimer la distance d'observation, laquelle a été éclairée par les distances d'observation calculées pour les vols du PNSA (Serra-Sogas et al., 2018). Pour chaque mois, le nombre de bateaux enregistrés dans chaque cellule de la grille de 4 km² a été additionné pour toutes les années. Pour estimer l'effort de vol pour chaque cellule, tous les polygones de trajectoire de vol tamponnés qui couvraient le centre de la cellule de grille de 4 km² ont été additionnés. Les couches matricielles mensuelles des bateaux observés par vol ont été obtenues en divisant le nombre de bateaux par l'effort de vol.

2.3. MODÈLE DE BRUIT DES BATEAUX

2.3.1. Configuration du modèle et validation

Un modèle de bruit de navigation a été élaboré pour caractériser le champ sonore de la zone d'étude, sans être limité à un emplacement d'amarrage particulier. Le modèle mis en œuvre était semblable au modèle acoustique élaboré par Collins (1993) à l'aide d'un modèle acoustique dépendant de l'amplitude peaufiné davantage par Aulanier et al. (2017). Le modèle acoustique dépendant de l'amplitude utilise la méthode d'approximation de Padé pour résoudre l'équation parabolique dépendante de la portée pour la propagation du son dans un système de coordonnées cylindriques sur un plan vertical. La direction horizontale a été divisée en 120 plans verticaux, également répartis pour obtenir une couverture complète de 360 degrés autour de chaque source (position du navire). Cette approche de la simulation de la propagation du son en 3D ne tient pas compte de la réfraction hors du plan et du son autour des barrières comme les îles et les crêtes du littoral, c'est pourquoi elle est souvent appelée modèle acoustique 2,5D ou quasi-3D. Des données environnementales réalistes fondées sur la bathymétrie à haute résolution, la composition des sédiments et les données sur les propriétés hydriques du modèle NEMO de SalishSeaCast ont été incluses dans le modèle acoustique dépendant de l'amplitude pour simuler avec précision la propagation du son quasi-3D dans le domaine (tableau 3). Les niveaux sonores de la source dus au trafic maritime ont été estimés en intégrant les données du SIA provenant des appareils de classe A de la zone d'intérêt. Les

enregistrements du SIA traités et nettoyés ont servi à fournir des positions sources pour estimer le paysage sonore dans le domaine toutes les 30 minutes au cours de la période de simulation de 6 mois entre mai et octobre 2018. Les résultats de 20 profondeurs verticales (niveaux z) ont été extraits et traités pour une analyse plus approfondie. Ces niveaux ont commencé à 0,5 m et sont descendus à 500 m (tableau 3).

Les classes de bateaux suivantes ont été utilisées dans l'exercice de modélisation : navires porte-conteneurs, traversiers, navires de pêche, navires militaires, navires du gouvernement/de recherche, navires de cargaison, navires à passagers, navires-citernes, remorqueurs et transporteurs de véhicules. Les niveaux de source par type de navire ont été obtenus auprès de MacGillivray et Li (2018). La SOG relative au transit des bateaux a été calculée à partir des enregistrements du SIA et des niveaux de source pour les bateaux en transit calculés à l'aide de la relation linéaire simple décrite par Veirs et al. (2016), où les niveaux sonores ont augmenté de 0,93 dB/nœud (ou +1,8 dB par ms^{-1}) de vitesse accrue par rapport au fond. Lorsque le type de bateau n'est pas inscrit au dossier du SIA, le niveau de source a été estimé à l'aide de la relation entre les caractéristiques de vitesse et de taille du bateau et la production de bruit du bateau décrite par Simard et al. (2016). Le modèle de bruit des bateaux a été utilisé pour évaluer les niveaux de bruit ambiant aux profondeurs d'eau pertinentes pour les ERS (7,5 m, 20 m, 50 m, 100 m) à l'aide de l'information sur les bateaux suivis par le SIA de mai à octobre 2018. Les données de la bande de fréquences de tiers d'octave centrée sur 125 Hz provenant des enregistrements des six points d'amarrage de SAP ont été utilisées pour valider les extraits du modèle et ajuster les paramètres caractéristiques du fond de la mer utilisés dans le modèle (tableau 3).

Le modèle de bruit des navires actuel se limite à simuler le NPA à des fréquences acoustiques plus basses (125 Hz, utilisé ici), mais pour explorer les répercussions possibles sur les gammes de fréquences plus élevées associées à la portée de la communication et de l'écholocalisation de l'ERS, il a fallu utiliser des audiofréquences beaucoup plus élevées. Pour obtenir une estimation de premier ordre du bruit des navires à haute fréquence et une représentation du pire scénario des ajouts acoustiques dérivés des navires, une simple extrapolation aux fréquences plus élevées a été utilisée (figure 3). En utilisant le NPA modélisé à 125 Hz à un endroit donné, les NPA aux fréquences plus élevées ont été estimés en utilisant une relation simple (fréquence)^{-2.0} (Wenz, 1962). Les niveaux de bruit à 10 kHz ont été calculés pour représenter le NPA à la portée de communication de l'ERS et à 50 kHz pour l'écholocalisation de l'ERS. On a calculé le bruit des navires aux niveaux de dépassement L_5 , L_{50} , L_{95} et à la moyenne arithmétique (L_{eq}).

2.3.2. Modélisation de scénarios

Pour souligner l'utilité des modèles de bruit des navires, on a estimé les niveaux de bruit d'un scénario dans un proche avenir représentant l'augmentation prévue du trafic de pétroliers à destination et en provenance de Vancouver en raison de l'augmentation des expéditions de pétrole associées au projet TMX. Le trafic de pétroliers lié aux opérations du TMX transite actuellement par la route reliant Vancouver au banc La Perouse environ une fois par semaine. On s'attend à ce que, lorsque la nouvelle canalisation sera opérationnelle, ce chiffre passe à environ un pétrolier par jour quittant le site de chargement de Burrard Inlet et transitant par la zone d'étude. Ce scénario de multiplication par sept a été simulé en créant un enregistrement SIA de substitution qui simule un transit quotidien d'un navire-citerne TMX à inclure dans les intrants du modèle.

3. RÉSULTATS

3.1. CARACTÉRISATION DU PAYSAGE SONORE

Chaque point d'amarrage devait enregistrer en continu de mai à octobre en 2018, 2019 et 2020. Toutefois, des lacunes dans les données se sont produites lorsque l'entretien des enregistreurs a été retardé ou que des problèmes techniques ont entraîné la perte de données. Au printemps 2020, les voyages d'entretien des points d'amarrage prévus ont été grandement retardés en raison des restrictions imposées pendant la pandémie de COVID-19, ce qui a entraîné d'importantes lacunes dans les données pour la plupart des points d'amarrage (tableau 4).

Le passage Boundary et le détroit de Haro ont affiché la plus grande plage de niveaux de bruit ambiant à large bande (de 10 Hz à 100 kHz), enregistrant les NPA les plus élevés et les plus bas. Les NPA de pointe à ces endroits étaient des ajouts acoustiques aigus de courte durée résultant du passage de navires, principalement des navires commerciaux et autres navires suivis par le SIA. Voilà qui contraste avec les enregistrements du banc Swiftsure et de Sooke, qui ont rapporté des NPA élevés dans cette gamme de manière constante par rapport aux autres points d'amarrage. Les enregistrements effectués à Port Renfrew et à la rivière Jordan ont montré un haut degré d'uniformité dans les NPA pour les mesures du paysage sonore et de l'acoustique, le bruit des navires étant toujours présent.

Les similitudes entre les enregistrements effectués au passage Boundary et dans le détroit de Haro et ceux effectués au banc Swiftsure, à Port Renfrew et à la rivière Jordan, ont créé une distinction entre les détroits intérieur et extérieur dans le paysage sonore de la zone d'étude (voir également Burnham et al. 2021). Les enregistreurs de l'intérieur du détroit de Haro et du passage Boundary se trouvaient généralement dans des eaux plus protégées et ne sont pas soumis aux effets en mer de ceux du banc Swiftsure et du détroit de Juan de Fuca.

Les niveaux de dépassement du bruit à large bande de L_1 , L_{50} , L_{99} et la moyenne arithmétique (L_{eq}) ont été calculés pour toute la période d'enregistrement (mai à octobre) chaque année (figure 6). Les niveaux de dépassement de la gamme de 10 Hz à 100 kHz ont montré que les points d'amarrage dans les sections de Juan de Fuca et du détroit extérieur présentaient des niveaux de densité spectrale de puissance (DSP) accrus dans les basses fréquences (<1000 Hz, figure 6). Le sommet le plus important a été observé pour le banc Swiftsure en 2020 (figure 6). Cette DSP de pointe était beaucoup moins apparente dans les enregistrements effectués dans le détroit de Haro et dans le passage Boundary, et elle n'était pas du tout démontrée en ne considérant que les moments les plus tranquilles (valeurs L_{99}). Des pics ont été observés dans les fréquences les plus élevées (>10 000 Hz) et dans la gamme de fréquences d'écholocation de l'ERS (>15 kHz) à toutes les points d'amarrage. Ils étaient les plus présents en 2020 (figure 6). Le passage Boundary et le détroit Haro présentaient les niveaux de bruit de fond (L_{99}) les plus bas des sites, mais aussi les niveaux de DSP les plus élevés au niveau de dépassement L_1 . Sooke affichait systématiquement les niveaux de DSP les plus élevés aux points d'amarrage dans le détroit de Juan de Fuca, avec des distributions de NPA similaires entre les fréquences comme celles observées à Port Renfrew, à la rivière Jordan et au banc Swiftsure (figure 6).

L'analyse temporelle a révélé une diminution des niveaux de bruit ambiant dans la gamme de fréquences de 10 Hz à 100 kHz entre 2018 et 2020 (figure 7). Une comparaison bimestrielle a montré des similitudes entre les périodes pour chaque emplacement (figure 7). Encore une fois, les enregistrements des paysages sonores de Port Renfrew et de la rivière Jordan étaient comparables et affichaient généralement des niveaux de bruit ambiant inférieurs à ceux des autres sites pour chaque période (figure 7). Les NPA du paysage sonore global à large bande

(de 10 Hz à 100 kHz) étaient généralement les plus élevés, suivis des NPA dans les fréquences de communication (de 500 Hz à 15 kHz) et d'écholocalisation (de 15 à 100 kHz, figure 7) de l'ERS.

Les comparaisons entre les jours de la semaine indiquent un NPA élevé pour les fins de semaine comparativement aux jours de la semaine (voir aussi Burnham et al., 2021). C'était surtout le cas des enregistrements dans le détroit de Juan de Fuca et surtout dans le banc Swiftsure (figure 8). Le NPA à large bande était nettement plus élevé le dimanche entre le début et le milieu de l'été (mai à septembre, figure 8), avec une hausse notable aussi pour les lundis, qui peuvent représenter des jours fériés (figure 8). On a observé une plus grande uniformité dans le champ sonore global entre les jours de la semaine pour les périodes estivales plus tardives (septembre-octobre; figure 8). Des NPA élevés ont été observés pour les gammes de fréquence de communication et d'écholocalisation de l'ERS dans les enregistrements du vendredi et du samedi, les différences les plus importantes entre les jours étant observées entre les valeurs de mi-semaine et de fin de semaine (figure 8). Des résultats similaires à ceux observés au banc Swiftsure ont été observés à Port Renfrew et à la rivière Jordan. Toutefois, les points d'amarrage du détroit à l'est ont montré des niveaux de paysage sonore plus cohérents entre les jours, sans schémas hebdomadaires dans les enregistrements au passage Boundary (Burnham et al., 2021).

Les schémas diurnes ont également été examinés en utilisant 5 h-16 h 59 heure locale (UTC 12 h à 23 h 59) comme jour, et 17 h-4 h 59 heure locale (UTC 0 h à 11 h 59) comme nuit (figure 9). Une élévation des niveaux sonores a été signalée pour les points d'amarrage dans le détroit de Juan de Fuca pendant les heures de jour de mai à octobre (Burnham et al. 2021). L'examen des niveaux de NPA dans les fréquences d'appel de communication de l'ERS a révélé une augmentation semblable de jour à tous les points d'amarrage et surtout au banc Swiftsure, à Port Renfrew et à la rivière Jordan (figure 9). Cette gamme englobait les ajouts acoustiques provenant du trafic maritime commercial (SIA) et récréatif (non SIA). Les différences entre le jour et la nuit ont été les plus prononcées dans les enregistrements du banc Swiftsure et de Port Renfrew en juillet et août, où une forte augmentation du bruit a été observée à 7 h, heure locale, et les niveaux sonores les plus bas ont été enregistrés entre minuit et 2 h, heure locale, dans tous les cas (figure 9). Les enregistrements effectués en mai et juin présentaient des caractéristiques sonores semblables à ceux effectués en septembre et en octobre, les schémas diurnes étant moins prononcés pour ces deux périodes (figure 9; voir aussi Burnham et al., 2021).

3.1.1. Bruit ambiant minimal

Le niveau de dépassement du L_{99} mesuré à chaque station indiquait des pics de bruits à basse fréquence (environ 30-300 Hz) aux points d'amarrage de Juan de Fuca, particulièrement à Sooke. Des pics étaient également présents autour de 1000 Hz (figure 10). L'absence de pics de basse fréquence dans les enregistrements du passage Boundary et du détroit de Haro, et les augmentations moindres à 1 000 Hz (figure 10a) suggèrent que les niveaux de dépassement du L_{99} pour ces enregistreurs étaient les plus indicatifs des niveaux de bruit ambiant de fond sans apport anthropique ni ajout acoustique important de vent ou d'onde (figure 10a). Le niveau de dépassement du L_{99} au passage Boundary et au détroit de Haro a donc été considéré comme le meilleur pour constituer le niveau de « bruit ambiant minimal » de référence. Comme les dépassements de L_{99} à ces sites ont montré une congruence, une ligne de fréquence DSP composite a été calculée pour former le niveau de référence à appliquer dans une analyse plus poussée (figure 10b).

3.1.2. Composition du paysage sonore

La composition du paysage sonore, dérivée des courbes de Knudsen et de la relation entre 8 kHz et 20 kHz, au banc Swiftsure, à Port Renfrew et à la rivière Jordan a montré une plus grande proportion de bruit à moyenne fréquence, attribuée à la présence de pluie et de plus petits bateaux (figure 11a-c). Toutefois, dans le cas des enregistrements évalués, ces ajouts de moyennes fréquences ont eu le plus petit apport au paysage sonore à tous les points d'amarrage (figure 11). Le paysage sonore à Sooke, au détroit de Haro et au passage Boundary a montré que les ajouts de bruit à basse fréquence provenant du trafic commercial étaient plus fréquents que ceux au détroit de Juan de Fuca et au banc Swiftsure (figure 11d-f). En effet, le banc Swiftsure présentait la plus faible proportion d'ajouts provenant de navires commerciaux pour la période analysée (figure 11a). Une partie du paysage sonore n'a pas été prise en considération dans les vastes groupes de grands bateaux, du vent et de la pluie; un certain nombre d'autres facteurs comme la turbulence de l'eau, le bruit des vagues ou la circulation des navires pourraient constituer certains de ces apports acoustiques. La proportion de cette classe « inconnue » était généralement la plus élevée pour les enregistrements effectués en 2020. Les enregistrements de Sooke ont systématiquement montré la plus petite proportion du paysage sonore attribuable à des sources inconnues, les ajouts provenant de la navigation commerciale et le bruit du vent étant dominants (figure 11d).

3.1.3. Caractérisation des conditions naturelles et transmission sonore

Le modèle d'ECCC, auquel on a accédé par le modèle NEMO de SalishSeaCast, a montré que la partie sud-est du détroit de Juan Fuca et les zones autour des îles San Juan connaissent les vitesses moyennes de vent les plus élevées, environ 6 ms^{-1} , de mai à août (figure 12). Les ajouts dérivés du vent ont été les plus importants à Sooke en mai et juin, les enregistrements effectués au points d'amarrage de la rivière Jordan et du détroit de Haro pouvant également être influencés par des vitesses de vent élevées (figures 12 à 14). Les mois de septembre et octobre ont montré une plus grande influence des vents du large, en particulier au banc Swiftsure (figure 12). Les ajouts acoustiques du vent pendant cette période s'étendaient du banc Swiftsure à la rivière Jordan (figures 12 à 14). Les ajouts de bruit de vent dans la gamme de fréquences de communication de l'ERS étaient les plus importants entre juillet et août autour de Sooke (figure 13). Le bruit généré par le vent aux fréquences d'écholocation était le plus élevé autour de Sooke en mai et en juin (figure 14). Les ajouts acoustiques du vent dans les fréquences de communication et d'écholocation ont été les plus importants dans les régions extracôtières depuis septembre; en 2020, ce phénomène s'est étendu vers l'est dans le détroit de Juan de Fuca jusqu'à la rivière Jordan (figures 13 et 14). L'amplitude des ajouts de vent était habituellement plus grande dans la gamme de fréquence des appels de communication que dans celle utilisée pour l'écholocation (figures 13 et 14).

Les données sur les précipitations provenant du modèle SalishSeaCast ont montré de petites poches de pluie dans les îles Gulf pour les mois de mai et juin, alors que des systèmes météorologiques plus au large ont été observés pour les mois de juillet et août, qui se sont ensuite intensifiés pour les mois de septembre et octobre (figure 15). On peut donc s'attendre à ce que les ajouts de bruit dus à la pluie suivent ce modèle, les précipitations ajoutant aux fréquences moyennes et élevées surtout en septembre et octobre dans le détroit de Juan de Fuca.

3.1.4. Présence acoustique des bateaux

Aucune différence significative entre les périodes bimensuelles pour les ajouts acoustiques n'était attribuable aux navires suivis par le SIA (bandes de tiers d'octave de 63 Hz et 125 Hz, figure 7). Au cours des mois d'été examinés ici, le banc Swiftsure, Port Renfrew et la rivière

Jordan ont montré une distinction entre la semaine et le week-end dans les bandes de fréquences attribuées au trafic maritime, notamment une élévation du NPA le week-end dans les fréquences autour de 50 kHz (figure 8). Les augmentations de NPA à large bande du bruit ambiant observées pendant la journée étaient concomitantes aux augmentations des fréquences moyennes et élevées (figure 9) et des niveaux de bruit dans les gammes de fréquences utilisées pour représenter la présence des bateaux (Burnham et al., 2021).

En plus des corrélations non paramétriques confirmant la relation entre les paramètres des navires (tableau 1) et la présence de navires (voir Burnham et al., 2021), une comparaison a montré que l'élévation diurne observée dans la gamme de fréquences des navires 49 500-50 500 Hz présente en août n'était pas présente en janvier, ce qui signifie que cette augmentation du NPA découle de la présence de petits bateaux (figure 16).

3.2. PRÉSENCE DE BATEAUX ET VITESSE

3.2.1. Bateaux suivis par le SIA

Présence de bateaux

Les bateaux munis d'appareils SIA de classe A et B ont contribué considérablement à la présence de bateaux dans la mer des Salish et dans la région du banc Swiftsure (figures 17 à 19). La présence de grands navires commerciaux était relativement constante d'un mois à l'autre (figures 17, 20), et se limitait en grande partie aux voies de navigation et aux routes de traversiers. La présence de bateaux munis d'un appareil de classe A non tenus d'être suivis par le SIA était plus variable, notamment autour de Port Renfrew et dans la zone du banc Swiftsure (figures 18, 20). La présence de bateaux munis d'un appareil de classe B suivis par le SIA variait grandement d'un mois à l'autre, la plus forte présence ayant eu lieu en juillet et en août (figures 19 et 20). Toutefois, la représentation des petits bateaux commerciaux et récréatifs pouvant ou non être suivis par le SIA à partir des données du SIA a été considérée comme la présence minimale de ces types de bateaux.

Dans l'ensemble, les traversiers, les transporteurs en vrac et les remorqueurs sont ceux qui ont le plus contribué à la présence de bateaux munis d'un appareil SIA de classe A (figure 21), tandis que les navires de pêche, les navires porte-conteneurs, les navires à passagers, les navires gouvernementaux et de recherche, les navires-citernes, les bateaux de plaisance et les navires militaires y ont contribué dans une moindre mesure (figure 21).

Au cours de la période d'étude, 5 080 bateaux particuliers munis d'un appareil SIA de classe B ont été enregistrés dans la zone d'étude. De ce nombre, 28,8 % ont été appariés avec succès à des dossiers en ligne comportant des renseignements sur le type de bateau. Ces bateaux représentaient 45,6 % de tous les bateaux munis d'un appareil SIA de classe B dans la zone d'étude au fil du temps et étaient principalement des bateaux récréatifs (figure 21). Cette catégorie englobait à la fois les voiliers et les bateaux à moteur, y compris les bateaux de pêche récréative. Les autres types de bateaux les plus courants, en ordre décroissant, étaient les petits navires à passagers (qui comprenaient les bateaux d'observation des baleines), les bateaux de pêche, les navires de la garde côtière et d'autres navires et remorqueurs de sécurité et de sauvetage (figure 21). Les navires militaires, les navires de recherche et d'enquête, les navires antipollution, les petits navires de charge, les navires de plongée, les navires de ravitaillement et les bateaux-pilotes ont été regroupés dans la catégorie « autres » bateaux munis d'un appareil de classe B (figure 21).

En 2020, la présence moyenne des bateaux a diminué par rapport à 2018 et 2019 (figures 22 à 24). C'était particulièrement vrai pour les premiers mois de l'étude. Il y a eu une nette diminution de la présence de navires le long des routes de traversier (figure 22) en raison des restrictions

imposées par la COVID-19. La présence de bateaux munis d'un appareil SIA de classe B dans les îles Gulf et autour de Victoria était également moins importante que les années précédentes (figure 24). Toutefois, la présence de navires autour des îles de San Juan était plus élevée en 2020 qu'en 2018 et 2019, et ce, à partir de juillet (figure 24).

Vitesse des bateaux

La vitesse moyenne des bateaux varie selon le type (figure 25). Les grands navires commerciaux, plus particulièrement les navires à conteneurs, les navires-citernes, les transporteurs en vrac, les navires à passagers et les traversiers, ont affiché les vitesses moyennes les plus élevées parmi les types de bateaux munis d'un appareil SIA de classe A. Pour les bateaux munis d'un appareil SIA de classe B, les vitesses moyennes les plus élevées ont été attribuées aux petits navires à passagers, aux bateaux de la garde côtière et aux autres bateaux de sécurité et de sauvetage (figure 25). La distance quotidienne moyenne parcourue calculée à partir de la vitesse des bateaux par kilomètre carré suivait une tendance similaire à la présence des bateaux (figures 26 à 28). Les routes des traversiers (figure 26) et le trafic maritime des bateaux munis d'un appareil SIA de classe B autour des îles Gulf (figure 28) étaient des secteurs où le trafic était accru.

3.2.2. Présence de petits bateaux

Levés aériens

Les données du Programme national de surveillance aérienne (PNSA) ont montré une différence dans la distribution spatiale et le volume des bateaux suivis par le SIA et des autres bateaux (figures 29 et 30). Toutefois, l'effort d'enquête dans la zone d'étude était faible (figure 29). Les bateaux non suivis par le SIA étaient plus prévalents que ceux qui transmettaient au SIA, leur présence étant plus marquée autour des îles Gulf, ainsi que près de Sooke et de Port Renfrew (figure 30). Les survols de l'enquête par interrogation du pêcheur du MPO ont ajouté à l'effort global d'enquête (figure 31), enregistrant la présence de bateaux de pêche récréative (figure 32). Les enquêtes ciblaient ce type de bateau (99,3 % des données sur les bateaux) et indiquaient si ces bateaux de pêche pêchaient activement (76,5 %) ou étaient en transit (22,8 %). La présence limitée de bateaux d'observation des baleines (0,2 %) et de pêche commerciale active (0,5 %) a également été enregistrée. Les zones où l'on a enregistré la plus forte présence de bateaux de pêche récréative au cours de la période d'étude étaient encore une fois au large de Sooke et de Port Renfrew (figure 32). La présence des navires dans la zone du banc Swiftsure était élevée de juin à septembre lorsque des relevés ont été effectués (figures 31 et 32). L'analyse des données a été limitée par la couverture des vols et aux résultats qui avaient été numérisés. Les données n'étaient pas disponibles pour la période d'août à octobre 2018 et se limitaient au détroit de Juan de Fuca et aux îles Gulf pour les ensembles de données de 2018 et de 2019 (figure 32).

3.3. MODÈLE DE BRUIT DES BATEAUX

3.3.1. Résultats du modèle et validation

Les extraits du modèle de bruit des bateaux à 125 Hz ont été obtenus pour des profondeurs de 7,5 m, 20 m, 50 m et 100 m (figure 33). Les zones autour de l'île Discovery, dans le détroit de Haro et le passage Boundary ont montré les plus grands NPA dans les couches de surface, les valeurs diminuant avec la profondeur. La frontière sud du détroit de Juan de Fuca, le long de la côte américaine, a également montré des niveaux constamment élevés dans cet exemple de mai 2018 (figure 33). Les variations du NPA en fonction de la profondeur sont attribuables à la

réduction des pertes de propagation dans la colonne d'eau, à l'effet de la limite des sédiments de fond et à l'effet des caractéristiques bathymétriques.

Les comparaisons entre le NPA médian observé et modélisé aux divers emplacements en mai 2018 ont démontré que l'erreur de pourcentage du NPA simulé aux points d'amarrage se situait à moins de 5 % des valeurs médianes observées à 3 des 6 emplacements (Port Renfrew, la rivière Jordan, Sooke; tableau 5). La performance s'est améliorée lorsque l'on compare le 95^e centile (tableau 5). Le modèle a systématiquement surestimé le NPA à tous les emplacements, le rendement étant encore plus faible dans les emplacements comptant un grand nombre d'îlots ou d'autres obstacles. Cela peut être attribué à l'absence de physique tridimensionnelle avancée (réfraction hors du plan) dans le modèle quasi-3D actuellement utilisé pour simuler la propagation des ondes sonores dans le domaine du modèle. Nous réglerons ce problème en peaufinant les prochaines versions du modèle.

La fonction de densité de probabilité modélisée du NPA au banc Swiftsure, à Port Renfrew, à la rivière Jordan et à Sooke a montré une distribution gaussienne similaire, mais avec un coefficient d'asymétrie et un coefficient d'aplatissement modifiés (figure 34). Ces différences pourraient être dues à nouveau à la physique simplifiée utilisée pour simuler la propagation des ondes acoustiques en 3D dans l'eau et les milieux sédimentaires.

Bruit des bateaux aux gammes de fréquences pertinentes pour l'ERS

Les estimations de premier ordre des niveaux de bruit des bateaux à 10 kHz (figure 35) et à 50 kHz (figure 36) pour les eaux de surface (à 7,5 m) ont montré que les ajouts de bruit des bateaux étaient les plus importants dans les fréquences d'écholocation. Les niveaux de dépassement des L_{95} et L_{eq} ont particulièrement mis en évidence les voies de navigation commerciale comme sources de bruit pour les deux gammes de fréquences (figures 35 et 36). Les niveaux de bruit dans les fréquences d'écholocation ont également augmenté dans les zones d'eau peu profonde et les régions où les navires tournent (figure 36).

3.3.2. Résultats de la modélisation de scénarios

Le modèle de bruit des navires a été utilisé pour examiner l'incidence sur le champ acoustique de la mer des Salish de l'augmentation prévue du trafic de pétroliers en raison de l'accroissement de la capacité de l'oléoduc TMX. Cette croissance future du trafic maritime a été simulée en faisant passer la fréquence du trafic des pétroliers d'environ un navire par semaine à un navire par jour, ce qui représente une capacité accrue du pipeline TMX et en traçant une voie de passage supplémentaire du trafic des pétroliers TMX (figure 37). En utilisant la circulation enregistrée en mai 2018 comme référence, cela signifierait une augmentation du nombre total de pétroliers passant dans la zone d'étude de 197 à 228. Les valeurs moyennes du NPA à un certain nombre d'endroits dans la zone d'étude, considérés comme des zones importantes pour l'ERS, ont augmenté d'environ 0,80 % en raison de l'augmentation du trafic de pétroliers simulée ici. Les augmentations prévues variaient entre 0,36 % et 1,14 % pour les emplacements d'intérêt (tableau 6).

4. DISCUSSION

Les paysages sonores sous-marins sont des composites de sons abiotiques, biologiques et artificiels. Le paysage sonore de la mer de Salish varie en fonction de l'espace et du temps, selon les ajouts acoustiques provenant du vent comme bruit naturel et la présence de navires découlant de l'utilisation humaine de la zone d'étude. L'augmentation de la vitesse du vent à l'est de Juan de Fuca (figure 12) explique les conditions accrues du paysage sonore à large bande observées à Sooke (figure 6, 10a) pendant la période d'étude, ainsi que la distinction du

champ sonore à cet emplacement par rapport aux points d'amarrage voisins (figures 6 et 7). L'apport du bruit du vent dans les aires de répartition de l'ERS était plus important dans les zones d'eau peu profonde et de substrat dur (figure 5, 14-15), ce qui peut modifier la façon dont ces ajouts sont exprimés dans le champ sonore et influencer l'interprétation du paysage sonore par les baleines. L'influence du vent du large a été observée plus fortement au début et à la fin de la période d'étude, avec des ajouts présents dans l'enregistrement acoustique jusqu'à l'est de la rivière Jordan (figures 13 et 14).

L'ajout de fréquences moyennes d'environ 20 kHz n'était pas considérable dans le paysage sonore à aucun des points d'amarrage (figure 11). La source du bruit autour de cette fréquence peut être difficile à discerner entre la pluie et les petits bateaux, car les ajouts peuvent sembler très similaires, selon la quantité et le type de pluie (Nystuen, 1986; Medwin et al., 1990, 1992; Ma et al., 2005). Le modèle SalishSeaCast montre à quel point les ajouts acoustiques peuvent être localisés, notamment en raison de la nature des averses et des grains de pluie intenses. Par conséquent, la comparaison entre le NPA et les précipitations pourrait nécessiter une résolution accrue. L'utilisation du modèle SalishSeaCast peut faciliter la distinction acoustique entre les ajouts de haute fréquence provenant de précipitations et ceux provenant de petits bateaux. Les précipitations ont été faibles de mai à août (figure 15), de sorte qu'il est plus probable que cet ajout acoustique puisse être attribué aux petits bateaux, particulièrement du début au milieu de l'été.

La composante anthropique du paysage sonore est déterminée par le volume de trafic et les propriétés du champ sonore, ainsi que par la topographie et le type de sédiments. Les bateaux commerciaux munis d'un appareil SIA de classe A ajoutent au paysage sonore dans les basses fréquences, ce qui montre une bonne concordance lorsque le nombre de bateaux dérivé du SIA est corrélé aux mesures acoustiques des bateaux (Merchant et al., 2012, 2015; Burnham et al., 2021). Les transits de navires munis d'un appareil SIA de classe A sont principalement limités aux voies de navigation suivant le schéma de séparation du trafic et donc la présence spatiale, de sorte que les ajouts acoustiques étaient représentés de façon prévisible (figures 18-19, 33). Alors que les enregistrements au banc Swiftsure, à Port Renfrew et à la rivière Jordan ont démontré la nature chronique du bruit des bateaux, ceux effectués au passage Boundary et au détroit Haro ont montré la nature plus aiguë des ajouts provenant du passage direct des bateaux au-dessus du point d'amarrage. Dans le détroit de Juan de Fuca, l'impact acoustique des navires commerciaux peut être plus faible, avec moins de NPA de pointe dans les basses fréquences (Port Renfrew et la rivière Jordan, figure 6), mais l'influence du trafic des bateaux munis d'un appareil de classe B et de plaisance a façonné le champ sonore à ces endroits (figures 18-19; voir aussi Burnham et al. 2021), avec des NPA de pointe pour les ajouts dans les moyennes et hautes fréquences (figure 6). Les apports de 20 kHz observés dans l'analyse de la composition du paysage sonore (figure 11) et les modèles observés pour la gamme de fréquences de 50 kHz ajoutent également des preuves de la présence accrue de petits bateaux dans l'enregistrement acoustique de la zone d'étude de mai à octobre (figures 7 et 8).

Considérés ensemble, ces éléments montrent à quel point ce type de bateau peut être influent dans le paysage sonore, et probablement à quel point il est actuellement sous-représenté dans les analyses acoustiques (Erbe et al., 2012; Cominelli et al., 2018). Les bateaux munis d'un appareil SIA de classe B et de plaisance contribuent considérablement aux fréquences plus élevées et à ceux pertinents à l'ERS sur des échelles spatiales plus locales et temporelles à court terme (voir L_{75} , 50 kHz; figure 17b). L'utilisation de 50 kHz comme mesure pour suivre la présence des petits bateaux a montré que leur apport au paysage sonore cumulatif vécu par l'ERS pourrait être important, surtout pendant la journée. Ces ajouts acoustiques proviennent probablement des bateaux de plaisance, des navires de pêche récréative et des bateaux d'observation de baleines, dont peu sont munis d'émetteurs-récepteurs SIA. En effet, dans une grande partie de notre zone d'étude, on a constaté que les navires non munis d'un appareil SIA

étaient plus nombreux que ceux qui pouvaient être suivis par le SIA (Serras-Sogas et al., 2018). Il n'est pas rare de voir au moins 50 bateaux de ce type près de l'ERS pendant les fins de semaine et les jours fériés dans la mer des Salish (Koski et al., 2006; Holt et al., 2009). Une meilleure quantification de la présence des petits bateaux, à relier aux ajouts acoustiques apportés par ce type de navire, est encore nécessaire.

La présence des bateaux munis d'un appareil SIA de classe A a diminué entre 2018 et 2019, ce qui a entraîné une réduction du paysage sonore global, tant dans les mesures à large bande (de 10 Hz à 100 kHz) que dans celles qui sont plus pertinentes à l'ERS (Vagle, 2020; Burnham et al., 2021). Le modèle de bruit des bateaux suggère des ajouts plus importants dans les fréquences utilisées dans l'écholocation, ce qui pourrait masquer les échos ou réduire la mesure dans laquelle l'écholocation pourrait être utilisée efficacement. Une efficacité réduite de l'écholocation pourrait avoir des conséquences sur la réussite des comportements de navigation et de recherche de nourriture (voir Thornton et al., 2021b **Error! Bookmark not defined.**), la réduction des niveaux de trafic pouvant offrir un sursis. En 2020, les passages de navires ont été touchés par la pandémie de COVID-19. Les mesures annoncées au début d'avril ([6 avril 2020](#)) ont restreint les activités des bateaux de plaisance et interdit tous les navires maritimes commerciaux d'une capacité de plus de 12 passagers, y compris les bateaux de croisière et les traversiers. Cette période d'« anthropause » (Rutz et al., 2020) a donné lieu à de possibles avantages pour la faune, y compris la réduction des perturbations humaines (Bates et al., 2020). Dans notre zone d'étude, la présence de bateaux suivis par le SIA a diminué immédiatement après l'annonce, mais s'est rétablie à mesure que l'été avançait (figures 23 à 25), ce qui ne démontre qu'une réduction à court terme de l'utilisation humaine. Dans l'ensemble, le transit des bateaux munis d'un appareil SIA de classe A en 2020 a atteint ou dépassé le volume observé au cours des années précédentes, ce qui signifie que l'ERS et d'autres espèces de cétacés de la mer des Salish sont peu susceptibles d'avoir grandement profité des restrictions. La réduction de la présence de petits bateaux de plaisance a peut-être été le plus grand avantage (figure 24), mais il est difficile de le quantifier, car ces bateaux ne sont pas suivis par le SIA, et les données du PNSA et de l'enquête par interrogation du pêcheur sont limitées (figures 29 et 31).

La présence de petits bateaux commerciaux et non commerciaux munis d'un appareil SIA de classe A, ainsi que de bateaux munis d'un appareil SIA de classe B présentés dans la présente analyse, doit être considérée comme représentant une estimation minimale de la présence. Bon nombre de ces bateaux ne sont pas tenus d'être munis d'un émetteur SIA et sont donc considérablement sous-représentés dans les ensembles de données du SIA dans la mer des Salish, surtout au printemps et à l'été (Serras-Sogas et al., 2018). Le resserrement de l'obligation de disposer d'un appareil SIA imposé à partir du 15 juin 2019 par Transports Canada exige désormais que les bateaux se déplaçant à au moins 1 nm de la côte soient équipés d'un appareil SIA (de classe A ou B) s'ils sont autorisés à transporter plus de 12 passagers ou s'ils mesurent au moins huit mètres de long et transportent des passagers (gouvernement du Canada, 2019). Cela s'applique à de nombreux bateaux d'observation des baleines et augmentera le nombre de bateaux munis d'un appareil SIA de classe B. Dans la présente analyse, la présence de bateaux non tenus d'être suivis par le SIA dans le détroit de Juan de Fuca était plus grande dans les eaux américaines que dans les eaux canadiennes (figures 18 et 19), ce qui peut représenter de réelles différences dans le nombre de bateaux ou simplement découler du fait qu'un plus grand nombre de bateaux sont obligés d'être munis d'émetteurs-récepteurs SIA aux États-Unis et se trouvaient dans la ligne de visée des récepteurs terrestres. Toutefois, un autre resserrement des exigences canadiennes relatives aux appareils SIA est entré en vigueur le 26 avril 2021, de sorte que les bateaux d'une longueur d'au moins 20 m (à l'exception des embarcations de plaisance), les remorqueurs d'une longueur d'au moins 8 m et les bateaux transportant plus de 50 passagers sont maintenant

tenus d'être munis d'un appareil SIA de classe A (gouvernement du Canada, 2020). Cela permettra de dresser un tableau plus complet de la présence des bateaux canadiens et d'harmoniser étroitement les exigences avec celles déjà en vigueur dans les eaux américaines, ce qui permettra des comparaisons plus équitables du trafic maritime américain et canadien à l'avenir. Toutefois, l'exclusion des embarcations de plaisance des exigences resserrées entraîne un besoin continu d'autres moyens de quantifier le trafic des bateaux de plaisance.

Les levés aériens peuvent fournir des renseignements utiles pour compléter les données sur les navires recueillies au moyen du SIA. Les données des levés aériens montrées dans la présente étude mettent en évidence la présence de petits bateaux dans la zone d'étude, mais leur application à la présente analyse est limitée. Encore une fois, ces données sont considérées comme une représentation minimale des types de bateaux qui ne sont pas tenus de disposer d'un appareil SIA, parce que les survols de l'enquête par interrogation du pêcheur du MPO ne portent que sur les bateaux de pêche récréative et les enquêtes du PNSA évitent les zones à forte densité de navires. Cela met en évidence les inconnues concernant la présence de bateaux non suivis par le SIA, tant en ce qui concerne leur nombre que leur emplacement. D'autres améliorations prévues, comme l'enregistrement plus précis des trajectoires de vol et l'expansion des types de bateaux enregistrés par les survols de l'enquête par interrogation du pêcheur du MPO, viendront s'ajouter à ces types d'analyses de la présence des bateaux, en plus de l'expansion des types de navires tenus de disposer d'un appareil SIA.

La représentation réduite des données sur la présence des navires suivis par le SIA entre Port Renfrew et Sooke, en particulier dans les données sur les navires munis d'un appareil SIA de classe B le long de la côte sud-est de Port San Juan (figure 19), correspond à une zone de couverture réduite par les récepteurs SIA, et non pas nécessairement à l'absence de bateaux. Le SIA terrestre fonctionne selon une couverture approximative en visibilité directe. Dans le cas présent, la distance plus grande entre les stations de base (figure 1) et le signal plus faible des émetteurs-récepteurs de classe B ont entraîné une réception limitée des données. Bien que les données aient été vérifiées pour déceler les inexactitudes avant leur utilisation, elles étaient également sujettes à des erreurs ou à une défaillance des instruments (Aarsæther et Moan, 2009; McGillivray et al., 2009; Silber et al., 2010; Robards et al., 2016).

Le modèle de bruit des bateaux souligne l'impact acoustique des bateaux commerciaux munis d'un appareil SIA de classe A sur le paysage sonore de la mer des Salish. Les ajouts acoustiques étaient considérables à toutes les profondeurs examinées. La perturbation acoustique était plus importante dans la partie supérieure de 20 m environ, dans les profondeurs de plongée typiques de l'ERS (Baird et al., 2005). Les données de DTags ont montré que les plongées d'alimentation devaient être amorcées à une profondeur d'environ 7,5 m, et que les profondeurs de plongée étaient souvent limitées à la hauteur supérieure de 30 m (Baird et al., 2003, 2005; Tennessen et al., 2019). L'utilisation de clics d'écholocation lente liée à la recherche de proies dans la colonne d'eau supérieure a été enregistrée pour les plongées peu profondes (2,5 à 3,5 m), mais la profondeur de plongée maximale pour la capture des proies a été enregistrée à plus de 150 m (Tennessen et al., 2019). Les comportements de repos et de déplacement se sont également produits dans ces profondeurs moins grandes près de la surface (Baird et al., 2003), et la plupart des autres plongées enregistrées pour le déplacement se situaient dans les 10 m supérieurs de la colonne d'eau (Tennessen et al., 2019). L'ERS en quête de nourriture plonge en profondeur pour suivre les proies de saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*), mais ces plongées ne dépassent généralement pas 150 m (Baird et al., 2003, 2005). Ces profondeurs correspondent à ce qui a été présenté dans la présente analyse (figure 33). En plongeant vers la profondeur, le paysage sonore est plus

susceptible d'être dominé par des sources de bruit plus éloignées, provenant du trafic maritime dans le couloir de navigation sortant (Vagle et al., en préparation⁴).

Le NPA de 110 dB a été suggéré comme valeur seuil au-delà de laquelle des modifications comportementales peuvent se produire chez l'ERS (Hemmera Environchem Inc., 2014), certains secteurs de la zone d'étude dépassant ce niveau tant dans les résultats observés que dans les résultats du modèle. Des changements de comportement, ou une transition de la recherche de nourriture aux déplacements en présence de bateaux (Williams et al., 2014), ou l'abandon de zones riches en proies mineraient une population déjà stressée. Les secteurs du banc Swiftsure, du détroit de Juan de Fuca et du détroit de Haro sont des zones d'alimentation connues (Olson et al., 2018; Thornton et al., 2021 **Error! Bookmark not defined.**) qui démontrent également une présence élevée de bateaux.

La détection des proies et la communication entre congénères nécessaires au partage des proies peuvent également être affectées, comme le montre l'application du modèle de bruit des bateaux aux gammes de fréquences de la communication et de l'écholocation de l'ERS (figures 35 et 36). Il a également démontré comment le bruit peut se concentrer dans les secteurs en raison de la géographie physique des bras de mer et des voies navigables.

Les modèles de bruit des navires présentés ici représentent le pire des scénarios pour l'ERS qui se nourrit ou transite dans la mer des Salish. Premièrement, les valeurs modélisées représentent dans tous les cas une surestimation des valeurs du bruit ambiant résultant de la présence des bateaux par rapport à celui mesuré par les points d'amarrage (tableau 5). La surestimation est restée dans l'extrapolation aux fréquences représentatives de la communication et de l'écholocation de l'ERS. Les améliorations itératives du modèle espèrent corriger une partie de cette surestimation à l'avenir. De plus, la modélisation du bruit des bateaux ne suppose aucun démasquage spatial, temporel ou de comodulation pour l'ERS (Erbe et al., 2016). Le modèle décrit plutôt la présence des bateaux comme étant cohérente en fonction du nombre de transits dérivés des données du SIA, et il est donc considéré ici comme étant davantage un intrant chronique plutôt que transitoire lorsqu'on tient compte des niveaux de bruit des bateaux chaque mois. Le modèle ne tient pas compte de l'emplacement des baleines ou de la dynamique de l'appel, y compris la direction (Miller, 2006; Wellard et al., 2020), ni des paramètres des appels comme l'intervalle entre les impulsions (Lammers et al., 2004; Madsen et al., 2005; Morisaka et al., 2011), qui sont modifiés pour faciliter la localisation et particulièrement pendant la capture des proies. Au lieu de cela, les niveaux de bruit abiotique et ambiant maximaux que peut ressentir une baleine à tous les emplacements pendant la période indiquée ont été illustrés. Ces pires scénarios ont également été utilisés dans Thornton et al. (2021 **Error! Bookmark not defined.**) pour mieux évaluer les niveaux de bruit présents dans la zone étudiée et la façon dont ils peuvent modifier l'utilisation acoustique de l'ERS. On suppose dans les résultats du modèle qu'il n'y avait pas de mécanisme de dégagement du bruit de masquage et que l'ouïe, l'appel et la réception du son sont omnidirectionnels. De plus, aucun changement directionnel ou d'amplitude de la sortie du signal provenant de la baleine (p. ex., Miller et Tyack, 1998; Miller, 2002; Jensen et al., 2018) ou des bateaux n'a été inclus.

Le modèle du bruit était limité aux bateaux munis d'un appareil SIA de classe A seulement. L'inclusion des bateaux munis d'un appareil SIA de classe B et des bateaux de plaisance pour mieux représenter toutes les sources de bruit anthropogénique est un effort continu. D'autres sources de bruit des navires, par exemple, l'accostage des navires lors des manœuvres ou au

⁴ Vagle, S., Burnham, R.E., O'Neill, C., Yurk, H. *Variability in anthropogenic underwater noise due to bathymetry and sound speed characteristics*. Manuscrit en préparation.

mouillage, la pompe et le générateur, n'ont pas été quantifiées ici, car elles ne sont pas considérées comme pertinentes pour les navires de la zone d'étude.

Le modèle de bruit des bateaux utilisé dans cette analyse est limité à environ 500 Hz. Par conséquent, les extrapolations nécessaires aux bandes de fréquence plus élevée utilisées par l'ERS créent des incertitudes importantes lorsqu'on utilise les extraits du modèle actuel pour évaluer les répercussions sur l'ERS (tableau 3, figure 3). Toutefois, des travaux sont en cours pour élargir la capacité de modélisation afin de mieux représenter la nature 3D du paysage océanique et de pouvoir démontrer des ajouts de bruit d'au moins 5 kHz, ce qui permettra une évaluation plus directe de l'incidence du bruit des bateaux sur le paysage sonore aux fréquences pertinentes pour l'ERS. En outre, le modèle bénéficierait grandement d'un moyen de tenir compte de la présence de bateaux munis d'un appareil de classe B et de navires non suivis par le SIA. L'ajout de ces types de bateaux est considérable, leur présence étant encore sous-représentée dans l'analyse actuelle sur les plans physique et acoustique. Les épaulards vocalise et ont démontré une sensibilité auditive dans les basses fréquences (<1 kHz, Miller et al., 2006; Branstetter et al., 2017), mais sont présumés avoir la capacité auditive la plus aiguë dans les fréquences dans lesquelles ils vocalisent. Les ajouts acoustiques des petits bateaux sont plus susceptibles de se retrouver dans ces gammes de fréquences plus élevées.

L'interprétation des composantes du paysage sonore dans les gammes de fréquences connues pour être utilisées par l'ERS nous permet de comprendre l'appréciation par les baleines du champ sonore, l'impact relatif de chaque composante et le niveau potentiel de perturbation acoustique des navires. Des augmentations globales des niveaux de bruit ambiant dans les gammes de basses fréquences ont été observées au cours des cinquante dernières années, de l'ordre de 10 à 12 dB re 1 μ Pa, coïncidant avec le doublement de la flotte mondiale de transport maritime (Notarbartolo di Sciara et Gordon, 1997; Rolland et al., 2012). On prévoit que la capacité de chargement triplera et que le taux de passage des navires doublera au cours des 20 prochaines années (Jasny, 2005). Des modèles tels que le modèle de bruit des navires présenté ici pourraient être utilisés pour prédire les augmentations du paysage sonore qui pourraient résulter de changements dans les horaires et les pressions de navigation. Les émissions de bruit des bateaux varient selon la taille du navire, la classe, le type de moteur, la conception de la coque, la configuration des hélices, les conditions de fonctionnement et la vitesse de déplacement (Badino et al., 2012; McKenna et al., 2013; Lidtke et al., 2016; Veirs et al., 2016). Des scénarios comportant des modifications d'un ou de plusieurs de ces facteurs pourraient être modélisés pour déterminer les effets sonores avant que des modifications soient apportées. Un scénario de multiplication par sept du trafic de pétroliers de TMX a été présenté ici, conformément à ce qui a été prédit à mesure de l'avancement du projet d'expansion du pipeline Trans-Mountain (TMX). Les répercussions de cette augmentation du trafic de pétroliers se sont produites principalement au banc Swiftsure et aux installations de Port Renfrew et de la rivière Jordan dans le détroit de Juan de Fuca (tableau 6).

Les modèles de bruit des bateaux peuvent également être utilisés pour évaluer l'incidence des réductions potentielles du trafic ou des mesures prises pour atténuer le bruit des bateaux. Les mesures prises dans le cadre du programme d'amélioration de l'habitat et de l'observation des cétacés (ECHO) de l'Administration portuaire de Vancouver Fraser, par exemple, pour réduire les répercussions sur l'habitat essentiel de l'ERS comprennent des ralentissements volontaires des navires et le déplacement latéral côtier des remorqueurs, conçus pour réduire les apports au bruit des bateaux et pour déplacer les transits plus loin de l'habitat de l'ERS. De plus, Transports Canada a mis en place des zones temporaires d'exclusion des bateaux (zones sanctuaires provisoires pour les baleines). Ces mesures ont connu un succès plus limité, principalement en raison d'un manque de participation à l'essai des navires munis d'un appareil SIA de classe B et de plaisance (Vagle et Neves, 2019; Vagle, 2020; Burnham et al., en

révision⁵). Les modèles de bruit des bateaux, comme celui utilisé dans le présent rapport, pourraient servir à déterminer les régions où de telles mesures pourraient être les plus efficaces. L'imposition d'autres mesures d'atténuation opérationnelles, telles que des convois de navires ou des restrictions plus importantes dans les horaires ou les itinéraires de transit, pourrait également être explorée par la modélisation afin d'en établir les avantages possibles. Le modèle peut également être utilisé pour explorer les avantages de la modernisation des bateaux ou du retrait des plus vieux bateaux de la flotte dans le cadre des mesures d'atténuation fondées sur la source (Veirs et al., 2017; Burnham et al., en examen⁵).

Les travaux présentés ici donnent un aperçu du niveau de bruit anthropique causé par les bateaux, en plus des niveaux de bruit ambiant naturel. Le rapport décrit également les schémas de présence physique des navires. Les eaux côtières et les eaux du plateau continental présentent une plus grande variation des niveaux de bruit ambiant par rapport aux sites plus profonds et plus au large, et sont soumises à une plus grande concentration d'activités maritimes et industrielles (Urick, 1983; Jensen et al., 2011; Merchant et al., 2012). Les modèles de vent et de précipitations ont permis d'apprécier les ajouts et le niveau de variation dans le temps et l'espace de ces ajouts naturels de bruit. La tentative de quantifier le trafic maritime des bateaux suivis par le SIA et non suivis par le SIA, et les comparaisons avec les données acoustiques, permettront d'accroître les connaissances sur le bruit provenant des navires. Si on les considère ensemble, on peut présenter les composantes des sources de bruit chroniques et plus aiguës ou transitoires, qui se chevauchent toutes dans le temps et dans la fréquence, et qui forment le paysage sonore de la mer des Salishs aux moments où l'ERS était le plus souvent présent. Il est de plus en plus évident que les cétacés perçoivent le bruit anthropique comme un risque ou une forme de menace (Tyack, 2008). Par conséquent, les résultats de ces analyses peuvent être utilisés pour examiner comment les ajouts de bruit provenant de sources naturelles et humaines s'ajoutent aux gammes de fréquences utilisées par l'ERS et lancer la discussion sur l'incidence que cette situation peut avoir sur leur capacité à naviguer, à trouver des proies et à communiquer avec leurs congénères. À plus grande échelle, les perturbations acoustiques et physiques causées par les bateaux ont été répertoriées comme principales menaces pour la population d'ERS. Les résultats présentés ici ajoutent à l'examen des répercussions de la présence des bateaux et des implications à court et à long terme du masquage acoustique des appels ou des indices sonores des congénères en matière de fécondité et de survie dans un habitat acoustiquement dégradé.

5. REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Caitlin O'Neill, Peter Van Buren, Christie Morrison et Harald Yurk d'avoir aidé à l'acquisition des données de SAP. Ils remercient également les officiers et les membres de l'équipage du NGCC *VECTOR* qui ont aidé à l'entretien de leurs points d'amarrage pour hydrophones dans la mer des Salish. Florian Aulanier et Pierre Mercure-Boissonnault ont contribué à la mise en place du modèle de bruit des navires, alors que Emmanuel Rosetti et Guillaume Godbout ont récupéré les données sur les navires SIA de la garde côtière et fourni des renseignements sur la couverture du SIA. Les auteurs remercient également Patrik Zetterberg et Brenda Wright d'avoir coordonné la collecte des données de survol du MPO dans le cadre de l'enquête par interrogation du pêcheur, Kristopher Hein, Matthew Clarke et Karin Mathias d'avoir géré et fourni cet ensemble de données, Norma

⁵ Burnham, R.E., Vagle, S., O'Neill, C., Trounce, K. *The efficacy of management measures to reduce vessel noise in critical habitat of southern resident killer whales in the Salish Sea*. En cours de révision.

Serra-Sogas d'avoir fourni les données de relevé du PNSA et Adrian Nicoll d'avoir fourni un script Python pour valider l'information sur les navires.

6. TABLEAUX

Tableau 1 : Gammes de fréquences des mesures acoustiques utilisées dans cette analyse pour décrire les changements et les ajouts au paysage sonore.

Gamme de fréquences (Hz)	Mesure	Description
10-100 000	Paysage sonore ERS	Mesure générale du bruit ambiant, plage où un changement de comportement de l'ERS peut être observé en présence d'ajouts de bruit (Heise et al., 2017)
500-15 000	ERS	Portée des appels de communication de l'ERS (Heise et al., 2017)
15 000-100 000	ERS	Portée de l'écholocation de l'ERS (Heise et al., 2017)
100-1 000	Bateau	Marqueur de présence des bateaux, sauf turbulence de l'eau (Merchant et al., 2012)
57-71	Bateau	63 bandes de tiers d'octave (Merchant et al., 2012, 2015, Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » de l'UE)
113-141	Bateau	125 bandes de tiers d'octave (Merchant et al., 2012, 2015, Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » de l'UE)
10-100	Abiotique	Turbulence des vents, des vagues et de l'eau à basse fréquence (Merchant et al., 2012)
49 500-50 500	Bateau	Représentatif du signal de 50 kHz utilisé dans les échosondeurs
7 500-8 500	Abiotique	Corrélié à la vitesse du vent (Vagle et al., 1990)
19 500-20 5000	Abiotique	Bruit des précipitations, centré autour de 200 000 Hz (Vagle et al., 1990)

Tableau 2 : Propriétés géoacoustiques utilisées pour définir la propagation longitudinale et transversale des ondes acoustiques à basse fréquence à travers les divers types de sédiments présents dans la zone étudiée. λ est la longueur d'une onde acoustique donnée pénétrant dans le substrat.

Type de sédiment	Densité (dB/ λ)	Vitesse des ondes P (m/s)	Atténuation des ondes P (dB/ λ)	Vitesse des ondes S (m/s)	Atténuation des ondes S (dB/ λ)
Rocheux	2200	2275	0,1	500	3,4
Sableux	1900	1700	0,9	250	2,2
Limon et boue	1640	1550	0,8	125	1,2

Tableau 3 : Liste des intrants du modèle de bruit des navires et de l'extrapolation, les sources des données, les hypothèses dans lesquelles les données ont été appliquées et la sensibilité du modèle à chacun des intrants

Intrant du modèle	Entrée des données	Source	Hypothèse	Sensibilité du modèle (approx.)
Bathymétrie	15 s arc, résolution de 300 m	Service hydrographique du Canada, 2020	Interpolée à la grille du modèle	Faible
Données sur les sédiments	Type de sédiment, sur une résolution de 300 m	Haggarty et al., 2018	Type de sédiment réparti en différentes zones	Élevé
Propriétés géoacoustiques des sédiments	Propagation à basse fréquence (60-500 Hz) des ondes P et S	Hamilton, 1980; Jensen et al., 2011	Propriétés adaptées aux observations acoustiques	Élevé
Propriétés de l'eau	Données sur la température, la salinité et le vent	Modèle océanique vivant, modèle SalishSeaCast	Interpolé du modèle hydrodynamique au modèle acoustique	Moyen
Propriétés des colonnes d'eau	40 couches verticales	McDougall et Barker, 2011	Épaisseur variable de la couche	Faible
Propriétés de transmission acoustique	Absorption en fonction de la fréquence acoustique pour un pH de 8	François et Garrison, 1982	Suppose un pH constant	Faible
Niveaux de source des bateaux	Niveaux de source dérivés, compte tenu de la SOG	Veirs et al., 2016; Simard et al., 2016; MacGillivray et Li, 2018	-	Élevé
Présence de bateaux	Données sur la présence des bateaux suivis par le SIA nettoyées. Appareil SIA de classe A seulement	GCC	-	Élevé

Tableau 4 : Périodes d'enregistrement à chaque emplacement pour chaque mois d'analyse estival. Le terme « complet » signifie que les données ont été enregistrées en continu pour ce mois sans interruption, sinon les jours du mois où des enregistrements ont été effectués sont indiqués. Les astérisques (*) indiquent les périodes perdues en raison de la COVID-19

Année	Mois	Banc Swiftsure	Port Renfr ew	Rivière Jordan	Sooke	Détroit de Haro	Passage Boundary
2018	Mai	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet
	Juin	Complet	1-20	1-6, 9-30	Complet	Complet	Complet
	Juillet	1-29	Aucun	Complet	Complet	Complet	Complet
	Août	17-31	19-31	Complet	Complet	Complet	Complet
	Sept.	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet
	Oct.	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet
2019	Mai	Complet	Complet	Complet	1-18, 31	Complet	Complet
	Juin	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet
	Juillet	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet	1-2, 18-31
	Août	Complet	Complet	Complet	1-9, 17-31	Complet	Complet
	Sept.	Complet	Complet	Complet	1-7, 10, 13-15, 17-30	Complet	Complet
	Oct.	Complet	Complet	Complet	1, 18-19, 22-31	Complet	Complet
2020	Mai	Aucun*	Aucun*	14-31*	14-31*	Aucun	12-31*
	Juin	21-30*	21-30*	Complet	Complet	Aucun	Complet
	Juillet	Complet	Complet	Complet	Complet	16-31	Complet
	Août	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet
	Sept.	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet	Complet
	Oct.	1-26	1-26	1-22	1-23	1-23	1-29

Tableau 5 : Comparaison entre les NPA observés et simulés à partir du modèle de bruit des bateaux aux points d'amarrage pour mai 2018. La médiane (L_{50}) et le niveau de dépassement du 95^e centile/ L_5 sont indiqués.

Emplacement de l'amarrage et profondeur approximative (m)	NPA observé (dB) 125 Hz, niveau de dépassement de L_{50}	NPA observé (dB) 125 Hz, niveau de dépassement de L_5	Erreur en pourcentage, niveau de dépassement L_{50} (%)	Erreur en pourcentage, niveau de dépassement L_5 (%)
Swiftsure (70 m)	80,46	100,44	8,10	1,79
Port Renfrew (155 m)	85,25	96,36	1,17	4,00
Rivière Jordan (112 m)	85,40	99,23	4,78	1,05
Sooke (163 m)	88,90	101,83	2,89	1,72
Détroit de Haro (224 m)	81,46	102,43	13,55	6,69
Col Boundary (181 m)	81,66	105,53	19,28	4,91

Tableau 6 : Résultats de la modélisation de scénarios acoustiques montrant l'incidence d'un trafic pétrolier plus élevé lié au TMX et augmentation en pourcentage par rapport aux résultats du modèle des niveaux de trafic actuels

Emplacement	NPA du scénario moyen (dB)	% d'augmentation du bruit total des bateaux
Swiftsure	85,71	0,82
Port Renfrew	84,51	1,14
Rivière Jordan	87,62	0,90
Sooke	89,40	0,36
Détroit de Haro	88,48	0,60
Col Boundary	94,94	0,47

7. FIGURES

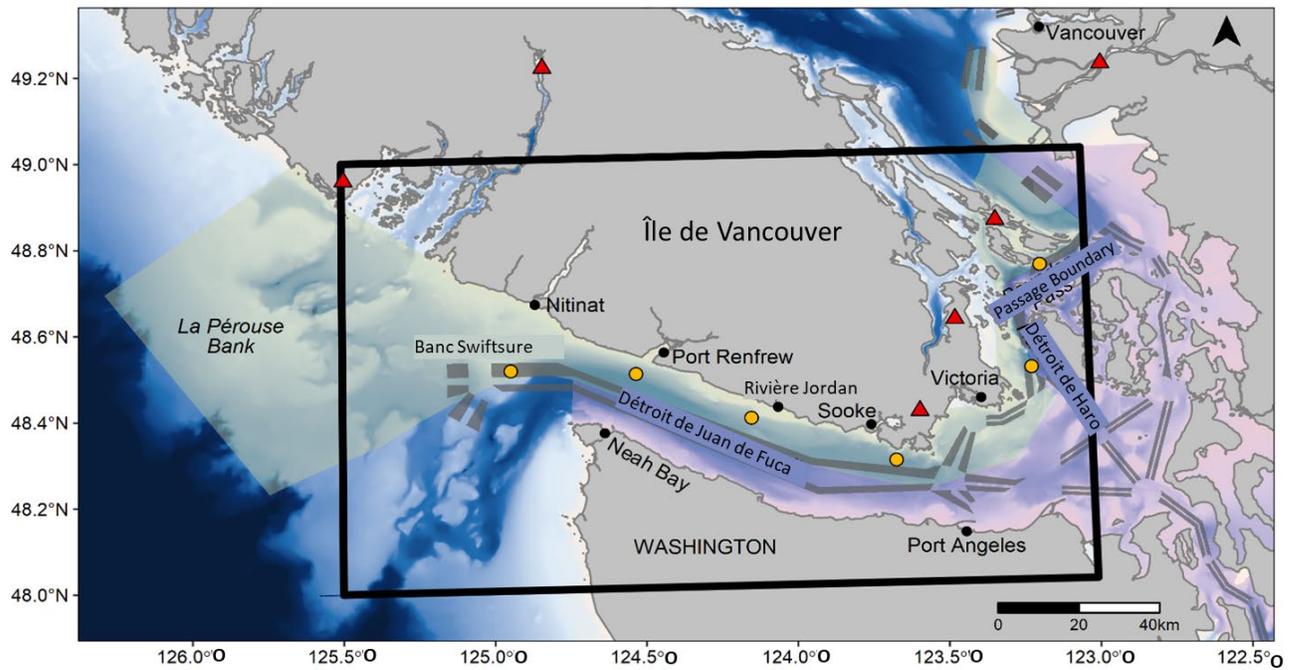


Figure 1 : Zone d'étude (délimitée par une boîte noire, 49,0°N, 125,5°W; 49,0°N, 123,0°W; 48,0°N, 125,5°W; 48,0°N, 123,0°W) dans la mer des Salish. Les points d'amarrage acoustiques (cercles jaunes), les récepteurs de SIA (triangles rouges) et les voies d'expédition (lignes grises) sont indiqués. L'habitat essentiel de l'ERS dans les eaux canadiennes (ombrage jaune) et américaines (ombrage rose) est également indiqué.



Figure 2 : Un des points d'amarrage de SAP en cours de déploiement. Chaque point d'amarrage est muni de quatre sphères de flottation blanches pour maintenir les amarrages verticaux sur le plancher océanique et d'un double jeu de déclencheurs acoustiques pour la redondance pendant la récupération maintenu par une ancre de 100 kg. L'hydrophone est situé à 2 m au-dessus du plancher océanique.

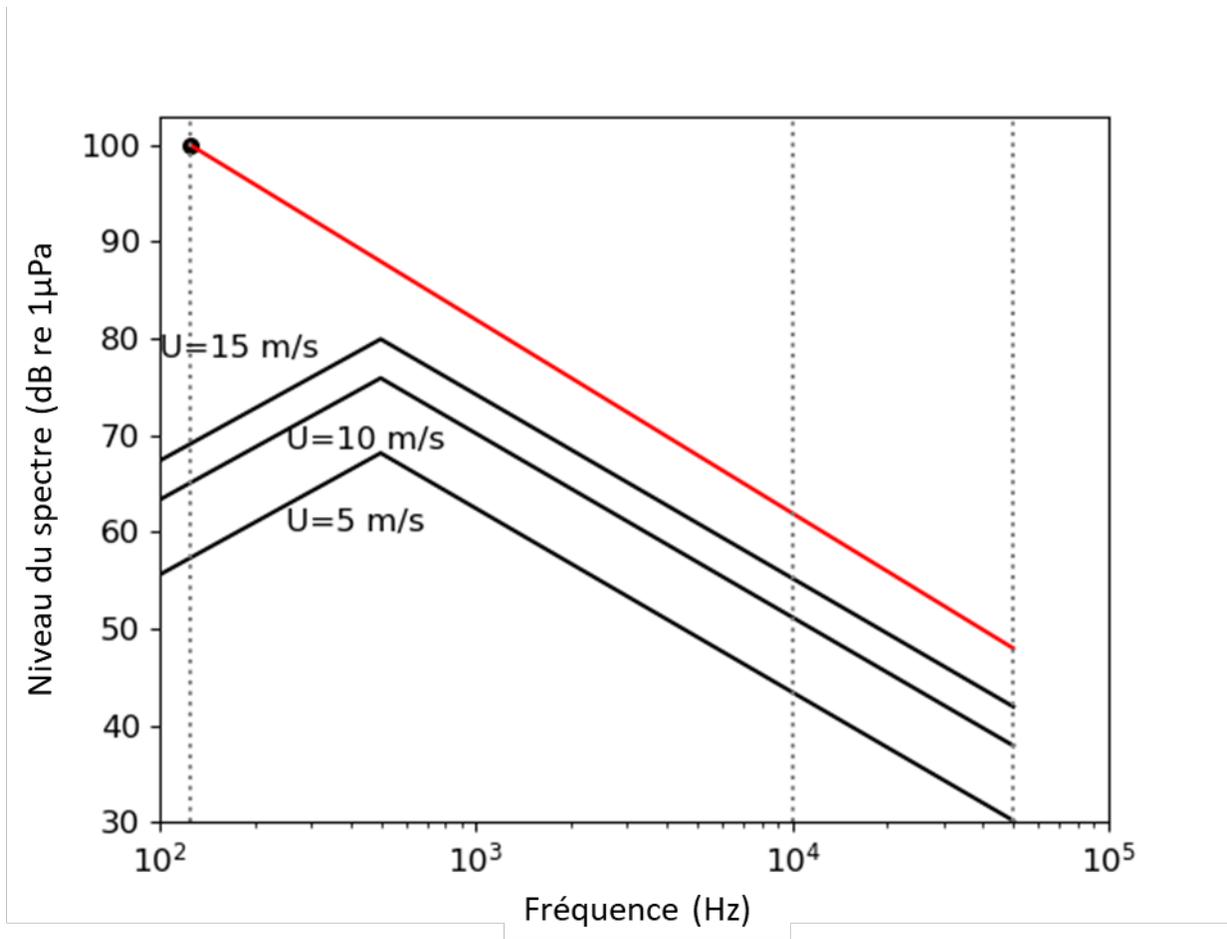


Figure 3 : Courbes de knudsen reliant la vitesse du vent (U) au niveau du spectre de bruit en eau profonde utilisé dans la présente analyse (lignes noires). Les courbes sont illustrées pour 3 vitesses de vent. Nous montrons également les caractéristiques présumées du niveau du spectre dépendant des fréquences utilisées pour extrapoler le bruit modélisé des bateaux à 125 Hz à des fréquences plus élevées associées à l'ERS (ligne rouge). Les trois fréquences utilisées dans l'analyse (125, 10 000 et 50 000 Hz) sont indiquées sous forme de lignes pointillées verticales.

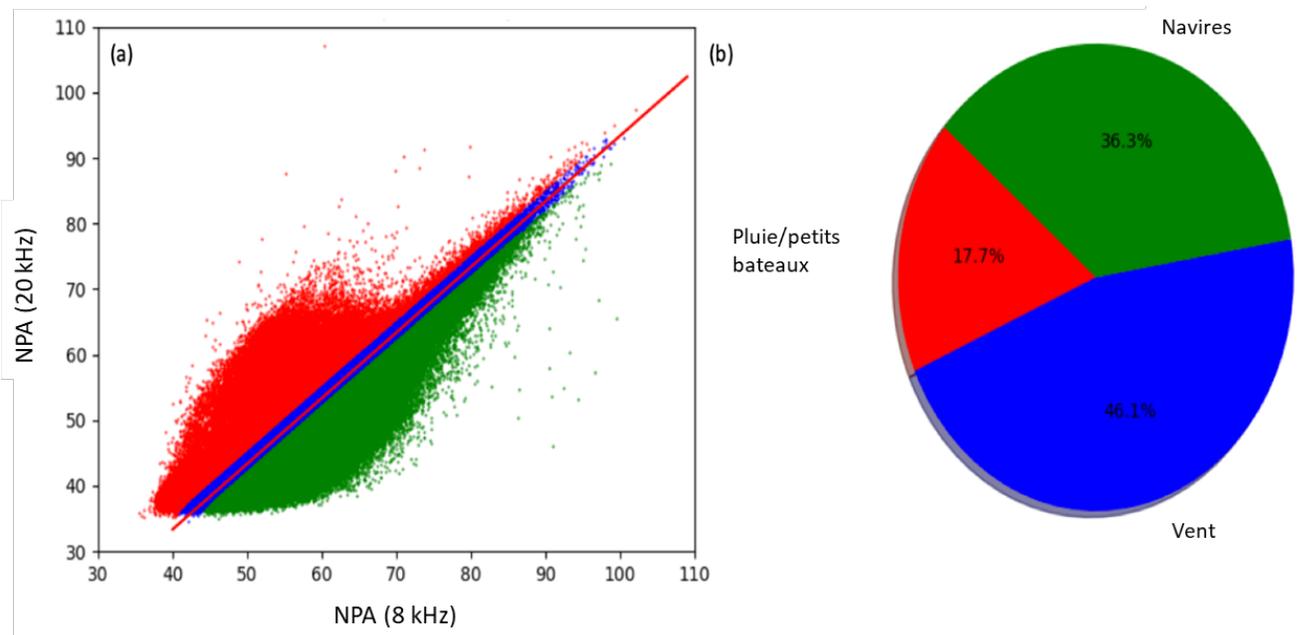


Figure 4 : Exemple de méthode utilisée pour déterminer les ajouts acoustiques abiotiques et anthropiques au paysage sonore avec le NPA dans le vent (8 kHz, bleu) et la pluie (20 kHz, rouge) et les gammes de fréquences de bruit des bateaux commerciaux (vert) tracées pour le niveau de bruit ambiant par minute (10 Hz à 100 kHz) pour chaque heure de données. Le nombre de points de (a) est exprimé en proportion en (b)

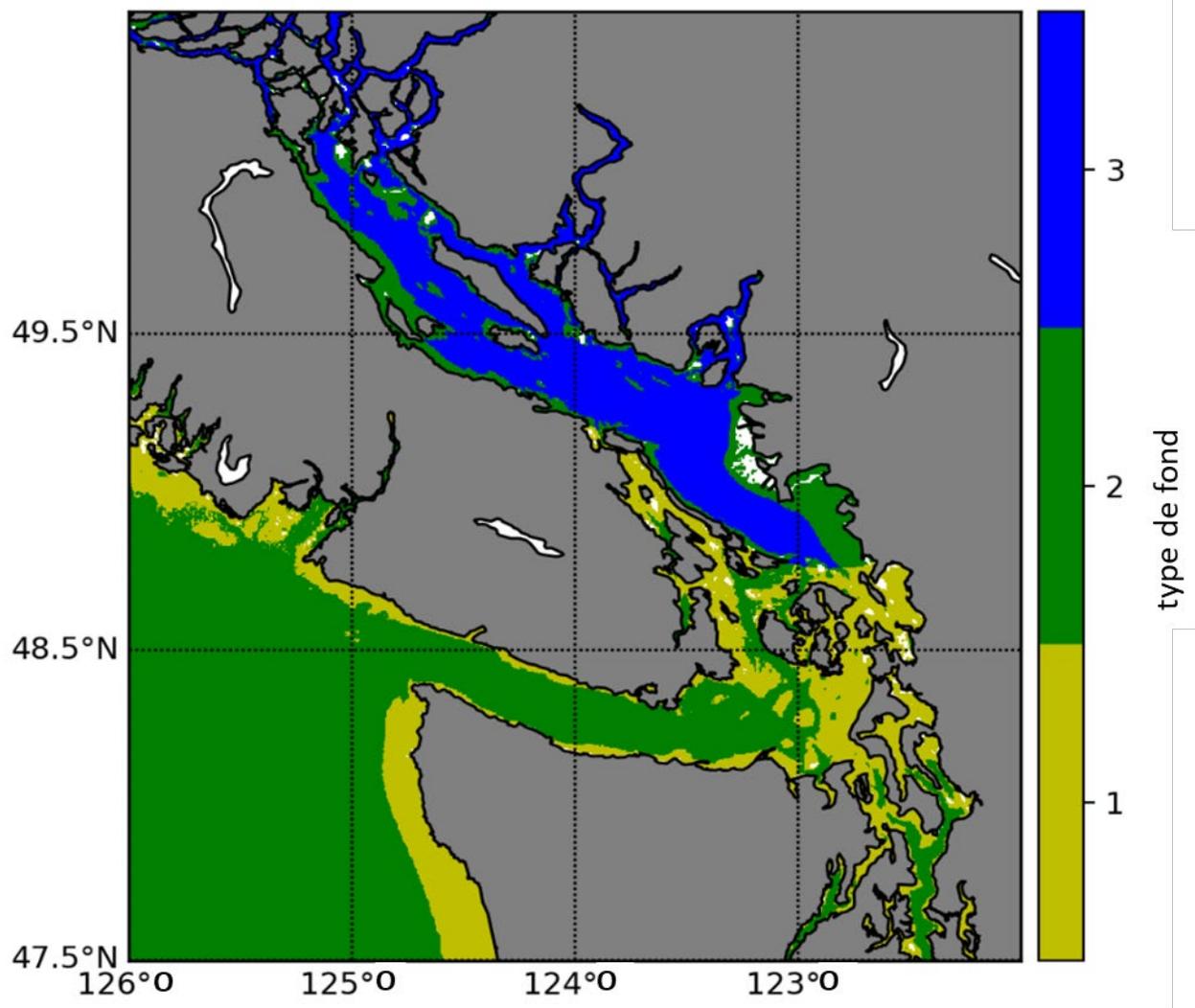


Figure 5 : Type de substrat de fond défini dans le modèle. Le type de substrat 1 (jaune) est la roche, le type de substrat 2 (vert) est le sable, et le type de substrat 3 (bleu) est le limon et la boue.

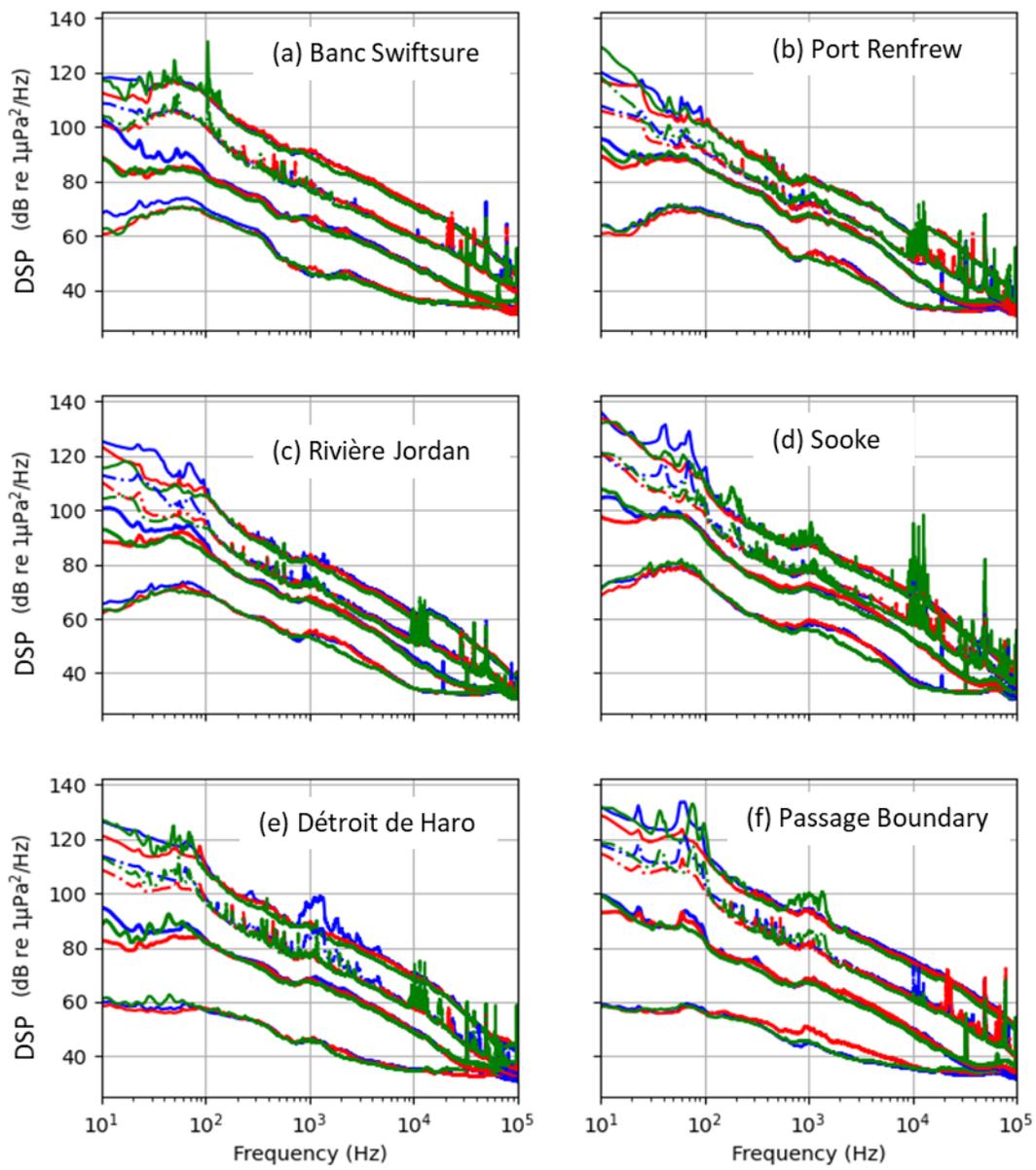


Figure 6 : Moyenne des niveaux de bruit ambiant à partir des enregistrements effectués de mai à octobre pour chaque année. Les niveaux de dépassement du bruit L_1 , L_{50} , L_{99} et la moyenne arithmétique L_{eq} sont affichés. Chaque année est représentée par une couleur où le bleu est 2018, le rouge est 2019 et le vert est 2020.

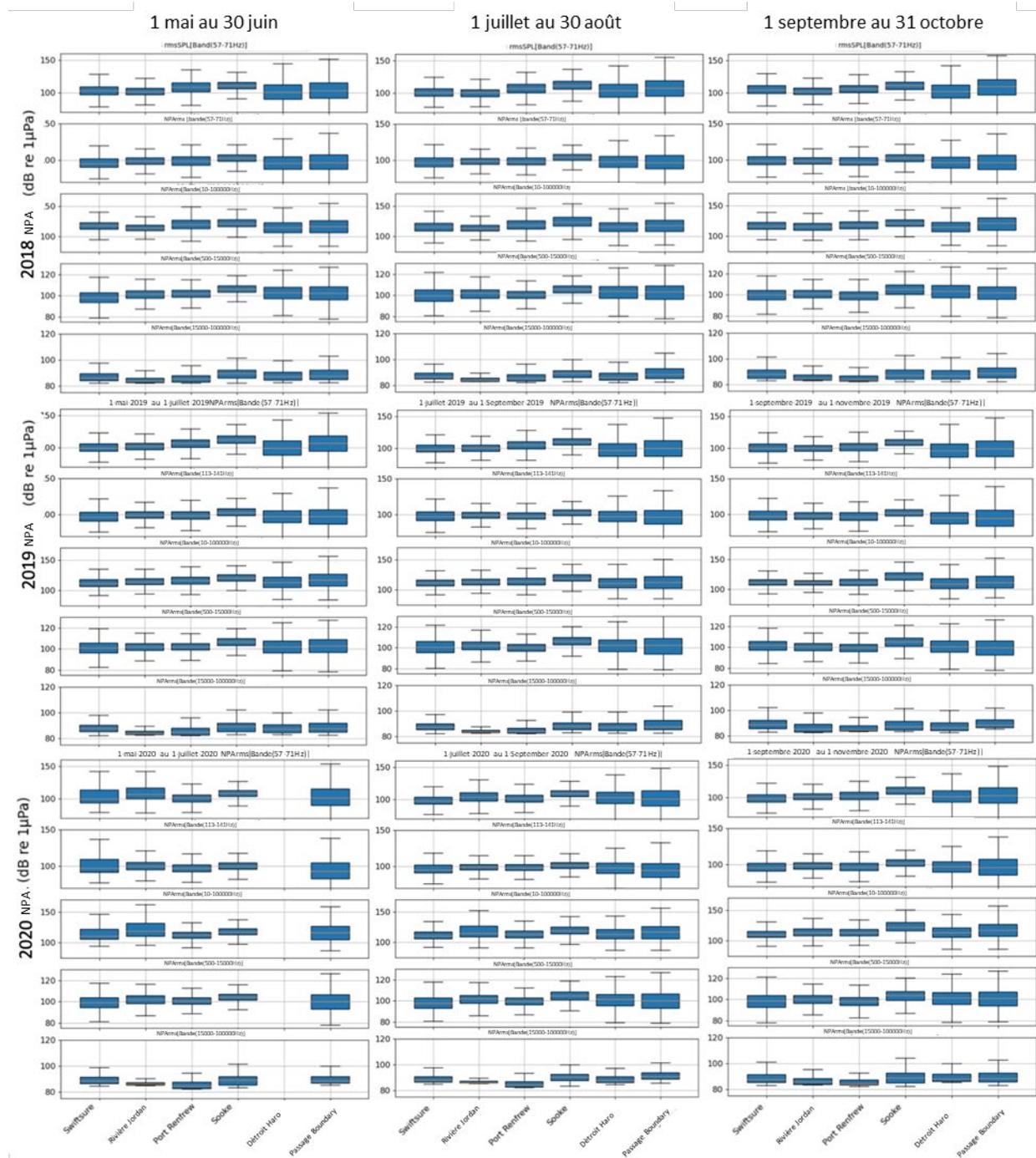


Figure 7 : Tracés rythmiques pour comparer les niveaux de dépassement de L_{25} , L_{50} et L_{75} des niveaux de pression acoustique (NPA) bimestrielle dans les gammes de fréquences des bateaux (57-71 Hz, 113-141 Hz) et les gammes de communication à large bande (10-100 000 Hz) et d'écholocation (500 Hz-15 kHz). Des comparaisons sont faites entre les années et les emplacements d'amarrage.

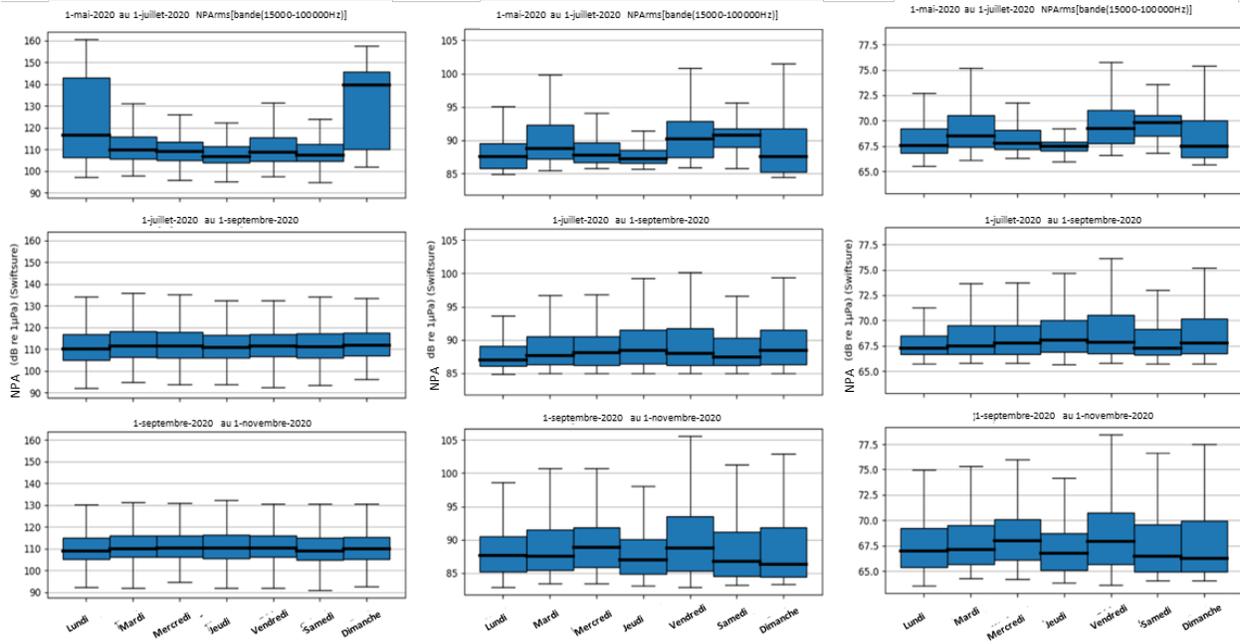


Figure 8 : Comparaison des niveaux de pression acoustique (NPA)₂₅, L_{50} et L_{75} des niveaux de pression acoustique (SPL) pour le paysage sonore et les gammes de fréquences à large bande avec la possibilité de perturber le comportement des ERS (10-100 kHz), la communication (500 Hz-15 kHz) et l'écholocation (15-100 kHz) au cours des jours de la semaine pour les enregistrements au banc Swiftsure de l'été 2020.

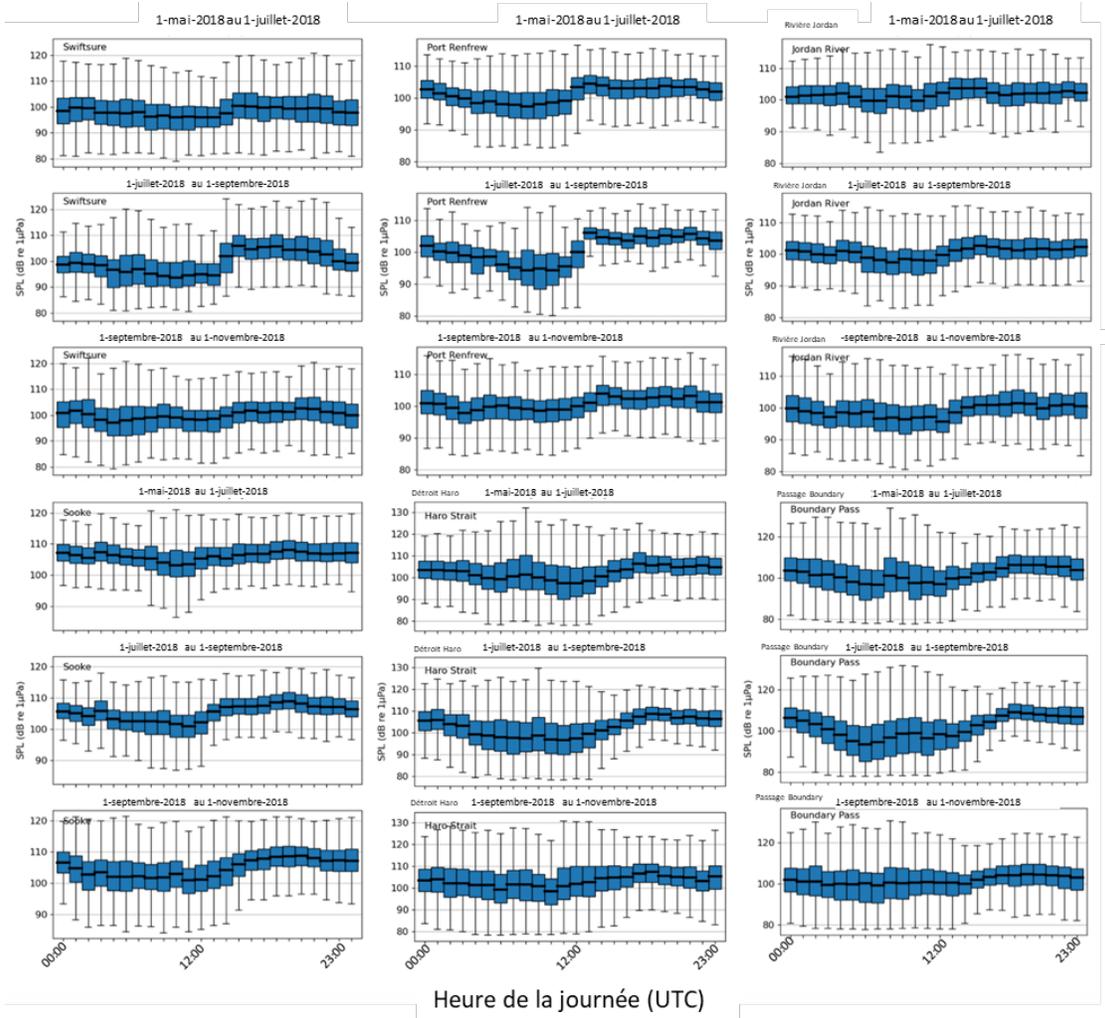


Figure 9 : NPA horaires dans la gamme de fréquences de communication de l'ERS (500 Hz-15 kHz) pour comparer les niveaux de bruit ambiant durant une journée, particulièrement entre le jour et la nuit. Le temps est exprimé en UTC, de 12 h à 0 h représentant le jour et de 0 h à 12 h représentant la nuit pour cette analyse.

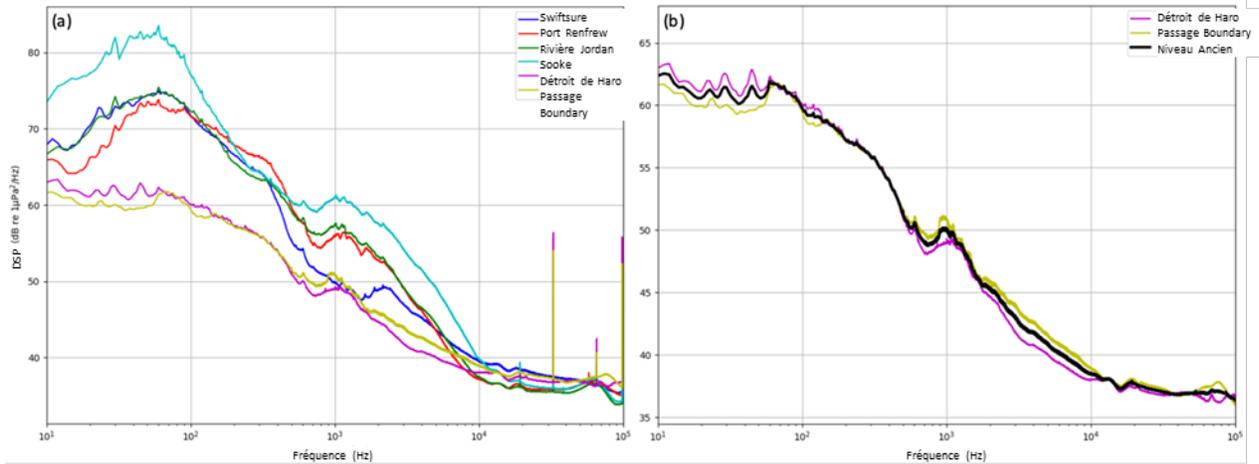


Figure 10 : a) Les niveaux de dépassement L_{99} des niveaux de bruit ambiant de chaque site ont été regroupés de mai à septembre pour 2018-2020 et b) l'utilisation d'un mélange des niveaux de bruit ambiant L_{99} du passage Boundary et du détroit de Haro comme niveau de « bruit ambiant minimal ».

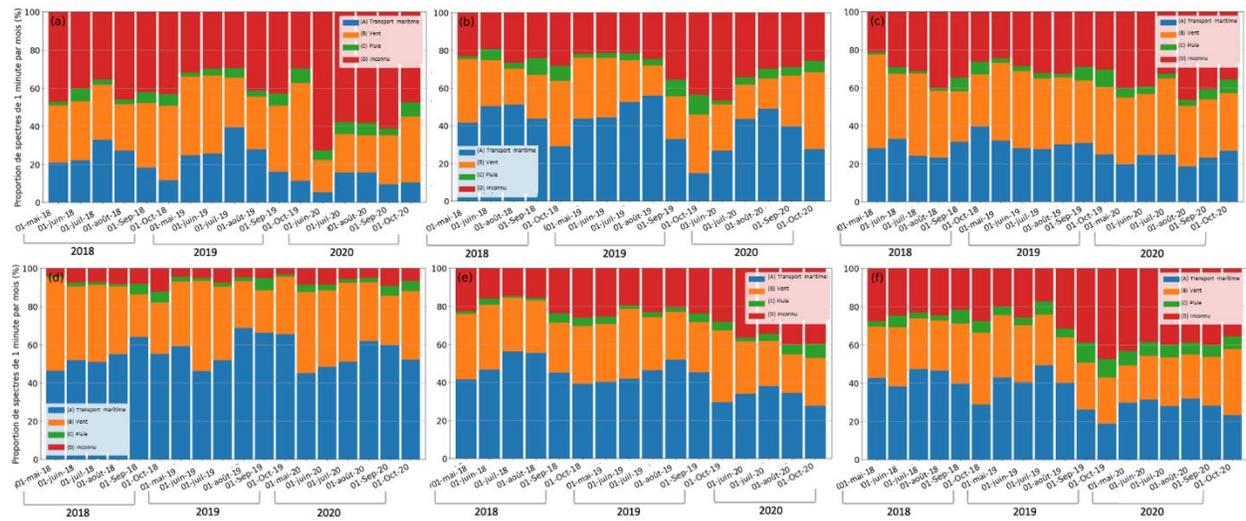


Figure 11 : Composition du paysage sonore , avec des proportions dérivées de la relation entre le NPA à 8 kHz et à 20 kHz par rapport à une courbe de Knudsen. Les résultats ont été agrégés pour donner des ajouts proportionnels au paysage sonore par la navigation (bleu), le vent (orange), la pluie (vert) et les sources inconnues (rouge) mensuellement pour les étés 2018-2020 au banc Swiftsure (a), Port Renfrew (b), rivière Jordan (c), Sooke (d), détroit Haro (e) et passage Boundary (f).

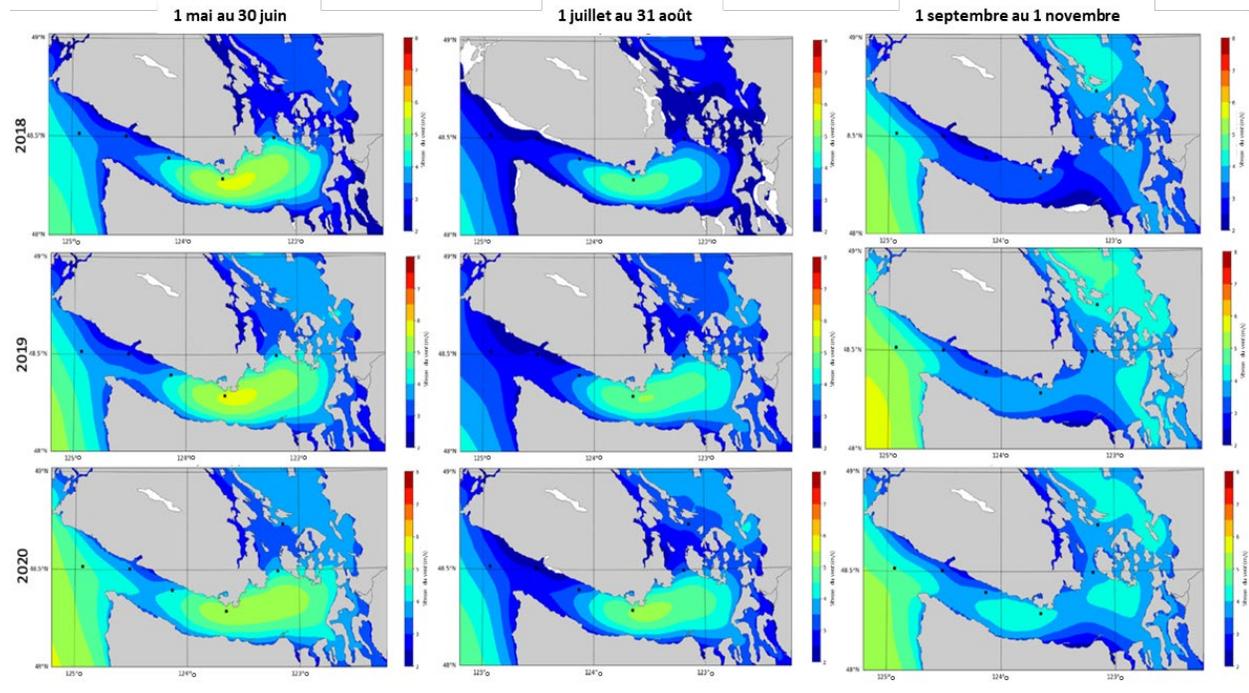


Figure 12 : Vitesse moyenne du vent estival (m/s) dans la mer des Salish dérivée du modèle NEMO de SalishSeaCast (Soontiens et al., 2016; Soontiens et Allen, 2017), affichée par tranches bimensuelles pour 2018-2020.

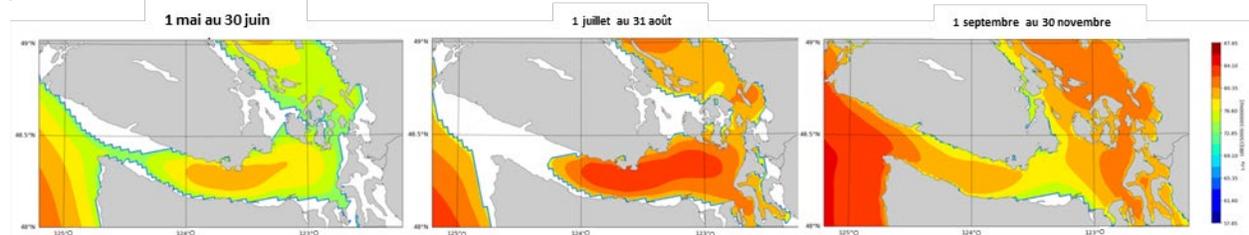


Figure 13 : Ajouts dérivés du bruit du vent à 10 kHz , ce qui représente la bande de communication de l'ERS aux bimensuels pendant la saison estivale regroupés pour 2018-2020.

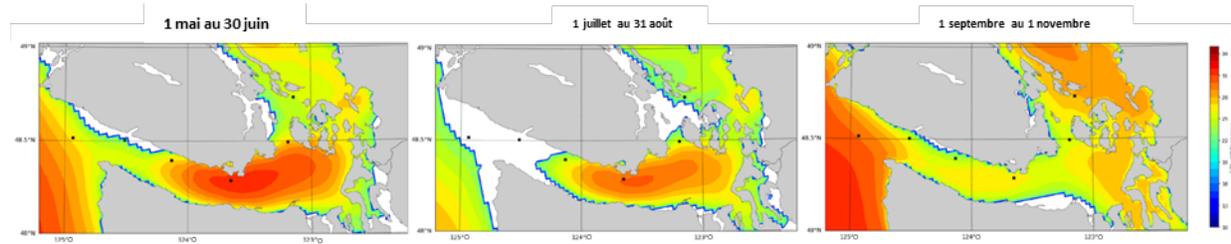


Figure 14 : Ajouts acoustiques dérivés du vent à 50 kHz , pour représenter la bande de communication de l'ERS dans des périodes bimensuelles pendant la saison estivale agrégée pour 2018-2020.

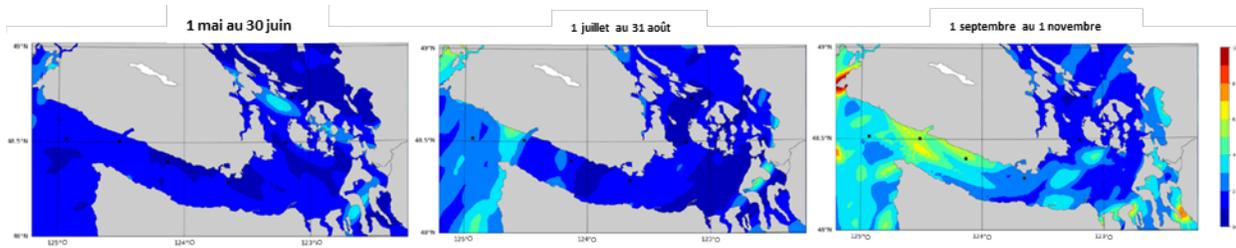


Figure 15 : Quantités moyennes de précipitations (mm/h) dans la mer des Salish dérivées du modèle NEMO de SalishSeaCast (Soontiens et al., 2016; Soontiens et Allen, 2017), affichées par tranches bimensuelles pour 2018-2020.

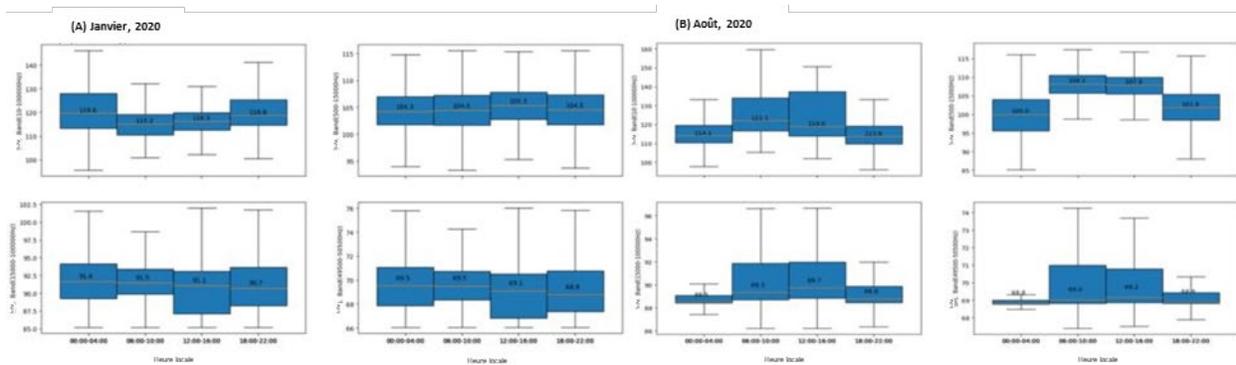


Figure 16 : Comparaison diurne en utilisant quatre périodes de 4 heures (0 h-4 h; 6 h-10 h; 12 h-16 h; 18 h-22 h) pour comparer les niveaux de bruit dans le paysage sonore global, les bandes de communication et d'écholocation de l'ERS et les fréquences d'environ 50 kHz. La même comparaison a été faite pour janvier (A) et août (B) 2020 pour explorer la saisonnalité des différences entre les NPA de jour et de nuit.

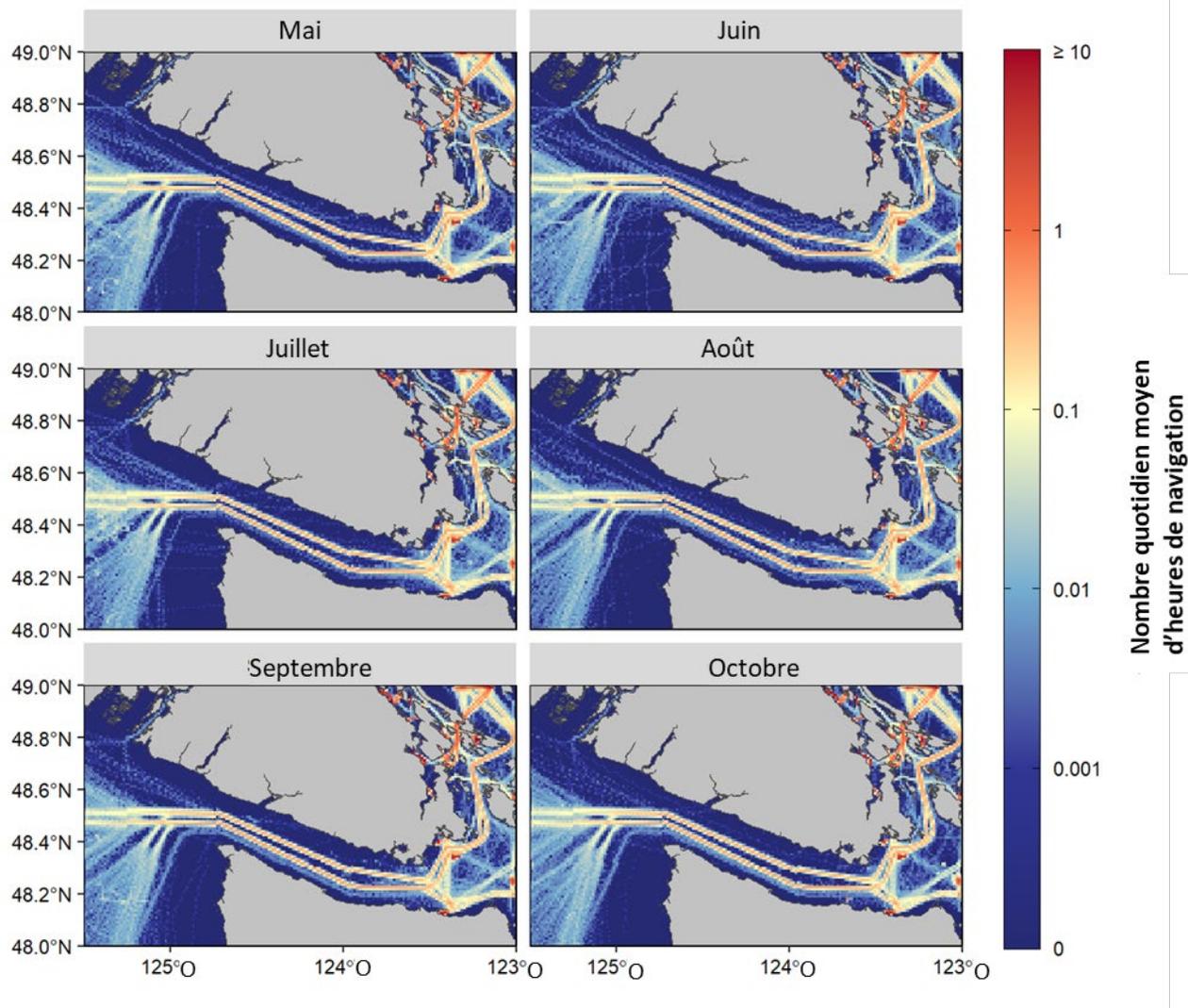


Figure 17 : Présence quotidienne moyenne (heures/jour/km²) des grands bateaux commerciaux munis d'un appareil de classe A dans la zone d'étude, de mai à octobre 2018-2020. Cela comprend les navires de charge, les pétroliers, les traversiers et les navires de croisière.

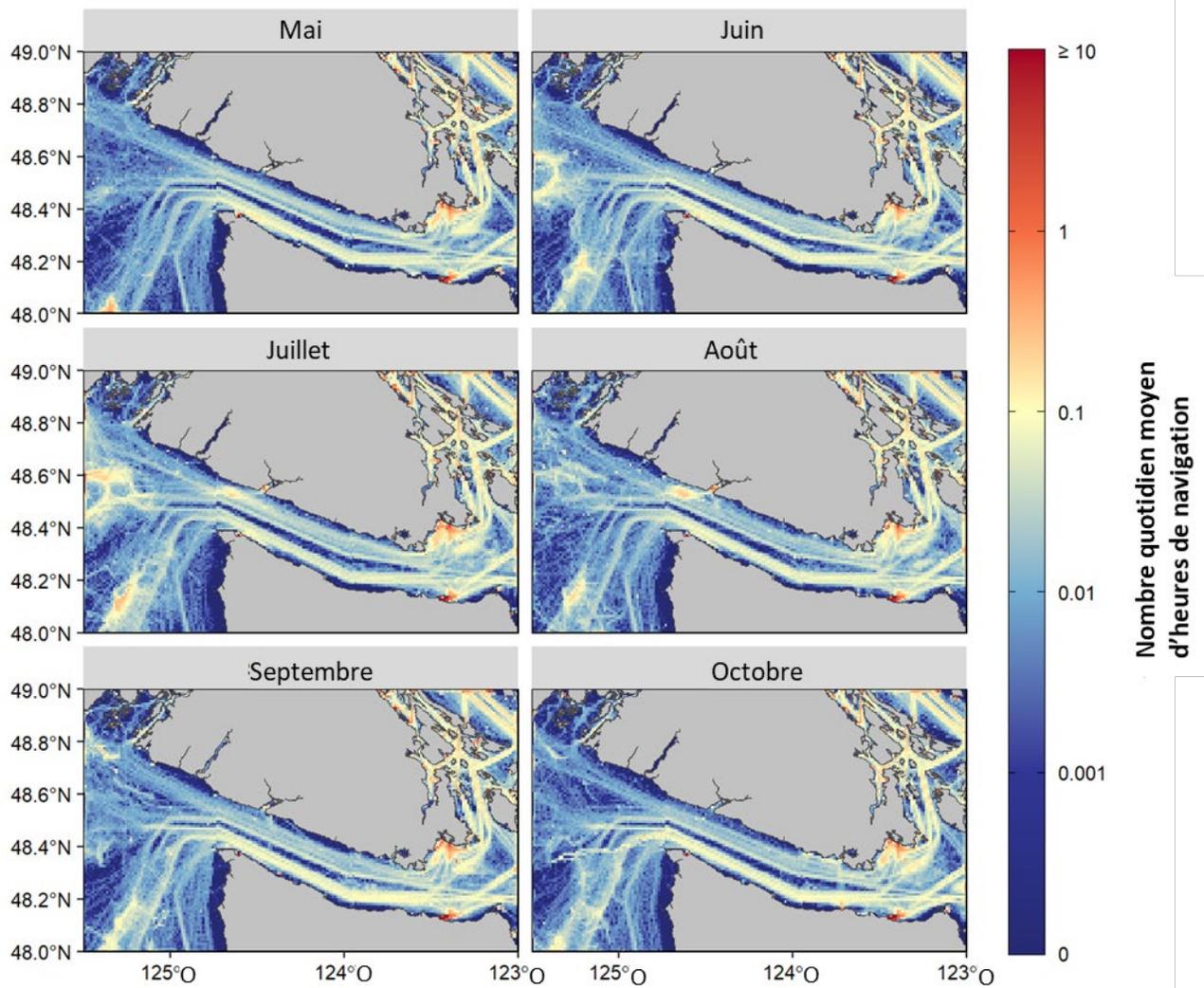


Figure 18 : Présence quotidienne moyenne (heures/jour/km²) de petits bateaux commerciaux et non commerciaux munis d'un appareil de classe A (non obligatoire) dans la zone d'étude, de mai à octobre 2018-2020. Cela comprend les remorqueurs, les bateaux de pêche, les navires gouvernementaux ou de recherche, les bateaux récréatifs, les navires navals et d'autres types de bateaux. Ces bateaux ne sont généralement pas tenus d'être munis d'un appareil SIA et sont donc incomplètement pris en compte ici.

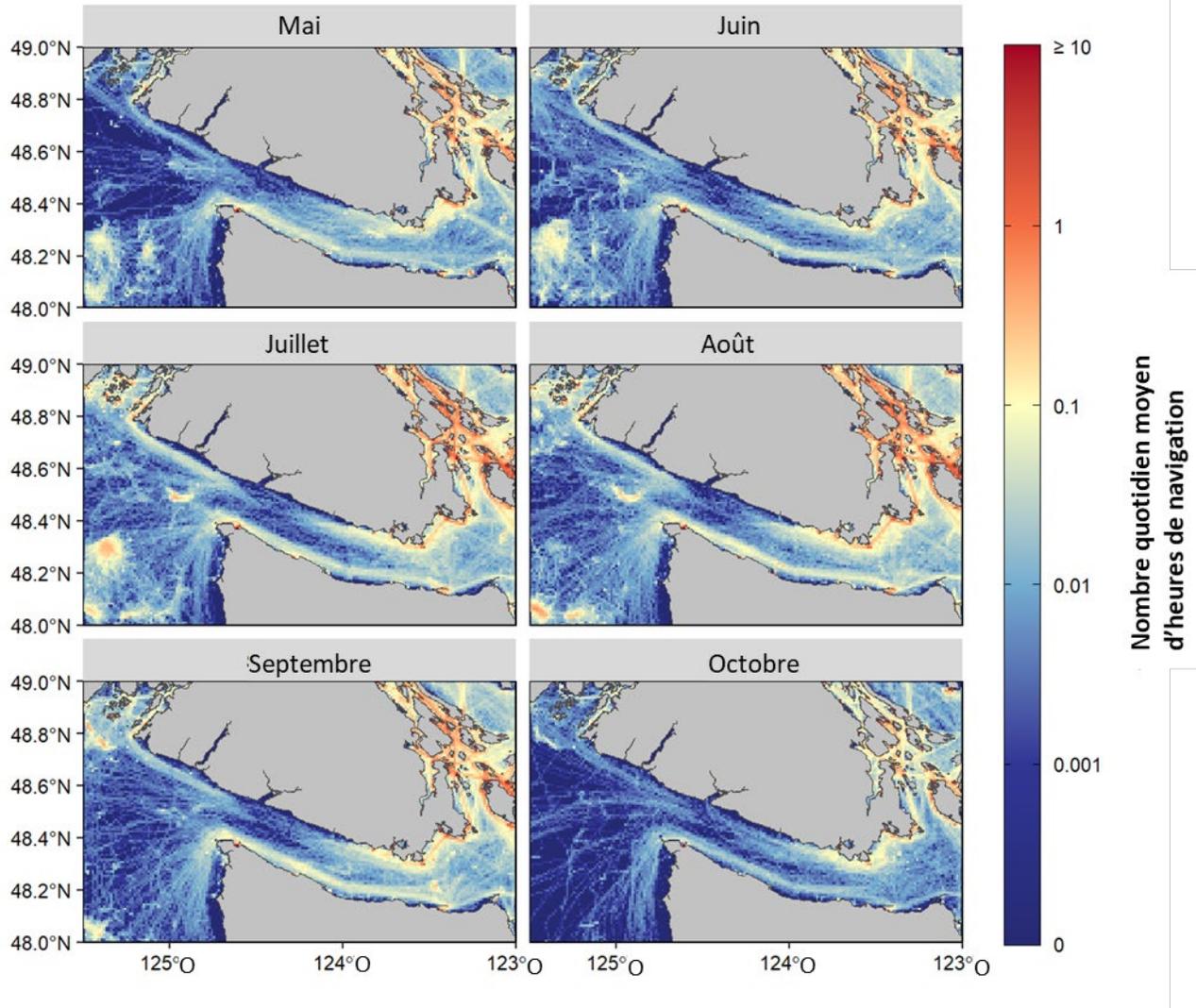


Figure 19 : Présence quotidienne moyenne (heures/jour/km²) des bateaux munis d'un appareil SIA de classe B dans la zone d'étude, de mai à octobre 2018-2020. Cela comprend les bateaux récréatifs, les petits bateaux de passagers, les navires de pêche et les navires de la garde côtière, les remorqueurs et les autres types de bateaux qui ne sont pas tenus de disposer d'un émetteur du SIA.

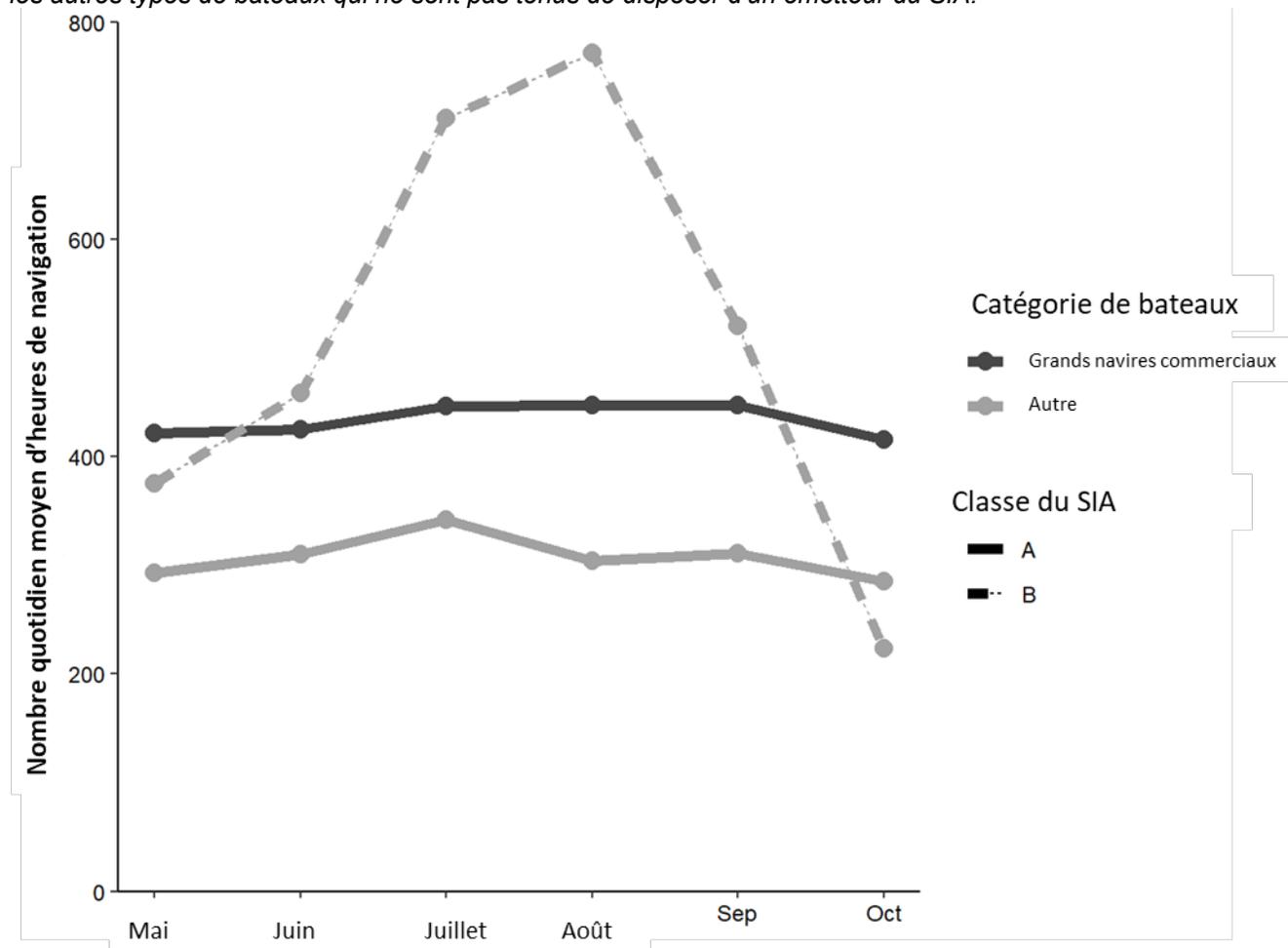


Figure 20 : Présence quotidienne moyenne de bateaux munis d'un appareil SIA dans la zone d'étude par mois, en moyenne sur 2018-2020, pour les navires faisant route (SOG > 1 nœud). Pour les grands bateaux commerciaux, l'appareil SIA est généralement obligatoire, mais ce n'est pas le cas pour les bateaux étiquetés « autres ».

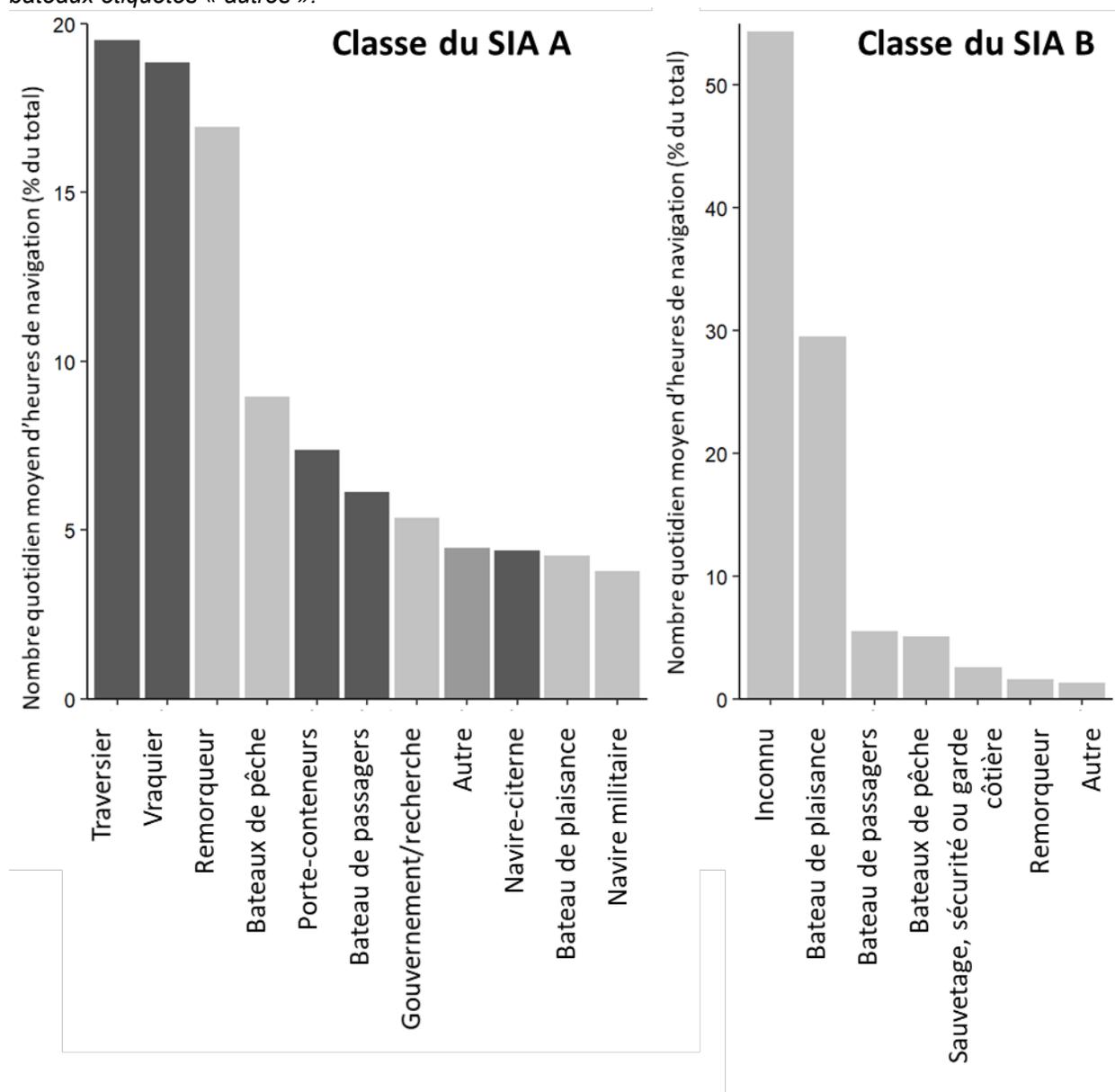


Figure 21 : Composition relative de la présence des bateaux munis d'un appareil SIA de classe A et de classe B selon le type, dans la zone d'étude, de mai à octobre 2018-2020. Le SIA est généralement obligatoire pour les grands bateaux commerciaux (barres gris foncé), mais pas pour les autres types de bateaux (barres gris pâle). Les bateaux munis d'un appareil SIA de classe A « Autres » (barre grise médiane) représentent les grands bateaux commerciaux et les autres types de bateaux. Les données ont été filtrées pour exclure les bateaux qui ne se déplacent pas (c.-à-d. SOG < 1 nœud). Seuls les 10 principaux types de bateaux munis d'un appareil de classe A et les 5 principaux types de bateaux munis d'un appareil de classe B sont indiqués; tous les autres sont représentés comme « autres ».

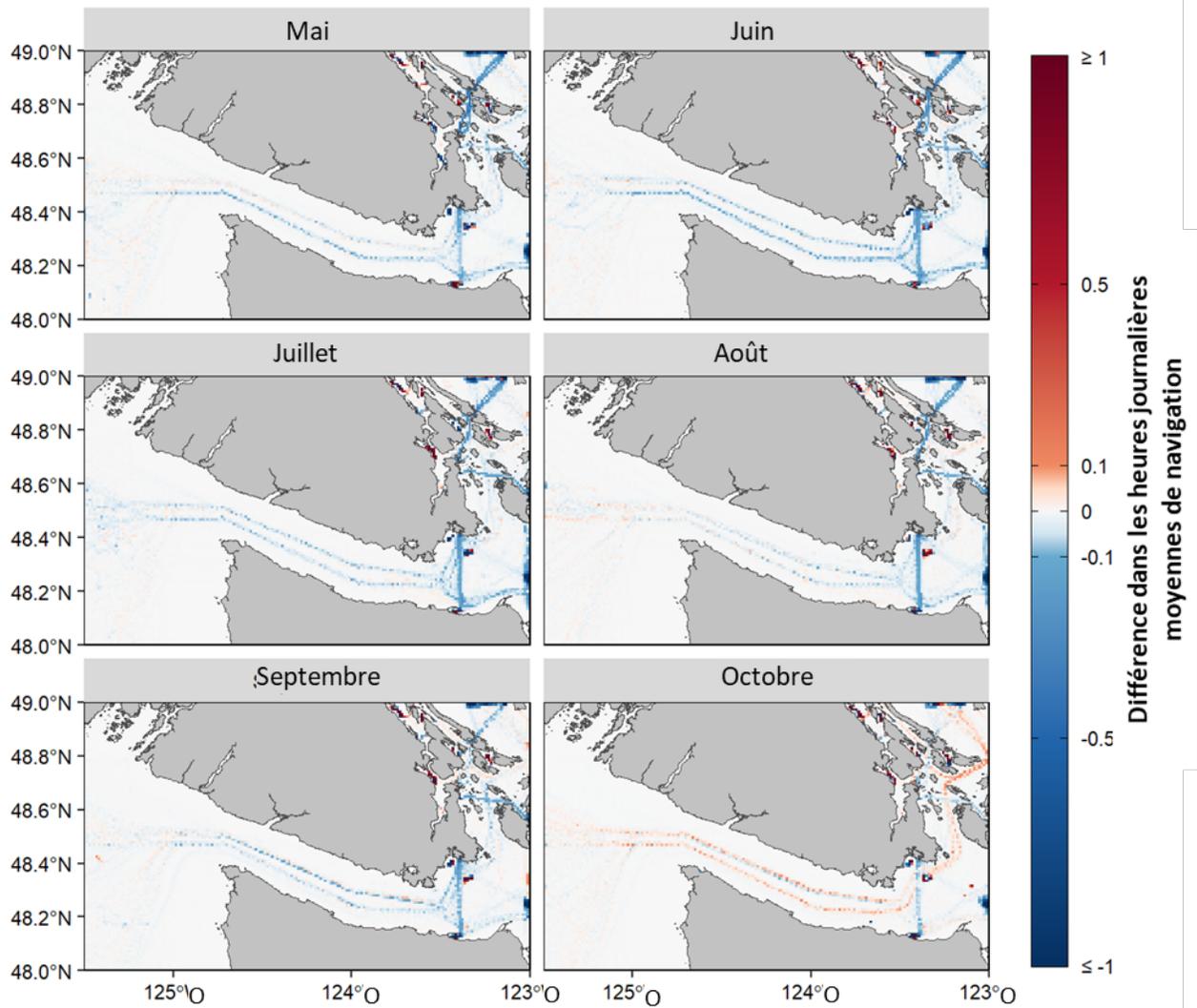


Figure 22 : La variation de la présence moyenne (heures/jour/km²) de grands bateaux commerciaux munis d'un appareil SIA de classe A en 2020 par rapport aux valeurs de 2018 et 2019, exprimée sous forme d'écart relatif. Cela comprend les navires de charge, les pétroliers, les traversiers et les navires de croisière.

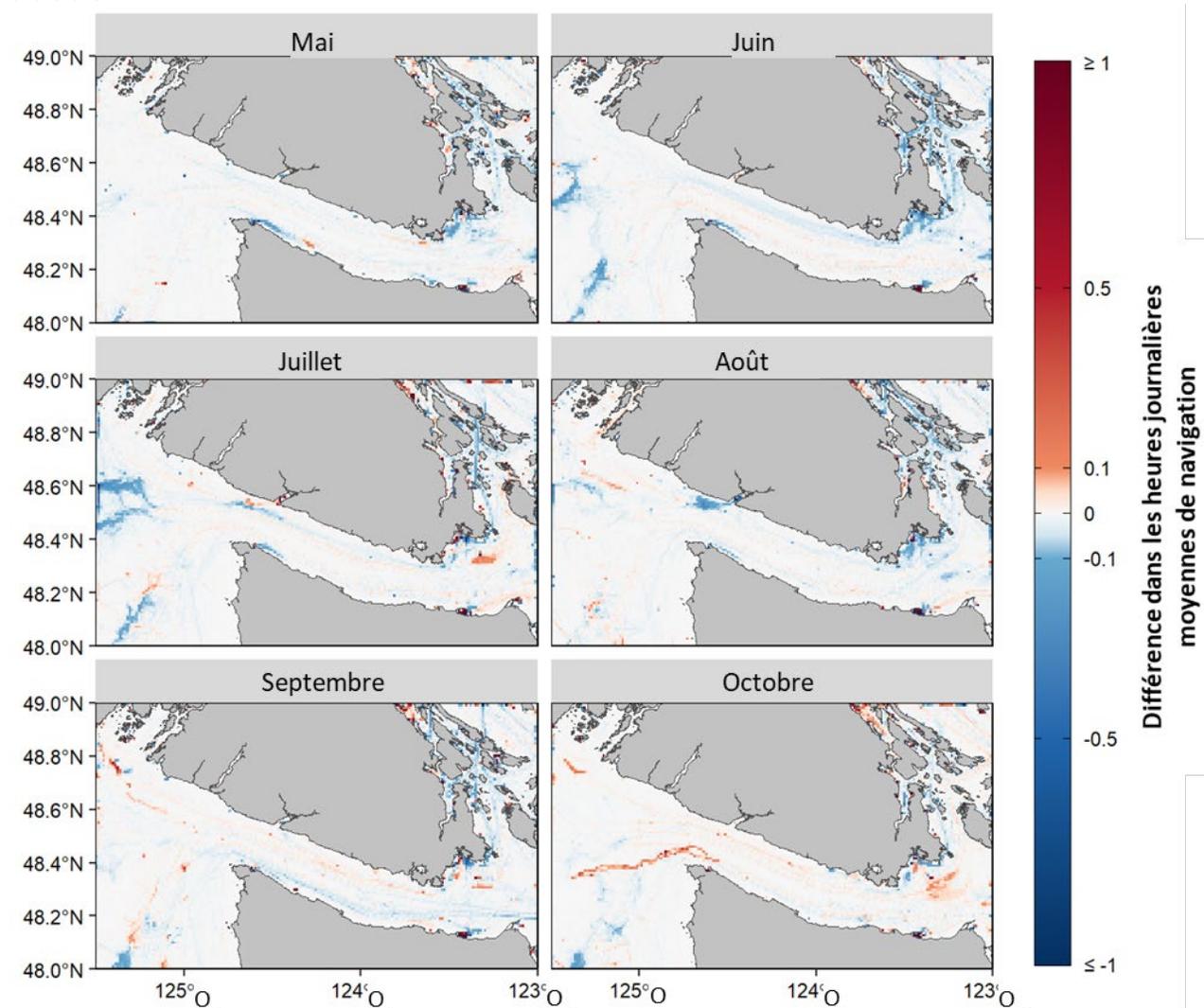


Figure 23 : La variation de la présence moyenne (heures/jour/km²) des petits bateaux commerciaux et non commerciaux munis d'un appareil SIA de classe A (non obligatoires) en 2020 par rapport aux valeurs de 2018 et 2019, exprimée sous forme d'écart relatif. Cela comprend les remorqueurs, les bateaux de pêche, les navires gouvernementaux et de recherche, les navires, les bateaux navals et autres types de bateaux.

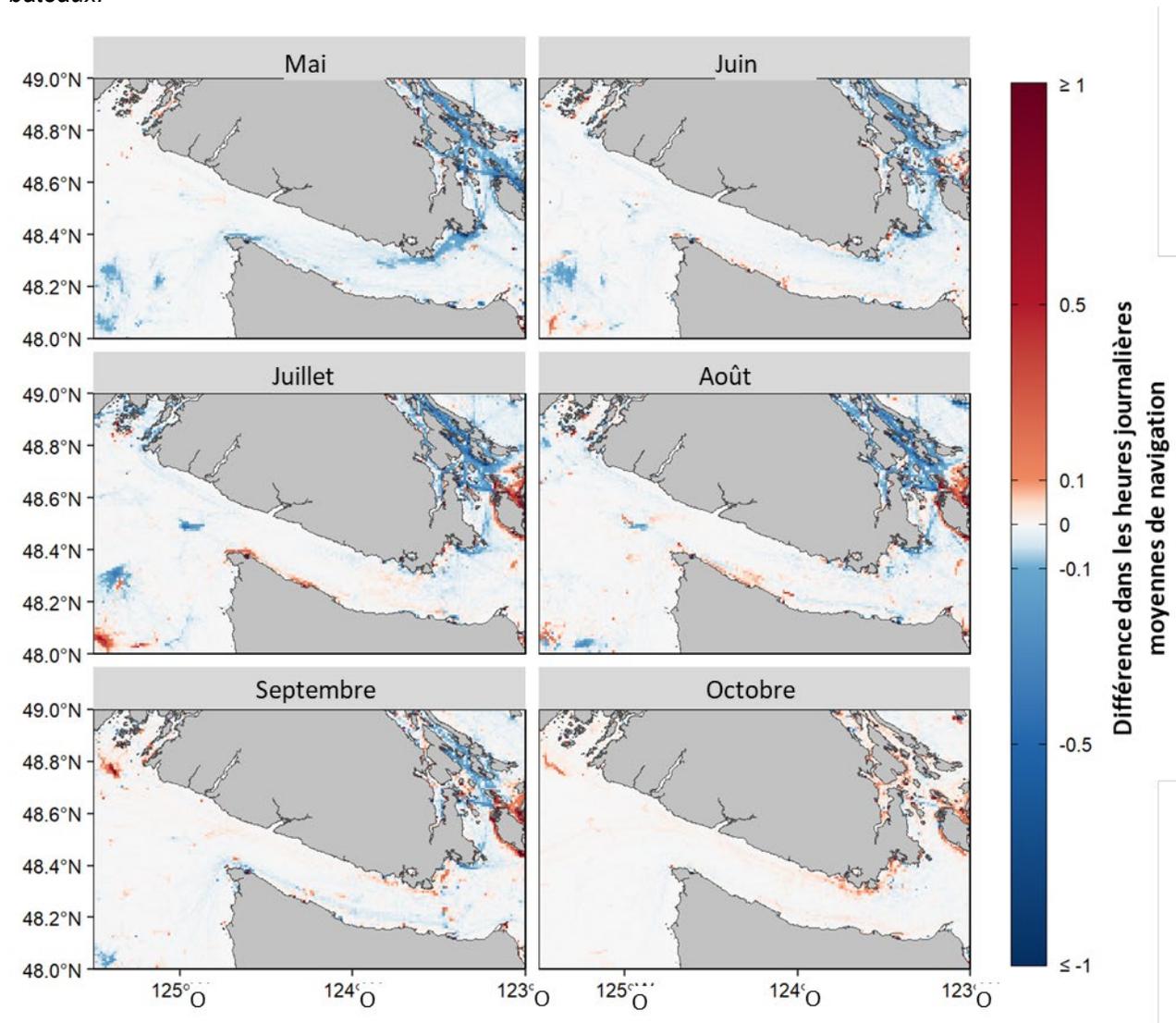


Figure 24 : La variation de la présence quotidienne (heures/jour/km2) des bateaux munis d'un appareil SIA de classe B en 2020 par rapport aux valeurs de 2018 et 2019, exprimée sous forme d'écart relatif. Cela comprend les bateaux récréatifs, les petits bateaux de passagers, les bateaux de pêche, les navires de la Garde côtière, les remorqueurs et les autres types de bateaux.

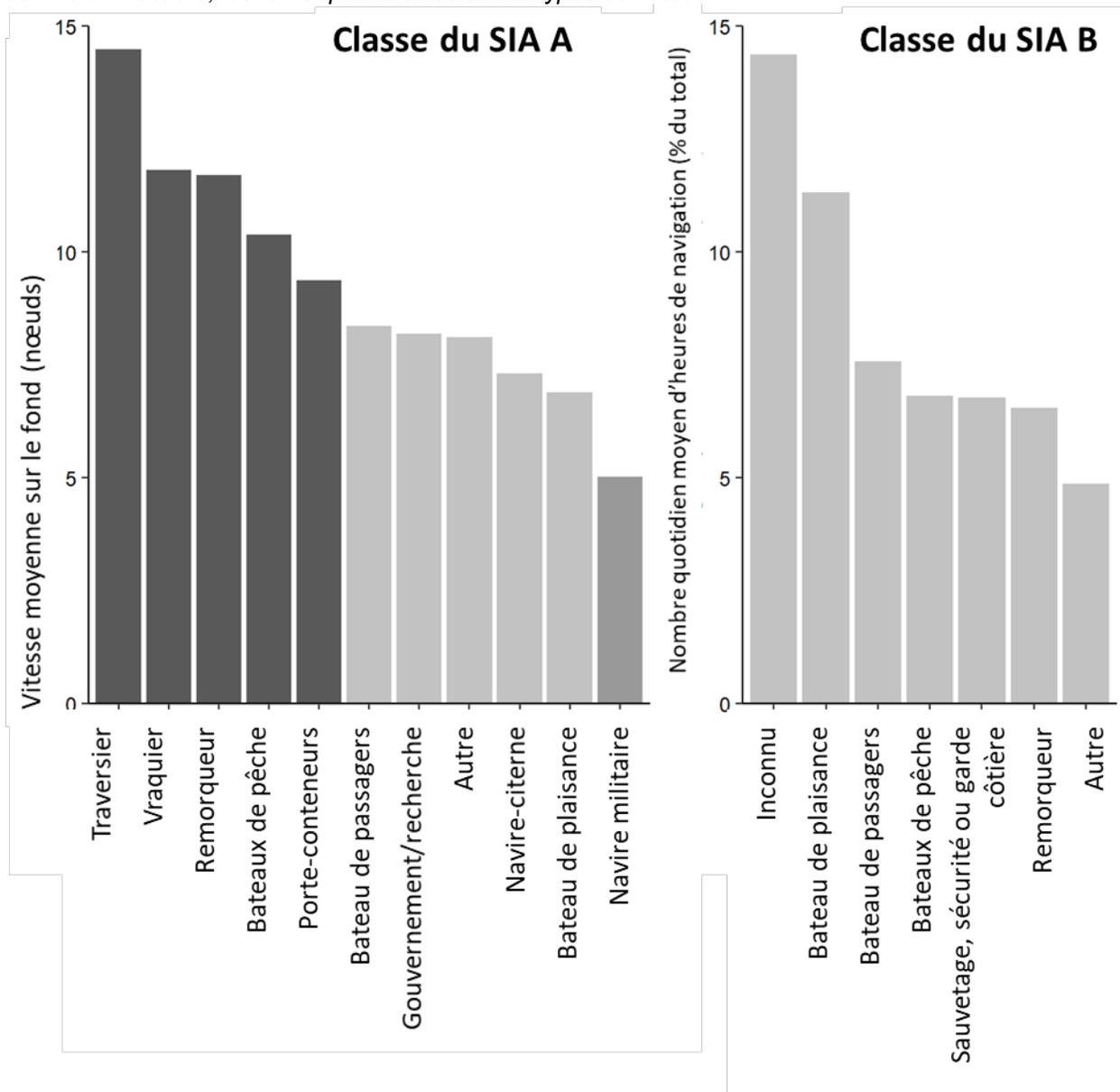


Figure 25 : Vitesse moyenne par rapport au fond (SOG) de la présence des bateaux munis d'un appareil SIA de classe A et de classe B selon le type dans la zone d'étude, de mai à octobre 2018-2020. Le SIA est généralement obligatoire pour les grands bateaux commerciaux (barres gris foncé), mais pas pour les autres types de bateaux (barres gris pâle). Les bateaux munis d'un appareil SIA de classe A « Autres » (barre grise médiane) représentent les grands bateaux commerciaux et les autres types de bateaux. Les données ont été filtrées pour exclure les bateaux qui ne se déplacent pas (c.-à-d. SOG < 1 nœud). Seuls les 10 principaux types de bateaux munis d'un appareil de classe A et les 5 principaux types de bateaux munis d'un appareil de classe B sont indiqués; tous les autres sont représentés comme « autres ».

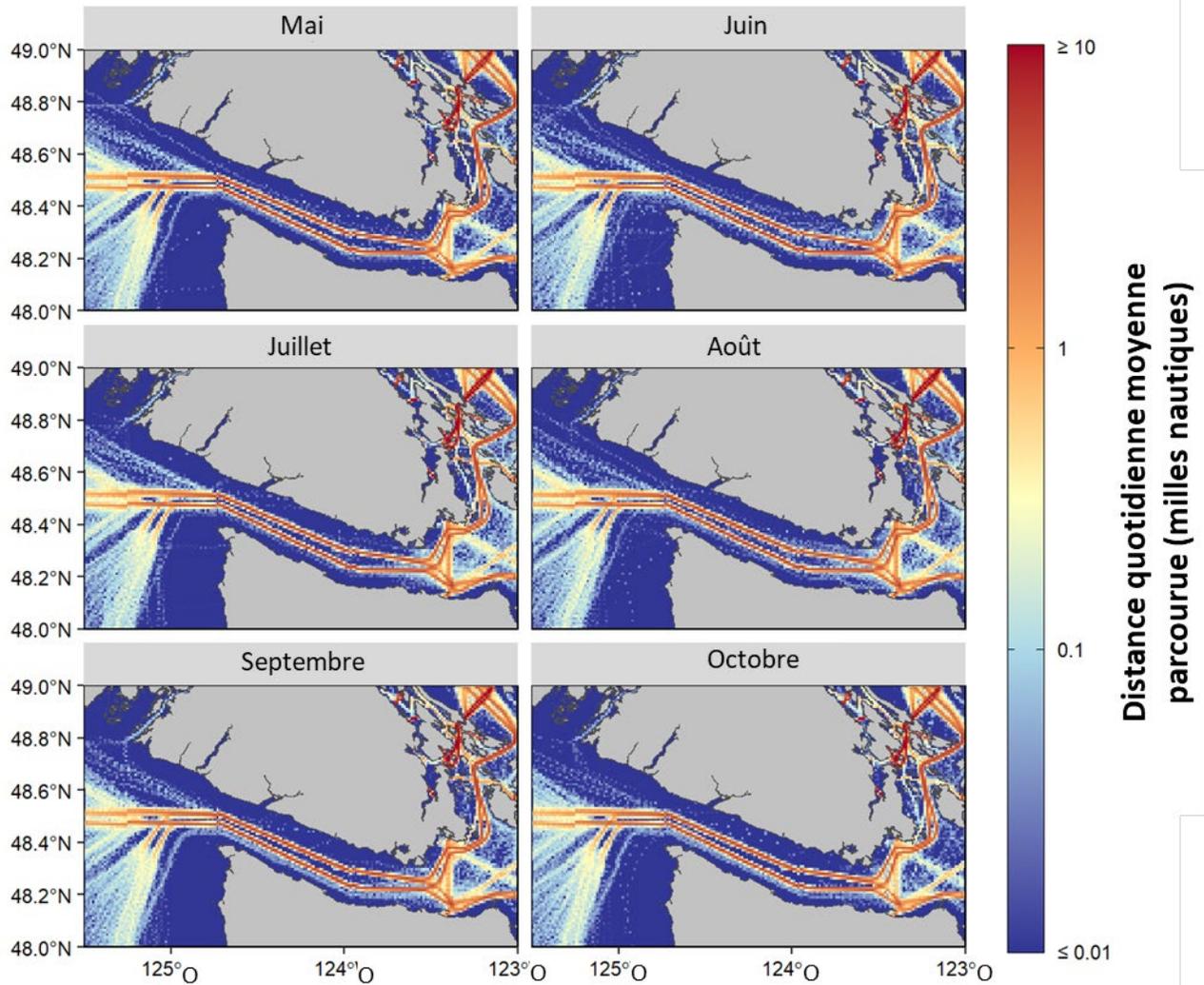


Figure 26 : Distance quotidienne moyenne parcourue par les grands bateaux commerciaux munis d'un appareil de classe A dans la mer des Salish, de mai à octobre 2018-2020. Cela comprend les navires de charge, les pétroliers, les traversiers et les navires de croisière. Les distances ont été calculées à partir des valeurs de temps et de vitesse.

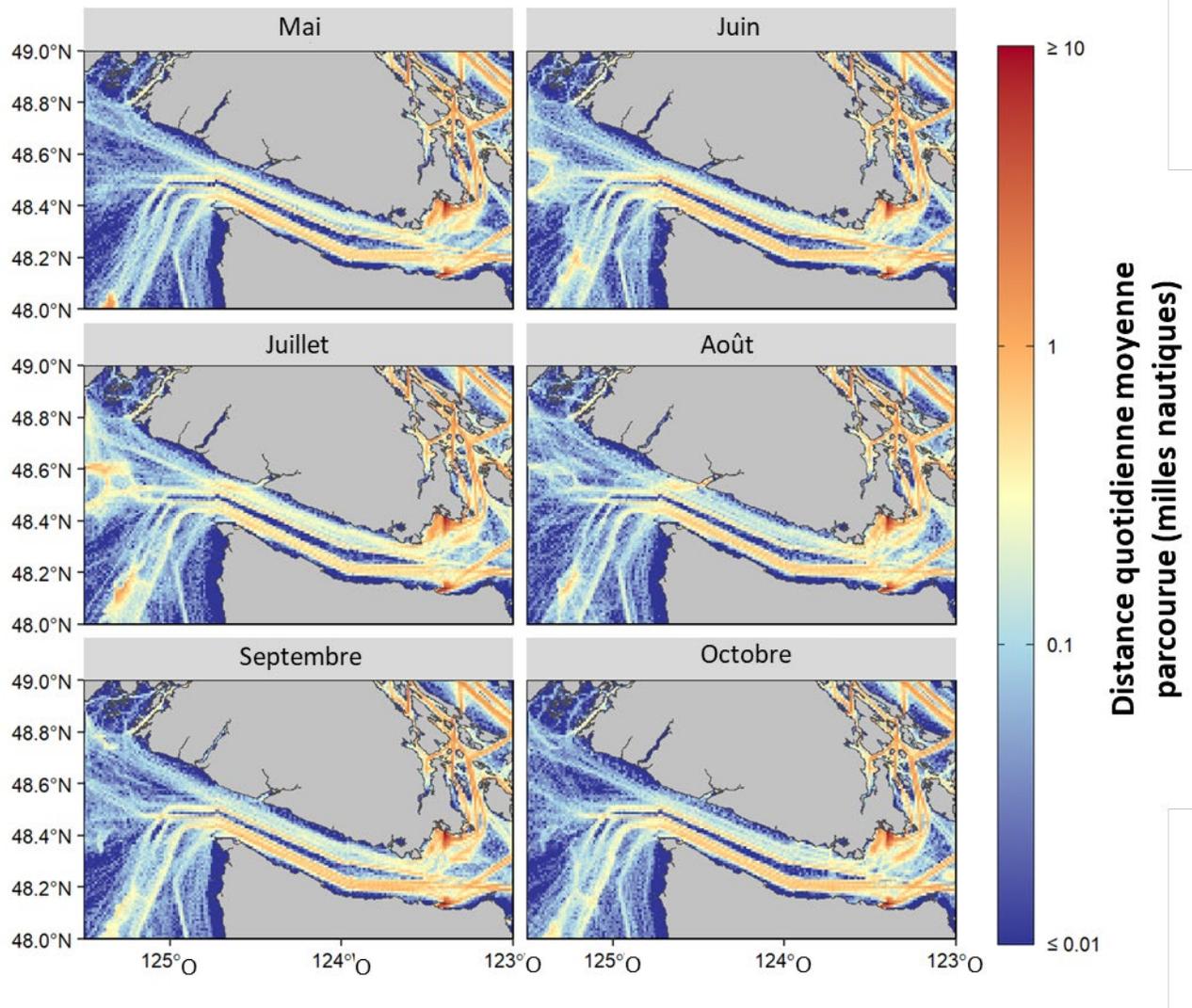


Figure 27 : Distance quotidienne moyenne parcourue par les petits bateaux commerciaux et non commerciaux munis d'un appareil SIA de classe A (non obligatoires) dans la mer des Salish, de mai à octobre 2018-2020. Cela comprend les remorqueurs, les bateaux de pêche, les navires gouvernementaux ou de recherche, les bateaux récréatifs, les navires navals et d'autres types de bateaux. Ces bateaux ne sont généralement pas tenus d'être munis d'un appareil SIA et sont donc incomplètement pris en compte ici. Les distances ont été calculées à partir des valeurs de temps et de vitesse.

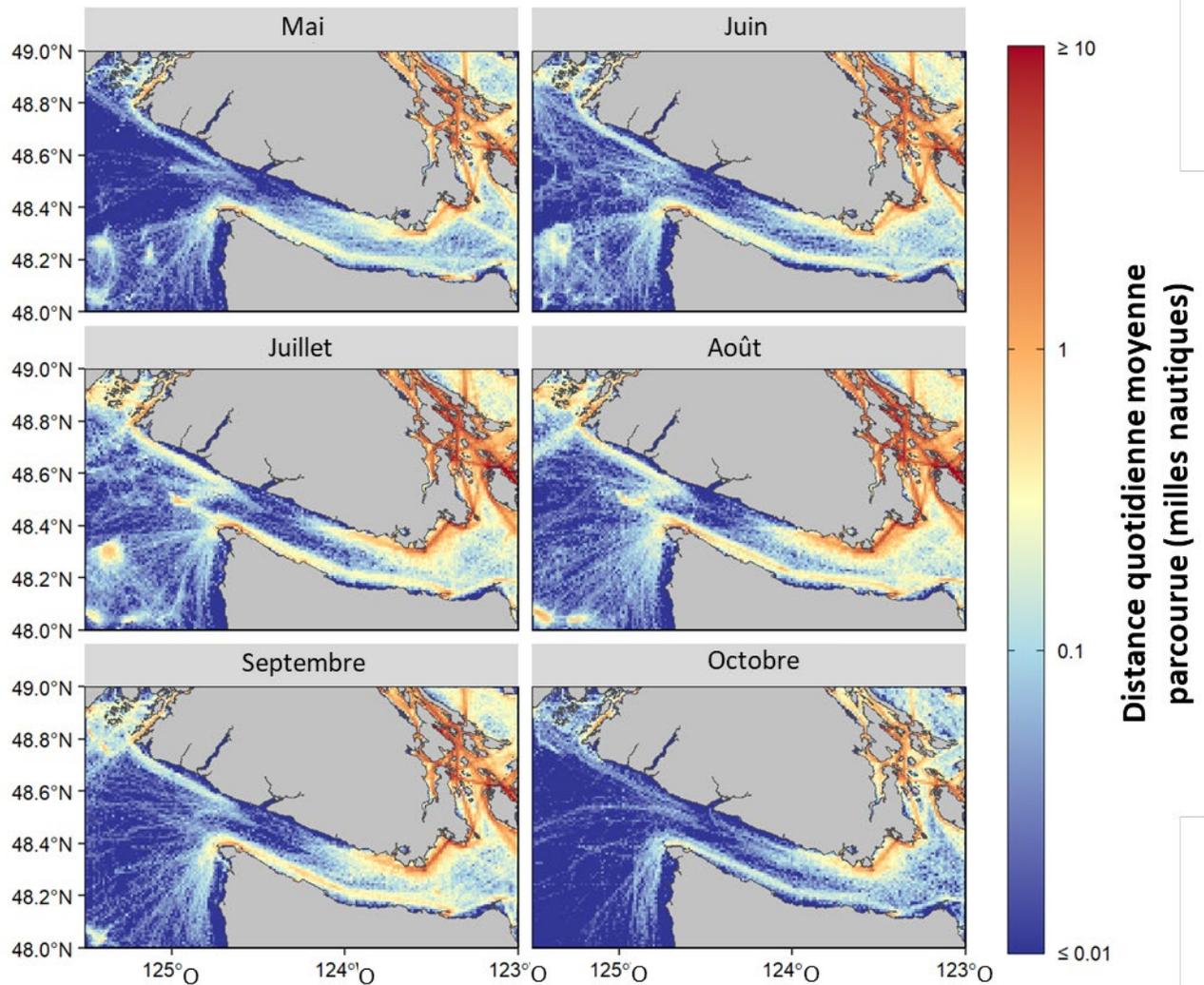
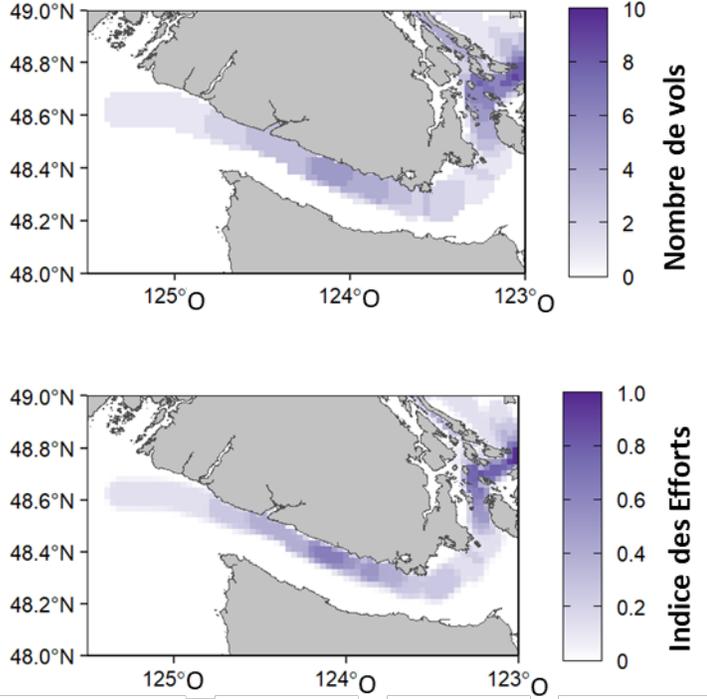


Figure 28 : Distance quotidienne moyenne parcourue par les bateaux munis d'un appareil SIA de classe B dans la mer des Salish, de mai à octobre 2018-2020. Cela comprend les bateaux de plaisance, les petits navires à passagers, les bateaux de pêche, les garde-côtes, les remorqueurs et d'autres types de bateaux. Ces bateaux ne sont généralement pas tenus d'être munis d'un appareil SIA et sont donc incomplètement pris en compte ici. Les distances ont été calculées à partir des valeurs de temps et de



vitesse.

Figure 29 : Couverture des relevés des vols du Programme national de surveillance aérienne dans la zone d'étude d'avril à septembre en 2015, 2016 et 2017. Adapté de Serra-Sogas et al. (2018).

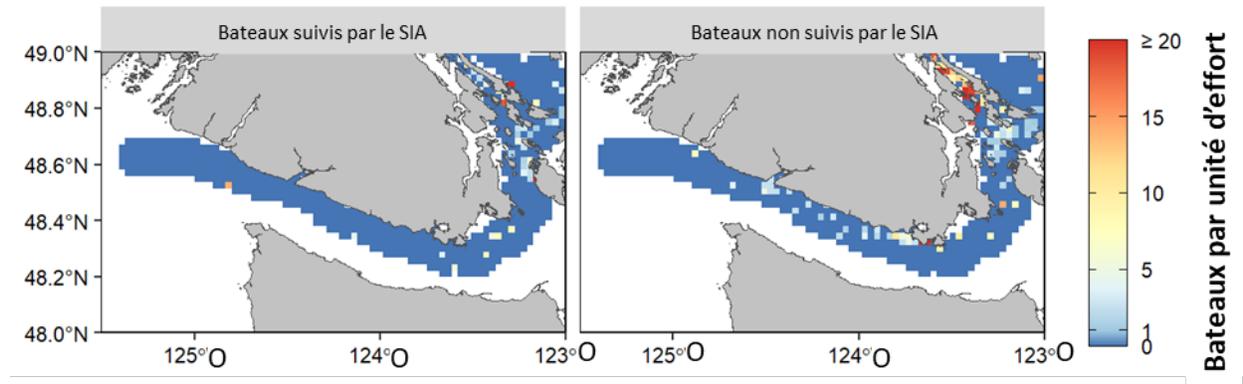


Figure 30 : Observation des bateaux par unité d'effort pour les vols du Programme national de surveillance aérienne dans la zone d'étude, d'avril à septembre, en 2015-2017. Les bateaux transmettant au SIA (bateaux suivis par le SIA, à gauche) et les bâtiments ne transmettant pas au SIA (bâtiments non suivis par le SIA, à droite) ont été cartographiés séparément. Les zones sans effort d'enquête sont indiquées en blanc. Les données proviennent de Serra-Sogas et al. (2018).

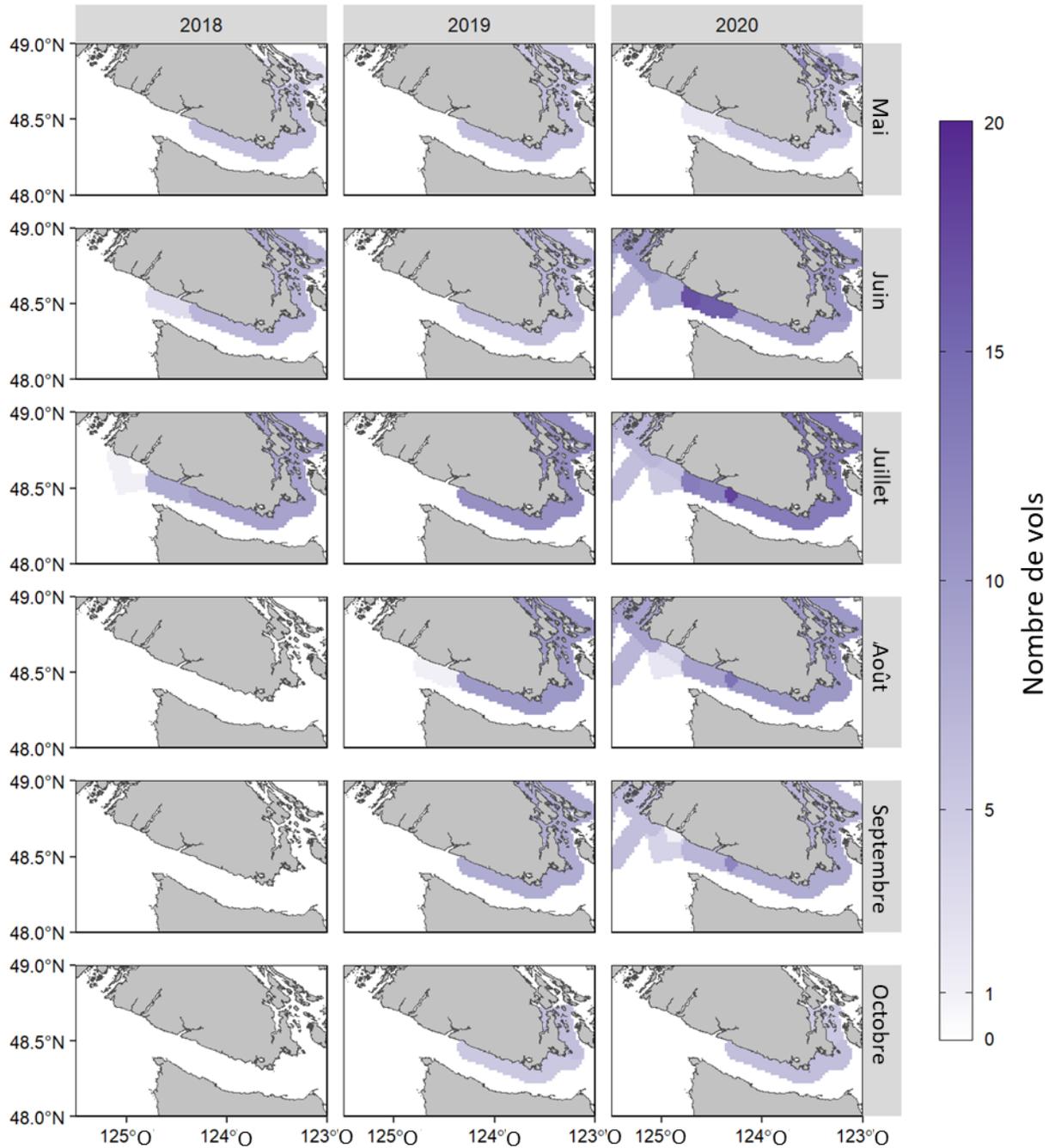


Figure 31 : Couverture approximative des survols de l'enquête par interrogation du pêcheur du MPO dans la zone d'étude, de mai à octobre, en 2018-2020. Seuls les vols pour lesquels des observations de navires ont été numérisées ont été inclus.

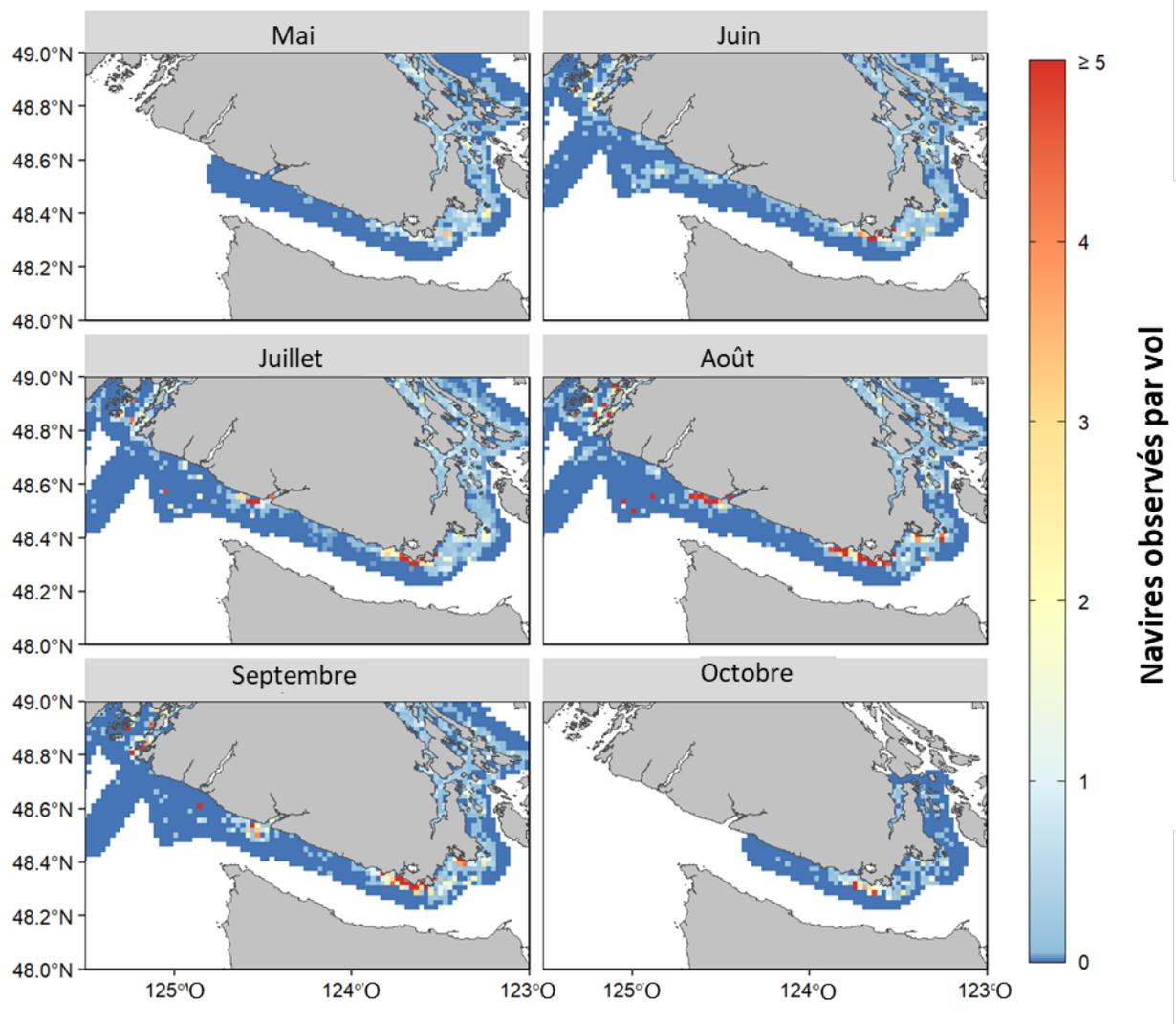


Figure 32 : Nombre moyen de bateaux observés par survol de l'enquête par interrogation du pêcheur du MPO dans la zone d'étude, de mai à octobre, en 2018-2020. Les zones sans effort d'enquête sont indiquées en blanc.

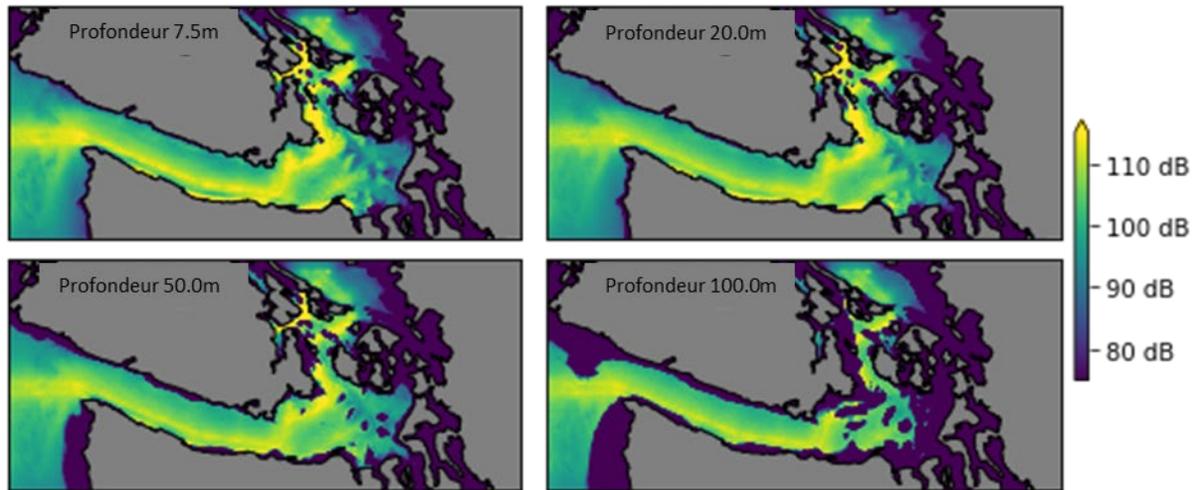


Figure 33 : Exemple d'intrant du modèle de bateau. Le NPA modélisé (95^e centile/niveau de dépassement de L_5) à 4 profondeurs représentatives (7,5, 20, 50 et 100 m) pour mai 2018.

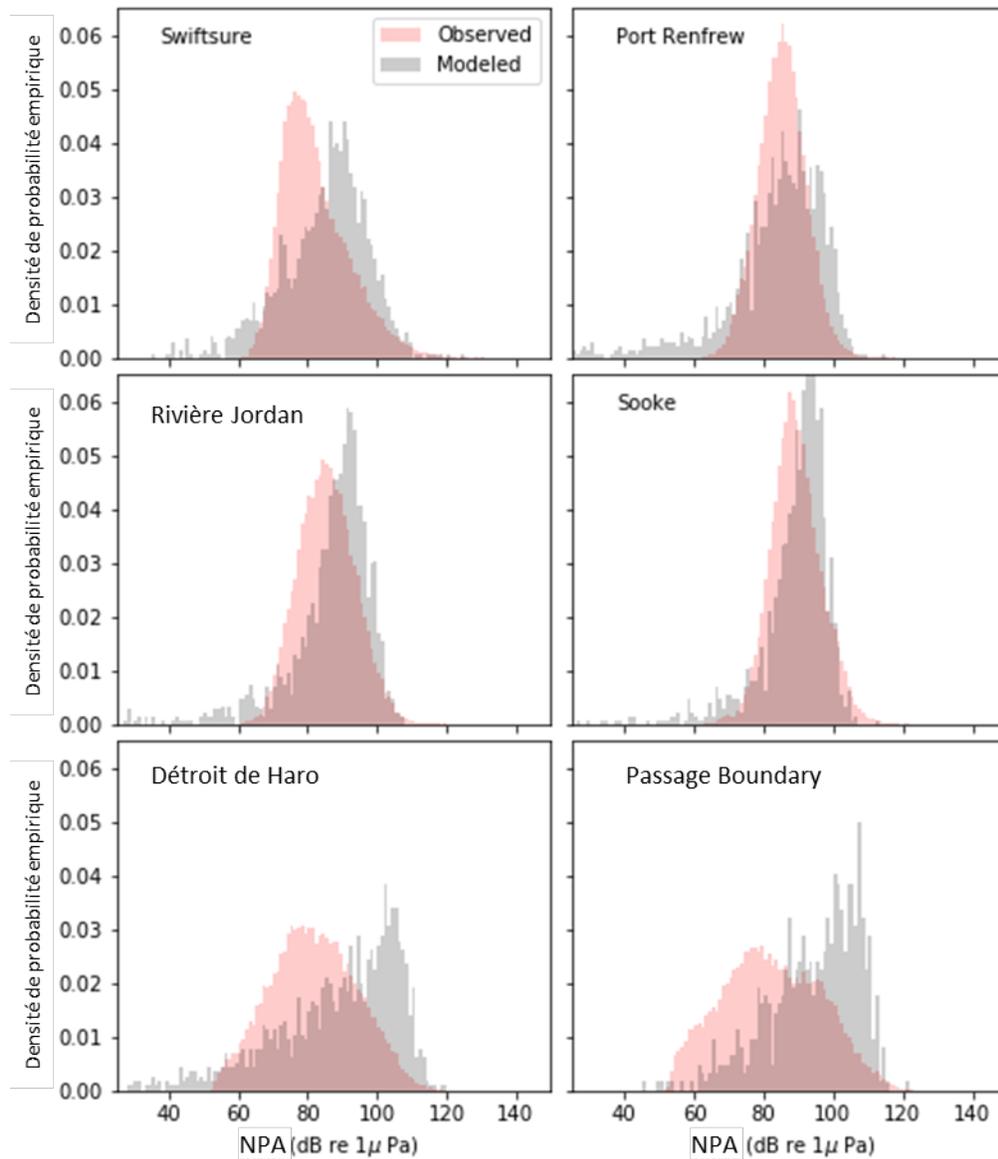


Figure 34 : Comparaison entre le PDF empirique du NPA observé et simulé à divers points d'amarrage du domaine pour le mois de mai 2018.

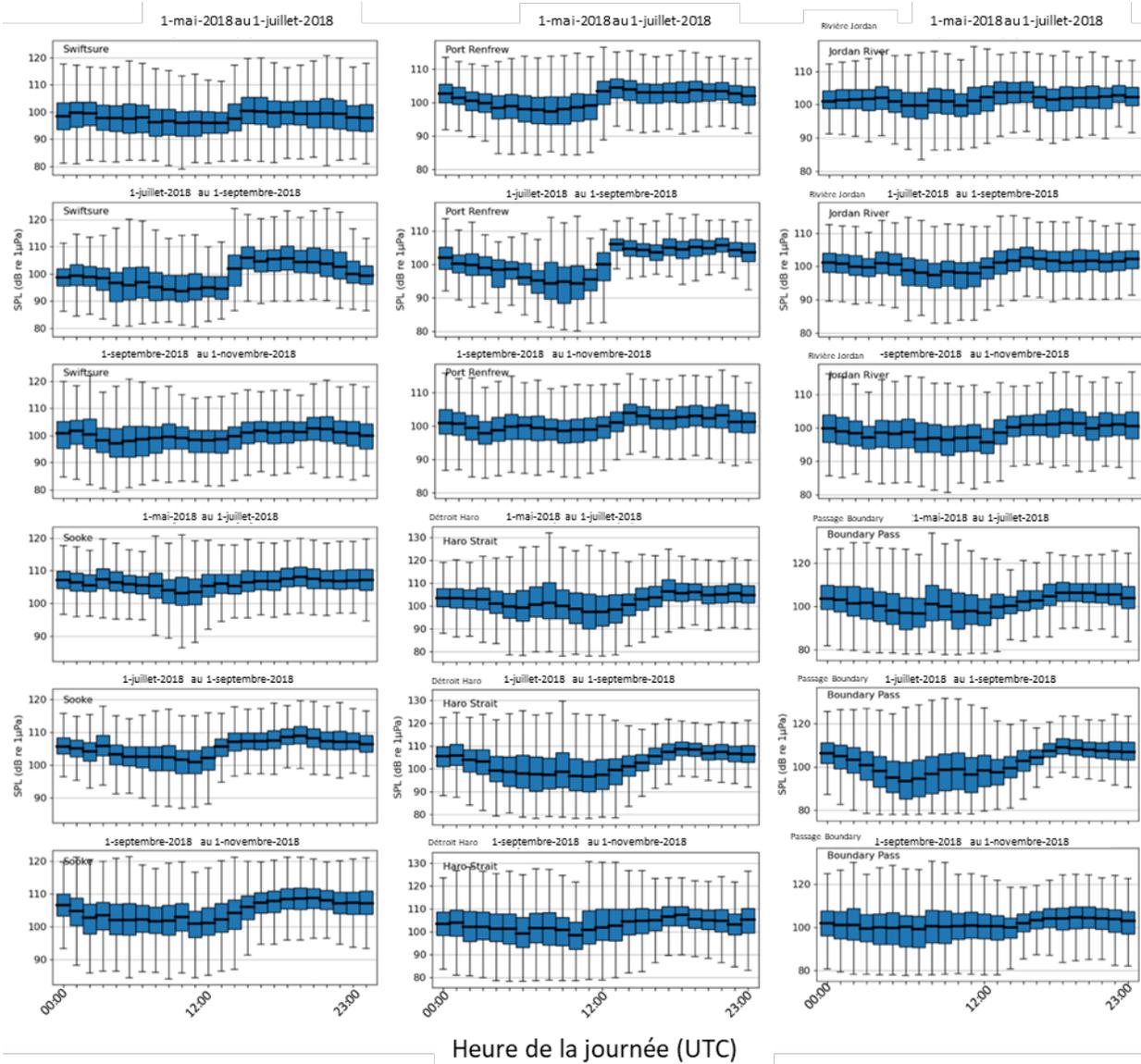


Figure 35 : Ajouts de bruit des bateaux dans la gamme de communication de l'ERS (500 Hz à 15 kHz) pour les niveaux de dépassement L_{95} (a), L_{50} (b), L_5 (c) et la moyenne arithmétique L_{eq} (d).

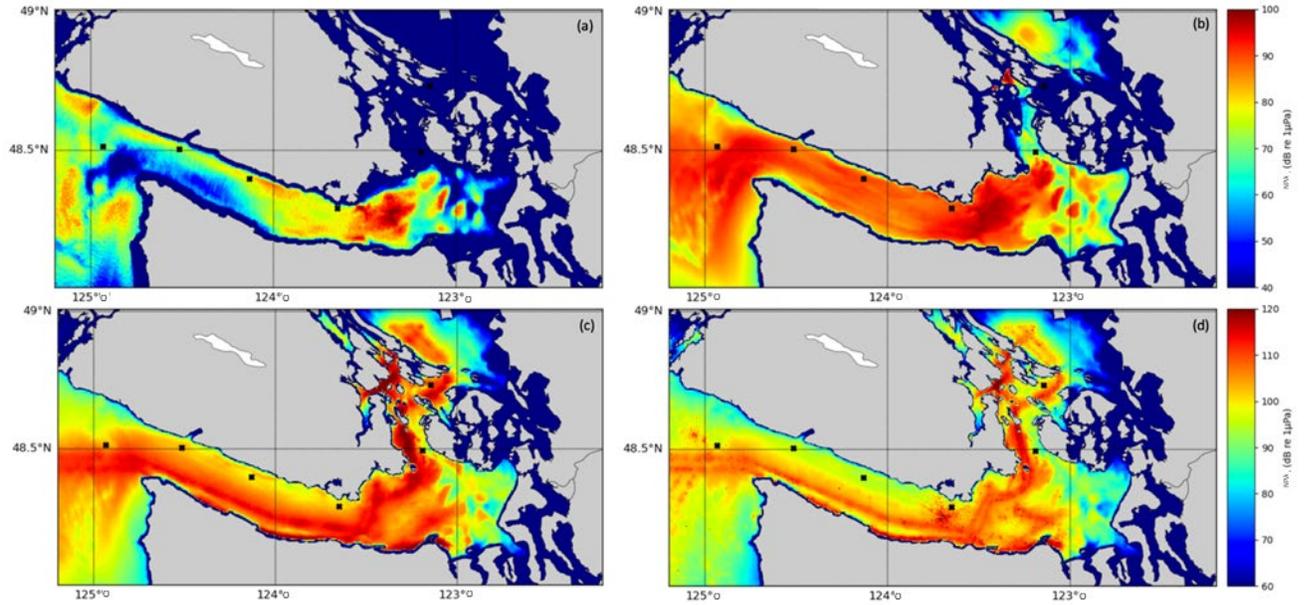


Figure 36 : Ajouts sonores dans la gamme de 50 kHz pour les niveaux de dépassement L_{95} (a), L_{50} (b), L_{95} (c) et la moyenne arithmétique L_{eq} (d).

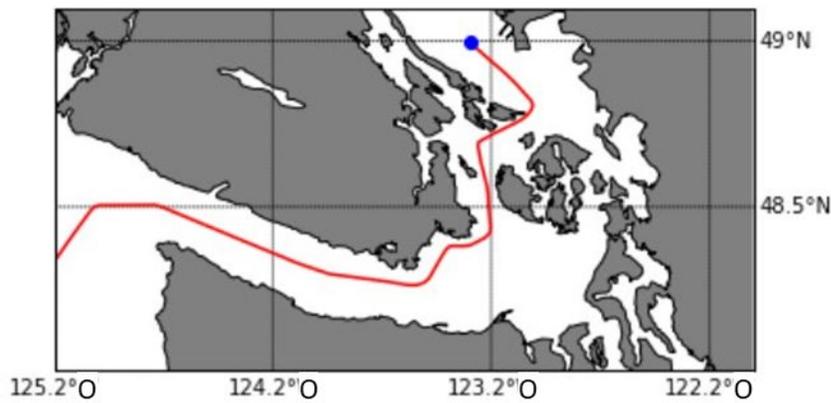


Figure 37 : Suivi des pétroliers TMX supplémentaires (sortants) . Le point de départ est marqué par un cercle bleu.

8. RÉFÉRENCES CITÉES

- Aarsæther, K.G., Moan, T. 2009. Estimating navigation patterns from AIS. *Journal of Navigation*. 62: 587–607.
- Amitai, E., Nystuen, J.A., Anagnostou, E.N., Anagnostou, M.N. 2007. Comparison of deep underwater measurements and radar observations of rainfall. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 4(3): 406–410.
- Andrew, R.K., Howe, B.M., Mercer, J.A., Dzieciuch, M.A. 2002. Ocean ambient sound: comparing the 1960s with the 1990s for a receiver off the California coast. *Acoustic Research Letters Online* 3(2): 65–70.
- Arveson, P.T. and Vendittis, D.J. 2000. Radiated noise characteristics of a modern cargo ship, *Journal of the Acoustical Society of America* 107: 118.
- Au, W.W.L., Ford, J.K.B., Horne, J.K., Newman Allman, K.A. 2004. Echolocation signals of free-ranging killer whales (*Orcinus orca*) and modeling of foraging for chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Journal of the Acoustical Society of America* 115, 901-909.
- Aulanier, F., Simard, Y., Roy, N., Garvaise, C., Bander, M. 2017. Effects of shipping on marine acoustic habitats in Canadian Arctic estimated via probabilistic modeling and mapping. *Marine Pollution Bulletin* 125: 115–131.
- Badino, A., Borelli, D., Gaggero, T., Rizzuto, E., Schenone, C. 2012. Noise emitted from ships: Impact inside and out- side the vessels. *Proceedings of the Society of Behavioural Science* 48:868–879.
- Baird, R.W., Hanson, M.B., Ashe, E.E., Heithaus, M.R., 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 “crittercam” system for examining sub- surface behavior (Report Order Number AB133F-02-SE-1744). National Marine Fisheries Service, National Marine Mammal Laboratory, Seattle, WA, p. 17. Available from: Cascadia Research, 218 1/2 W 4th Ave., Olympia, WA 98501.
- Baird, R.W., Hanson, M.B., 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.
- Bates, A.E., Primack, R.B., Moraga, P., Duarte, C.M. 2020. COVID-19 pandemic and associated lockdown as a ‘Global Human Confinement Experiment’ to investigate biodiversity conservation. *Biological Conservation* 248:108665.
- Branstetter, B., St. Leger, J., Acton, D., Stewart, J., Houser, D., Finneran, J.J., Jenkins, K. 2017. Killer whale (*Orcinus orca*) behavioral audiograms. *Journal of the Acoustical Society of America* 141: 2387.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., Thomas, L. 2001. Introduction to distance sampling estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York, NY, p. 432.
- Burnham, R.E., Vagle, S., O’Neill, C. 2021. Spatiotemporal patterns in the natural and anthropogenic additions to the soundscape in parts of the Salish Sea, British Columbia, 2018-2020. *Marine Pollution Bulletin* 170, 112647.
- Carey, W.M., Fitzgerald, J.W., Monahan, E.C., Wang, Q. 1993. Measurement of the sound produced by a tipping trough with fresh and salt water. *Journal of the Acoustical Society of America* 93: 3178–3192.

-
- Chapman, N.R., Price, A. 2011. Low frequency deep ocean ambient noise trend in the Northeast Pacific Ocean. *Journal of the Acoustical Society of America* 129, EL161–EL165.
- Christiansen, F. Lusseau, D. 2014. Understanding the ecological effects of whale-watching on cetaceans. In: *Whale-watching: Sustainable tourism and ecological management*. J. Higham, L. Bejder, R. Williams, R. (Eds.), New York: Cambridge University Press. pp. 177–192.
- Christiansen, F., Rasmussen, M., Lusseau, D. 2013. Whale watching disrupts feeding activities of minke whales on a feeding ground. *Marine Ecological Progress Series* 478: 239–251.
- Coers, A., Bouton, N., Vincourt, D., Slaabekoorn, H. 2008. Fluctuating noise conditions may limit acoustic communication distance in rock-pool blenny. *Bioacoustics* 17: 63–64.
- Collins, M.D., 1993. A split-step Padé solution for the parabolic equation method *Journal of the Acoustical Society of America* 93: 1736–1742.
- Cominelli, S., Devillers, R., Yurk, H., MacGillivray, A., McWhinnie, L., Canessa, R. 2018. Noise exposure from commercial shipping for the southern resident killer whale population. *Marine Pollution Bulletin* 136: 177–200.
- COSEWIC 2001. COSEWIC assessment and update status report on the killer whale *Orcinus orca* in Canada. Committee on the status of endangered wildlife in Canada. Ottawa. 47 pp.
- Dahlheim, M., Castellote, M. 2016. Changes in the acoustic behavior of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in response to noise. *Endangered Species Research* 31: 227–242.
- Dahlheim, M. E., Fisher, H. D. Schempp, J. D. (1984). Sound production by the gray whale and ambient noise levels in Laguna San Ignacio, Baja California Sue, Mexico. In: *The gray whale, Eschrichtius robustus*. M. L., Jones, S. L. Swartz, S. Leatherwood (Eds.), San Diego, California: Academic Press pp. 543–559.
- Erbe, C., MacGillivray, A., Williams, R. 2012. Mapping cumulative noise from shipping to inform marine spatial planning. *Journal of the Acoustical Society of America*. 132: EL423–EL428.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., Dooling, R. 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin* 103, 15–38.
- Farina, A. 2014. *Soundscape Ecology, Principles, Patterns, Methods and Applications*. Dordrecht: Springer Science and Business Media.
- 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, Fisheries & Oceans Canada. Ottawa, x + 84 pp.
- Ford, J.K.B. 1989. Acoustic behaviour of resident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, 67: 727–745.
- Francois, R.E., and Garrison, G.R. 1982. Sound absorption based on ocean measurements. Part II: boric acid contribution and equation for total absorption. *Journal of the Acoustical Society of America* 72: 1879–1890.
- Frisk, G.V. 2012. Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. *Science Reports* 2: 1–4.
- Government of Canada. 2019. *Regulations Amending the Navigation Safety Regulations (Automatic Identification Systems)*. SOR/2019-100.
- Government of Canada. 2020. *Navigation Safety Regulations*. SOR/2020-216.

-
- Gray L.M., and. Greeley, D.S. 1980. Source level model for propeller blade rate radiation for the world's merchant fleet. *Journal of the Acoustical Society of America* 67: 516–522
- Haggarty, D., Gregr, E., Lessard, J., Fields, C., Davies, S. 2018. Deep substrate (100 m) for the Pacific Canadian Shelf. Published Sept 16, 2018. Data Distributor: J. Lessard, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, BC.
- Hamilton, E.L. 1980. Geoacoustic modeling of the sea floor. *Journal of the Acoustical Society of America* 65: 1313–1340.
- Haugerud, R.A. 1999. Digital elevation model (DEM) of Cascadia, latitude 39N-53N, longitude 116W-133W. U.S. Geological Survey Open-File Report 99–369.
- Hauser, D.D., Logsdon, M.G., Holmes, E.E., VanBlaricom, G.R., Osborne, R.W. 2007. Summer distribution patterns of southern resident killer whales *Orcinus orca*: core areas and spatial segregation of social groups. *Marine Ecological Progress Series* 351: 301.
- Heise, K.A., Barrett-Lennard, L.G., Chapman, N.R., Dakin, D.T., Erbe, C., Hannay, D.E., Merchant, N.D., Pilkington, J.S., Thornton, S.J., Tollit, D.J., Vagle, S., Veirs, V.R., Vergara, V., Wood, J.D., Wright, B.M., Yurk, H. 2017. Proposed Metrics for the Management of Underwater Noise for Southern Resident Killer Whales. Coastal Ocean Report Series (2), Ocean Wise. Vancouver. 30 pp.
- Hemmera Environchem Inc., SMRU Canada, Jasco Applied Sciences Canada. 2014. Roberts Bank Terminal 2, underwater noise and ship sound signature analysis study. Technical Data Report Prepared for Port Metro Vancouver (302-042.02), 154 pp.
- Hijmans R.J. 2020. [raster: Geographic Data Analysis and Modeling](#). R package version 3.1-5.
- Hildebrand, J. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecological Progress Series* 395: 5–20.
- Holt, M.M., Noren, D.P., Veirs, V., Emmons, C.K., 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, EL27–EL32.
- Jasny, M. 2005. Sounding the Depths. II: The rising toll of sonar, shipping and industrial ocean noise on marine life. Washington, DC: Natural Resource Defence Council.
- Jensen, F.B., Porter, M.B., Kuperman, W.A., and Schmidt, H. 2011. *Computational Ocean Acoustics*. Springer, New York.
- 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.
- Ketten, D.R. 2002. Marine Mammal Auditory Systems: A summary of audiometric and anatomical data and implications for underwater acoustic impacts. *Polarforschung* 72: 79–92.
- Knudsen, V.O., Alford R. S., Emling J.W. 1948. Underwater ambient noise. *Journal of Marine Research* (3): 410–429.
- Konrad, C.M. 2020. Analysis of Automatic Identification System (AIS) data for the Eastern Shore Islands, Nova Scotia, 2017-2018. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3172: vi + 39 p.

-
- Koski, K., Osborne, R., Tallmon, R. 2006. Soundwatch Public Outreach/Boater Education Project 2004–2005 Final Program Report, NMFS Contract No. AB133F-04-SE-0835 (Report No. NFFP 5000-4-00026), p. 25. The Whale Museum, Friday Harbor, WA. Available from: The Whale Museum, PO Box 945, Friday Harbor, WA 98250.
- Ladich, F. 2013. Effects of noise on sound detection and acoustic communication in fishes. In Animal Communication and Noise. H. Brumm (Ed.) Berlin, Heidelberg: Springer Verlag, pp. 65–90.
- 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.
- Lidtke, A.K., Humphrey, V.F., Turnock, S.R. 2016. Feasibility study into a computational approach for marine propeller noise and cavitation modelling. Ocean Engineering 120 : 152–159.
- Lugli, M. 2010. Sounds of shallow water fishes pitch within the quiet window of the habitat ambient noise. Journal of Comparative Psychology A. 196: 439–451.
- Ma, B.B., Nystuen, J.A. 2005. Passive Acoustic Detection and Measurement of Rainfall at Sea. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology 22: 1225–1248.
- Ma, B.B., Nystuen, J.A., Lien, R.-C. 2005. Prediction of underwater sound levels from rain and wind. Journal of the Acoustical Society of America 117: 3555–3565.
- MacGillivray, A., Wood, M., Li, Z., Allen, A., Hannay, D. 2016. Regional ocean noise contributors analysis: Enhancing cetacean habitat and observation program. Document 01195, Version 3.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for Vancouver Fraser Port Authority.
- MacGillivray, A.M., Li, A. 2018. Vessel noise measurements from the ECHO slowdown trial: Final report. Document 01518, Version 3.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for Vancouver Fraser Port Authority ECHO Program. Victoria, BC: JASCO Applied Sciences.
- 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.
- McGillivray, P. A., Schwehr, K. D., Fall, K. 2009. Enhancing AIS to improve whale-ship collision avoidance and maritime security. In: Proceedings of the OCEANS 2009, MTS/IEEE Biloxi - Marine Technology for Our Future: Global and Local Challenges, Biloxi, MS, 1–8.
- McDonald, M.A., Hildebrand, J.A., Wiggins, S.M. 2006. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. Journal of the Acoustical Society of America 120:711–718.
- McDougall, T.J., Barker, P.M. 2011. Getting started with TEOS-10 and the Gibbs Seawater (GSW) oceanographic toolbox. In: SCOR/IAPSO WG127, p. 28 pp.
- McKenna, M.F., Wiggins, S.M., Hildebrand, J.A. 2013. Relationship between container ship underwater noise levels and ship design, operational and oceanographic conditions. Science Reports 3:1760.
- Medwin, H., Kurgan, A., Nystuen, J.A. 1990. Impact and bubble sound from raindrops at normal and oblique incidence. Journal of the Acoustical Society of America 88: 413–418.
-

-
- Medwin, H., Nystuen, J.A., Jacobus, P.W., Ostwald, L.H., Snyder, D.E. 1992. The anatomy of underwater rain noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 92: 1613–1623.
- Merchant, N.D., Witt, M.J., Blondel, P., Godley, B.J., Smith, G.H. 2012. Assessing sound exposure from shipping in coastal waters using a single hydrophone and Automatic Identification System (AIS) data. *Marine Pollution Bulletin* 64: 132–139.
- Merchant, N.D., Pirotta, E., Barton, T.R., Thompson, P.M., 2014. Monitoring ship noise to assess the impact of coastal developments on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 78: 85–95.
- Merchant, N.D., Fristrup, K.M., Johnson, M.P., Tyack, P.L., Witt, M.J., Blondel, P., Parks, S.E. 2015. Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 257–265.
- 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.
- 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.
- Miller, P.J., Tyack, P.L. 1998. A small towed beamform array to identify vocalizing resident killer whales (*Orcinus orca*) concurrent with focal behavioural observations. *Deep Sea Research II* 45: 1389-1405.
- Morete, M.E., Bisi, T.L., Rosso, S. 2007. Mother and calf humpback whale responses to vessels around the Abrolhos Archipelago, Bahia, Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management* 9:241–248.
- Morisaka, T., Karczmarski, L., Akamatsu, ., Sakai, M., Dawson, S., Thornton, M. 2011. Echolocation signals of Heaviside's dolphins (*Cephalorhynchus heavisidii*). *Journal of the Acoustical Society of America* 129: 449–457.
- MPO. 2017a. [Désignation des habitats d'importance particulière pour les épaulards \(*Orcinus orca*\) résidents au large de la côte Ouest du Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2017/011.
- MPO. 2017b. [Évaluation des preuves scientifiques à l'appui de la probabilité d'efficacité des mesures d'atténuation des niveaux de bruit dus aux navires subis par les épaulards résidents du Sud](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2017/041.
- National Research Council, NRC. 2005. *Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining when noise causes biologically significant effects*. Washington, DC: The National Academies Press.
- Notarbartolo di Sciara, G. and Gordon, J. 1997. Bioacoustics: A tool for the conservation of cetaceans in the Mediterranean Sea. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 30 (2): 125–146.
- Nystuen, J.A. 1986. Rainfall measurements using underwater ambient noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 79(4): 972–982.
- Nystuen, J.A. 1993. An explanation of the sound generated in light in the presence of wind. In: *Natural Physical Sources of Underwater Sound*. B. R. Kerman (Ed.), Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 659–668.
- Nystuen, J.A. 1996. Acoustic rainfall analysis: Rainfall drop size distribution using the underwater sound field. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 13, 74–84.
-

-
- Nystuen, J.A., Ma, B. 2002. Using ambient sound to passively monitor sea surface processes. Proceedings of the Sixth Pan Ocean Remote Sensing Conference (PORSEC), B. P. Pasaribu, R. Kaswadi, I.W. Nurjaya, J.L. Gaol (Eds.) PORSEC Association, 9–14.
- Nystuen, J.A., Moore, S.E., Stabeno, P.J. 2010. A sound budget for the southeastern Bering Sea: measuring wind, rainfall, shipping, and other sources of underwater sound. *Journal of the Acoustical Society of America* 128: 58–65.
- 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.
- Pebesma, E. 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1): 439–446.
- Pensieri, S. Bozzano, R., Nystuen, J.A, Anagnostou, E.N, Anagnostou, M. N., Bechini, R. 2015 Underwater acoustic measurements to estimate wind and rainfall in the Mediterranean Sea *Advanced Meteorology* 2015: 612512.
- Pijanowski, B.C., Villanueva-Rivera, L.J., Dumyahn, S.L., Farina, A., Krause, B.L., Napoletano, B.M., Gage, S.H., Pieretti, N. 2011. Soundscape Ecology: The science of sound in the landscape. *BioSciences* 61(3): 203-216.
- Pine, M.K., Jeffs, A.G., Wang, D., Radford, C.A. 2016. The potential for vessel noise to mask biologically important sounds within ecologically significant embayments. *Ocean and Coastal Management* 127: 63–73.
- Quartly, G.D., Guymmer, T.H., Birch, K.G., Smithers, J., Goy, K., Waddington, I. 2000. Listening for rain: theory and practice. In: Proceedings of the 5th European Conference on Underwater Acoustics, Lyon, France. pp. 723–728.
- R Core Team. 2019. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raverty, S. St. Leger, J., Noren, D.P., Burek Huntington, K., Rotstein D.S., Gulland, F.M.D. Ford, J.K.B., Hanson, B., Lambourn, D.M., Huggins, J., Delaney, M.A., Spaven, L., Rowles, T., Gaydos, J.K. 2020 Pathology findings and correlations 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.
- Richardson, W.J., Greene Jr., C.R., Malme, C.I., Thomson, D. 1995. *Marine Mammals and Noise*. San Diego, CA: Academic Press.
- Robards, R.M., Silber, G., Adams, J., Arroyo, J., Lorenzini, D., Schwehr, K, Amos, J. 2016. Conservation science and policy applications of the marine vessel automatic identification system (AIS) – A review. *Bulletin of Marine Science* 92: 75–103.
- Rolland, R.M., Parks, S.E., Hunt, K.E., Castellote, M., Corkeron, P.J., Nowacek, D.P., Wasser, S.K., Kraus, S.D. 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceeding in the Royal Society London B Biological Science* 279:2363–2368.
- Ross, D. 1976. *Mechanics of Underwater Noise*. Pergamon, New York.
- Rutz, C. Loretto, M-C., Bates, A.E., Davidson, S.C., Duarte, C.M., Jetz, W., Johnson, M., Kato, A., Kays, R., Mueller, T., Primack, R.B., Ropert-Coudert, Y., Tucker, M.A., Wikelski, M., Cagnacci, F. 2020. COVID-19 lockdown allows research to quantify the effects of human activity on wildlife. *Nature, Ecology and Evolution* 4, 1156-1159.

-
- Scrimger, J.A., Evans, D.J., Yee, W. 1989. Underwater noise due to rain – Open ocean measurements. *Journal of the Acoustical Society of America* 85, 726–731.
- Serra-Sogas, N., Canessa, R., O'Hara, P., Smallshaw, L., Warrior, M. 2018. Small vessel traffic study in the Salish Sea and southern resident killer whale critical habitat, CORAL group. University of Victoria: 85 pp.
- Shardlow, T.F., English, K.K., Hoyt, T., Gillespie, G.E., Calvin T.A. 1989. Strait of Georgia Creel Survey Sport Fishery Statistics, 1983. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Science 1872: vii + 53 p.
- Siedlecki, S.A., Banas, N.S., Davis, K.A., Giddings, S., Hickey, B.M., MacCready, P., Connolly, T., Geier, S. 2015. Seasonal and inter-annual oxygen variability on the Washington and Oregon continental shelves. *Journal of Geophysical Research, Oceans*: 120.
- Silber, G.K., Slutsky, J., Bettridge, S. 2010. Hydrodynamics of a ship/whale collision. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 391: 10-19.
- Simard, Y., Roy, N., Gervaise, C., Chorus, C., Giard, S. 2016 Analysis and modelling of 225 source levels of merchant ships from an acoustic observatory along the St. Lawrence seaway. *Journal of the Acoustical Society of America* 140(3): 2002–2018.
- Simmonds, M., Dolman, S., Weilgart, L. 2004. Oceans of Noise. A WDCS Science Report WDCS, the Whale and Dolphin Conservation Society, UK. 168.
- Soontiens, N., Allen, S.E., Latornell, D., Le Souef, K., Machuca, I., Paquin, J-P, Lu, Y., Thompson, K., Korabel, V. 2016. Storm surges in the Strait of Georgia simulated with a regional model. *Atmosphere-Ocean* 54: 1–21.
- Soontiens, N., Allen, S.E. 2017. Modelling sensitivities to mixing and advection in a sill-basin estuarine system. *Ocean Modelling*, 112: 17–32.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr., C.R., Kastak, D., Ketten, D.K., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P.L. 2007. Marine Mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33:412–522.
- Sueur, J., Farina, A., 2015. Ecoacoustics: The ecological investigation and interpretation of environmental sound. *Biosemiotics* 8: 493–502.
- Tasker, M., Amundin, M., André, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S., Zakharia, M. 2010. Marine Strategy Framework Directive G Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy, EUR 24341 EN G Joint Research Centre, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 55pp.
- Tennessen, J.B., Holt, M.M., Hansen, M.B., Emmons, C.K., Giles, D.A., Hogan, J.T. 2019. Kinematic signatures of prey capture from archival tags reveal sex differences in killer whale foraging activity. *Journal of Experimental Biology* 222: 1–13.
- Thomsen, F., Franck, D., Ford, J.K.B. 2001. Characteristics of whistles from the acoustic repertoire of resident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. *Journal of the Acoustical Society of America* 109: 1240–1246.
- Tyack, P. 2008. Implications for marine mammals of large-scale changes in the marine acoustic environment *Journal of Mammalogy* 89(3):549–558.
- Urick, R.J. 1983. Principles of Underwater Sound. McGraw-Hill, New York.

-
- 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.
- Vagle, S., Large, W. G., 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: 576–595.
- Vagle, S., 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.
- Veirs, S., Veirs, V., Wood, J. 2016. Ship noise in an urban estuary extends to frequencies used for echolocation by endangered killer whales. *PeerJ PrePrints*, 3: e955v3.
- Veirs S., Veirs, V., Williams, R., Jasny, M., Wood, J. 2017. A key to quieter seas: half of ship noise comes from 15% of the fleet. *Peer J. PrePrints* e26525.
- Veirs, V., Veirs, S. 2006. Average levels and power spectra of ambient sound in the habitat of Southern Resident orcas. Washington, D.C.: NOAA/NMFS/NWFSC.
- 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. *Journal of the Acoustical Society of America* 34: 1936–1956.
- Williams, R., Erbe, C., Ashe, E., Beerman, A., Smith, J. 2014. Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: a dose–response study. *Marine Pollution Bulletin* 79(1– 2):254–260.
- Wysocki, L.E., Amoser, S. Ladich, F. 2007. Diversity in ambient noise in European freshwater habitats: Noise levels, spectral profiles, and impact on fishes. *Journal of the Acoustical Society of America* 121(5): 2559–2566.