



## REVUE SCIENTIFIQUE DU PROJET D'INSTALLATION DE PISCICULTURE MARINE PROPOSÉ PAR GRIEG SUR GOAT ISLAND, DANS PLACENTIA BAY À TERRE-NEUVE, EFFECTUÉE PAR LA RÉGION DE TERRE-NEUVE-ET-LABRADOR DU MPO

### CONTEXTE

Le promoteur, Grieg Marine NL Ltd., a déposé une demande de permis d'aquaculture pour l'élevage du saumon atlantique dans un nouveau site (Goat Island) situé dans Placentia Bay, sur la côte sud de Terre-Neuve. La demande a été soumise à la province de Terre-Neuve-et-Labrador et transmise à Pêches et Océans Canada (MPO) afin d'obtenir un avis sur le choix du site. On a demandé au Secteur des sciences du MPO d'examiner les zones d'exposition prévues associées avec la nouvelle activité aquacole et les effets prévus sur les espèces et leurs habitats. Conformément au *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA), le dossier de demande de site du promoteur comprend un rapport d'évaluation de référence.

Le MPO a mis en œuvre un cadre de sélection des sites afin de promouvoir une approche cohérente pour l'examen des sites aquacoles. Ce cadre comprend quatre questions normalisées que le Bureau régional de gestion de l'aquaculture (BRGA) utilise pour assurer un examen complet des demandes de sites et pour éclairer les avis du MPO à la province :

1. D'après les données disponibles pour le site et l'information scientifique, quelle est la zone d'exposition prévue découlant de l'utilisation de produits approuvés pour les traitements sanitaires des poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences prévues pour les espèces sensibles?
2. D'après les données disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB), les espèces en péril, les espèces visées par la pêche, les espèces d'importance écologique (EIE) et les habitats associés qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition à des matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir avec l'étendue de ces espèces et de leurs habitats dans les environs (c.-à-d. s'ils sont courants ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités aquacoles proposées sur ces espèces et habitats sensibles?
3. Dans un souci de soutenir l'analyse du risque d'empêchement avec l'infrastructure aquacole proposée, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril sont présentes dans le secteur, pendant combien de temps et à quel moment?
4. Quelles populations de congénères se trouvent dans une zone géographique où les poissons qui s'échappent sont susceptibles de migrer? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations de congénères dans la zone d'exposition aux fuitifs pour le site proposé? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP)?

La présente réponse des Sciences découle de l'examen par les pairs régional de réponse des Sciences du 20 au 21 septembre 2022, avis sur le choix d'un site d'aquaculture pour les demandes de permis pour des installations provinciales de Grieg Aquaculture dans la baie Placentia.

## RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le promoteur a soumis une demande de développement et d'exploitation d'un nouveau site de pisciculture pour produire des saumons atlantiques triploïdes et stériles (femelles seulement; *Salmo salar*) dans Placentia Bay. Le site se trouve à l'est de Goat Island, dans la zone de gestion de la baie de Red Island (voir la figure 1). Il s'agit du quatorzième site de salmoniculture en milieu marin proposé dans Placentia Bay et du quatrième dans la zone de gestion de la baie (ZGB) de Red Island. Il n'y a jamais eu d'activités d'aquaculture sur Goat Island.

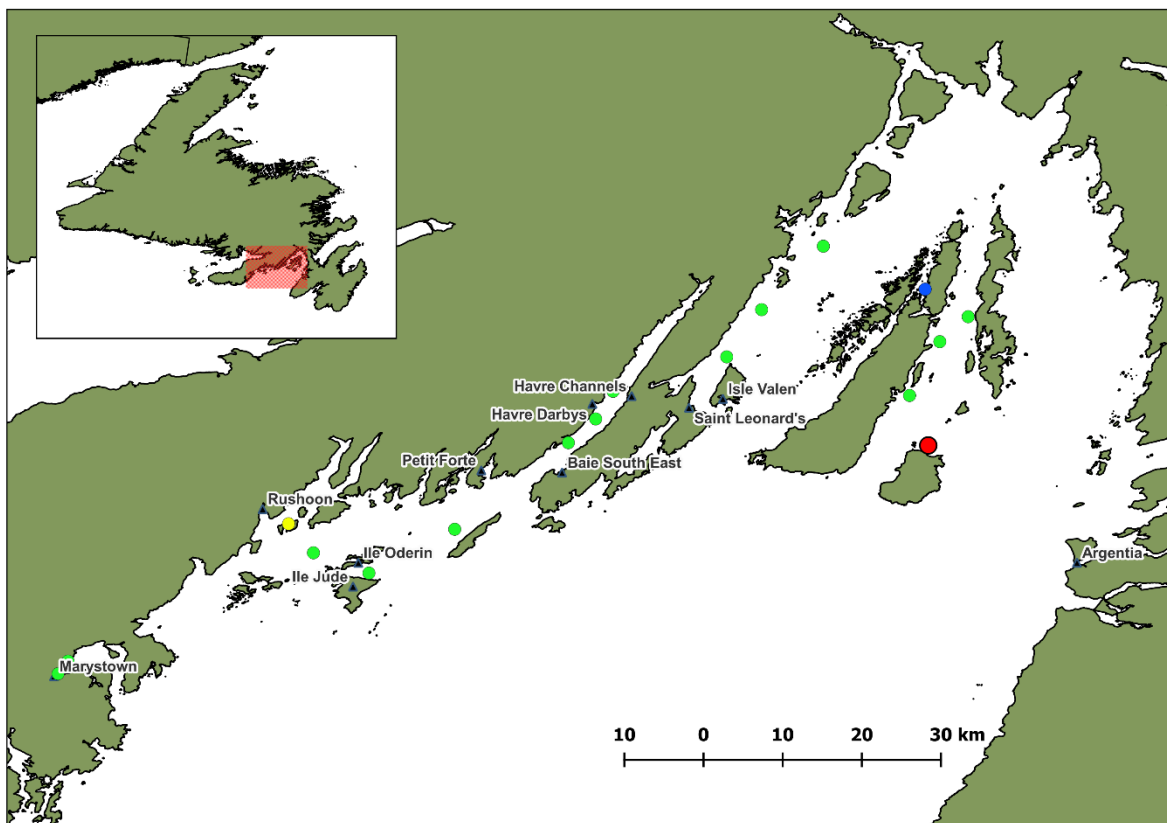


Figure 1 : Emplacement des sites d'aquaculture dans Placentia Bay, T.-N.-L. Le point rouge représente le site proposé de Goat Island, les points verts représentent les sites de pisciculture déjà autorisés, les points bleus représentent les sites de conchyliculture déjà autorisés et le point jaune représente un site d'élevage saisonnier de morue.

### Description générale du site

Le rapport environnemental de référence pour le site d'aquaculture proposé de Goat Island<sup>1</sup>, conformément à la *norme relative à la surveillance du Règlement sur les activités d'aquaculture (RAA)*, comprend la description du site, le levé bathymétrique, le relevé benthique visuel et le

<sup>1</sup> Règlement sur les activités d'aquaculture : Rapport d'évaluation environnementale de référence.

relevé de l'habitat du poisson réalisés pour l'ensemble de la zone de concession proposée. La section de la présente réponse des Sciences contenant la description générale du site est fondée sur ce rapport et sur d'autres documents fournis par le promoteur.

La zone de concession proposée (2,73 km<sup>2</sup>) est située sur le côté est de Placentia Bay, dans la ZGB de Red Island. Le levé bathymétrique indique que la profondeur varie d'environ 7 m du côté ouest (près du littoral) à 232 m dans la partie nord de la zone de concession. Bien que ce soit le cas pour tout le polygone de la zone de concession, les profondeurs directement sous la zone prévue pour l'ensemble de cages varient de 110 m à 170 m. Le fond marin de la zone est principalement (76 %) constitué de roches d'eaux profondes. Les 24 % restants sont des roches de zone sublittorale, concentrées le plus près du rivage dans les parties les moins profondes de la zone de concession.

Un relevé benthique visuel visant à caractériser la flore, la faune et le type de substrat a été réalisé à 294 stations réparties sur une grille de 100 mètres. 278 (98 %) des stations benthiques ont été classées comme des fonds durs. Les stations classées comme fonds durs contenaient un mélange de galets et de gravier, souvent mélangés à de la boue ou du limon, ou des substrats fins compactés. Un fond dur était indiqué lorsque le cadre de la caméra heurtait le substrat au lieu de s'y enfoncer. Selon les RAA, seules des procédures visuelles de relevé benthique sont requises pour les sites à fond dur; aucun échantillon de sédiments n'a donc été prélevé. Ce site n'ayant jamais accueilli d'installations d'aquaculture, on ne s'attendait pas à y trouver des indicateurs benthiques d'activité d'aquaculture. En conséquence, les observations du relevé benthique n'ont montré aucun signe de perturbation due à l'aquaculture, comme la présence de bactéries de type *Beggiatoa*, de complexes de polychètes opportunistes ou de stérilité causée par l'aquaculture.

Aucun regroupement d'espèces commercialement importantes n'a été observé au cours du relevé. Cette affirmation est suivie d'une mise en garde importante : un relevé benthique visuel réalisé à l'aide d'une caméra lestée ne permet pas nécessairement de détecter les regroupements de poissons. Les activités de pêche menées à proximité constituent un meilleur indicateur. On sait que plusieurs espèces commerciales sont présentes dans la zone et sont pêchées dans Placentia Bay (sous-division 3P de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest [OPANO]). Le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), la morue franche (*Gadus morhua*) et le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) sont les principales espèces commerciales présentes dans Placentia Bay, avec une valeur des débarquements estimée à 9,5 millions de dollars, 1,9 million de dollars et 213 000 dollars respectivement pour l'année 2020 (Direction des politiques et des services économiques du MPO). Les autres espèces pêchées comprennent les espèces suivantes : aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*), sébaste (*Sebastes* spp.), flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*), plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*), plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*), plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), espèces de raies, goberge (*Pollachius pollachius*), merluche blanche (*Urophycis tenuis*), baudroie d'Amérique (*Lophius americanus*), thon rouge (*Thunnus thynnus*), requin taupe-bleu (*Isurus* spp.), pétoncles (*Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*), holothurie (*Cucumaria frondosa*) et buccin (*Buccinum undatum*), pour une valeur totale combinée des débarquements de 654 000 \$ en 2020 (Direction des politiques et des services économiques du MPO).

Les espèces commerciales rencontrées au cours du relevé vidéo sont, notamment : 388 crevettes nordiques (*Pandalus borealis*), 107 crabes araignées (*Hyas araneus*), 40 crabes des neiges, six poissons plats, quatre sébastes d'Acadie (*Sebastes fasciatus*) et deux morues franches.

La faune observée possédant la répartition la plus vaste sur les sites proposés était constituée d'invertébrés sans valeur commerciale. Des ophiures (*Ophiurida*) et des oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) ont été observés dans 190 (64 %) et 186 (63 %) des 294 stations, respectivement. Les ophiures et les chétognathes étaient les plus nombreux, souvent observés en groupes de plus de 20 individus. Des coraux mous (*Gersemia* spp.) ont été observés dans 2 (< 1 %) des stations étudiées, plus de 6 espèces d'anémones ont été observées ainsi que plus de 4 espèces d'éponges. Un lit de tuniciers ascidies a été observé.

Des espèces d'algues encroûtantes (*Hildenbrandia* spp., *Lithothamnion* spp.) ont été observées à 74 (25 %) stations. Un lit de varech avec *Agarum* spp. et *Laminaria* spp. a été observé. Du varech et d'autres macroalgues (composées de *Chondrus crispus*, de *Desmarestia* et d'autres macroalgues variées) ont été observées dans les stations littorales moins profondes, à l'extérieur de l'endroit proposé pour l'installation de l'ensemble de cages. Pour certains des sites les plus profonds, des algues allochtones (détritus) mélangées à des sédiments fins ont été observées sur le substrat rocheux en eaux profondes.

Aucune espèce identifiée comme étant en péril par la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada n'a été observée au cours des relevés. D'après les cartes de répartition générale, les données des relevés par navire de recherche (NR) du MPO et les données d'observation et des relevés des mammifères marins du MPO en général, les espèces en péril suivantes peuvent potentiellement être présentes sur le site visé par la demande : rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*), baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), baleine à bec de Sowerby (*Mesoplodon bidens*), marsouin commun (*Phocoena phocoena*), tortue luth (*Dermochelys coriacea*), tortue caouanne (*Caretta caretta*), loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*), loup tacheté (*Anarhichas minor*), loup atlantique (*Anarhichas lupus*), anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), individus de la population de Terre-Neuve du fondule barré (*Fundulus diaphanus*), et grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*). Le grand requin blanc a été repéré sur la côte sud de Terre-Neuve grâce à la télémétrie par satellite et sa fréquence de détection augmente (Bastien *et al.* 2020).

Des espèces marines en péril inscrites sur la liste de la LEP, à savoir le loup à tête large, le loup tacheté et le loup atlantique, sont présentes le long de la côte sud de Terre-Neuve. Le loup atlantique est l'espèce de loup la plus communément rencontrée dans les eaux côtières peu profondes de Terre-Neuve, tandis que le loup tacheté et le loup à tête large sont moins fréquents dans les eaux côtières et ont tendance à se trouver à des profondeurs plus importantes. Des œufs de loup atlantique ont été observés sur des rochers et dans des crevasses rocheuses à des profondeurs inférieures à 40 m (fin de l'été-automne).

Le site proposé se trouve dans la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) de Placentia Bay (figure 2). Cette ZIEB renferme d'importantes rivières à saumon, des plages de fraie du capelan (lesquelles sont concentrées sur le côté est de la baie, quelques-unes se trouvent également sur le côté ouest et à la pointe sud de la péninsule de Burin), des habitats de zostères marines (dans toute la baie, dans les anses et les ports), de fortes concentrations d'ichtyoplancton (le long du côté ouest de Placentia Bay et au fond de la baie, près de la zone de Swift Current/Come By Chance), et des colonies d'oiseaux de mer. Dans les limites de cette ZIEB, on trouve plusieurs zones de fraie importantes pour la morue franche : près de l'île Bar Haven, à proximité du fond de la baie, sur le banc Oderin, au centre de la baie, et juste au large du cap St. Mary's (Wells *et al.* 2019). De plus, Placentia Bay a été identifiée comme abritant un habitat important pour la tortue luth, qui est présente dans toute la baie (DFO 2011, Wells *et al.* 2019). Cette ZIEB englobe également une partie d'une aire plus large considérée comme importante pour le rorqual bleu. De plus, de vastes zones importantes pour les grandes

gorgones, les coraux mous et les éponges se trouvent près de la limite maritime de la ZIEB de Placentia Bay (chenal Halibut, chenal Saint-Pierre et région littorale de Placentia Bay; Wells *et al.* 2019).

Le relevé printanier par NR du MPO n'échantillonne pas les eaux peu profondes de Placentia Bay. Des coraux et des éponges ont toutefois été observés dans les zones adjacentes au large des côtes lors de relevés de recherche du MPO, comme le montre la figure 3. Ces données, combinées aux observations faites sur ce site et sur d'autres sites proposés, indiquent que des coraux et des éponges sont présents dans la zone générale.

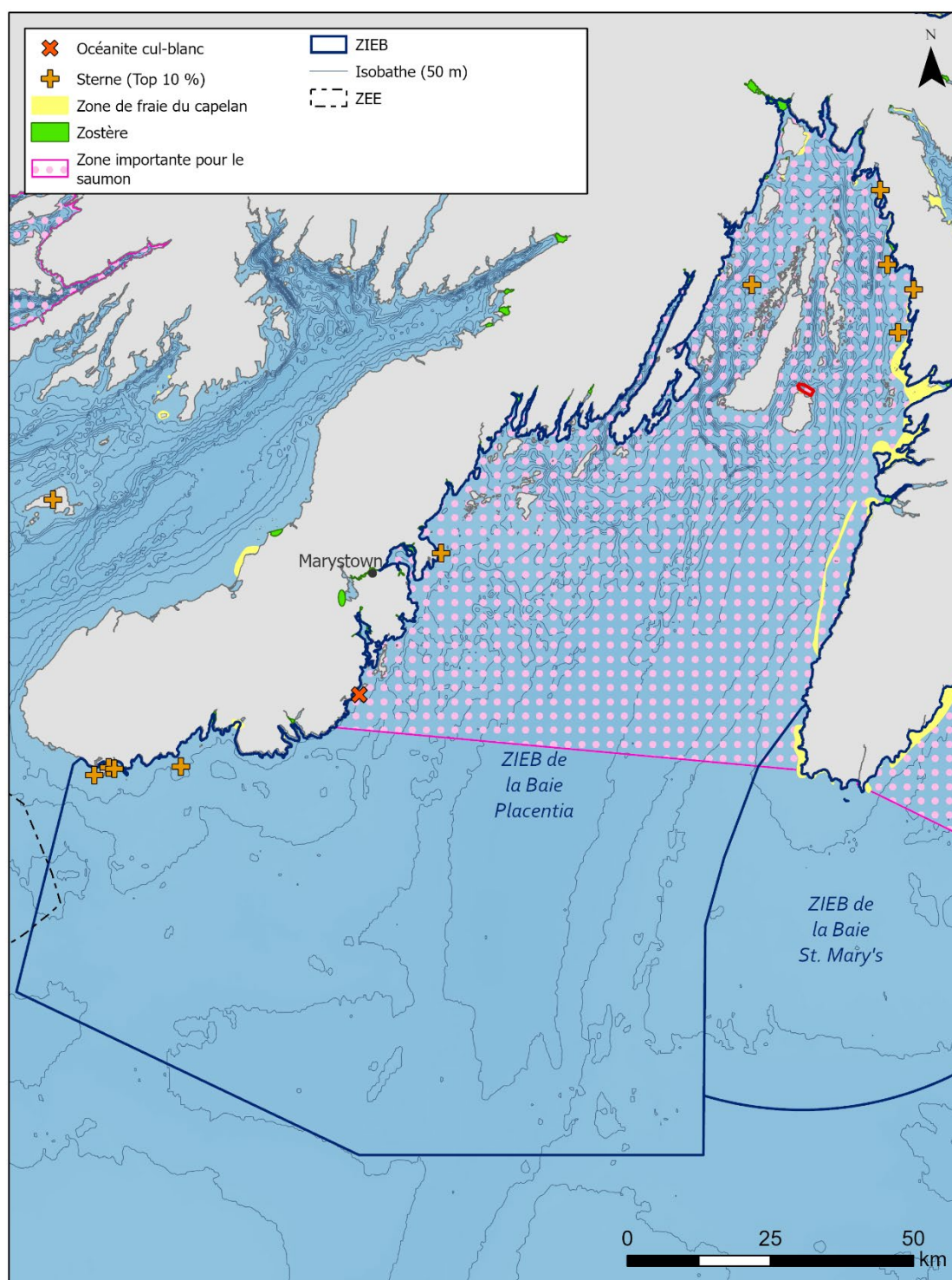


Figure 2 : ZIEB de Placentia Bay; le site proposé est encerclé en rouge.



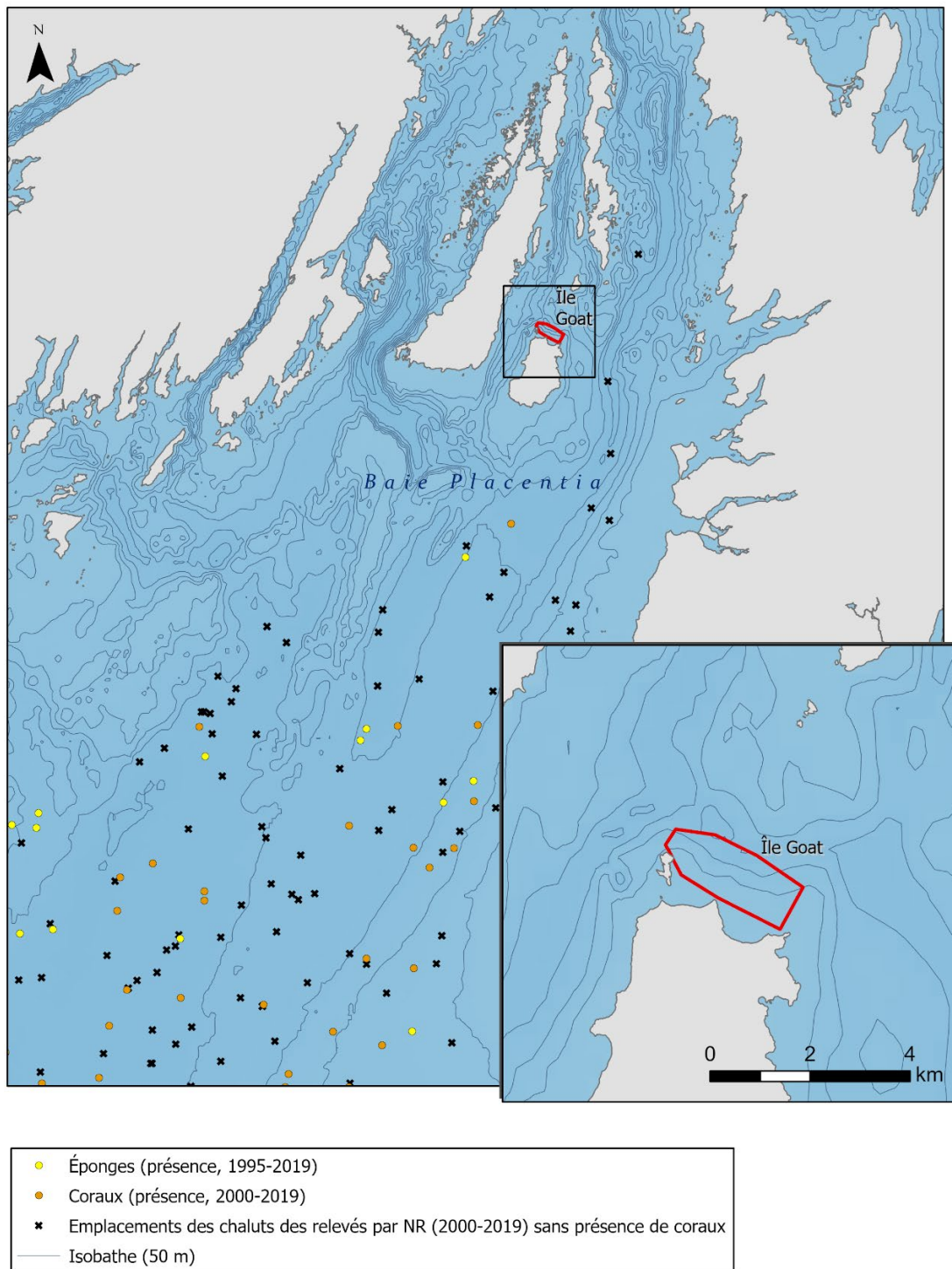


Figure 3 : Données recueillies aux emplacements fixes du relevé printanier par NR du MPO de 2000 à 2019 (pour les coraux) et de 1995 à 2019 (pour les éponges) indiquant la présence de coraux (cercles orange) et d'éponges (cercles jaunes). Les ensembles de données dépourvus de coraux et d'éponges sont indiqués par un « x » noir.

Le tableau 1 résume les renseignements relatifs à l'océanographie, aux infrastructures aquacoles et à la période de grossissement pour le site proposé de Goat Island.

*Tableau 1 : Information sur l'océanographie, les infrastructures aquacoles et la période de grossissement pour le site proposé de Goat Island. Toutes les informations proviennent des rapports fournis par le promoteur pour la demande de permis de ce site.*

Caractéristiques	-		
<sup>(2)</sup> Dimension [m]	2 830 x 1 120		
<sup>(1)</sup> Superficie [ha]	205		
<sup>(2)</sup> Type de substrat prédominant	fond dur		
<sup>(1)</sup> Configuration du réseau de parcs en filet	1 x 12		
<sup>(1)</sup> Circonférence/profondeur de chaque parc en filet (m)	160/37		
<sup>(1)</sup> Volume des parcs en filet [m <sup>3</sup> ]	660 048		
<sup>(2)</sup> Profondeur sous la zone de concession [m]	7–232		
Profondeur sous le réseau de parcs en filet [m]	110–170		
<sup>(1)</sup> Période de mesure des courants marins	16 septembre 2019 au 30 octobre 2019		
Vitesse des courants (cm/s)	Profondeur [m]	Vitesse [cm/s] Moyenne Max	
	5	7,8	30,2
	15	7,2	31,8
	45	5,7	25,7
	81	5,6	20,2
	114	4,3	20,8
Type d'instrument de mesure des courants	Profileur de courants 5, 15 m Mesures ponctuelles 45, 81, 114 m		
<sup>(1)</sup> Période de grossissement [mois]	17		
<sup>(1)</sup> Nombre maximal de poissons sur le site	2 000 000		
<sup>(1)</sup> Nombre de poissons pour l'empoissonnement initial [poissons/parc]	166 667		
<sup>(1)</sup> Poids des poissons pour l'empoissonnement initial [kg]	0,35		
<sup>(1)</sup> Poids moyen prévu des prises [kg]	5		
Biomasse prévue maximale [kg]	8 000 000		
<sup>(1)</sup> Densité d'empoissonnement maximale [kg/m <sup>3</sup> ]	10		

<sup>1</sup> Valeurs extraites du document de demande de permis d'aquaculture et arrondies au cm/s le plus proche (c.-à-d. au chiffre significatif)

<sup>2</sup> Annexe 14, Rapport de référence du RAA Grieg NL Marine Ltd. Partie I.

## ANALYSE ET RÉPONSE

### Sources de données

L'information à l'appui de la présente analyse comprend les données et les renseignements fournis par le promoteur, les fonds de données du MPO, la littérature scientifique accessible au public et les renseignements du registre de la base de données de la LEP. La base de données du relevé plurispécifique par NR du MPO a été consultée pour compléter les renseignements relatifs aux pêches commerciales fournis dans les documents du promoteur. Les fichiers



d'information à l'appui soumis au MPO pour examen et utilisés dans son examen sont présentés au tableau 2.

Tableau 2 : Tableau sommaire des fichiers soumis au MPO.

Description	Nom du fichier
Trousse du plan de développement proposé Présentation de données du relevé de référence	1. Dossier de demande pour Goat Island 2. Fichiers vidéo de référence du RAA pour Goat Island

### Analyse des courants

Les données de courants marins ont été fournies par le promoteur. Le promoteur a utilisé deux types de mesures, un profileur de courants pour les 28 premiers mètres de la couche superficielle et des mesures ponctuelles à l'aide de courantomètres pour trois niveaux plus profondes (45, 81 et 114 m). Les données fournies par le promoteur ne permettent pas d'évaluer l'ensemble de la structure verticale de l'eau. Les courants ont été mesurés entre le 16 septembre 2019 et le 30 octobre 2019 et ne permet donc pas d'évaluer les variabilités temporelles saisonnière et annuelle. La profondeur maximale des mesures de courants était à d'environ 114 m, tandis que la profondeur maximale dans la zone des cages était de 170 m et celle dans la zone de la concession, de 232 m.

Bien que peu détaillée, la figure 4, basée sur les données du promoteur, montre que des vitesses maximales de courants marins élevées ont été observées près de la surface, et que des vitesses maximales légèrement élevées ont également été observées dans la partie inférieure de la couche mesurée par le profileur. Les vitesses médianes des courants marins diminuent légèrement avec la profondeur.

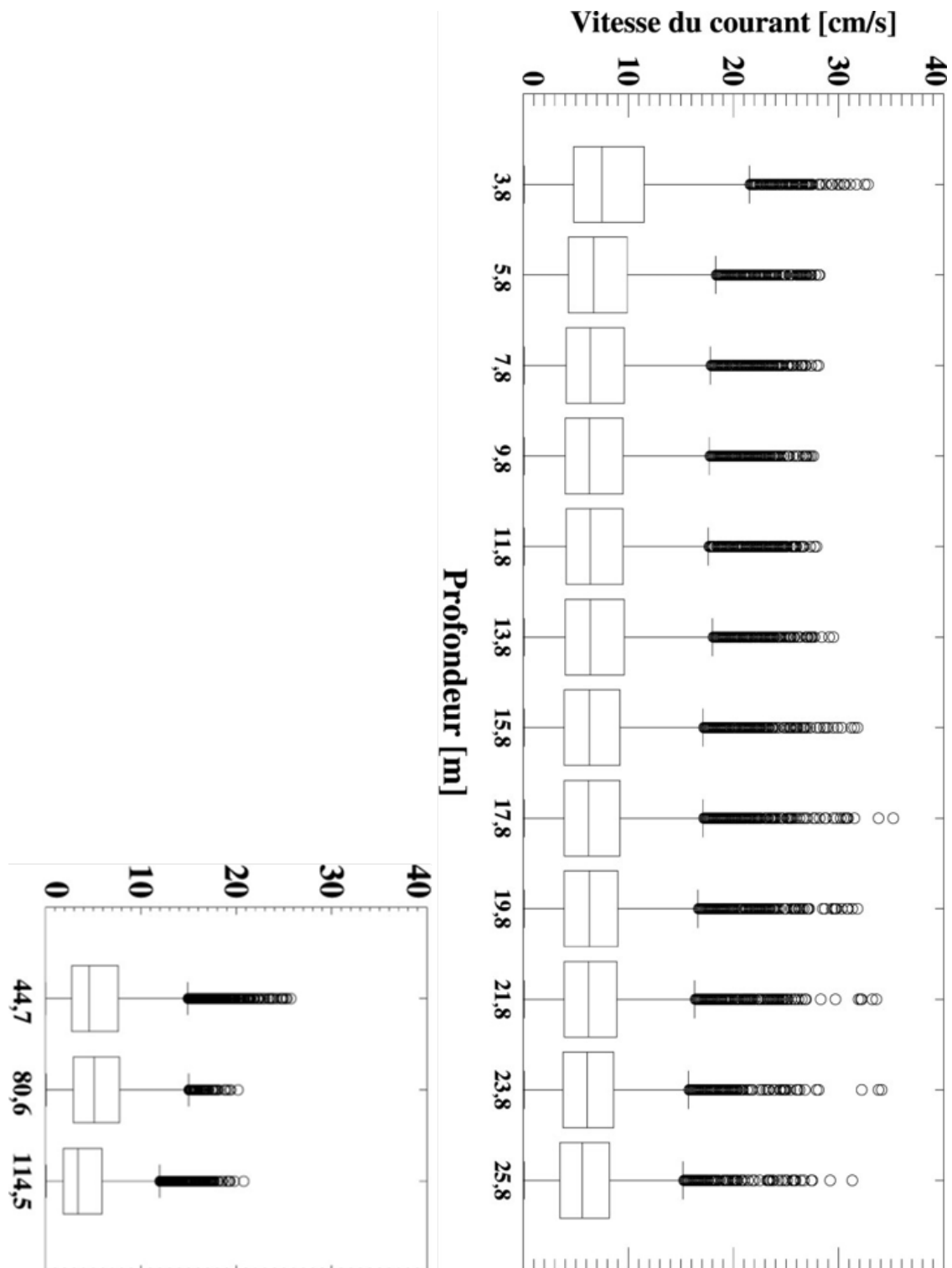


Figure 4 : Boîte à moustaches de la vitesse des courants sur Goat Island pour la période du 16 sept. 2019 au 30 oct. 2019 et pour toutes les données disponibles des profileurs de courants. La boîte à moustache fournit des informations sur la médiane et l'écart interquartile (EI) des données. Les vitesses de courants plus grandes que la limite supérieure des moustaches (valeurs supérieures à  $1,5 \times \text{EI}$  à partir du troisième quartile) sont représentées par des cercles.

## Zone d'exposition prévue benthique

Les zones d'exposition prévues (appelées ZEP) constituent un outil permettant d'identifier les zones d'exposition potentielle pour les espèces et les habitats sensibles, bien qu'à une grande échelle spatiale.

La zone d'exposition prévue benthique (ZEP benthique) est une estimation de la taille et de l'emplacement des zones benthiques qui peuvent être exposées au dépôt de déchets alimentaires et d'excréments rejetés par un site, ce qui peut entraîner une charge organique. La ZEP potentiellement exposée au dépôt de déchets alimentaires médicamenteux est appelée ZEP des déchets alimentaires, et celle exposée au dépôt d'excréments est appelée ZEP des excréments. Le benthos peut également être exposé aux pesticides libérés dans l'eau, en particulier dans les régions peu profondes, mais cet impact est pris en compte dans le calcul de la zone d'exposition prévue pélagique (ZEP pélagique). Les facteurs dominants qui influenceront la ZEP benthique sont l'aménagement des installations, les pratiques d'alimentation et les conditions océanographiques (c.-à-d. la bathymétrie et les courants marins).

On effectue le calcul de la ZEP benthique en adoptant une approche aussi conservatrice que possible tout en conservant sa simplicité. On l'obtient en calculant d'abord la distance de transport (vitesse des courants marins multipliée par la période de descente des particules d'aliments et d'excréments, calculée séparément), puis en ajoutant la moitié de la longueur de l'ensemble de cages. Les hypothèses clés du modèle sont, notamment : une vitesse de descente constante des particules, une vitesse constante du courant marin durant la descente des particules, une profondeur constante (c.-à-d. bathymétrie plate) et une absence de mécanisme de remise en suspension. Les paramètres utilisés sont les suivants : une vitesse de descente lente (la vitesse de descente minimale tirée des publications scientifiques), une vitesse de courant rapide (la vitesse maximale persistante du courant observée sur le site pendant la période de descente ou de dilution des particules) et une région très profonde (la profondeur maximale de la zone de concession). Les vitesses de descente des différentes particules venant des poissons d'élevage (c.-à-d. déchets alimentaires et excréments) varient, bien que peu de données soient disponibles concernant la distribution des vitesses de descente en fonction des caractéristiques des particules libérées. Les vitesses ont été obtenues à partir des valeurs tirées des publications scientifiques (Findlay et Watling 1994, Chen *et al.* 1999, Cromey *et al.* 2002, Chen *et al.* 2003, Sutherland *et al.* 2006, Law *et al.* 2014, Bannister *et al.* 2016, Law *et al.* 2016, Skøien *et al.* 2016).

Les données de courants marins ont été obtenues auprès du promoteur. Les données de courants montrent que la vitesse diminue lentement à mesure que la profondeur augmente (figure 4). Étant donné que l'on considère que les particules de déchets sont libérées au fond des cages, les mesures de courant disponibles juste en dessous de la profondeur des cages (environ 44,7 m) ont été sélectionnées pour le calcul de la vitesse maximale du courant pendant la période de descente. La vitesse de descente minimale sélectionnée pour chaque catégorie et la vitesse maximale du courant correspondante, ainsi que les estimations de premier ordre de l'étendue spatiale de la ZEP benthique liée aux effluents organiques et aux médicaments présents dans la nourriture provenant du site proposé de Goat Island, sont indiquées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Estimations de premier ordre de la ZEP benthique montrant les distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui tombent au fond, telles que les aliments en granulés, les excréments de poissons et les médicaments présents dans la nourriture libérés par l'exploitation aquacole de Goat Island (vitesses de descente tirées des publications scientifiques; Findlay et Watling 1994, Chen et al. 1999, Chen et al. 2003, Cromey et al. 2002, Sutherland et al. 2006, Law et al. 2014, Bannister et al. 2016, Law et al. 2016, Skøien et al. 2016).

Type de particule	Vitesse de descente min. [cm/s]	Période de descente [h]	Vitesse du courant maximale calculée pendant la période de descente [cm/s]	Rayon de la ZEP [km]
Nourriture	5,3	1,2	24,9	1,7
Excréments	0,3	21,5	17	13,8
Particules fines et floc	0,1	64,4	13,1	31,0

La ZEP benthique est représentée par une zone circulaire dont le centre est le milieu du réseau de parcs en filet et représente la limite extérieure de l'exposition potentielle. Toutefois, l'empreinte benthique devrait plutôt être une ellipse orientée le long de la direction prédominante du courant. Nous avons estimé les zones en ajoutant la distance de transport horizontal à la longueur du réseau de parcs en filet proposé. L'étendue spatiale de l'exposition est illustrée à la figure 5.

La ZEP benthique ne fournit pas d'estimation de l'intensité de la charge organique du site, et les zones n'impliquent pas que chaque point de la zone a le même risque d'exposition. On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance augmente. On s'attend à ce que l'intensité d'exposition soit la plus élevée dans la ZEP associée aux déchets alimentaires, car elle est plus rapprochée des parcs en filet.

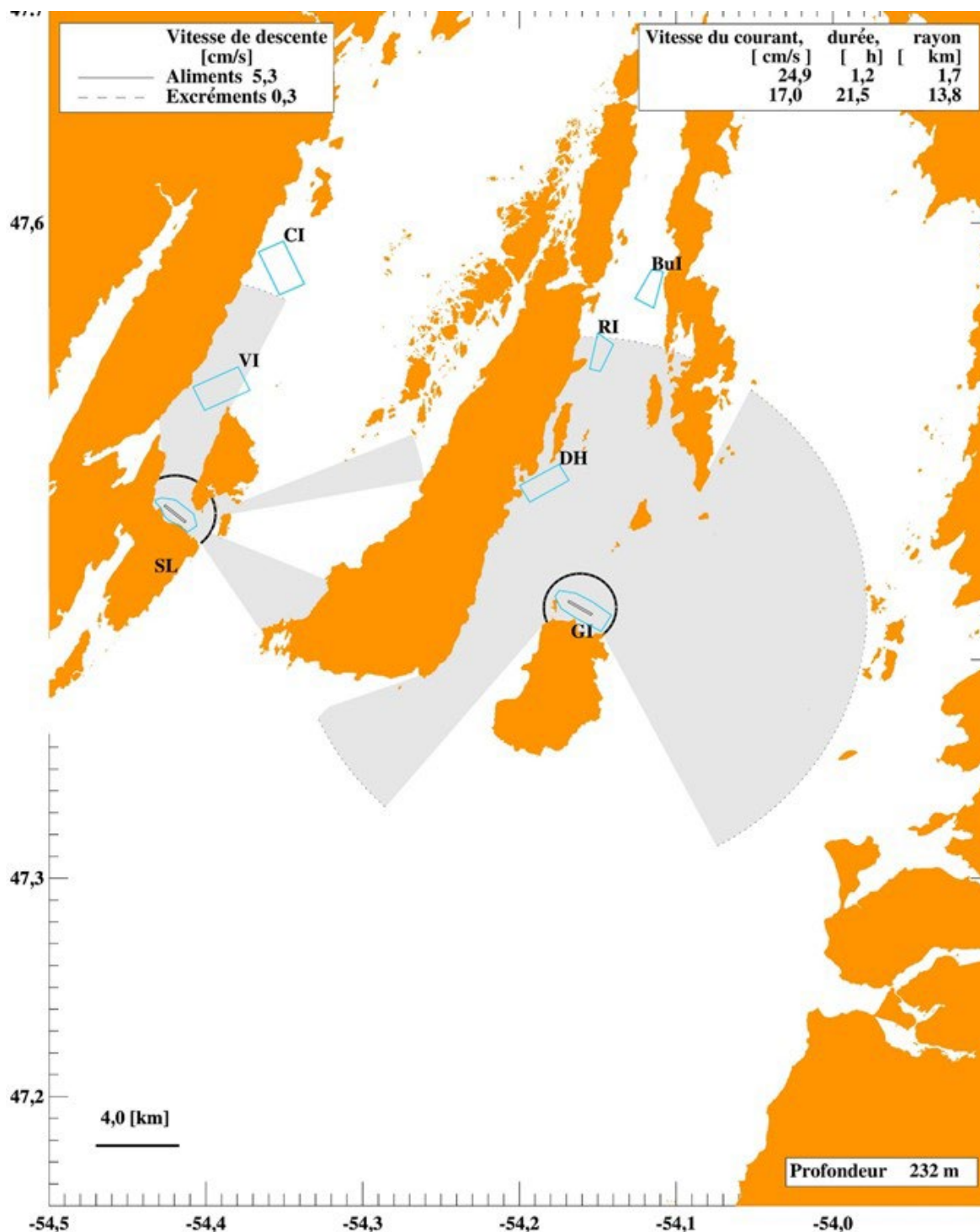


Figure 5 : ZEP benthique pour le site proposé de Goat Island. Les réseaux de parcs en filet sont représentés par des lignes grises foncées et les limites de la concession par des polygones en bleu clair. Les cercles noirs délimitent la ZEP associée aux déchets alimentaires et les zones grises ombrées délimitent la ZEP associée aux excréments. Darby Harbour (DH), Red Island (RI), Butler Island (Bul), Valen Island (VI), Chamber Island (CI), St. Leonards (SL) sont des sites autorisés. Notez que la ZEP benthique pour SL (calculée par le MPO dans des documents de sélection précédents) est également indiquée.

Le calcul de la ZEP associée aux excréments fait appel à une méthode similaire, mais utilise la vitesse maximale des courants pour la période de descente des particules fécales (tableau 3). L'étendue spatiale de la ZEP associée aux excréments donne une meilleure indication de la superficie totale qui pourrait être exposée aux médicaments présents dans les nourritures. La ZEP benthique associée à la nourriture (ZEP due aux déchets alimentaires) et aux particules fécales (ZEP due aux excréments) couvre la région située à l'extérieur de la zone de concession, les particules fécales pouvant atteindre une plus grande distance.

La remise en suspension des sédiments induite par les courants et par les vagues n'est pas explicitement prise en compte pour ces estimations d'exposition de premier ordre. Cependant, en supposant que les données de courants marins à 114 m fournies par le promoteur s'appliquent également aux conditions à proximité du fond, des courants marins avec des vitesses supérieures à 9,5 cm/s (la valeur critique pour la remise en suspension dans le modèle de suivi des dépôts DEPOMOD, Chamberlain et Stucchi 2007) ont été observés, ce qui suggère un potentiel de remise en suspension des sédiments. Les impacts globaux de la redistribution et du dépôt de floc ne sont pas connus.

La ZEP benthique présentée ne chevauche pas la ZEP calculée pour un autre site. Aucune ZEP n'a été calculée pour les sites de pisciculture qui ont été approuvés lors de l'évaluation environnementale initiale. La ZEP benthique du site de Goat Island chevauche d'autres sites de pisciculture dans la même ZGB (p. ex., le site de Darby Harbour). Une analyse combinée serait nécessaire si plusieurs sites d'une même ZGB étaient simultanément actifs. Chaque ZGB est empoisonnée par classe d'âge (p. ex., ZGB Red Island 2022, ZGB Merasheen 2023, ZGB Rushoon 2024, ZGB Red Island 2025).

Pour l'interprétation de la ZEP, il faut tenir compte du fait que les analyses de ZEP ne fournissent que des estimations, et que ces dernières sont sensibles aux données utilisées pour faire le calcul. Les résultats doivent être interprétés comme un ordre de grandeur.

### Interactions avec des espèces sensibles

Les espèces sont considérées comme étant vulnérables dans la ZEP benthique si elles sont sessiles à n'importe quel stade biologique et sont sensibles à un faible taux d'oxygène, à l'étouffement, à la perte d'accès au site ou à l'exposition aux médicaments présents dans les aliments (MPO 2022a, 2022b). Il s'agit de toutes les espèces qui demeurent sur le benthos pendant une certaine période (et qui ont une vagilité limitée), à n'importe quel stade de leur vie. L'agrandissement des installations d'aquaculture sur le site proposé augmente le risque de conditions anoxiques ou hypoxiques susceptibles d'avoir un impact sur les espèces benthiques (y compris des espèces commerciales importantes telles que le homard, le crabe des neiges et le pétoncle) dans la zone de concession (et dans la ZPE benthique). Cela peut également avoir un impact sur les œufs de poissons.

Une attention particulière doit être accordée à la présence de certaines espèces sessiles très sensibles (telles que les éponges et les coraux) et d'habitats essentiels (tels que les zostères; DFO 2009) pour les espèces inscrites sur la liste de la LEP et mentionnées dans le relevé de référence, la littérature scientifique et les banques de données biologiques du ministère. Lorsque les données disponibles sont limitées, on examine plutôt si le type de substrat benthique convient à la croissance de ces espèces.

Le relevé vidéo indique que le site est un fond dur caractérisé par un mélange de galets et de gravier, souvent mélangés à de la boue ou du limon, ou des substrats plus fins compactés. Certaines stations indiquent la présence d'algues encroûtantes (*Hildenbrandia* spp., *Lithothamnion* spp.), de varechs (*Laminaria* spp., *Agarum* spp.), d'ascidies et de coraux mous (*Gersemia* spp.); ces espèces pourraient être susceptibles d'être étouffées par les déchets



associés aux poissons. Ces organismes étaient présents dans 32 % des stations et souvent près du littoral. Des anémones Cerianthidea ont également été trouvées dans environ 30 % des stations. Certaines espèces de coraux mous, d'ascidies et de Cerianthidea sont considérées comme des espèces indicatrices d'écosystèmes marins vulnérables (EMV) lorsqu'elles sont présentes en fortes densités (Murillo *et al.* 2011). Les spécimens rapportés lors des relevés vidéo n'ayant pas été identifiés à l'espèce, il est difficile de dire si des espèces indicatrices d'EMV sont présentes dans cette zone.

Compte tenu de la taille et de l'emplacement de la ZEP benthique estimée (1,7 km et 13,8 km de rayon à partir du centre du réseau de cages proposé pour les déchets alimentaires et les particules d'excréments tombant de la cage, respectivement), le risque d'exposition (étouffement, exposition aux médicaments contenus dans les aliments) est élevé, tant pour les déchets d'aliments que pour les excréments.

Les espèces commerciales les plus communes observées lors des relevés vidéo sont, notamment, la crevette nordique et les crabes (*Chionoecetes opilio*; *Hyas araneus*; *Pagurus* spp.), présentes respectivement dans 98 et 106 stations. Les relevés globaux montrent la présence de crustacés benthiques et pélagiques (tableau 4 copié du rapport de référence du RAA).

Tableau 4 : Observations de crustacés enregistrées lors des relevés vidéo de référence du RAA.

Crustacés	Nombre d'individus	Nombre de stations
Bernard l'hermite ( <i>Pagurus</i> spp.)	3	3
Krill nordique ( <i>Meganyctiphanes norvegica</i> )	>681	35
Crevette nordique ( <i>Pandalus borealis</i> )	338	98
Crabe des neiges ( <i>Chionoecetes opilio</i> )	40	35
Crabe araignée ( <i>Hyas araneus</i> )	107	71
Crabe non identifié	2	2
Crustacé non identifié	1	1

La présence des espèces commerciales susmentionnées dans la ZEP benthique laisse supposer que ces espèces peuvent être affectées par le dépôt d'excréments ou d'aliments médicamenteux. Le plan de gestion de la santé des poissons et de la biosécurité du promoteur indique que l'utilisation de traitements chimiques ne sera exigée que dans les cas où les traitements alternatifs (poissons-nettoyeurs, installation de jupes anti-pou du poisson, aliments fonctionnels, traitements mécaniques ou thermiques) ne permettent pas de maîtriser l'infestation parasitaire. Les médicaments cités sont le benzoate d'émamectine (BEM, un traitement dans la nourriture connu commercialement sous le nom de SLICE®), ainsi que des pesticides approuvés (azaméthiphos et peroxyde d'hydrogène; il en sera question dans la section consacrée à la ZPE pélagique).

Un examen de 4 années de données accessibles au public (2016 à 2019) sur l'utilisation de produits chimiques dans les sites de salmoniculture de T.-N.-L. montre que les traitements chimiques séquentiels sont l'approche la plus répandue; le BEM et l'azaméthiphos est la combinaison la plus utilisée, et une diminution de l'utilisation de l'ivermectine est notée. Le téflubenzuron n'a pas été utilisé à T.-N.-L. selon les données consultées. Des taux relativement

élevés d'utilisation de BEM par biomasse de poissons ont été observés (Hamoutene *et al.* 2022).

L'exposition au BEM, un médicament antiparasitaire utilisé dans les aliments, par le biais du dépôt de déchets alimentaires médicamenteux et/ou d'excréments, est répertoriée comme ayant un impact sur les crustacés (p. ex., Burrige *et al.* 2000, Waddy *et al.* 2002, Burrige *et al.* 2008, Hamoutene *et al.* 2023a). Ces études font état d'effets nocifs sur les homards (adultes et larves) ainsi que sur des espèces de crevettes, mais les données concernant les crabes sont moins nombreuses. Leur présence dans la zone de concession (figure 6) avec des dépôts benthiques potentiels provenant de l'activité aquacole suggère un risque potentiel associé à l'utilisation d'aliments médicamenteux (BEM, ivermectine, téflubenzuron).

On ne connaît pas l'impact des médicaments ingérés sur les poissons des profondeurs, mais des espèces telles que le loup pourraient être exposées à des fonds marins contaminés à l'intérieur de la ZEP. Bien que le relevé de l'habitat du poisson et l'échantillonnage vidéo benthique n'aient pas détecté d'espèces marines en péril, il est probable des espèces de loup soient présentes à proximité du site d'aquaculture proposé. Ainsi, l'accumulation de déchets provenant des cages peut avoir un impact négatif sur les habitats benthiques (p. ex., dégradation de l'habitat, mortalité des espèces proies) utilisés par les loups, et ce pour tous les habitats situés dans la ZEP benthique (p. ex., sites de nidification et d'alimentation).

Les loups sont généralement présents à de faibles densités, ils sont peu mobiles et ils sont solitaires; les trois espèces de loups sont répandues dans les eaux canadiennes et chacune est considérée comme une seule unité désignable (UD). Si l'on tient compte des UD individuelles et des caractéristiques du cycle vital décrites ci-dessus, les impacts prévus sur ces espèces et leurs habitats sont faibles et limités aux zones environnantes des activités d'aquaculture proposées. Toutefois, si la présence de populations locales est avérée, il conviendra alors d'évaluer le potentiel de diminution de ces populations.



Figure 6 : Carte résumant la présence de crustacés pélagiques et benthiques sur le site de Goat Island (données extraites des rapports de référence du RAA). Les crustacés pélagiques comprennent le krill (*M. norvegica*) et les crevettes (*P. borealis*), tandis que les crustacés benthiques sont des crabes (principalement des crabes des neiges [*C. opilio*] et des crabes araignées [*H. araneus*], avec quelques bernard-l'hermite [*Pagurus spp.*]).

## Zone d'exposition prévue pélagique

La zone d'exposition prévue pélagique (ZEP pélagique) est calculée pour fournir un ordre de grandeur de la superficie de la zone pélagique potentielle où il est probable que des interactions surviennent entre les pesticides homologués utilisés dans la pisciculture et les espèces sensibles. Il s'agit d'une estimation conservatrice utilisée pour déterminer la zone pélagique spatiale susceptible d'être exposée à une substance potentiellement nocive.

Les deux pesticides autorisés par Santé Canada pour les bains de traitement, au moyen de bâches et de bateaux-viviers, sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire [ARLA]). La ZEP pélagique est calculée de façon conservatrice, en supposant l'utilisation de bains de traitement au moyen de bâches, que tous les parcs en filet satisfassent ou non aux conditions de traitement de l'ARLA pour l'application, étant donné la zone d'exposition plus importante qui devrait découler des bains de traitement au moyen de bâches par rapport aux bateaux-viviers. Les bains de traitement au moyen de bâches consistent à entourer les parcs en filet contenant les saumons de bâches et à ajouter des médicaments pour le traitement, alors que la méthode du bateau-vivier est un environnement plus confiné; les poissons sont transférés dans des bateaux-viviers contenant le pesticide (Shen *et al.* 2019).

La taille de la ZEP pélagique dépend du taux de dégradation ou de dilution du pesticide, d'un seuil de concentration choisi et du choix de la vitesse horizontale du courant d'eau. L'ARLA de Santé Canada a déterminé que ni les pesticides homologués ni leurs produits de décomposition ne devraient rester en suspension puisqu'ils ne se lient pas avec des matières organiques ou des sédiments et ne s'accumulent pas dans les tissus des organismes. La demi-vie des pesticides varie de quelques jours à quelques semaines, ce qui laisse croire qu'ils peuvent persister dans l'environnement à des concentrations toxiques pendant un certain temps (ARLA 2014, 2016 a, 2016b, 2017).

En ce qui concerne l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, le taux de décomposition de l'ingrédient actif est faible par rapport au taux de dilution. Une échelle de temps de dilution a donc été utilisée pour calculer la ZEP pélagique. La ZEP pélagique est estimée à l'aide des données sur la toxicité de l'azaméthiphos, considéré comme le plus toxique des deux pesticides au moment de l'homologation (ARLA 2014, 2016 a, 2016b, 2017). Une échelle de temps de dilution de 3 heures a été utilisée pour estimer le temps requis pour que la concentration maximale d'azaméthiphos cible de 100 µg/L soit diluée au seuil des effets environnementaux de l'ARLA de 1 µg/L (DFO 2013a, b).

L'échelle de temps de dilution, et donc la taille de la ZEP pélagique, augmente avec le rapport entre le traitement et le seuil de concentration. Les valeurs des seuils de concentration pour les deux pesticides des bains de traitement ont été récemment abordées lors d'une réunion du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) (Hamoutene *et al.* 2022), et continueront d'être examinés au sein du MPO. Les publications scientifiques récentes indiquent que le peroxyde d'hydrogène n'est pas aussi inoffensif qu'on le pensait au départ (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen 2020, Escobar-Lux *et al.* 2020, Mill *et al.* 2022) et sa concentration peut rester supérieure aux seuils de concentration suggérés. Les valeurs seuils pour l'azaméthiphos abordées dans Hamoutene *et al.* (2022; 2023b) et disponibles à l'échelle internationale (SEPA 1999) sont inférieures au seuil utilisé dans cet exercice de modélisation. Lorsque de nouveaux seuils seront adoptés, de nouvelles ZEP pélagiques pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène seront générées pour les demandes de site.

Les bains de traitement au moyen de bâches ont lieu dans la couche de surface; les courants proches de la surface (3,8 m de profondeur) ont donc été analysés et la ZEP pélagique a été calculée en premier lieu en calculant la vitesse maximale des courants persistant pendant la

période de dilution et en la multipliant par la période de dilution (3 heures). Nous avons estimé la zone en ajoutant la distance de transport horizontal à la longueur du réseau de parcs en filet proposé.

La ZEP pélagique ne permet pas de quantifier l'intensité ou la durée de l'exposition, et elle n'inclut pas la fréquence d'exposition. Les zones n'impliquent pas que le même risque d'exposition est présent dans toutes les zones de la ZEP pélagique. On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente.

Comme le montre le tableau 5, les particules de traitement peuvent atteindre une distance de 3,4 km à partir du centre du réseau de cages pendant la période de dilution de trois heures. La ZEP pélagique pour le site proposé de Goat Island est illustrée à la figure 7. L'exposition devrait se produire principalement dans la zone pélagique; toutefois, comme elle atteint des zones près du littoral, les zones peu profondes (profondeur inférieure à 10 m) peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques.

*Tableau 5 : Estimations de premier ordre de la ZEP pélagique associée aux distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui ne coulent pas pour une période de dilution de 3 heures.*

<b>Période de dilution [h]</b>	<b>Vitesse maximale calculée pendant la période de dilution [cm/s]</b>	<b>Rayon de la ZEP [km]</b>
3	25,7	3,4

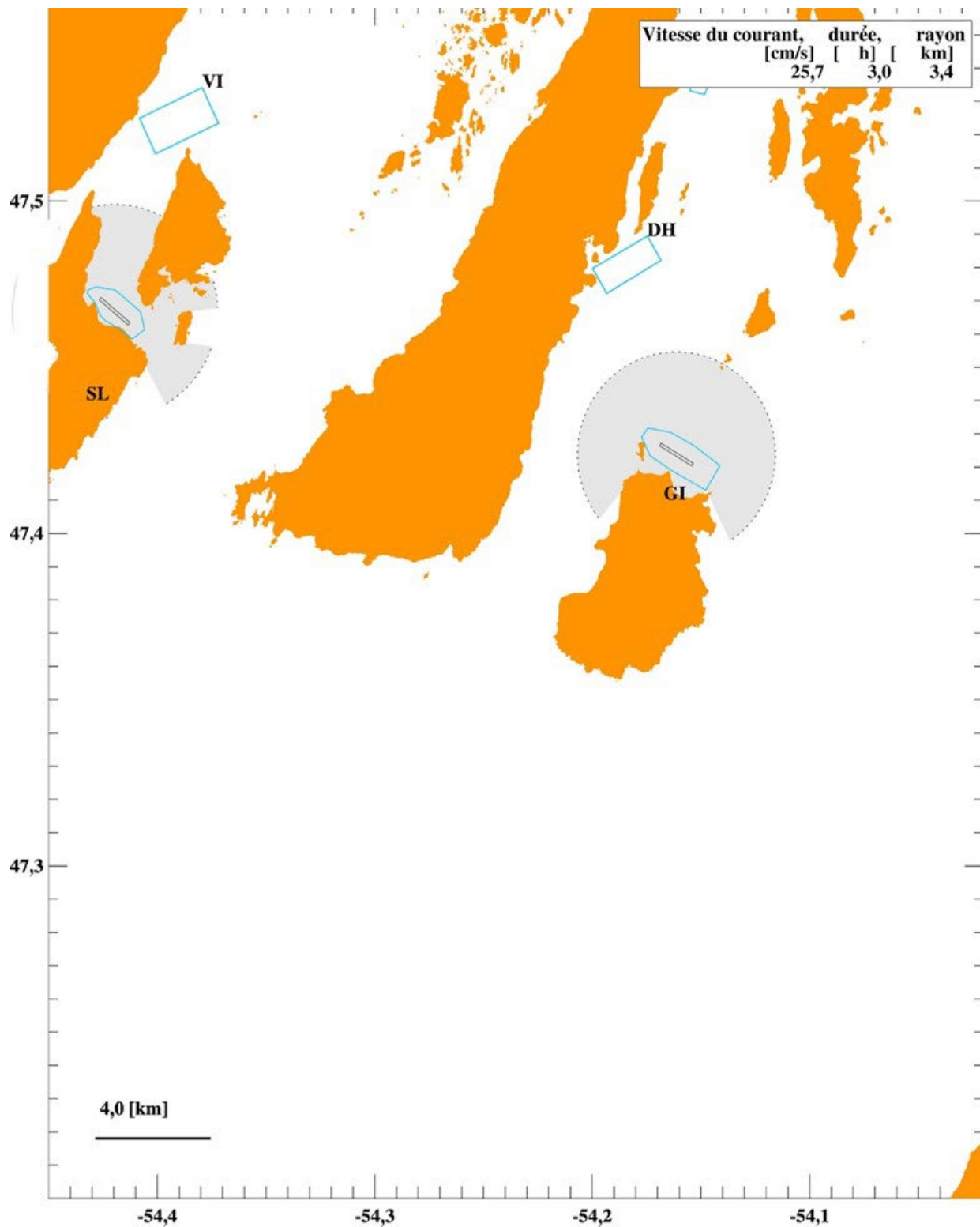


Figure 7 : ZEP pélagique (zones grises) pour le site proposé de Goat Island (GI). Les réseaux de parcs en filet (rectangles en gris) et les limites des concessions (polygones en bleu clair) sont indiqués. St. Leonards (SL), Darby Harbour (DH) et Valen Island (VI) sont des sites déjà autorisés. Notez que la ZEP pélagique pour SL est également représentée.

### Interactions avec des espèces sensibles

Les espèces sont considérées comme étant sensibles dans la ZEP pélagique si on sait qu'elles sont sensibles à l'exposition aux pesticides. Une attention particulière doit être accordée à la possibilité d'interactions avec les crustacés en raison de leur sensibilité relative plus élevée aux pesticides utilisés. Les données du relevé indiquent, comme mentionné ci-dessus, que les crevettes, les crabes et le krill sont présents dans la ZEP pélagique pour les pesticides. En raison de sa nature cryptique, le homard est difficile à détecter au moyen du relevé. Toutefois, en raison de l'habitat approprié et de la présence d'une pêche commerciale, on s'attend à ce qu'il occupe également la ZEP.

On sait que l'azaméthiphos est toxique pour les crustacés (p. ex., Burridge 2013, ARLA 2016b, 2017). Des études récentes de toxicité aiguë portant sur le peroxyde d'hydrogène et l'azaméthiphos ont mis en évidence des effets de morbidité et de mortalité chez diverses espèces de crevettes (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen 2020, Mill *et al.* 2022, Hamoutene *et al.* 2023a). Ce risque pourrait être plus important pour les stades pélagiques du cycle de vie des crustacés, mais il existe également un risque d'exposition pour les stades benthiques (larves nouvellement établies, juvéniles ou adultes) à des concentrations toxiques de pesticides qui peuvent entrer en contact avec le fond marin dans les zones peu profondes de la ZEP pélagique.

Bien qu'il y ait peu d'études de toxicité directement liées aux crabes (Hamoutene *et al.* 2023a), les impacts prévus sont similaires à ceux prévus sur le homard et la crevette étant donné le mode d'action ciblé des substances telles que l'azaméthiphos. De plus, des tests portant sur les deux pesticides ont révélé des effets retardés sur les crustacés (larves de crevettes et de homards) à des concentrations inférieures aux concentrations de traitement recommandées (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen 2020, Escobar-Lux *et al.* 2020, Parsons *et al.* 2020). Bien que la dilution soit un facteur lors de l'utilisation des pesticides pélagiques, les ingrédients actifs tels que l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène se sont avérés plus stables dans les formulations utilisées qui contiennent des additifs, et peuvent donc conduire à des expositions prolongées chez les crustacés non ciblés.

L'exposition aux pesticides pourrait menacer la pêche commerciale du homard et du crabe des neiges à tous les stades de vie (dans l'ensemble de la ZEP pélagique). Les inquiétudes concernant l'exposition des homards aux pesticides sont plus importantes dans les sites peu profonds où les profils de dispersion sont plus faibles et où la présence de homards juvéniles est plus élevée (Lawton et Lavalli 1995).

En raison des risques pour les crustacés des fonds marins, les lignes directrices de l'ARLA limitent l'utilisation de l'azaméthiphos pour les sites peu profonds (c.-à-d. aucune application sur les parcs en filet recouverts d'une bâche à des profondeurs d'eau de 10 m ou moins). De plus, les crabes qui se trouvent dans des zones peu profondes risquent d'être exposés aux pesticides qui entrent en contact avec le fond marin. Une meilleure compréhension des concentrations présentes dans la ZEP pélagique et de la chronologie de la dispersion dans les zones peu profondes de la baie reste une priorité afin de mieux déterminer le risque.

Il a été constaté que les pesticides peuvent avoir des effets négatifs sur les crustacés commerciaux, même en cas d'exposition non létale. Des changements comportementaux, y compris une réduction du succès reproducteur des femelles, ont été signalés après l'exposition de homards à des doses sublétales de pesticides contre le pou du poisson (Burrige 2013). Des recherches menées au Nouveau-Brunswick ont également démontré qu'une exposition sublétale aux pesticides entraînait une mortalité plus élevée des homards pendant le transport, ce qui suscite des préoccupations quant au marché (Couillard et Burrige 2015). Aucun impact de l'élevage de saumon sur l'abondance des homards n'a été noté dans le cadre d'une étude



de contrôle avant-après de huit ans sur un site de production dans la baie de Fundy (Grant *et al.* 2019).

Il existe peu d'études sur les effets potentiels des pesticides sur les moules. Une étude antérieure réalisée en 2007 montre que l'azaméthiphos peut moduler la fonction hémocytaire et la défense immunitaire chez *Mytilus edulis* à des concentrations pertinentes pour l'environnement après seulement quelques heures (Canty *et al.* 2007). Des travaux plus récents concernant l'exposition des larves de la moule géante *Choromytilus chorus* semblent indiquer que l'azaméthiphos peut moduler les signatures transcriptomiques liées au développement précoce (Núñez-Acuña 2022).

Les mollusques bivalves importants pour la pêche et l'aquaculture dans la région peuvent être affectés dans la ZEP pélagique. Par exemple, dans d'autres régions où il existe des exploitations aquacoles, on a constaté que le rapport entre le volume de chair et de coquille était plus faible (qualité inférieure de la chair) et que les coquilles des pétoncles étaient plus minces (Wiber *et al.* 2012).

On ne connaît pas les menaces potentielles que représentent les pesticides pour les grands poissons pélagiques lorsqu'ils se dispersent dans les courants d'eau. Toutefois, on craint que l'utilisation de pesticides pour invertébrés ciblant le pou du poisson dans les sites d'aquaculture puisse tuer les copépodes et d'autres invertébrés qui constituent des proies pour de nombreuses espèces pélagiques et pour des organismes au cours des premiers stades de leur vie.

## Interactions physiques

### Interactions avec des espèces de poissons de fond

La morue franche est présente dans Placentia Bay à toutes les saisons (Lawson et Rose 2000) et à tous les stades de son cycle de vie, et on sait qu'elle utilise la zone à la fois pour la fraie et comme aire d'alevinage (Bradbury *et al.* 2000, Gregory *et al.* 1997, Rose *et al.* 2008). Une zone protégée pour la fraie de la morue est située près de Bar Haven (T.-N.-L.), mais il existe d'autres lieux de fraie dans toute la baie. La circulation moyenne dans Placentia Bay se fait dans le sens inverse des aiguilles d'une montre et est susceptible de transporter les œufs et les larves de morue le long de la limite occidentale de Placentia Bay (Bradbury *et al.* 1999). Bradbury et ses collaborateurs (1999) ont constaté que les plus fortes densités de larves de morue se trouvaient le long des limites ouest et sud-ouest de Placentia Bay en août 1997 et 1998. Les relevés acoustiques effectués sur plusieurs saisons en 1997 et 1998 ont montré qu'un nombre important de morues fréquentait la limite ouest de Placentia Bay (Lawson et Rose 2000).

De nombreuses études menées à Terre-Neuve et ailleurs montrent que la présence d'un élevage de saumon atlantique est susceptible de modifier la répartition spatiale des poissons sauvages (de nombreux types de gadidés, dont la morue franche, sont attirés vers les sites de pisciculture en raison de l'excès de nourriture (Dempster *et al.* 2009, McAllister *et al.* 2021). Des travaux réalisés par Goodbrand *et al.* (2013) dans la baie Fortune (T.-N.-L.), ont constaté que l'indice acoustique de la biomasse des organismes biologiques présents dans la colonne d'eau était deux à trois fois plus élevé dans les baies où des sites d'aquaculture sont présents que dans celles où ils sont absents. De plus, les travaux de McAllister *et al.* (2021) ont permis de recueillir des individus de morue et de sébaste juvéniles et adultes présents sur des sites d'aquaculture dans la baie Fortune (T.-N.-L.). Grâce à l'utilisation d'isotopes stables et d'analyses d'acides gras terrestres, ils ont découvert des signes indiquant que les morues juvéniles bénéficieraient d'un apport énergétique provenant de l'exploitation. Les données relatives aux individus de morue et de sébaste adultes donnent à penser qu'ils ne bénéficient

pas d'un apport énergétique. En Norvège, des morues franches et d'autres gadidés ont souvent été observés regroupés dans la colonne d'eau directement à côté et en dessous des filets d'aquaculture (Uglen *et al.* 2014, Callier *et al.* 2018). La biomasse de poissons regroupés autour des sites d'aquaculture comprenait un mélange de gadidés, y compris la morue, et était généralement de l'ordre de plusieurs dizaines de tonnes de poissons.

Les poissons se regroupant à proximité des filets pourraient entraîner un déplacement vertical dans la distribution spatiale de la morue, étant donné que la profondeur maximale des filets d'aquaculture proposés est de 37 m, et que Lawson et Rose (2000) ont constaté que la profondeur médiane de la morue était de 60 m en avril et atteignait 38 m en octobre dans Placentia Bay. Les changements dans la distribution verticale de la morue peuvent modifier les régimes de température auxquels ils sont exposés, ce qui pourrait avoir des effets métaboliques sur la morue, car les processus métaboliques ont tendance à augmenter à des températures plus élevées (jusqu'à une certaine température maximale à laquelle les taux métaboliques ralentissent et peuvent entraîner la mort), ce qui pourrait modifier les taux de croissance (Baudron *et al.* 2014, Gillooly *et al.* 2001).

On sait que la morue consomme la nourriture utilisée en aquaculture (Dempster *et al.* 2009, McAllister *et al.* 2021), ce qui peut affecter la qualité et le goût de la morue; des pêcheurs de Terre-Neuve ont signalé des cas anecdotiques de morue provenant de baies où des installations d'aquaculture sont présentes et dont la chair était molle et possédait un goût indésirable. Les modifications de la distribution dues au fait que la morue est attirée par les cages peuvent également avoir une incidence sur la disponibilité de la morue pour les pêcheurs. Les regroupements de morues près des installations d'aquaculture peuvent également accroître les effets de la densité sur la population locale (p. ex., prédation accrue, cannibalisme), ce qui peut avoir des conséquences sur la mortalité naturelle de ce stock. Cette situation est particulièrement préoccupante pour la morue de la sous-division 3Ps de l'OPANO, car le stock se trouve actuellement dans la zone critique et connaît une mortalité naturelle élevée.

Il est possible que des larves de morue soient transportées par les courants locaux dans le parc à saumons proposé à partir des zones environnantes, ce qui augmenterait les densités de prédateurs en raison de la présence de poissons d'élevage dans les parcs en filet et des poissons juvéniles et adultes qui sont attirés par les parcs. Les larves de poisson connaissent des taux de mortalité extrêmement élevés et de légères modifications de leurs taux de croissance et de mortalité (p. ex., en raison d'une réduction de la disponibilité des proies et/ou d'une augmentation de la prédation) peuvent avoir des effets décuplés ou plus importants sur leur recrutement (Houde 1987).

### Interactions avec des espèces pélagiques

Les données relatives aux espèces pélagiques dans Placentia Bay sont modérément limitées. On ne dispose pas de données sur la biomasse du capelan (*Mallotus villosus*), mais on sait que le capelan est abondant dans Placentia Bay de manière saisonnière, du printemps à l'automne, d'abord sous forme d'adultes reproducteurs, puis sous forme d'œufs et de larves. Des populations hivernantes de capelans juvéniles peuvent également être présentes. Bien que l'on ne dispose pas de données sur la biomasse du maquereau (*Scomber scombrus*) dans Placentia Bay, on sait que le maquereau fréquente les eaux de Terre-Neuve de manière saisonnière pendant l'été et l'automne.

Un relevé acoustique du hareng de l'Atlantique a été effectué dans Placentia Bay en février 2016 et a permis de calculer une biomasse estimée à 19 834 t (MPO en préparation<sup>2</sup>). Les principales zones de distribution du hareng se trouvaient dans des eaux littorales similaires à celles utilisées pour les installations d'aquaculture (figure 8) et le hareng est susceptible d'utiliser les zones où sont implantées de telles installations.

Les installations d'aquaculture favorisent la croissance du phytoplancton et potentiellement du zooplancton (Suikkanen *et al.* 2013) en raison de l'eutrophisation due à l'augmentation des charges en éléments nutritifs (Bonsdorff *et al.* 1997, Callier *et al.* 2018). L'augmentation des charges en éléments nutritifs dans les baies côtières de Terre-Neuve, combinée au changement climatique, pourrait conduire à l'eutrophisation des côtes et à la formation de zones côtières hypoxiques (Justić *et al.* 1996, Laurent *et al.* 2018). On sait que ces zones ont un impact sur la productivité benthique et pourraient affecter la survie des œufs et des larves de poissons pélagiques en fonction de la structure de la colonne d'eau des zones hypoxiques et de la distribution verticale des œufs et des larves (Breitburg *et al.* 2003, Adamack *et al.* 2012).

La présence de concentrations élevées de phytoplancton et de zooplancton peut contribuer au regroupement de poissons pélagiques tels que le hareng dans les baies où se trouvent des élevages de saumon. De plus, l'éclairage utilisé dans l'installation d'aquaculture (p. ex., à des fins de navigation ou de sécurité) peut avoir pour effet de concentrer le zooplancton, les larves de poisson et les harengs adultes dans les eaux entourant l'installation (Stickney 1970). L'utilisation de l'éclairage la nuit, en particulier lorsque les larves sont abondantes, peut exposer les larves de hareng et de capelan à des taux de prédation accrus, car elles sont attirées par les lumières (Stickney 1970, Keenan *et al.* 2007), qui sont également des zones à forte concentration de prédateurs (poissons sauvages et saumons d'élevage).

Le regroupement de poissons piscivores et des petites espèces fourragères pélagiques est susceptible d'entraîner une augmentation des taux de mortalité de ces dernières (par rapport à leur distribution spatiale lorsqu'elles ne sont pas regroupées en raison de l'attraction causée par les exploitations salmonicoles). Les effets sont probablement plus importants sur le hareng que sur le capelan et le maquereau, car le hareng peut être présent toute l'année dans les eaux côtières (Bourne *et al.* 2018), tandis que le capelan passe la majeure partie de sa vie dans les eaux plus profondes du large (Mowbray *et al.* 2019) et le maquereau migre vers les eaux de Terre-Neuve sur une base saisonnière (Parsons et Hodder 1970). Cependant, ces trois espèces sont susceptibles de subir une pression de prédation accrue sur les individus aux premiers stades de leur vie si elles traversent des eaux occupées par des exploitations d'aquaculture. Des travaux sur le saumon atlantique d'élevage en Colombie-Britannique ont révélé des taux de prédation de 0,14 à 1,1 % (Hay *et al.* 2004, Johannes et Hay 2006).

Le regroupement des poissons à proximité des installations d'aquaculture peut également favoriser la propagation de maladies et de parasites entre les stocks de poissons sauvages et les poissons d'élevage. La création de nouveaux sites peut faciliter la propagation de maladies entre les sites d'aquaculture, car il réduit la distance et le temps de déplacement entre les sites pour les poissons sauvages qui peuvent se déplacer fréquemment entre les sites d'élevage (Uglen *et al.* 2009). La propagation de maladies est particulièrement préoccupante, car plus de 50 cas d'anémie infectieuse du saumon ont été recensés dans les eaux de Terre-Neuve depuis 2012,<sup>3</sup> bien que 18 d'entre eux provenaient de souches qui n'étaient pas connues comme causant la maladie. Toutefois, l'incidence sur les espèces de poissons sauvages vulnérables

---

<sup>2</sup> MPO. En préparation. Évaluation du hareng de l'Atlantique dans les divisions 3KLPs de l'OPANO jusqu'en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci.

<sup>3</sup> Agence canadienne d'inspection des aliments. [Endroits infectés par l'anémie infectieuse du saumon](#).

dépendra de la durée et de l'étendue de leur exposition au site proposé, de la concentration accrue d'agents pathogènes et de parasites, et de leur vulnérabilité relative aux infections et aux maladies dans les conditions environnementales de la zone en question.

En raison de l'emplacement des cages proposées à proximité du littoral, de la position relative de la colonne d'eau occupée par les espèces pélagiques de poissons fourragers et de leur abondance relative élevée dans l'écosystème, il est probable qu'ils se déplaceront près des cages de salmoniculture ou interagiront avec elles au cours de leurs cycles de production. Certaines recherches indiquent que le virus de l'anémie infectieuse du saumon (AIS) peut se propager chez le hareng de l'Atlantique et qu'il peut être un porteur asymptomatique du virus (Nylund *et al.* 2002). On sait que le hareng se déplace entre les baies et les zones extracôtières, parcourant des dizaines ou des centaines de kilomètres (Wheeler et Winters 1984).

Les travaux récents de Bouwmeester *et al.* (2021) ont identifié plusieurs moyens potentiels par lesquels les populations de poissons d'élevage peuvent affecter la dynamique des maladies des stocks de poissons sauvages. Plus précisément, les poissons d'élevage peuvent co-introduire dans leur nouvel environnement des parasites qui peuvent infecter leurs congénères et d'autres espèces sauvages, ce qui peut conduire à l'apparition de maladies. Les poissons d'élevage peuvent abriter des parasites provenant d'espèces hôtes sauvages, ce qui peut augmenter le nombre de parasites et la fréquence des infections parasitaires chez les hôtes sauvages lorsque les infections parasitaires se transmettent aux populations sauvages. Enfin, la présence de poissons d'élevage peut altérer la dynamique de transmission des parasites entre les espèces hôtes sauvages, ce qui pourrait modifier la dynamique des maladies chez les animaux sauvages. Collectivement, les effets des populations de poissons d'élevage sont susceptibles de dégrader la santé des poissons dans un écosystème en faisant augmenter les taux de maladie et de parasitisme.



Figure 8 : Lignes de transects des relevés et densité estimée de harengs dans Placentia Bay lors du relevé acoustique côtier de 2016.

### Interactions avec des espèces de salmonidés

Placentia Bay se trouve dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 10 et contient 31 rivières à saumon atlantique, dont plusieurs sont ciblées chaque année par la pêche récréative. La montaison de saumons dans deux de ces rivières a été suivie au cours des dernières décennies : Rivière Northeast (Placentia) et rivière Come By Chance. Depuis le moratoire sur la pêche commerciale de 1992, la montaison du saumon atlantique dans la rivière Northeast a été en moyenne de 827 saumons par an (fourchette : 298–1655). Toutefois, plus récemment (2016–2021), la montaison a été en moyenne de 556 saumons par an. Cette population a été évaluée comme étant dans la zone saine chaque année, sauf en 2020, où elle a été évaluée comme étant dans la zone critique (MPO 2022c). La montaison du saumon atlantique dans la rivière Come By Chance a été suivie en 2021, mais le dénombrement de 78 saumons était incomplet en raison des conditions environnementales (MPO 2023). En date du 11 septembre 2022, les dénombrements préliminaires suggèrent qu'au moins 187 saumons sont entrés dans la rivière Come By Chance cette année.

Ces dernières années, le Secteur des sciences du MPO (Section des salmonidés) a utilisé la télémétrie acoustique pour comprendre la résidence, la survie et les mouvements des smolts de saumon atlantique dans deux rivières du nord-ouest de Placentia Bay (figure 9). Au cours de l'étude de trois ans, un total de 132 smolts (51 en 2018, 39 en 2019 et 42 en 2021) ont été

marqués avec des émetteurs acoustiques. Tous les smolts marqués en 2021 provenaient de la rivière Bay de l'Eau. Chaque année, plusieurs smolts marqués se sont déplacés dans la zone d'étude principale de la mi-mai au début du mois de juillet et sont généralement restés dans le réseau de récepteurs pendant 6 à 8 semaines (figure 9, figure 10). En 2021, 5 des 42 smolts marqués ont été détectés par les récepteurs acoustiques déployés par la Section des poissons de fond du Secteur des sciences du MPO pour étudier les mouvements de la morue franche dans le chenal ouest au large de l'île Merasheen et du côté est de Placentia Bay au cours de la dernière semaine de juin et de la première semaine de juillet (figure 9). En 2021, une balise acoustique avec des capteurs de température et de profondeur a été insérée dans un smolt de la rivière Bay de l'Eau et a été détectée près de 3 000 fois dans le réseau de récepteurs. Ce smolt occupait principalement des zones présentant des températures de l'eau comprises entre 5 et 10 °C (moyenne = 7,8 °C) et des profondeurs inférieures à 10 m (moyenne = 5,0 m). Lorsqu'elles sont prises en compte ensemble, ces données peuvent indiquer que les îles des régions nord-ouest et nord-est de Placentia Bay sont un habitat d'alevinage utilisé par le saumon atlantique sauvage au cours des premiers mois de la migration en mer avant de se déplacer vers le sud et de quitter Placentia Bay plus tard au cours de l'été ou de l'automne. Le risque que les smolts de l'Atlantique sauvages en migration provenant des populations de Placentia Bay soient exposés aux cages situées dans cette région, y compris à l'emplacement proposé sur Goat Island, est élevé.

Les données sur les captures commerciales de saumon et les retours de balises indiquent que des saumons provenant de toute la côte sud et du Canada atlantique sont présents dans la région du sud de Terre-Neuve. Reddin et Lear (1990) décrivent les retours de balises de la pêche commerciale. Les saumons marqués dans Placentia Bay ont été en grande partie recapturés dans les baies Placentia et St. Mary's, bien que quelques recaptures aient eu lieu autour de Terre-Neuve et dans deux rivières du golfe du Saint-Laurent. Des saumons marqués dans la région de St. Lawrence (1973), dans Placentia Bay (1975) et sur toute la côte est ont été recapturés sur la côte sud (p. ex., Burgeo, Port aux Basques) et dans toutes les Maritimes (Reddin et Lear, 1990). Les données historiques sur les captures commerciales et récréatives dans le sud de Terre-Neuve (May et Lear 1971, Lear 1973, Reddin et Short 1981, Ash et O'Connell 1987) corroborent cette constatation. Les données génétiques récentes issues de l'analyse de la pêcherie mixte de Saint-Pierre-et-Miquelon (rapport 2020 du groupe de travail sur le saumon atlantique Nord [WGNAS] du Conseil international pour l'exploitation de la mer [CIEM]) étaient dominées par les contributions des régions du golfe et de la péninsule gaspésienne et présentaient une contribution plus faible de la côte nord-est de Terre-Neuve. Ces ensembles de données historiques indiquent que les saumons qui occupent Placentia Bay à une ou plusieurs périodes de leur migration ou de leur cycle de vie peuvent interagir avec des populations situées en dehors de leur unité de gestion (ZPS 10). Les agents pathogènes et les parasites peuvent potentiellement être transmis aux poissons migrateurs et représentent une source importante d'impact potentiel qui ne n'est pas associée à des événements de fuite.



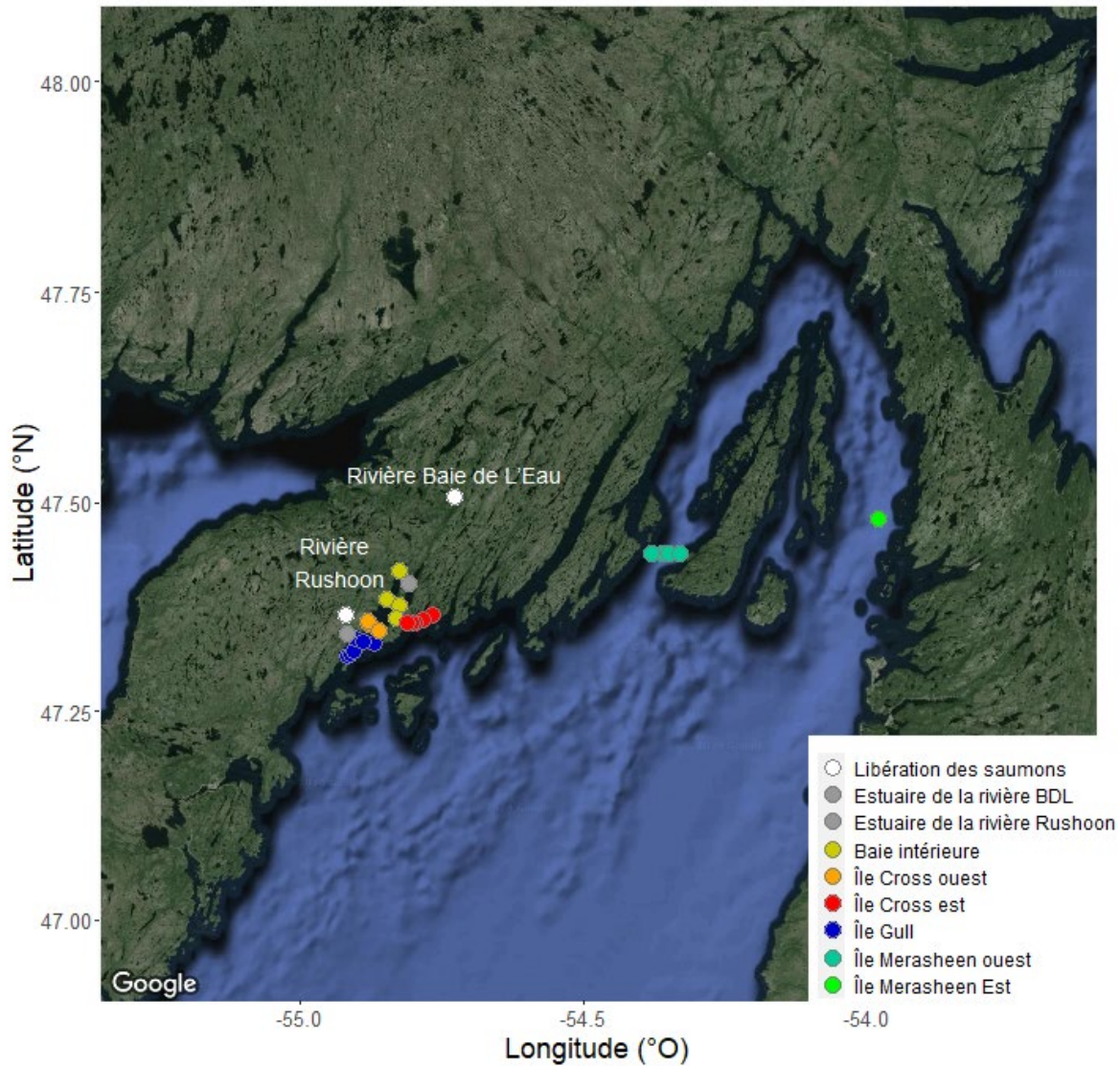


Figure 9 : Carte des récepteurs acoustiques déployés (2018, 2019 et 2021) pour repérer les endroits où les smolts de saumon atlantique marqués ont été détectés, dont 20 ont été déployés dans le nord-ouest de Placentia Bay par la Section des salmonidés du Secteur des sciences du MPO et 5 ont été déployés près de l'île Merasheen et dans l'est de Placentia Bay par la Section des poissons de fond du Secteur des sciences du MPO.

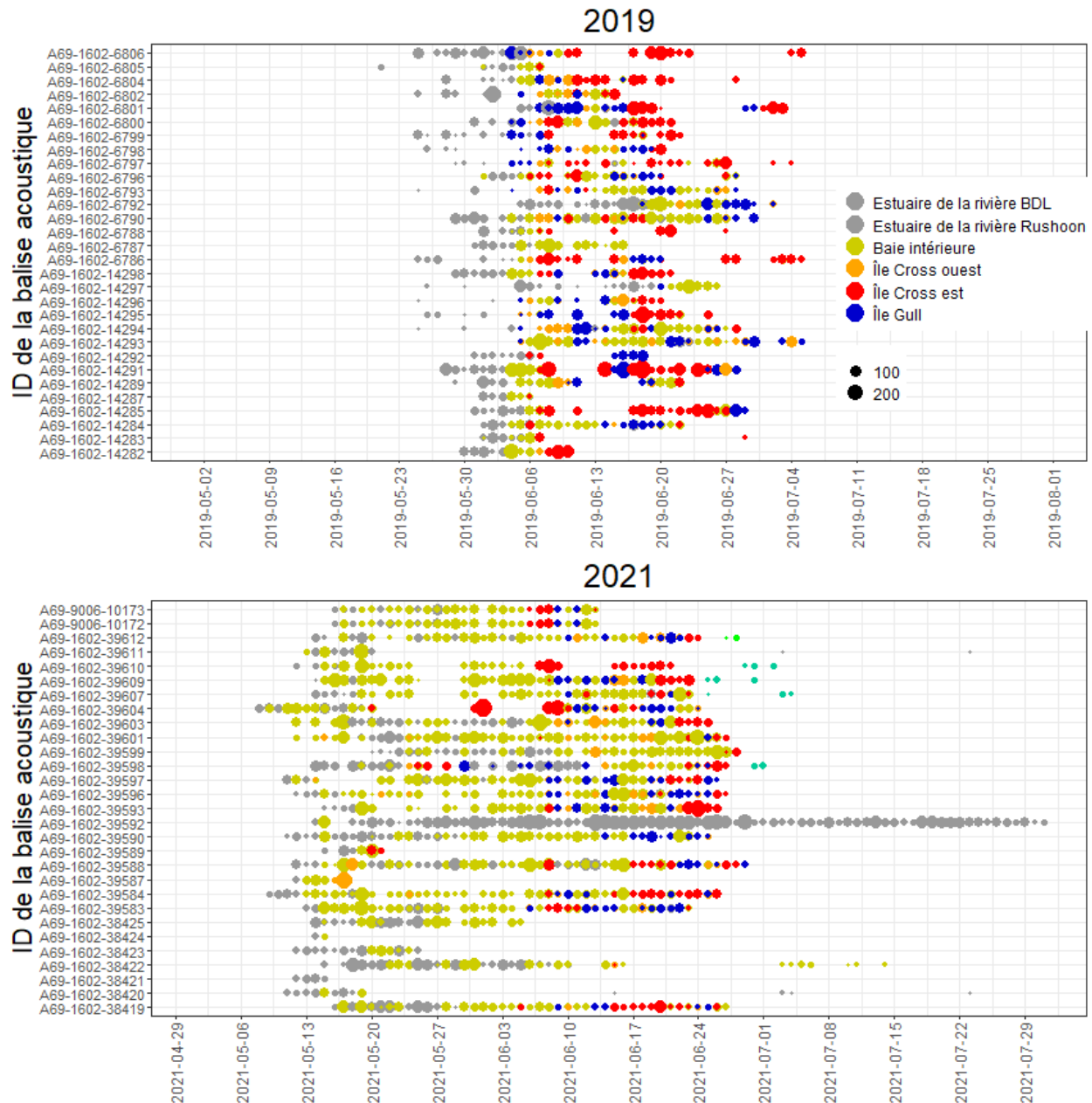


Figure 10 : Graphique de dénombrement montrant les détections par jour pour les smolts de saumon atlantique avec une balise acoustique dans la rivière Baie de l'Eau (2019 et 2021) et dans la rivière Rushoon (2019 uniquement). Les détections ont été regroupées pour chaque jour et pour l'ensemble des récepteurs du réseau. Les points sont colorés pour représenter la zone du réseau de récepteurs où les détections ont eu lieu (voir figure 9).

### Organismes nuisibles et agents pathogènes

La pisciculture marine dans des parcs en filet ne présente aucune barrière à l'échange d'agents pathogènes et d'organismes nuisibles avec l'environnement. L'eau circule librement dans les parcs en filet et les agents pathogènes potentiels peuvent entrer en contact à la fois avec les poissons sauvages et les autres populations de poissons d'élevage (Johansen *et al.*, 2011).

Un nombre important et croissant d'études (Dionne *et al.* 2007, 2009, Tonteri *et al.* 2010, Consuegra *et al.* 2011, Kjaerner-Semb *et al.* 2016, Pritchard *et al.* 2018, Zueva *et al.* 2018, Lehnert *et al.* 2020) indique que les populations de saumon sauvage sont adaptées aux agents pathogènes courants et que l'introduction de nouveaux agents pathogènes pourrait entraîner le déclin des populations. Plusieurs études récentes menées en Europe ont recueilli des données appuyant l'hypothèse d'un transfert des agents pathogènes des saumons d'élevage aux saumons sauvages (Garseth *et al.* 2013, Madhun *et al.* 2015, 2018, Nylund *et al.* 2019).

Les informations sur les organismes nuisibles et les agents pathogènes dans les élevages de saumon à T.-N.-L. se limitent aux exigences réglementaires et liées aux rapports publics sur les permis. Les exigences du gouvernement de T.-N.-L. associées aux permis pour la déclaration d'incidents sont décrites dans ses « Aquaculture Operator Incident Reporting Guidelines » et précisent les exigences en matière de déclaration de mortalité anormale, de maladies et d'évasions supposées ou confirmées. Les exploitants en aquaculture satisfont à ces exigences grâce aux déclarations de l'industrie publiées sur le site Web de la Newfoundland Aquaculture Industry Association (NAIA). De plus, les nombres mensuels agrégés concernant l'abondance du pou du poisson doivent être rendus publics en tant qu'exigence d'octroi de permis, et le site Web est utilisé pour satisfaire à cette exigence.

La Division de la santé des animaux aquatiques du gouvernement de T.-N.-L. a publié un résumé d'une page sur la santé des animaux aquatiques qui décrit brièvement les audits et les visites de sites des concessions d'aquaculture à T.-N.-L. Le résumé comprenait les maladies, les virus à déclaration obligatoire de l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) et les parasites identifiés lors des inspections sanitaires des animaux aquatiques menées en 2015, ainsi qu'une liste de 20 maladies historiquement détectées chez les poissons sauvages et d'élevage à T.-N.-L.

#### *Maladies à déclaration obligatoire*

Les maladies à déclaration obligatoire sont d'une grande importance pour la santé des animaux aquatiques. Les personnes, les organisations et les entreprises qui possèdent ou travaillent avec des animaux aquatiques et qui ont connaissance d'une maladie à déclaration obligatoire ou qui la soupçonnent sont tenues par la loi d'en informer l'ACIA. À ce jour, deux maladies de ce type ont été signalées chez les poissons de Terre-Neuve : le virus de l'anémie infectieuse du saumon (AIS; total de 25 entrées) et la septicémie hémorragique virale (SHV; total de 3 entrées; ACIA 2021a, 2021b).

L'AIS est considérée comme endémique au Canada atlantique et est couramment détectée dans l'aquaculture marine du saumon atlantique à des niveaux qui ne causent normalement pas de maladies (non virulent; MPO 2020a). Il y a eu au moins un cas confirmé d'infection virulente ou non virulente par an entre 2012 et 2021 chez le saumon atlantique de Terre-Neuve (ACIA 2021a). Cela comprend la récente détection positive de l'AIS chez deux poissons dans un élevage de saumon atlantique sur la côte sud de Terre-Neuve qui a nécessité le retrait des poissons élevés dans la même cage afin d'atténuer le risque de propagation du virus (ASF 2020).

Des infections par le virus de la SHV (VSHV) ont été signalées chez plus de 80 espèces, dont des salmoniformes (saumon, truite, corégone; Garver et Hawley 2021). Malgré la capacité du VSHV à infecter une large gamme d'hôtes, les espèces ne présentent pas toutes la même sensibilité à tous les génotypes du VSHV (Garver et Hawley 2021). Depuis 2013 à Terre-Neuve, il a été confirmé que certains harengs de l'Atlantique étaient infectés par le VSHV dans au moins un cas au cours de chacune des trois années (2016, 2019 et 2020) et aucune détection n'a été signalée chez le saumon atlantique (ACIA 2021b). En raison de l'emplacement proposé des cages, de la position relative de la colonne d'eau occupée par le hareng et de

l'abondance relative du hareng dans l'écosystème, il est probable que le hareng sauvage passera devant les cages ou interagira avec elles au cours du cycle de production, ce qui pourrait augmenter la possibilité de transmission du virus.

#### *Pou du poisson*

Le pou du poisson s'attaquant au saumon est un petit ectoparasite présent naturellement qui peut poser un risque important pour la santé du saumon atlantique d'élevage et sauvage lorsqu'il est présent à certains seuils de densité chez les hôtes (Krkosek 2010). La prévalence et l'abondance de *Lepeophtheirus salmonis*, le pou du poisson affectant le plus communément le saumon atlantique d'élevage (Saksida *et al.* 2015), varient en fonction de l'origine du poisson (c.-à-d. élevage ou sauvage). Le pou du poisson peut se propager d'une exploitation à l'autre; les effets de l'infestation par le pou du poisson sur la productivité des populations de saumon sauvage et la gestion du contrôle qui en découle pour l'aquaculture du saumon ont fait l'objet de nombreuses études au cours des dernières décennies (Brooks 2009, Krkošek *et al.* 2011, Torrissen *et al.* 2013).

La survie des smolts sauvages peut être affectée par l'exposition au pou du poisson. Il a été démontré que les smolts unibermarins en migration connaissent une diminution des remontes vers les rivières natales et un changement dans les relations entre le climat océanique et les remontes; les rivières ont connu des taux de montaison moindres les années suivant des quantités élevées de poux dans les élevages de saumon à proximité (Shephard et Gargan 2021). L'ampleur du déclin de la population sauvage au cours des années d'éclosions de pou du poisson dans les élevages de saumon variait entre 12 et 50 % (Shephard et Gargan 2017, Thorstad et Finstad 2018). De plus, le traitement prophylactique des smolts en migration contre le pou du poisson a entraîné une probabilité de survie 55 fois plus élevée (Bøhn *et al.* 2020). Bien qu'il n'existe aucune donnée sur la mortalité induite par le pou du poisson dans Placentia Bay, on peut s'attendre à ce que l'ajout de 2 millions de poissons d'élevage dans la baie augmente à la fois la prévalence des pathogènes endémiques et du pou du poisson dans la zone en raison de l'abondance accrue des poissons hôtes.

#### *Sensibilité accrue des poissons triploïdes aux maladies*

Placentia Bay compte actuellement 13 sites d'aquaculture titulaires d'un permis répartis dans trois ZGB. Chaque site est autorisé à accueillir un maximum de 2 millions de poissons. Toutefois, chaque ZGB pourra accueillir un maximum de 7 millions de poissons. Il est possible qu'un maximum de 14 millions de poissons d'élevage soit présent dans Placentia Bay si les ZGB contenant les deux classes d'âge de grossissement sont entièrement empoissonnées.

Les données relatives au sud de Terre-Neuve indiquent que les épidémies associées à l'élevage de saumon sont fréquentes, mais aucune étude n'a encore examiné les effets sur le saumon sauvage. Le promoteur a reconnu la possibilité que les poissons triploïdes soient moins résistants aux pathogènes et aux parasites dans leurs applications et a inclus une liste de mesures d'atténuation essentielles au maintien de la santé des poissons. Toutefois, étant donné que des données récentes provenant de la Norvège semblent indiquer des augmentations significatives de la sensibilité aux maladies chez les saumons triploïdes norvégiens (Stien *et al.* 2019), il est recommandé de prendre des mesures supplémentaires pour détecter toute augmentation de la sensibilité aux maladies ou aux infections et de mettre en place des mesures d'atténuation, le cas échéant.

Si des taux plus élevés de susceptibilité aux maladies sont présents chez les saumons triploïdes du sud de Terre-Neuve, cela pourrait augmenter les risques pour les saumons sauvages de la région.

### Sommaire

Plusieurs rivières à saumon atlantique ciblées chaque année par la pêche récréative se jettent dans Placentia Bay. Tout impact à long terme de la transmission de maladies ou de parasites aux smolts sauvages pourrait avoir des répercussions négatives sur l'abondance de ces populations et avoir des conséquences à long terme sur les activités de pêche récréative. Les saumons juvéniles de la rivière Bay de l'Eau et de la rivière Rushoon semblent utiliser les petites îles de la région pendant 6 à 8 semaines avant de se déplacer plus au sud dans la baie (Nicolas Kelly, données non publiées); il est donc plausible que l'ajout du site proposé ait un impact potentiel sur les populations sauvages en augmentant la transmission de maladies et de parasites.

L'impact des sites d'élevage de saumon atlantique sur la santé des espèces de poissons sauvages sensibles dépendra de l'état de santé du saumon atlantique d'élevage, de la durée et de la proportion de l'exposition des espèces sauvages sensibles aux nouveaux sites d'élevage, de la concentration d'agents pathogènes et de parasites sur les sites d'élevage et à proximité de ceux-ci, et de la sensibilité des poissons sauvages aux infections et aux maladies dans les conditions environnementales rencontrées dans Placentia Bay.

### Saumons qui s'échappent de l'aquaculture

Les saumons d'élevage fugitifs qui interagissent avec des congénères sauvages peuvent entraîner une diminution de la condition physique des populations sauvages par le biais d'interactions écologiques et génétiques. De plus, la transmission de maladies ou de parasites aux smolts sauvages peut également avoir des effets négatifs sur l'abondance des populations locales. La proximité du site proposé avec plusieurs rivières à saumons pourrait avoir un impact sur le comportement, la résidence et la survie des smolts au cours de la première phase de leur migration en mer.

Les études génétiques réalisées au cours de la dernière décennie ont mis en évidence une hybridation généralisée entre le saumon sauvage et les saumons d'élevage fugitifs dans le sud de Terre-Neuve et dans les Maritimes (Holborn *et al.* 2022, Keyser *et al.* 2018, Sylvester *et al.* 2019, Wringe *et al.* 2018). Il existe une corrélation entre l'ampleur des effets génétiques attribuables aux saumons d'élevage fugitifs sur les populations sauvages et la biomasse des saumons d'élevage dans les cages à proximité. Des travaux récents menés dans la région donnent à penser que les petites populations des rivières accessibles pourraient être les plus menacées (Sylvester *et al.* 2019). Dans le sud de Terre-Neuve, la maturation précoce des tacons mâles hybrides sauvage-élevage a été documentée, ce qui accélère probablement l'introggression (c.-à-d. le transfert de matériel génétique des saumons d'élevage fugitifs vers les populations sauvages) et les impacts génétiques qui en découlent (Holborn *et al.* 2022). Dans l'ensemble, les études menées au cours de la dernière décennie indiquent que les impacts génétiques causés par les saumons d'élevage fugitifs sont présents dans le sud de Terre-Neuve, bien qu'une grande incertitude subsiste quant à leur ampleur. Dans le contexte de cette évaluation de site, l'utilisation de saumons d'origine européenne ou d'individus ayant des ancêtres européens ajoute une incertitude significative et pourrait augmenter l'impact potentiel des fugitifs sur les populations sauvages (Bradbury *et al.* 2022), bien que l'utilisation de saumons triploïdes/stériles sur le site de Goat Island atténue considérablement ce risque et cette incertitude en ce qui concerne les interactions génétiques directes (DFO 2016).

La distribution des saumons fugitifs dans la nature dans le cadre du régime de production proposé (existant et agrandissement proposé) a été modélisée à l'aide d'un modèle spatial de dispersion et de survie (Bradbury *et al.* 2020). Les prévisions du modèle pour les différentes rivières ont été évaluées par rapport à un seuil de 10 % pour la proportion de fugitifs par rapport à la taille de la population sauvage, au-delà duquel un déclin démographique et des

changements génétiques chez les populations sauvages ont été prédits (Bradbury *et al.* 2020). La taille des populations sauvages a été estimée sur la base de la superficie de l'habitat et corrigée pour tenir compte des déclinés récents des populations en comparant avec les données récentes d'évaluation du saumon (MPO 2022). Le nombre de fugitifs attendus par unité de production a été estimé à l'aide des données provenant de la Norvège (2011-2021) et de Terre-Neuve concernant la production maximale autorisée et les événements de fuite, c'est-à-dire environ 0,2 fugitif par tonne de production, et comparé à une valeur corrigée (c.-à-d. 0,4) pour les événements de fuite non déclarés, selon la méthode décrite par Skilbrei *et al.* (2015). Le modèle tient compte des périodes de jachère et des pertes de production, comme l'indique le promoteur, et suppose un poids à la récolte de 5 kg.

Les interactions génétiques directes potentielles résultant de ce site d'expansion de l'aquaculture proposé (2 millions d'individus/site) sur le côté est de Placentia Bay ont été examinées en utilisant une combinaison de données empiriques (nord-américaines et européennes) et une modélisation basée sur les individus et sur la dispersion, selon la méthode décrite par Bradbury *et al.* (2020). L'utilisation de saumons d'origine européenne par le promoteur augmente probablement l'impact génétique des fugitifs sur le saumon atlantique sauvage de T.-N.-L., et l'utilisation exclusive de femelles triploïdes stériles a donc déjà été recommandée (DFO 2016). D'après la littérature disponible et les résultats des tests, il semble probable qu'un taux de réussite de 98 % soit attendu pour la triploïdisation et la stérilisation, et nous supposons que 2 % des saumons d'élevage de ce site sont des individus diploïdes. L'objectif est ici de quantifier spécifiquement les interactions génétiques directes résultant du croisement entre les saumons sauvages et les saumons fugitifs, nous évaluons donc le nombre de saumons diploïdes ou capables de se reproduire potentiellement présents (c.-à-d. 2 % du nombre total de la production). Le modèle prend en compte 20 % de pertes de production, comme mentionné dans la demande. Dans le scénario probable où 2 % des poissons d'élevage de Placentia Bay sont diploïdes, les simulations de dispersion des fugitifs suggèrent qu'il n'y a pas d'augmentation significative du nombre de fugitifs (<1 % d'augmentation). Dans ces conditions, aucune des rivières à saumon du sud de Terre-Neuve situées à l'est de la péninsule de Burin (UD du sud-est de Terre-Neuve) ne devrait contenir une population qui dépasse 10 % de saumons fugitifs diploïdes avant et après l'inclusion du site proposé (figure 11). Au niveau régional (à l'est de la péninsule de Burin), la proportion de fugitifs diploïdes ne dépasse pas 10 % et devrait être inférieure à 1 % pour une proportion de 0,2 et 0,4 saumon fugitif diploïde par tonne de production. L'inclusion indiquée d'un programme de surveillance des fugitifs dans Placentia Bay et la capacité de traçabilité de ceux-ci constituent des moyens supplémentaires d'évaluation et d'atténuation des risques pour le saumon sauvage dans la région associée à ce site.



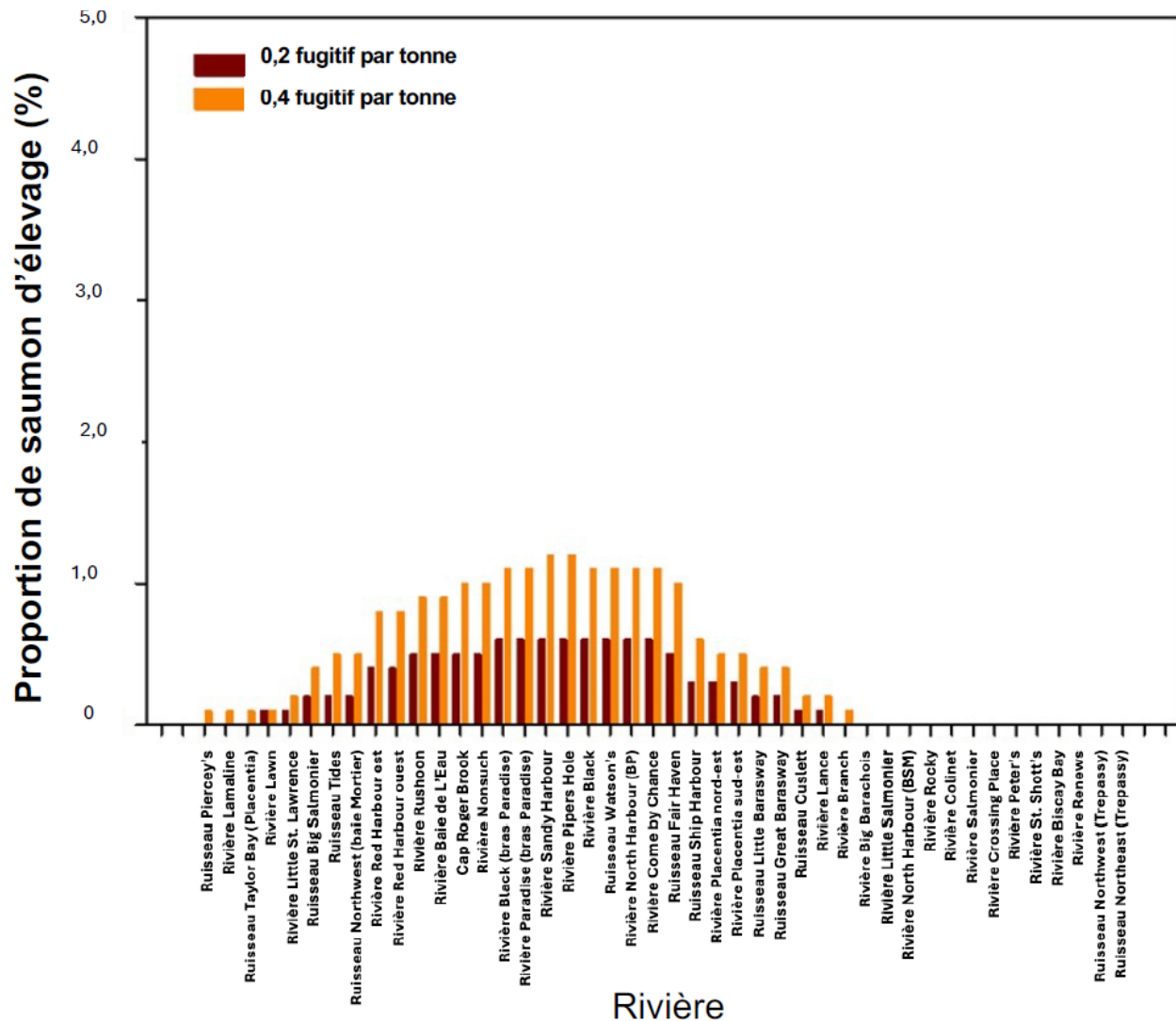


Figure 11 : Proportion prévue de saumons d'élevage fugitifs dans les rivières du sud de Terre-Neuve par rapport à la taille de la population sauvage avec l'inclusion du site de Goat Island. Les barres brunes indiquent les simulations utilisant 0,2 fugitif par tonne de production et les barres orange indiquent 0,4 fugitif par tonne de production, voir le texte et Bradbury et al. 2020 pour plus de détails.

### Poissons-nettoyeurs fugitifs

Les poissons-nettoyeurs tels que les labridés et la lompe (*Cyclopterus lumpus*) sont de plus en plus utilisés en aquaculture comme moyen de contrôle biologique contre le pou du poisson dans d'autres pays, tels que la Norvège (Blanco Gonzalez et de Boer 2017) et l'Irlande (Bolton-Warberg 2018). Dans le Canada atlantique, l'industrie a commencé à utiliser la lompe comme poisson-nettoyeur dans l'élevage du saumon. Le promoteur l'inclut dans sa demande pour le site proposé. Cependant, comme pour le saumon atlantique, la recherche indique que les interactions génétiques entre les poissons-nettoyeurs fugitifs et les populations sauvages doivent être prises en compte, car des impacts négatifs sont probables (Blanco Gonzalez *et al.* 2019, Faust *et al.* 2018, 2021). Les relevés plurispécifiques de printemps de la région de T.-N.-L. du MPO dans la sous-division 3Ps ont indiqué des déclin d'environ 58 % dans l'abondance de la lompe entre 1996 et 2014 (Simpson *et al.* 2016). En conséquence, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné la lompe comme étant

menacée dans les eaux canadiennes en 2017 (COSEPAC 2017). Bien que la lompe des eaux canadiennes ait été évaluée comme une seule UD (COSEPAC 2017), une analyse génétique récente (Ian Bradbury, comm. pers.) semble indiquer la présence d'une population septentrionale distincte qui comprend le sud de Terre-Neuve, et une structuration supplémentaire au sein de ce groupe autour de l'île de Terre-Neuve. Une grande incertitude demeure quant à l'impact potentiel de l'agrandissement proposé sur les populations locales de lompe. Cependant, étant donné le statut de cette espèce dans la région et les éléments probants indiquant que les poissons-nettoyeurs ont un impact génétique négatif sur les populations sauvages ailleurs dans le monde, il existe une possibilité d'interactions négatives dans le sud de Terre-Neuve.

### **Empêtrément**

L'empêtrément d'espèces sauvages appartenant à la mégafaune (p. ex. poissons sauvages, mammifères marins, tortues, requins) associé à l'implantation des infrastructures représente également des interactions potentiellement associées aux sites d'aquaculture. L'empêtrément peut entraîner la noyade, des blessures directes par les cordes et les filets, la fatigue et l'inanition. Les interactions qui entraînent la mort de la mégafaune ont considérablement diminué au cours des deux dernières décennies grâce à l'amélioration des filets anti-prédateurs, à l'amélioration des techniques d'ancrage et à l'élimination rapide des attractifs, comme les poissons morts (MPO 2022d).

#### *Baleines*

Les données font défaut concernant la répartition des mammifères marins dans la zone de concession pour l'installation d'aquaculture à l'étude, car peu d'études scientifiques ont été réalisées dans la zone côtière de Placentia Bay. Dans ce cas, les connaissances écologiques locales et traditionnelles recueillies lors des consultations constitueraient un atout précieux pour évaluer le risque d'empêtrément. La répartition de plusieurs espèces chevauche la zone à l'étude, notamment certaines baleines (rorqual bleu, rorqual commun, rorqual à bosse, petit rorqual, rorqual boréal, baleine noire de l'Atlantique Nord, cachalot), plusieurs espèces de dauphins et le marsouin commun. D'après des données d'observations opportunistes et systématiques, ces cétacés peuvent être présents dans les eaux de Terre-Neuve tout au long de l'année, avec des pics d'abondance saisonniers se produisant généralement en été et en automne.

Les données sur l'empêtrément de cétacés associé aux infrastructures d'aquaculture ne sont généralement pas disponibles au Canada. La Colombie-Britannique fournit des données sur les mortalités de mammifères marins dans les sites d'aquaculture marine de 1990 à 2022 (MPO 2022d). Entre 1990 et 2015, deux mortalités de cétacés ont été signalées : un marsouin commun et un rorqual à bosse ont été retrouvés morts à un site d'aquaculture, mais la cause du décès n'a pas été déterminée. Entre 2016 et 2021, cinq cas d'empêtrément de rorqual à bosse ont été signalés à des sites d'aquaculture en Colombie-Britannique, dont deux ont été mortels. Le MPO (2022d) a noté que le rorqual à bosse, comme les autres cétacés à fanons, est plus sujet à l'empêtrément parce qu'il n'utilise pas l'écholocalisation pour la navigation et que le nombre d'individus présent dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique a augmenté au cours des dernières années. À Terre-Neuve, aucun cas d'empêtrément de cétacés dans des filets d'aquaculture n'a été signalé à ce jour. Toutefois, en 2018, un rorqual à bosse s'est empêtré dans un filet maillant déployé pour capturer des saumons d'élevage fugitifs dans la baie Hermitage. Il fut libéré plus tard dans la journée.

### Phoques

Des espèces de phoques telles que le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*) fréquentent régulièrement la baie de Connaigre et des échoueries peuvent se trouver dans la zone de concession, en particulier près des îles et des rochers. Le risque d'empêchement peut être plus élevé pour les pinnipèdes que pour les cétacés et les tortues de mer, car ils peuvent être attirés par les filets des cages en raison des proies potentielles qui s'y trouvent. Les phoques communs sont présents toute l'année, tandis que les phoques gris sont présents sur une base saisonnière; ils arrivent à la fin du printemps et repartent à la fin de l'automne.

Comme pour les cétacés, les données sur l'empêchement de pinnipèdes associés aux infrastructures d'aquaculture ne sont généralement pas disponibles au Canada. En C.-B., les mammifères marins connaissant le plus fréquemment la mort à des sites d'aquaculture sont le phoque commun et l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*); cependant, la grande majorité des décès proviennent de mortalités autorisées avant mars 2020. Le MPO (2022d) a fourni des données publiques sur les mortalités de mammifères marins (autorisées et accidentelles) pour 2011 à 2022. Au cours de cette période, 78 mortalités autorisées et 50 noyades accidentelles ont été signalées pour le phoque commun. À Terre-Neuve, aucun empêchement de pinnipède dans des filets d'aquaculture n'a été signalé à ce jour.

### Tortues

La tortue luth et la tortue caouanne fréquentent les eaux de Terre-Neuve en été et en automne pour se nourrir, mais ne nichent pas au Canada. Il a été déterminé que Placentia Bay renferme un habitat important pour la tortue luth, et l'on sait que celle-ci fréquente toute la baie (DFO 2012, Wells *et al.* 2019). La tortue caouanne est généralement présente au large le long de la bordure du plateau continental et au-delà, du banc de Georges au sud des Grands Bancs en été (MPO 2020a) et ne devrait pas se trouver dans la zone proposée pour la concession de l'installation d'aquaculture à l'étude. À Terre-Neuve, aucun cas d'empêchement de tortue dans des parcs en filet utilisé pour la pisciculture n'a été signalé à ce jour. Bien que l'empêchement et la noyade qui s'ensuit soient préoccupants, le risque d'empêchement est considéré comme faible sur le site proposé.

### Requins

Le grand requin blanc fréquente les eaux canadiennes de façon saisonnière, y compris sur la côte sud de Terre-Neuve et dans Placentia Bay, principalement dans les eaux peu profondes (<50 m) et les profondeurs mésopélagiques (200 à 500 m). Le risque d'attraction et d'empêchement présenté par les cages marines pour les grands poissons pélagiques (p. ex., thons et requins) a déjà été documenté, et une présence accrue du grand requin blanc a été observée le long de la côte sud ces dernières années, y compris dans Placentia Bay. Le grand requin blanc est un prédateur opportuniste qui se nourrit d'une grande variété de proies. Le risque d'empêchement de ce dernier dans les cages marines ne peut donc pas être négligé. Toutefois, la présence du grand requin blanc dans les eaux côtières de Terre-Neuve est considérée comme rare et l'habitat pélagique occupé par l'espèce est vaste (c.-à-d. à l'échelle du bassin océanique), ce qui laisse croire que tout impact résultant des activités d'aquaculture proposées au niveau de l'espèce ou de la population, et de son habitat, est négligeable. À ce jour, on n'a signalé aucun empêchement de grand requin blanc dans l'équipement de pisciculture marine au Canada atlantique.

## Lignes directrices du RAA

Le Secteur des sciences du MPO suggère d'intégrer des lignes directrices régionales plus normatives dans le RAA, afin d'améliorer la qualité des renseignements fournis par le promoteur. Ces lignes directrices devraient comprendre :

- La collecte des profils de température et de salinité au site concerné pendant la saison d'alimentation maximale prévue pour l'ensemble de la colonne d'eau, ainsi que de l'oxygène dissous (OD) dans la couche supérieure. La collecte de mesures de courants marins au site concerné, de préférence à l'aide d'un profileur de courants ou, si l'on utilise des appareils à point unique, à des profondeurs représentatives de la structure de l'eau (c.-à-d. masses d'eau) pendant la saison prévue d'alimentation maximale et pendant au moins trois mois. Cela permettrait d'obtenir les informations nécessaires à l'exécution d'un modèle de sédimentation avec un degré de confiance raisonnable. Idéalement, une année complète de données de profils de température, de salinité et de courants au site concerné permettrait d'obtenir une connaissance plus complète et des estimations plus fiables.
- Une description appropriée du modèle, comprenant les détails des variables d'entrée, les justifications pour le choix des profondeurs des courants utilisés comme forçage du modèle (si le modèle exige que cette profondeur soit fournie; p. ex., DEPOMOD), et l'utilisation d'une gamme complète de vitesses de descente (remarque : la perte fractionnelle du floc à descente lente pourrait devoir être déterminée).
- Une représentation climatologique des conditions de température présentes au site concerné, si elle est disponible, ou pour la région où le site est situé afin de vérifier les risques potentiels d'événements de températures extrêmes (p. ex., consultation des archives de la Section des données sur le milieu marin du MPO).
- Une estimation de la demande en oxygène de l'élevage ou de la cage et de sa disponibilité dans l'environnement (p. ex., à l'aide de mesures de l'OD au cours d'une année). Cela permettrait d'obtenir une estimation de la capacité de charge afin d'élaborer des mesures d'atténuation plus robustes en cas de vagues de chaleur ou de faible disponibilité d'OD.
- Une estimation de la charge en éléments nutritifs (azote et phosphore) provenant du site proposé.
- Une description des risques potentiels associés aux changements climatiques propres au site et à la région, qui peut être basée sur les publications scientifiques disponibles.

Il est également suggéré que le MPO demande, archive et produise les données relatives à l'environnement physique pour chaque demande de site (y compris la revue) afin d'améliorer la transparence et l'acceptation sociale.

## SOURCES D'INCERTITUDE

### Données océanographiques et résultats des modèles

Les ZEP sont calculées à partir des données de courants marins fournies par le promoteur. Le promoteur s'est efforcé de mesurer les courants marins à différentes profondeurs au site proposé; cependant, les moyens utilisés pour mesurer les courants ne permettent pas de comprendre clairement la variabilité dans toute la colonne d'eau. Le promoteur a utilisé des profileurs de courant dans les 28 premiers mètres de la surface de l'eau et des mesures ponctuelles à l'aide de courantomètres à trois autres niveaux plus profonds, ce qui ne permettait pas de décrire de façon détaillée la structure de l'ensemble de la colonne d'eau. Cela constitue une limitation pour la détermination d'une valeur conservatrice de la vitesse du courant. Ainsi,

seules des données limitées couvrant une partie de la colonne d'eau ont pu être utilisées pour faire le calcul. De plus, les mesures de courants n'ont été réalisées qu'à un seul endroit pendant une partie de la saison (moins de 60 jours), ce qui ne permet pas non plus d'évaluer la variabilité saisonnière. Les données de courants disponibles ne correspondent pas à la période d'alimentation maximale prévue (été-automne). Par conséquent, les ZEP présentées correspondent aux conditions qui seraient remplies à la fin de l'automne (c.-à-d. la saison où les données ont été recueillies). Le calcul de la ZEP de premier ordre suppose que le courant est homogène dans l'espace et constant au cours des saisons. Cela peut influencer les estimations de l'exposition, des zones de dépôt et des intensités sur la zone concernée et sur la période de l'année. La validation et l'analyse de sensibilité des modèles de transport et de dépôt sont en cours pour la région de T.-N.-L. Les incertitudes concernant les dépôts estimés peuvent être importantes; elles sont inconnues pour les résultats de dispersion du promoteur.

En ce qui concerne la modélisation des dépôts, le promoteur a utilisé le modèle de circulation hydrodynamique côtière 3D, Delft3D-FLOW (Deltares 2022), avec une version imbriquée à plus haute résolution spatiale autour du site, afin de mieux saisir la variabilité spatiale à proximité et autour du site proposé; le modèle hydrodynamique utilisé est approprié et la méthode est pertinente. Pour pouvoir utiliser les résultats du modèle de circulation afin de simuler les dépôts, il est impératif de les valider par des observations (p. ex., comparaison de la série chronologique de la vitesse du courant mesuré avec celle des résultats du modèle); la comparaison entre les statistiques des valeurs observées et ceux du modèle montre certaines divergences qui peuvent indiquer la nécessité d'ajuster le modèle (p. ex., les courants mesurés indiquent une vitesse moyenne plus faible et un écart-type plus faible que ceux du modèle près de la surface et près du fond). Il faut également comparer la structure de l'eau calculée à partir des résultats du modèle (distribution de la température et de la salinité) avec celle calculée à partir des données d'observation; Ma et ses collaborateurs (2017) abordent l'importance de la stratification sur la circulation dans la baie. Ce n'est qu'après la validation et le perfectionnement du modèle que les résultats doivent être utilisés pour le calcul de la dispersion des déchets.

Un graphique illustrant la stratification (profils de température et de salinité) et son évolution au cours de la simulation (début et fin de l'exécution) améliorerait la confiance dans les résultats présentés (pas ou peu de surmélange). Il aurait été utile de valider le champs de salinité et de température modélisé par des observations. Cela pourrait se faire en utilisant les données présentées et décrites dans la demande. Par ailleurs, les comparaisons de données disponibles (c.-à-d. de smartatlantic et/ou de données archivées [BIO climate<sup>4</sup>]) peuvent être utiles pour améliorer la confiance, en particulier en l'absence de données appropriées de courants océaniques.

La méthode utilisée pour calculer les valeurs de courants extrêmes pourrait ne pas être appropriée. Une référence est nécessaire pour comprendre les paramètres utilisés dans le calcul. Les analyses des valeurs extrêmes (de type Gumbel) nécessitent des données spécifiques au site pour être valables. Le fait d'utiliser des coefficients déterminés pour un environnement qui pourrait être très différent de celui à l'étude peut donner des résultats qui ne sont pas représentatifs. Sachant que la région est soumise chaque année à des tempêtes et à des ouragans et que les mesures de courants n'ont été effectuées que sur une courte période, une vérification plus profonde de la validité des calculs de courants de 10 et 50 ans devra être effectuée pour la côte sud de Terre-Neuve.

Les effets potentiels du réchauffement climatique ne sont pas présentés; ils pourraient être importants en ce qui concerne les risques de mortalité massive (p. ex., vagues de chaleur

---

<sup>4</sup> [Institut océanographique de Bedford](#).

estivale, grands froids hivernaux, susceptibilité du système à la formation de zones hypoxiques). Ils pourraient également être importants en ce qui concerne les épidémies potentielles de parasites et de maladies (p. ex. pou du poisson). De plus, les mesures d'atténuation pour lutter contre les températures extrêmes potentielles (chaudes ou froides) ne sont pas détaillées; en particulier, aucune estimation quantitative n'est fournie pour la demande en oxygène de l'élevage et des cages et son effet sur sa disponibilité dans l'environnement (un problème lié aux vagues de chaleur).

### Effets cumulatifs

La gestion des pêches et de l'aquaculture (GPA) du MPO a été identifiée par Murray et ses collaborateurs (2020) comme étant un domaine qui bénéficierait de la recherche concernant les effets cumulatifs et d'une évaluation en raison de son application étendue aux décisions de gestion des ressources et à l'élaboration de politiques. Bien que cet examen scientifique soit axé sur la sélection d'un nouveau site d'aquaculture dans Placentia Bay, il est important de noter que l'ajout de ce site ne se fait pas en vase clos. De nombreuses autres activités humaines se déroulent dans l'écosystème de Placentia Bay et dans les bassins versants environnants, y compris d'autres sites de pisciculture, qui ont tous un certain effet sur l'écosystème. De plus, des processus à grande échelle affectent l'écosystème de Placentia Bay, notamment le changement climatique mondial et l'acidification des océans. Les interactions entre plusieurs de ces effets peuvent être multiplicatives, de sorte que des perturbations apparemment mineures peuvent avoir des effets disproportionnés sur l'écosystème.

L'augmentation de l'activité aquacole dans Placentia Bay est susceptible d'avoir des effets cumulatifs sur l'écosystème de la baie, et ces effets supplémentaires s'accumulent en combinaison avec d'autres facteurs de stress sur le système, tels que le changement climatique anthropique et la navigation maritime, qui ne sont pas actuellement pris en compte lors de l'examen des demandes de sites.

La région de Placentia Bay compte environ 60 communautés et une population d'environ 25 060 habitants (plan de gestion intégrée de Placentia Bay [PGI]). Parmi les principales utilisations de Placentia Bay figurent la pêche commerciale et récréative, l'aquaculture, la recherche et la surveillance scientifiques, le tourisme et les loisirs marins, la production pétrolière, les services de développement et de soutien, la construction et la réparation navales, le transport et les infrastructures maritimes, ainsi que les technologies océaniques. Le PGI identifie plusieurs problèmes associés à la pollution dans Placentia Bay. L'une des principales préoccupations est la pollution associée au trafic maritime et aux activités connexes, qui pourrait entraîner une pollution par les hydrocarbures sous la forme de déversements et de rejets chroniques. Le potentiel de pollution associé aux sources terrestres et littorales suscite également des inquiétudes. Les principales sources de pollution terrestres et littorales sont les rejets d'eaux usées, les sous-produits de la transformation du poisson et des opérations d'aquaculture, et les rejets de produits chimiques toxiques par les activités de transformation du poisson, les activités industrielles et les activités minières. Les deux premières sont axées sur la pollution par les nutriments, qui constitue un problème dans les eaux côtières à l'échelle mondiale (Cloern 2001, Breitburg *et al.* 2018), car des taux excessifs de charge en nutriments peuvent conduire à l'eutrophisation des côtes et, dans de nombreux cas, à la formation de zones hypoxiques et anoxiques sur une base saisonnière ou tout au long de l'année. Ce problème se pose déjà dans certains estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent (Thibodeau *et al.* 2006, Schein *et al.* 2013). Le changement climatique mondial pourrait exacerber les effets de l'eutrophisation côtière en raison de l'augmentation de la température de l'eau, qui pourrait renforcer la stratification et augmenter les apports d'eau douce et de nutriments dans les eaux

côtières (Rabalais *et al.* 2009). Si de faibles niveaux d'eutrophisation peuvent être bénéfiques, entraînant potentiellement une augmentation de la production de phytoplancton et éventuellement de zooplancton (Cloern 2001, Suikkanen *et al.* 2013), à des niveaux plus élevés, l'eutrophisation peut être très destructrice pour les écosystèmes marins et sa gestion peut être très coûteuse (Breitburg *et al.* 2018).

Le niveau des charges en nutriments provenant des installations d'aquaculture doit être abordé. Dans l'archipel d'Åland en Finlande, 35 à 40 exploitations d'aquaculture produisant environ 5 000 tonnes de truites arc-en-ciel par an ont produit des charges de nutriments comparables à la quantité d'eaux usées traitées par une ville d'environ 370 000 habitants pour le phosphore et d'environ 90 000 habitants pour l'azote (Bonsdorff *et al.* 1997). En supposant que les modes d'utilisation des aliments soient similaires dans les installations d'élevage de la truite arc-en-ciel et du saumon atlantique, l'installation de Goat Island, dans Placentia Bay, produirait initialement environ 4 000 tonnes de saumon atlantique par an, pour atteindre 8 000 tonnes lors d'une production maximale. Ces émissions seraient initialement comparables à celles de villes d'environ 296 000 habitants et d'environ 72 000 habitants en termes d'émissions de phosphore et d'azote respectivement, et doubleraient en cas de production maximale. Au niveau de la ZGB, la quantité maximale de saumon pouvant être élevé à la fois est de 6 millions, tandis qu'à l'échelle de la baie, il est permis d'avoir deux classes d'âge de saumon en croissance à tout moment, ce qui donne un total maximum de 12 millions de poissons d'élevage dans la baie à la fois. En se basant sur les estimations de la production aquacole pour ces niveaux d'empoisonnement, cela se traduirait par une production de 24 000 tonnes de saumon à l'échelle de la ZGB et de 36 000 tonnes à l'échelle de la baie. En ce qui concerne la pollution par les nutriments, les installations d'élevage de saumon situées dans une ZGB rejetteraient une quantité de phosphore équivalente à une ville d'environ 1,78 million d'habitants et une quantité d'azote équivalente à une ville d'environ 0,43 million d'habitants, tandis que les rejets de phosphore et d'azote provenant de l'élevage du saumon à l'échelle de la baie équivaldraient à des villes d'environ 2,66 millions et 0,65 million d'habitants respectivement. Ces rejets de nutriments s'ajoutent à la charge en nutriments déjà existante provenant des rejets d'eaux usées, des sous-produits de la transformation du poisson et du ruissellement des opérations agricoles (p. ex., l'élevage de porcs et de poulets; PGI) dans les bassins versants de la baie.

L'estimation et la modélisation de la quantité attendue de phosphore et d'azote qui sera rejetée par les exploitations aquacoles dans le contexte de Terre-Neuve sur une base saisonnière et annuelle et l'examen de leurs impacts potentiels sur la demande en oxygène sont essentielles à la compréhension des impacts potentiels de cette activité dans la région. Pour tenter d'éviter les dommages écologiques potentiels liés à l'eutrophisation et à la formation potentielle de zones mortes (volumes d'eau à faible teneur en oxygène, généralement inférieurs à 2–5 mg L<sup>-1</sup> selon la région considérée), il serait souhaitable de procéder à une analyse de modélisation de la qualité de l'eau de la baie afin de déterminer sa capacité à recevoir une charge supplémentaire de nutriments sans que l'eutrophisation n'entraîne des effets négatifs significatifs.

Dans les avis précédents concernant la sélection des sites d'élevage de saumon, l'analyse des ZEP pélagiques et benthiques s'est concentrée sur les sites actuellement proposés. Il est maintenant possible d'examiner les ZEP du site actuellement à l'étude par rapport aux sites d'aquaculture précédemment examinés et aux ZEP qui leur sont associées. La ZEP la plus proche du site de Goat Island est St. Leonards, mais il n'y a pas eu de chevauchement des ZEP (benthiques ou pélagiques) (figures 5 et 6). La ZEP benthique du site de Goat Island chevauche les zones de concession de Darby Harbour et de Red Island proposées précédemment (les ZEP n'ont pas été calculées pour ces deux sites).

La ZEP pélagique pour le site proposé de Goat Island est beaucoup plus petite que la ZEP benthique et ne chevauche pas les sites proposés de Darby Harbour et de Red Island ni la ZEP

pélagique pour le site proposé de St. Leonards. Comme pour les ZEP benthiques, le chevauchement des ZEP pélagiques amplifierait probablement l'effet de l'aquaculture sur les eaux concernées, mais l'ampleur de l'amplification n'est pas connue, car les ZEP calculées pour Goat Island n'incluent pas les zones qui pourraient être exposées à d'autres sites ayant fait l'objet d'une demande antérieure dans la même ZGB.

Il existe quelques indications d'un rétablissement, ou du moins d'un rétablissement partiel, de la faune benthique suite aux retombées des activités aquacoles (Macleod *et al.* 2004, Lin et Bailey-Brock 2008, Aguado-Giménez *et al.* 2012, Zhulay *et al.* 2015), mais certaines données appuient également l'hypothèse d'un rétablissement incomplet (Salvo *et al.* 2017) ou d'un faible rétablissement de la diversité benthique même après de longues périodes (Verhoeven *et al.* 2018). Le rétablissement géochimique des sédiments dans les zones à fond mou constitue une autre préoccupation. Dans le cas des sites où les ZEP se chevauchent dans l'espace, l'activité d'un site peut toujours avoir des effets sur un site en jachère, ce qui peut influencer le rétablissement de ce dernier même si les ZEP ne se chevauchent pas dans le temps.

On s'attend à ce que les zones intertidales proches du site d'aquaculture proposé soient affectées par le site proposé de plusieurs façons. Comme les ZEP benthique et pélagique comprennent le littoral adjacent au site, elles devraient être exposées aux déchets alimentaires, aux excréments et aux pesticides provenant du site d'aquaculture. De plus, le promoteur note que les rives adjacentes au site d'aquaculture sont susceptibles de recevoir des débris provenant des installations (p. ex., des cordes, des filets, d'autres engins et des débris), malgré les efforts déployés pour les réduire au minimum. Bien que le promoteur ait l'intention d'atténuer ce phénomène par des nettoyages périodiques du littoral, il se peut que cela ne permette pas d'éliminer les débris qui se déposent sous la ligne des eaux.

Le site d'aquaculture proposé génère de nouveaux défis potentiels pour le stock de morue franche de la sous-division 3Ps de l'OPANO, qui se trouve actuellement dans la zone critique. La sous-division a subi une série de changements structurels depuis 2010 qui ont été associés à une tendance de réchauffement continue (MPO 2020b). Ces changements comprennent notamment une dominance croissante des espèces d'eau chaude telles que le merlu argenté (*Merluccius bilinearis*), une augmentation du taux estimé de mortalité naturelle de la morue et des changements dans le régime alimentaire de la morue qui suggèrent une modification de la composition des espèces dans la région. L'ajout de sites d'aquaculture dans des zones qui chevauchent les zones de présence de larves de morue représente une source supplémentaire de stress pour un stock qui est déjà en difficulté. Le site d'aquaculture potentiel peut augmenter le taux de mortalité des larves de morue en raison de la prédation directe des larves de morue par les saumons d'élevage et les poissons regroupés sur les sites d'aquaculture proposés. Le taux de mortalité indirecte peut également augmenter en raison de la réduction de la disponibilité du zooplancton, une proie importante pour les larves de poisson, engendrée par le regroupement de poissons sauvages à proximité du site d'aquaculture et de l'utilisation de pesticides pour lutter contre le pou du poisson, qui ont également des effets sur d'autres zooplanctons tels que le copépode *Temora longiformis* (Burridge et Van Geest 2014).

### Autres considérations

Les considérations suivantes ont été soulevées en ce qui concerne les relevés vidéo et doivent être évaluées. Les relevés vidéo réalisés pour le compte du promoteur présentent souvent une qualité d'image sous-optimale; bien qu'il soit possible de déterminer la faune principale dans la plupart des images, la faible qualité empêche des identifications plus précises. Dans de nombreux cas, il est difficile de comprendre comment les animaux ont pu être identifiés au niveau de précision taxonomique auquel ils ont été identifiés dans la demande. Pour résoudre ce problème, il est suggéré d'ajouter une caméra auxiliaire au support de la caméra lestée;



certaines caméras GoPro peu coûteuses peuvent offrir une meilleure qualité que celle présentée dans les rapports (c.-à-d. utiliser la caméra en direct pendant le relevé comme caméra principale, et ajouter une caméra haute résolution plus petite pour aider à identifier les espèces). Certaines images sont masquées par des sédiments en raison de l'impact de la caméra sur le fond marin; comme la caméra diffusait en direct à la surface, les opérateurs auraient dû attendre que la turbidité diminue avant de saisir l'image pendant le déploiement. De plus, il peut s'avérer nécessaire de mieux choisir le moment des relevés si la turbidité élevée causée par la matière organique dans l'eau et le zooplancton peut nuire à la qualité de la vidéo. Comme indiqué dans les réponses précédentes du Secteur des sciences pour les demandes de sites, la faible qualité des vidéos compliquera les analyses comparatives avant-après des activités d'aquaculture dans le futur, il est donc nécessaire que les promoteurs améliorent la qualité des vidéos des fonds marins.

Une autre considération est la prédation directe des poissons sauvages par les saumons d'élevage, qui peut avoir des effets cumulatifs sur les stocks pélagiques de la région. En posant quelques hypothèses simples, il est possible d'obtenir une estimation annuelle du nombre de poissons sauvages susceptibles d'être consommés par les saumons d'élevage dans les enclos. Des travaux menés en Colombie-Britannique (Hay *et al.* 2004, Johannes et Hay 2006) ont démontré que le taux de prédation des poissons sauvages par les saumons d'élevage était d'environ 0,14 % (en général, un seul poisson sauvage est consommé par événement). Si nous supposons que le saumon se nourrit deux fois par jour de poisson sauvage au taux de prédation observé et qu'il y a un million de poissons dans les enclos, la consommation attendue de poisson sauvage serait la suivante pour une période d'un an :

$1\,000\,000 \text{ saumons d'élevage} \times 0,14 \% \text{ de taux de prédation de poissons sauvages} \times 2 \text{ périodes d'alimentation/jour} \times 365 \text{ jours/an} = 1\,022\,000 \text{ poissons sauvages/an/million de saumons d'élevage.}$

Nous notons qu'il s'agit d'une estimation approximative et que l'approvisionnement des saumons d'élevage est limité, ce qui signifie qu'ils ne peuvent se nourrir que de poissons et d'invertébrés sauvages qui entrent dans leurs enclos. La prédation et la consommation de larves de poissons et de mollusques sauvages par les saumons d'élevage peuvent être prises en compte lors de l'évaluation régionale du hareng, et potentiellement d'autres stocks, en tant que nouvelle source supplémentaire de prélèvement.

L'utilisation de l'ADN environnemental pour détecter les espèces, en plus des relevés de référence, peut être bénéfique pour détecter les espèces qui sont plus cryptiques et celles qui pourraient ne pas être détectées par les relevés vidéo.

Il a été noté que le sujet des interactions potentielles du site proposé avec les espèces aquatiques envahissantes (EAE) devrait être abordé lors de l'examen des demandes de sites d'aquaculture.

Le promoteur reconnaît les risques posés par des conditions environnementales défavorables sans mentionner spécifiquement les effets potentiels du changement climatique et a présenté des plans pour gérer ce problème potentiel. Ces effets pourraient être particulièrement importants et devraient être pris en compte dans toutes les futures demandes de sites ainsi que dans les futurs travaux scientifiques entrepris par le ministère. Les effets et le potentiel des vagues de chaleur, de l'appauvrissement en oxygène et des grands froids hivernaux doivent être étudiés et gérés.

## CONCLUSIONS

**Question 1 :** D'après les données disponibles pour le site et l'information scientifique, quelle est la zone d'exposition prévue découlant de l'utilisation de produits approuvés pour les traitements sanitaires des poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences prévues pour les espèces sensibles?

- La zone d'exposition prévue benthique (ZEP benthique) associée à l'utilisation de produits de traitements sanitaires des poissons dans la nourriture, qui entraîne une exposition potentielle, se situe dans un rayon de 1,7 km de l'emplacement du site pour les médicaments présents dans les déchets alimentaires (concentration plus élevée d'ingrédients actifs) et de 13,8 km pour ceux trouvés dans les excréments (concentration plus faible d'ingrédients actifs).
- La zone d'exposition pélagique prévue (ZEP pélagique) associée à l'utilisation de pesticides approuvés se trouve dans un rayon de 3,4 km de l'emplacement du site.
- Les crustacés sont présents dans la ZEP pélagique et, par conséquent, la sensibilité aux médicaments et aux pesticides des larves dans l'environnement pélagique et des juvéniles dans les eaux moins profondes doit être soigneusement prise en compte au cours de la phase d'application des opérations afin de réduire les impacts potentiels.

**Question 2 :** D'après les données disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces en péril, les espèces de pêche, les espèces d'importance écologique et leurs habitats associés qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition à des matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir avec l'étendue de ces espèces et de leurs habitats dans les environs (c.-à-d. s'ils sont communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités aquacoles proposées sur ces espèces et ces habitats sensibles?

- La ZEP benthique présentant la plus forte intensité d'impacts potentiels se situe dans un rayon de 1,7 km autour du site, tandis que les particules les plus légères pourraient se disperser jusqu'à 31,0 km autour du site. Ce site comprend des habitats benthiques avec des organismes sessiles (y compris des coraux et des éponges) et une présence probable d'œufs et de larves de poissons pour lesquels les données de base sur la vulnérabilité et le rétablissement, ainsi que sur la connectivité à l'intérieur et à l'extérieur de ces zones, font défaut.
- Il est attendu que les taxons benthiques sessiles ou sédentaires présents sur le site soient vulnérables aux déchets de provenance aquaculture, car ils ne peuvent pas se déplacer vers un autre environnement lorsqu'ils sont soumis à un stress.
- Le site proposé se trouve dans la ZIEB de Placentia Bay, qui a été identifiée en se basant sur plusieurs groupes taxonomiques répondant aux critères de caractère unique, de concentration, de conséquences sur la valeur adaptative et de présence d'espèces en péril.

**Question 3 :** Dans un souci de soutenir l'analyse du risque d'empêchement avec l'infrastructure aquacole proposée, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?

- La tortue luth se trouve dans la région de juin à novembre, ce qui laisse supposer qu'un risque d'empêchement existe du milieu de l'été à la fin de l'automne.
- La zone générale chevauche l'aire de répartition de plusieurs espèces de baleines, de dauphins, de marsouins et de requins, y compris des espèces inscrites sur la liste de la LEP (rorqual bleu, baleine noire de l'Atlantique Nord, grand requin blanc). La présence de

cétacés dans Placentia Bay est généralement plus importante en été et en automne et plus faible en hiver et au printemps, d'après les observations (opportunistes, systématiques) et les données acoustiques. Le grand requin blanc est présent dans la zone de manière saisonnière entre juin et octobre, le plus grand nombre d'individus étant détecté en juillet et en août d'après les données de marquage et de télémétrie. Bien que l'empêchement et la noyade qui s'ensuit soient les principales préoccupations concernant les espèces de cétagés, telles que les baleines à fanons qui n'utilisent pas l'écholocation, le risque d'empêchement est considéré comme faible au site proposé.

- Le risque d'empêchement peut être plus élevé pour les espèces de pinnipèdes, telles que les phoques communs et les phoques gris, qui peuvent être attirés par les enclos à la recherche de proies potentielles. Les phoques communs sont présents toute l'année, tandis que les phoques gris sont des visiteurs saisonniers qui arrivent à la fin du printemps et repartent à la fin de l'automne.
- En général, le risque d'empêchement du grand requin blanc, des mammifères marins et des tortues de mer dans la zone de concession proposée est le plus élevé au courant de l'été et de l'automne et le plus faible au courant de l'hiver et du printemps, en fonction de la saisonnalité des observations.

**Question 4 :** Quelles populations de congénères sont présentes à l'intérieur d'une aire de répartition géographique où les fugitifs pourraient s'évader? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations de congénères dans la zone d'exposition aux fugitifs pour le site proposé? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP)?

- Des populations de saumon atlantique sauvage sont présentes à l'intérieur d'une aire de répartition géographique où les fugitifs pourraient s'évader. Les études de marquage indiquent que les eaux entourant les îles des régions nord-ouest et nord-est de Placentia Bay sont probablement un habitat de croissance utilisé par le saumon l'Atlantique sauvage au cours des premiers mois de sa migration marine.
- Le COSEPAC (2010) a désigné la population de saumon atlantique du sud de Terre-Neuve comme menacée. La population de saumon sauvage du sud de Terre-Neuve connaît depuis longtemps une diminution de population continue par rapport aux autres régions de la province.
- Les simulations concernant les fugitifs diploïdes et la dispersion des fugitifs associées à l'agrandissement proposé ne prédisent aucun impact génétique direct au niveau de la population pour le saumon sauvage de la région en supposant que la taille prédite des populations sauvages est exacte et que les niveaux de réussite de la triploïdisation sont élevés (c'est-à-dire  $\geq 98\%$ ).
- Il subsiste une grande incertitude quant à l'ampleur des impacts génétiques et écologiques indirects sur le saumon sauvage de la région. De plus, les préoccupations actuelles concernant la santé et le bien-être du saumon atlantique triploïde en Norvège justifient un examen plus approfondi.

## LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Affiliation
Robert Gregory	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences (coprésident)
Vanessa Sutton-Pande	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences (coprésident)

Nom	Affiliation
Hilary Rockwood	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Centre des avis scientifiques
Aaron Adamack	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Andry Ratsimandresy	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Brittany Beauchamp	Région de la capitale nationale, MPO – Secteur des sciences
Christina Pretty	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Daria Gallardi	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Darrell Mallowney	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Dounia Hamoutene	Région des maritimes, MPO – Secteur des sciences
Emilie Novaczek	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Ian Bradbury	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
James Meade	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Kristin Loughlin	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Lee Sheppard	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Lindsay Brager	Région des maritimes, MPO – Secteur des sciences
Luiz Mello	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Nick Kelly	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Olivia Gibb	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Travis Van Leeuwen	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Victoria Neville	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Secteur des sciences
Chris Hendry	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Gestion des écosystèmes
Ellen Careen	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Gestion des écosystèmes
Mark Coulson	Région de la capitale nationale, MPO – Gestion des écosystèmes
Natasha Collins	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Gestion des écosystèmes
Vanessa Oldford	Région de Terre-Neuve-et-Labrador, MPO – Gestion des écosystèmes
Jonathan Kawaja	Ministère des Pêches, de la Foresterie et de l'Agriculture

## SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- Adamack, A.T., Rose, K.A., Breitburg, D.L., Nice, A.J., and Lung, W.-S. 2012. [Simulating the effect of hypoxia on bay anchovy egg and larval mortality using coupled watershed, water quality, and individual-based predation models](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 445: 141–160.
- Aguado-Giménez, F., Piedecausa, M.A., Gutiérrez, J.M., García-Charton, J.A., Belmonte, A., and García-García, B. 2012. [Benthic recovery after fish farming cessation: A “beyond-BACI” approach](#). Mar. Pollut. Bull. 64(4): 729–738.
- Anderson, J.T., and Dalley, E.L. 1997. Distribution of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) relative to available habitat in Placentia Bay, Newfoundland. Oceanogr. Lit. Rev. 12(44): 1552.
- Ash, E.G.M., and O’Connell, M.F. 1987. Atlantic salmon fishery in Newfoundland and Labrador, commercial and recreational, 1984. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 658: v + 294 p.
- Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T., and Asplin, L. 2016. [Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems](#). ICES J. Mar. Sci. 73(9): 2408–2419.
- Bastien, G., Barkley, A., Chappus, J., Heath, V., Popov, S., Smith, R., Tran, T., Currier, S., Fernandez, D.C., Okpara, P., Owen, V., Franks, B., Hueter, R., Madigan, D.J., Fischer, C., McBride, B., and Hussey, N.E. 2020. [Inconspicuous, recovering, or northward shift: status and management of the white shark \(\*Carcharodon carcharias\*\) in Atlantic Canada](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77(10): 1666–1677.
- Baudron, A.R., Needle, C.L., Rijnsdorp, A.D., and Marshall, C.T. 2013. [Warming temperatures and smaller body sizes: synchronous changes in growth of North Sea fishes](#). Global Change Biol. 20(4): 1023–1031.
- Bechmann, R.K., Arnberg, M., Gomiero, A., Westerlund, S., Lyng, E., Berry, M., Agustsson, T., Jager, T., and BurrIDGE, L.E. 2019. [Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp \(\*Pandalus borealis\*\) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide](#). Ecotoxicol. Environ. Safe. 180: 473–482.
- Blanco Gonzalez, E., and de Boer, F. 2017. [The development of the Norwegian wrasse fishery and the use of wrasses as cleaner fish in the salmon aquaculture industry](#). Fish. Sci. 83: 661–670.
- Blanco Gonzalez, E., Espeland, S.H., Jentoft, S., Hansen, M.M., Robalo, J.I., Stenseth, N.C., and Jorde, P.E. 2019. [Interbreeding between local and translocated populations of a cleaner fish in an experimental mesocosm predicts risk of disrupted local adaptation](#). Ecol. Evol. 9(11): 6665–6677.
- Bøhn, T., Gjelland, K.O., Serra-Llinares, R.M., Finstad, B., Primicerio, R., Nilsen, R., Karlsen, Ø., Sandvik, A.D., Skilbrei, O.T., Elvik, K.M.S., Skaala, Ø., and Bjørn, P.A. 2020. [Timing is everything: Survival of Atlantic salmon \*Salmo salar\* postsmolts during events of high salmon lice densities](#). J. Appl. Ecol. 57(6): 1149–1160.
- Bolton-Warberg, M. 2018. [An overview of cleaner fish use in Ireland](#). J. Fish Dis. 41(6): 935–939.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E.M., Mattila, J., and Norkko, A. 1997. [Coastal eutrophication: Causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea](#). Estuar. Coast. Shelf Sci. 44 (Supplement 1): 63–72.

- Bourne, C., Mowbray, F., Squires, B., and Koen-Alonso, M. 2018. [2017 Assessment of Newfoundland east and south coast Atlantic herring \(\*Clupea harengus\*\) stock complexes](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/026. v + 45 p.
- Bouwmeester, M.M., Goedknecht, M.A., Poulin, R., and Thielges, D.W. 2021. [Collateral diseases: Aquaculture impacts on wildlife infections](#). J. Appl. Ecol. 58(3): 453–464.
- Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R., and Fraser, S. 1999. [Transport and development of cod eggs and larvae in Placentia Bay \(3Ps\) Newfoundland, 1997-1998](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 99/71. 17 p.
- Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R., and Fraser, S. 2000. [Transport and development of eggs and larvae of Atlantic cod, \*Gadus morhua\*, in relation to spawning time and location in coastal Newfoundland](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1761–1772.
- Bradbury, I.R., Duffy, S., Lehnert, S.J., Jóhannsson, R., Fridriksson, J.H., Castellani, M., Burgetz, I., Sylvester, E., Messmer, A., Layton, K., Kelly, N., Dempson, J.B., and Fleming, I.A. 2020. [Model-based evaluation of the genetic impacts of farm-escaped Atlantic salmon on wild populations](#). Aquacult. Environ. Interact. 12: 45–59.
- Bradbury, I.R., Lehnert, S.J., Kess, T., Van Wyngaarden, M., Duffy, S., Messmer, A.M., Wringe, B., Karoliussen, S., Dempson, J.B., Fleming, I.A., Solberg, M.F., Glover, K.A., and Bentzen, P. 2022. [Genomic evidence of recent European introgression into North American farmed and wild Atlantic salmon](#). Evol. Appl. 15(9): 1436–1448.
- Breitburg, D.L., Adamack, A., Rose, K.A., Kolesar, S.E., Decker, B., Purcell, J.E., Keister, J.E., and Cowan, J.H. 2003. [The pattern and influence of low dissolved oxygen in the Patuxent River, a seasonally hypoxic estuary](#). Estuaries. 26(2): 280–297.
- Burridge, L. 2013. [A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestation of sea lice in southwest New Brunswick, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/050. iv + 25 p.
- Burridge, L.E., and Van Geest, J.L. 2014. [A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestations of sea lice in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/002. vi + 39 p.
- Burridge, L.E., Haya, K., Waddy, S.L., and Wade, J. 2000. [The lethality of anti-sea lice formulations Salmosan® \(Azamethiphos\) and Excis® \(Cypermethrin\) to stage IV and adult lobsters \(\*Homarus americanus\*\) during repeated short-term exposures](#). Aquaculture. 182(1–2): 27–35.
- Burridge, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2008. [The effect of repeated exposure to azamethiphos on survival and spawning in female American lobsters \(\*Homarus americanus\*\)](#). Ecotoxicol. Environ. Safe. 69(3): 411–415.
- Callier, M.D., Byron, C.J., Bengtson, D.A., Cranford, P.J., Cross, S.F., Focken, U., Jansen, H.M., Kamermans, P., Kiessling, A., Landry, T., O’Beirn, F., Petersson, E., Rheault, R.B., Strand, Ø., Sundell, K., Svåsand, T., Wikfors, G.H., and McKindsey, C.W. 2018. [Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review](#). Rev. Aquacult. 10(4): 924–949.
- Canty, M.N., Hagger, J.A., Moore, R.T.B., Cooper, L., and Galloway, T.S. 2007. [Sublethal impact of short term exposure to the organophosphate pesticide azamethiphos in the marine mollusc \*Mytilus edulis\*](#). Mar. Pollut. Bull. 54(4): 396–402.
- CFIA. 2021a. [Locations infected with infectious salmon anaemia](#).

- CFIA. 2021b. [Viral Hemorrhagic Septicemia \(VHS\)](#).
- Chamberlain, J., and Stucchi, D. 2007. [Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture](#). Aquaculture. 272(1–4): 296–311.
- Chang, B.D., Page, F.H. et Hamoutene, D.H. 2022. [Utilisation de médicaments et de pesticides par l'industrie canadienne de la pisciculture marine de 2016 à 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/037. xii + 131 p.
- Chen, Y.-S., Beveridge, M.C.M., and Telfer, T.C. 1999. [Settling rate characteristics and nutrient content of the faeces of Atlantic salmon, \*Salmo salar\* L. and the implications for modelling of solid waste dispersion](#). Aquacult. Res. 30(5): 395–398.
- Chen, Y.-S., Beveridge, M.C.M., Telfer, T.C., and Roy, W.J. 2003. [Nutrient leaching and settling rate characteristics of the faeces of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\* L.\) and the implications for modelling of solid waste dispersion](#). J. Appl. Ichthyol. 19(2): 114–117.
- Cloern, J.E. 2001. [Our Evolving Conceptual Model of the Coastal Eutrophication Problem](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 210: 223–253.
- Consuegra, S., de Eyto, E., McGinnity, P., Stet, R.J.M., and Jordan, W.C. 2011. [Contrasting responses to selection in class I and class IIa major histocompatibility-linked markers in salmon](#). Heredity. 107: 143–154.
- COSEPAC. 2010. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique \(\*Salmo salar\*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. i + 162 p.
- COSEPAC. 2017. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la grosse poule de mer \(\*Cyclopterus lumpus\*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 88 p.
- Couillard, C.M., and Burrige, L.E. 2015. [Sublethal exposure to azamethiphos causes neurotoxicity, altered energy allocation and high mortality during simulated live transport in American lobster](#). Ecotoxicol. Environ. Safe. 115: 291–299.
- Cromey, C.J., Nickell, T.D., and Black, K.D. 2002. [DEPOMOD—modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms](#). Aquaculture. 214(1–4): 211–239.
- Deltares. 2022. 3D/2D modelling suite for integral water solutions. Delft3D User Manual. 701 p.
- Dempster, T., Uglem, I., Sánchez-Jerez, P., Fernández-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R., and Bjørn, P.A. 2009. [Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 385: 1–14.
- Dionne, M., Miller, K.M., Dodson, J.J., Caron, F., and Bernatchez, L. 2007. [Clinal variation in MHC diversity with temperature: evidence for the role of host–pathogen interaction on local adaptation in Atlantic salmon](#). Evolution. 61(9): 2154–2164.
- Dionne, M., Miller, K.M., Dodson, J.J., and Bernatchez, L. 2009. [MHC standing genetic variation and pathogen resistance in wild Atlantic salmon](#). Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. B. 364: 1555–1565.
- Escobar-Lux, R.H., and Samuelson, O.B. 2020. [The Acute and Delayed Mortality of the Northern Krill \(\*Meganyctiphanes norvegica\*\) When Exposed to Hydrogen Peroxide](#). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 105(5): 705–710.

- Escobar-Lux, R.H., Parsons, A.E., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A.-L. 2020. [Short-term exposure to hydrogen peroxide induces mortality and alters exploratory behavior of European lobster \(\*Homarus gammarus\*\)](#). *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 204: 111111.
- Faust, E., Halvorsen, K.T., Andersen, P., Knutsen, H., and André, C. 2018. [Cleaner fish escape salmon farms and hybridize with local wrasse populations](#). *R. Soc. Open Sci.* 5(3).
- Faust, E., Jansson, E., André, C., Halvorsen, K.T., Dahle, G., Knutsen, H., Quintela, M, and Glover, K.A. 2021. [Not that clean: Aquaculture-mediated translocation of cleaner fish has led to hybridization on the northern edge of the species' range](#). *Evol. Appl.* 14(6): 1572–1587.
- Findlay, R.H., and Watling, L. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. *In* *Modelling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture*. Edited by B.T. Hargrave. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949: xi + 125 p.
- Garseth, Å.H., Ekrem, T., and Biering, E. 2013. [Phylogenetic Evidence of Long Distance Dispersal and Transmission of Piscine Reovirus \(PRV\) between Farmed and Wild Atlantic Salmon](#). *PLoS ONE.* 8(12): e82202.
- Garver, K.A. et Hawley, L.M. 2021. [Caractérisation du virus de la septicémie hémorragique virale \(vSHV\) pour informer les évaluations des risques de transfert d'agents pathogènes en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2020/064. v + 26 p.
- Gillooly, J.F., Brown, J.H., West, G.B., Savage, V.M., and Charnov, E.L. 2001. [Effects of Size and Temperature on Metabolic Rate](#). *Science.* 293(5538): 2248–2251.
- Goodbrand, L., Abrahams, M.V., and Rose, G.A. 2013. [Sea cage aquaculture affects distribution of wild fish at large spatial scales](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70(9): 1289–1295.
- Grant, J., Simone, M., and Daggett, T. 2019. [Long-term studies of lobster abundance at a salmon aquaculture site, eastern Canada](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76(7): 1096–1102.
- Hamoutene, D., Oldford, V., and Donnet, S. 2022. [Drug and pesticide usage for sea lice treatment in salmon aquaculture sites in a Canadian province from 2016 to 2019](#). *Sci. Rep.* 12(4475): 1–15.
- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burrridge, L., Villeneuve, J., Miller, C. 2023a. [Discussion sur les normes de qualité environnementale \(NQE\) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/066. vii + 129 p.
- Hamoutene, D., Martenson, S., Kingsbury, M., and McTavish, K. 2023b. [Species sensitivity distributions for two widely used anti-sea lice chemotherapeutants in the salmon aquaculture industry](#). *Sci. Total Environ.* 857(2): 159574.
- Hay, D.E., Bravender, B.A., Gillis, D.J., and Black, E.A. 2004. An Investigation into the Consumption of Wild Food Organisms, and the Possible Effects of Lights on Predation, by Caged Atlantic Salmon in British Columbia. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2662: vi + 35 p.
- Holborn, M.K., Crowley, S.E., Duffy, S.J., Messmer, A.M., Kess, T., Dempson, J.B., Wringe, B.F., Fleming, I.A., Bentzen, P, and Bradbury, I.R. 2022. [Precocial male maturation contributes to the introgression of farmed Atlantic salmon into wild populations](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 14: 205–218.



- Houde, E.D. 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. *In* American Fisheries Society Symposium Series. Edited by R.D. Hoyt. Am. Fish. Soc. 2: 17–29.
- ICES. 2020. [Working Group on North Atlantic Salmon \(WGNAS\)](#). ICES Scientific Reports. 2(21): 358 p.
- Johannes, M.R.S., and Hay, D.E. 2006. Trophic interactions and consumption of wild fish and plankton by cage-reared salmon in British Columbia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2634: vii + 22 p.
- Johansen, L.-H., Jensen, I., Mikkelsen, H., Bjørn, P.A., Jansen, P.A., and Bergh, Ø. 2011. [Disease interaction and pathogens exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway](#). *Aquaculture*. 315(3–4): 167–186.
- Justić, D., Rabalais, N., and Turner, R.E. 1996. [Effects of Climate Change on Hypoxia in Coastal Waters: A Doubled CO<sub>2</sub> Scenario for the Northern Gulf of Mexico](#). *Limnol. Oceanogr.* 41(5): 992–1003.
- Keenan, S.F., Benfield, M.C., and Blackburn, J.K. 2007. [Importance of the artificial light field around offshore petroleum platforms for the associated fish community](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 331: 219–231.
- Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., and Bradbury, I.R. 2018. [Predicting the impacts of escaped farmed Atlantic salmon on wild salmon populations](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(4): 1–7.
- Kjærner-Semb, E., Ayllon, F., Furmanek, T., Wennevik, V., Dahle, G., Niemelä, E., Ozerov, M., Vähä, J.P., Glover, K.A., Rubin, C.J., Wargelius, A., and Edvardsen, R.B. 2016. [Atlantic salmon populations reveal adaptive divergence of immune related genes - a duplicated genome under selection](#). *BMC Genomics*. 17(610): 1–12.
- Krkošek, M. 2010. [Host density thresholds and disease control for fisheries and aquaculture](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 1: 21–32.
- Krkošek, M., Connors, B.M., Morton, A., Lewis, M.A., Dill, L.M., and Hilborn, R. 2011. [Effects of parasites from salmon farms on productivity of wild salmon](#). *PNAS*. 108(35): 14700–14704.
- Krkošek, M., Revie, C.W., Gargam, P.G., Skilbrei, O.T., Finstad, B., and Todd, C.D. 2013. [Impact of parasites on salmon recruitment in the Northeast Atlantic Ocean](#). *Proc. R. Soc. B.* 280: 2012–2359.
- Laurent, A., Fennel, K., Ko, D.S., and Lehrter, J. 2018. [Climate Change Projected to Exacerbate Impacts of Coastal Eutrophication in the Northern Gulf of Mexico](#). *J. Geophys. Res.: Oceans*. 123(5): 3408–3426.
- Law, B.A., Hill, P.S., Maier, I., Milligan, T.G., and Page, F. 2014. [Size, settling velocity and density of small suspended particles at an active salmon aquaculture site](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 6: 29–42.
- Law, B.A., Hill, P.S., Milligan, T.G., and Zions, V. 2016. [Erodibility of aquaculture waste from different bottom substrates](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 8: 575–584.
- Lawson, G.L., and Rose, G.A. 2000. [Small-scale spatial and temporal patterns in spawning of Atlantic cod \(\*Gadus morhua\*\) in coastal Newfoundland waters](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(5): 1011–1024.
- Lawton, P., and Lavalli, K.L. 1995. Postlarval, Juvenile, Adolescent, and Adult Ecology. *In*: Biology of the Lobster *Homarus americanus*. Edited by J.R. Factor. Academic Press. San Diego, California. pp. 47–88.

- Lear, W.H. 1973. Size and age composition of the 1971 Newfoundland-Labrador commercial salmon catch. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. 392. 43 p.
- Lehnert, S.J., Kess, T., Bentzen, P., Clément, M., and Bradbury, I.R. 2020. [Divergent and linked selection shape patterns of genomic differentiation between European and North American Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\)](#). Mol. Ecol. 29(12): 2160–2175.
- Lin, D.T., and Bailey-Brock, J.H. 2008. [Partial recovery of infaunal communities during a fallow period at an open-ocean aquaculture](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 371: 65–72.
- Ma, Z., Han, G., and de Young, B. 2017. [Modelling the response of Placentia Bay to hurricanes Igor and Leslie](#). Ocean Model. 112: 112–124.
- Macleod, C.K., Crawford, C.M., and Moltschaniwskyj, N.A. 2004. [Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery](#). Mar. Pollut. Bull. 49(1–2): 79–88.
- Madhun, A.S., Karlsbakk, E., Isachsen, C.H., Omdal, L.M., Eide Sørvik, A.G., Skaala, Ø., Barlaup, B.T., and Glover, K.A. 2015. [Potential disease interaction reinforced: double-virus-infected escaped farmed Atlantic salmon, \*Salmo salar\* L., recaptured in a nearby river](#). J. Fish Dis. 38(2): 209–219.
- Madhun, A.S., Isachsen, C.H., Omdal, L.M., Einen, A.C.B., Mæhle, S., Wennevik, V., Niemelä, E., Svåsand, T., and Karlsbakk, E. 2018. [Prevalence of piscine orthoreovirus and salmonid alphavirus in sea-caught returning adult Atlantic salmon \(\*Salmo salar\* L.\) in northern Norway](#). J. Fish Dis. 41(5): 797–803.
- May, A.W., and Lear, W.H. 1971. Digest of Canadian Atlantic salmon catch statistics. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. 270: 106 p.
- McAllister, L.T., Van Leeuwen, T.E., Hanlon, J.M., Morris, C.J., Potter, J., Wells, J., and Abrahams, M. 2021. [Sea cage aquaculture may provide an energetic subsidy to wild juvenile cod in coastal bays of southern Newfoundland, Canada](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 674: 241–255.
- Mill, K., Sahota, C., Hayek, K., and Kennedy, C.J. 2022. [Effects of sea louse chemotherapeutants on early life stages of the spot prawn \(\*Pandalus platyceros\*\)](#). Aquacult. Res. 53(1): 109–124.
- Mowbray, F.K., Bourne, C., Murphy, H., Adamack, A., Lewis, K., Varkey, D. et P. Regular. 2019. [Évaluation de la population de capelans \(\*Mallotus villosus\*\) dans la sous-zone 2 et les divisions 3KL en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. de rech. 2019/068. iv + 36 p.
- MPO. 2009. [La zostère \(\*Zostera marina\*\) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique?](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.
- MPO. 2012. [Se servir des données de repérage par satellite pour délimiter l'habitat important de la tortue luth dans les eaux canadiennes de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/036.
- MPO. 2013a. [Lignes directrices visant à définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture: bains contre le pou du poisson dans la baie de Fundy \(Nouveau-Brunswick\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/070.

- MPO. 2013b. [Exposition potentielle et effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : pesticides contre le pou du poisson \(partie II\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/049.
- MPO. 2016. [Utilisation proposée de saumons de l'Atlantique triploïdes de souche européenne des cages d'aquaculture en milieu marin dans la baie Placentia \(T.-N.-L.\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/034.
- MPO. 2020a. [Programme de rétablissement de la tortue caouanne \(\*Caretta caretta\*\) au Canada](#). Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, vii + 38 p.
- MPO. 2020b. [Évaluation du stock de morue dans la sous-division 3Ps de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2020/018.
- MPO. 2022a. [Examen des évaluations de base de Marine Harvest Atlantic Canada Inc. pour les choix de sites aquacoles sur la côte sud de Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/002.
- MPO. 2022b. [Examen scientifique de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO portant sur cinq projets d'installations piscicoles marines de Grieg Aquaculture dans la baie de Placentia, à Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/019.
- MPO. 2022c. [Évaluation du stock de saumon atlantique à Terre-Neuve-et-Labrador en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/031.
- MPO. 2022d. [Décès de mammifères marins \(mégafaune\) dans des installations de mariculture de poissons de la Colombie-Britannique](#). Date de modification: 2022-05-31.
- MPO. 2023. [Mise à jour de 2021 de l'état des stocks de saumon atlantique à Terre-Neuve-et-Labrador](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des sci. 2023/036.
- Murillo, F.J., Kenchington, E., Sacau, M., Piper, D.J.W., Wareham, V., and Muñoz, A. 2011. New VME indicator species (excluding corals and sponges) and some potential VME elements of the NAFO Regulatory Area. NAFO Sci. Coun. Res. Doc. 11/73: 20 p.
- Murray, C., Hannah, L., and Locke, A. 2020. A Review of Cumulative Effects Research and Assessment in Fisheries and Oceans Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3357: vii + 51 p.
- Mutter, R. 2020. Mowi harvests 200,000 salmon after ISA confirmed at Canada farming site. IntraFish. 31 August, 2020.
- Núñez-Acuña, G., Fernandez, C., Sanhueza-Guevara, S., and Gallardo-Escárate, C. 2022. [Transcriptome profiling of the early developmental stages in the giant mussel \*Choromytilus chorus\* exposed to delousing drugs](#). Mar. Genomics. 65: 100970.
- Nylund, A., Devold, M., Mullins, J., and Plarre, H. 2002. Herring (*Clupea harengus*): A host for infectious salmon anemia virus (ISAV). Bull. Euro. Assoc. Fish Path. 22(5): 311–318.
- Nylund, A., Brattespe, J., Plarre, H., Kambestad, M., and Karlsen, M. 2019. [Wild and farmed salmon \(\*Salmo salar\*\) as reservoirs for infectious salmon anaemia virus, and the importance of horizontal- and vertical transmission](#). PLoS ONE. 14(4): e0215478.
- Parsons, L.S., and Hodder, V.M. 1970. [Occurrence of Juvenile and Spawning Atlantic Mackerel in Southeastern Newfoundland Coastal Waters](#). J. Fish. Res. Board Can. 27(11): 2097–2100.

- Parsons, A., Escobar-Lux, R.H., Sævik, P., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A.-L. 2020. [The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster \(\*Homarus gammarus\*\) larvae in the Norwegian marine environment](#). Environ. Pollut. 264: 114725.
- PMRA. 2014. Proposed Registration Decision PRD2014-11, Hydrogen Peroxide. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016a. Registration Decision RD 2016-18, Hydrogen Peroxide. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016b. Proposed Registration Decision, PRD2016-25, Azamethiphos. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2017. Registration Decision RD2017-13, Azamethiphos. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- Pritchard, V.L., Mäkinen, H., Vähä, J.-P., Erkinaro, J., Orell, P., and Primmer, C.R. 2018. [Genomic signatures of fine-scale local selection in Atlantic salmon suggest involvement of sexual maturation, energy homeostasis and immune defence-related genes](#). Mol. Ecol. 27(11): 2560–2575.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Díaz, R.J., and Justić, D. 2009. [Global change and eutrophication of coastal waters](#). ICES J. Mar. Sci. 66(7): 1528–1537.
- Reddin, D.G., and Lear, W.H. 1990. Summary of marine tagging studies of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Northwest Atlantic area. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1737: iv + 115 p.
- Reddin, D.G., and Short, P.B. 1981. The 1976 Newfoundland and Labrador Atlantic salmon commercial landings. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1007: iv + 105 p.
- Rose, G.A., Bradbury, I.R., DeYoung, B., Fudge, S.B., Lawson, G.I., Mello, L.G.S., Robichaud, D., Sherwood, G., Snelgrove, P.V.R., and Windle, M.J.S. 2008. Rebuilding Atlantic Cod: Lessons from a Spawning Ground in Coastal Newfoundland. In Resiliency of Gadid Stocks to Fishing and Climate Change. Edited by G.H. Kruse, K. Drinkwater, J.N. Ianelli, J.S. Link, D.L. Stram, V. Wespestad, and D. Woodby. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks. 197 p.
- Saksida, S., Bricknell, I., Robinson, S. and Jones, S. 2015. [Population ecology and epidemiology of sea lice in Canadian waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/004. v + 34 p.
- Salvo, F., Mersereau, J., Hamoutene, D., Belley, R., and Dufour, S.C. 2017. [Spatial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland](#). Ecol. Indic. 76: 207–218.
- Schein, A., Courtenay, S.C., Kidd, K.A., Campbell, K.A., and van den Heuvel, M.R. 2013. [Food web structure within an estuary of the southern Gulf of St. Lawrence undergoing eutrophication](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70(12): 1805–1812.
- SEPA. 1999. Emamectin Benzoate, An Environmental Risk Assessment. Scottish Environmental Protection Agency. SEPA Board Paper 65/99: 23 p.
- Shen, Y., Greco, M., and Faltinsen, O.M. 2019. [Numerical study of a well boat operating at a fish farm in current](#). J. Fluids Struct. 84: 77–96.

- Shephard, S., and Gargan, P. 2017. [Quantifying the contribution of sea lice from aquaculture to declining annual returns in a wild Atlantic salmon population](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 9: 181–192.
- Shephard, S., and Gargan, P. 2021. [Wild Atlantic salmon exposed to sea lice from aquaculture show reduced marine survival and modified response to ocean climate](#). *ICES J. Mar. Sci.* 78(1): 368–376.
- Simpson, M.R., Gauthier, J., Benoît, H.P., MacDonald, D., Hedges, K., Collins, R., Mello, L., and Miri, C. 2016. [A pre-COSEWIC assessment of the Common Lumpfish \(\*Cyclopterus lumpus\*, Linnaeus 1758\) in Canadian Atlantic and Arctic waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/068. v + 135 p.
- Skilbrei, O.T., Heino, M., and Svåsand, T. 2015. [Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway](#). *ICES J. Mar. Sci.* 72(2): 670–685.
- Skøien, K.R., Aas, T.S., Alver, M.O., Romarheim, O.H., and Alfredsen, J.A. 2016. [Intrinsic settling rate and spatial diffusion properties of extruded fish feed pellets](#). *Aquacult. Eng.* 74: 30–37.
- Stickney, A.P. 1970. Factors influencing the attraction of Atlantic herring *Clupea harengus harengus*, to artificial lights. *Fish. Bull.* 68(1): 73–85.
- Stien, L.H., Sæther, P.A., Kristiansen, T., Fjellidal, P.G., and Sambraus, F. 2019. First collective report: Welfare of triploid salmon in northern Norway from transfer till slaughter, 2014–2017 transfers. Rapport fra Havforskningen. 2019-47: 27 p.
- Strachan, F., and Kennedy, C.J. 2021. [The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture](#). *Aquaculture*. 544: 737079.
- Suikkanen, S., Pulina, S., Engström-Öst, J., Lehtiniemi, M., Lehtinen, S., and Brutemark, A. 2013. [Climate Change and Eutrophication Induced Shifts in Northern Summer Plankton Communities](#). *PLOS ONE*. 8(6): e66475.
- Sutherland, T.F., Amos, C.L., Ridley, C., Droppo, I.G., and Peterson, S.A. 2006. [The settling behaviour and benthic transport of fish feed pellets under steady flows](#). *Estuaries Coasts*. 29: 810–819.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., Castellani, M., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2019. [Estimating the relative fitness of escaped farmed salmon offspring in the wild and modelling the consequences of invasion for wild populations](#). *Evol. Appl.* 12(4): 705–717.
- Thibodeau, B., de Vernal, A., and Mucci, A. 2006. [Recent eutrophication and consequent hypoxia in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Micropaleontological and geochemical evidence](#). *Mar. Geol.* 231(1–4): 37–50.
- Thorstad, E.B., and Finstad, B. 2018. [Impacts of salmon lice emanating from salmon farms on wild Atlantic salmon and sea trout](#). NINA Report. 1449: 1–22.
- Tonteri, A., Vasemägi, A., Lumme, J., and Primmer, C.R. 2010. [Beyond MHC: signals of elevated selection pressure on Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\) immune-relevant loci](#). *Mol. Ecol.* 19(7): 1273–1282.
- Torrissen, O., Jones, S., Asche, F., Guttormsen, A., Skilbrei, O.T., Nilsen, F., Horsberg, T.E., and Jackson, D. 2013. [Salmon lice – impact on wild salmonids and salmon aquaculture](#). *J. Fish Dis.* 36(3): 171–194.

- Uglen, I., Dempster, T., Bjørn, P.-A., Sanchez-Jerez, P., and Økland, F. 2009. [High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 384: 251–260.
- Uglen, I., Karlsen, Ø., Sanchez-Jerez, P., and Sæther, B.-S. 2014. [Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway](#). Aquacult. Environ. Interact. 6(1): 91–103.
- Verhoeven, J.T.P., Salvo, F., Knight, R., Hamoutene, D., and Dufour, S.C. 2018. [Temporal Bacterial Surveillance of Salmon Aquaculture Sites Indicates a Long Lasting Benthic Impact With Minimal Recovery](#). Front. Microbiol. 9: 3054.
- Waddy, S.L., Burrige, L.E., Hamilton, M.N., Mercer, S.M., Aiken, D.E., and Haya, K. 2002. [Emamectin benzoate induces molting in American lobster, \*Homarus americanus\*](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59(7): 1096–1099.
- Wells, N., K. Tucker, K. Allard, M. Warren, S. Olson, L. Gullage, C. Pretty, V. Sutton-Pande et K. Clarke. 2019. [Réévaluation de la zone de Placentia Bay et des Grands Bancs de la biorégion des plateaux de Terre-Neuve-et-Labrador pour déterminer et décrire les zones d'importance écologique et biologique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/049. ix + 168 p.
- Wheeler, J.P., and Winters, G.H. 1984. [Homing of Atlantic herring \(\*Clupea harengus harengus\*\) in Newfoundland Waters as Indicated by Tagging Data](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41(1): 108–117.
- Wiber, M.G., Young, S., and Wilson, L. 2012. [Impact of Aquaculture on Commercial Fisheries: Fisherman's Local Ecological Knowledge](#). Human Ecol. 40: 29–40.
- Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., Hamilton, L.C., Anderson, E.C., Fleming, I.A., Grant, C., Dempson, J.B., Veinott, G., Duffy, S.J., and Bradbury, I.R. 2018. [Extensive hybridization following a large escape of domesticated Atlantic Salmon in the Northwest Atlantic](#). Commun. Biol. 1(108): 1–9.
- Zhulay, I., Reiss, K., and Reiss, H. 2015. [Effects of aquaculture following on the recovery of macrofauna communities](#). Mar. Pollut. Bull. 97(1–2): 381–390.
- Zueva, K.J., Lumme, J., Veselov, A.E., Kent, M.P., and Primmer, C.R. 2018. [Genomic signatures of parasite-driven natural selection in north European Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\)](#). Mar. Genomics. 39: 26–38.
- Zueva, K.J., Lumme, J., Veselov, A.E., Kent, M.P., and Primmer, C.R. 2018. [Genomic signatures of parasite-driven natural selection in north European Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\)](#). Mar. Genomics. 39: 26–38.



## CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région de Terre-Neuve-et-Labrador  
Pêches et Océans Canada  
CP 5667

St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5X1

Courriel : [DFONLCentreforScienceAdvice@dfo-mpo.gc.ca](mailto:DFONLCentreforScienceAdvice@dfo-mpo.gc.ca)

Adresse Internet : [www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/)

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-660-78316-1 N° cat. Fs70-7/2025-024F-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2025

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2025. Revue scientifique du projet d'installation de pisciculture marine proposé par Grieg sur Goat Island, dans Placentia Bay à Terre-Neuve, effectuée par la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2025/024.

*Also available in English:*

DFO. 2025. DFO Newfoundland and Labrador Region Science Review of proposed Grieg Marine Finfish Aquaculture Facilities at Goat Island in Placentia Bay, Newfoundland. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2025/024.