



REVUE SCIENTIFIQUE DU PROJET D'INSTALLATION SUR LA CÔTE SUD DE TERRE-NEUVE DE SIX SITES DE PISCICULTURE EFFECTUÉE PAR LE MPO DE LA RÉGION DE TERRE-NEUVE-ET-LABRADOR

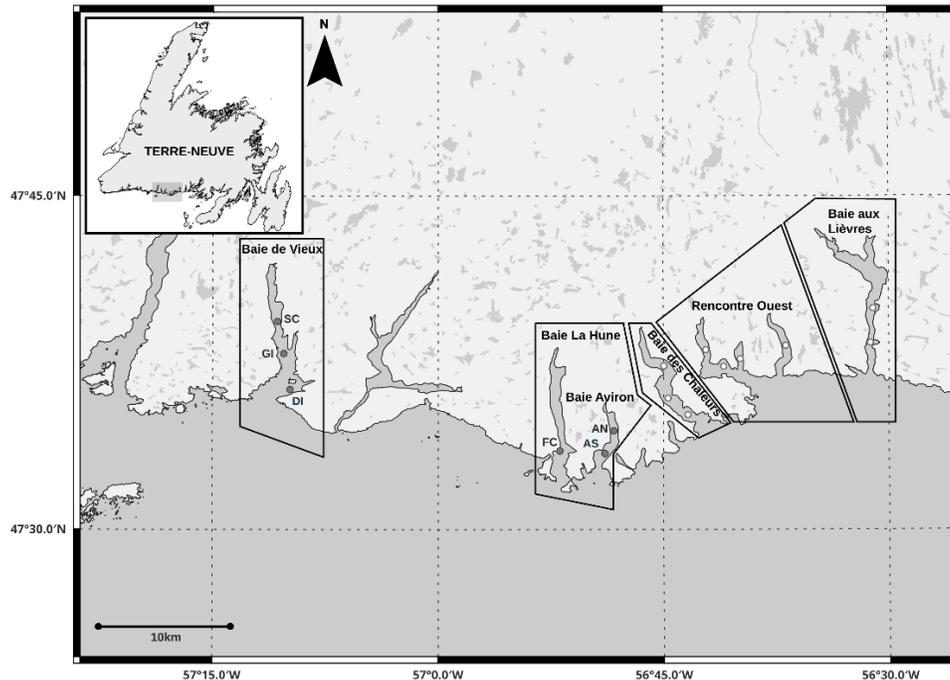


Figure 1 : Emplacement des sites de pisciculture proposés dans la baie de Vieux, la baie Aviron et la baie La Hune. Les points pleins représentent les sites proposés : Shoal Cove (SC), Gnat Island (GI), Denny Island (DI), Aviron North (AN), Aviron South (AS) et Foots Cove (FC). Les points blancs indiquent les autres sites d'aquaculture autorisés dans la région. Les étoiles indiquent les collectivités avoisinantes. Les lignes pleines indiquent la séparation des secteurs de gestion de l'aquaculture. Les lignes tiretées indiquent une grille latitudinale et longitudinale.

Contexte :

MOWI Canada East Incorporated a présenté des demandes à la province de Terre-Neuve-et-Labrador (T.-N.-L.) pour six nouveaux sites d'élevage de saumon atlantique (*Salmo salar*) sur la côte sud de Terre-Neuve. Conformément au protocole d'entente entre le Canada et Terre-Neuve sur le développement de l'aquaculture, le ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador a transmis ces demandes à Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins d'examen et d'avis relativement au mandat législatif du MPO. Aux termes du Règlement sur les activités d'aquaculture (RAA), le promoteur a présenté un rapport d'évaluation de base et un addendum pour chaque site ou permis.

SOMMAIRE

- MOWI Canada East Incorporated a présenté à la province de Terre-Neuve-et-Labrador des demandes pour installer et exploiter six nouveaux sites d'élevage de saumon atlantique répartis entre trois fjords sur la côte sud de Terre-Neuve, ces fjords se trouvent dans deux secteurs proposés de gestion de l'aquaculture, la Baie de Vieux et Aviron Bay/La Hune Bay.
- Les estimations de la zone d'exposition potentielle (ZEP) benthique pour les déchets d'alimentation de chaque site ne présentaient aucun chevauchement. Les estimations des ZEP benthiques pour les matières fécales chevauchaient des sites adjacents dans la même baie. Les déchets alimentaires et les matières fécales peuvent contenir des substances liées, comme des médicaments.
- La ZEP pélagique, qui estime l'étendue spatiale sur laquelle l'exposition à des pesticides homologués peut entraîner des effets nocifs, chevauche des sites installés dans les mêmes secteurs de gestion de l'aquaculture. Ces ZEP pélagiques s'étendent aux masses d'eau au-delà des baies et atteignent le littoral, ce qui peut avoir des répercussions sur les zones peu profondes adjacentes à chaque site.
- Les traitements chimiothérapeutiques contre le pou du poisson pourraient avoir des effets sur les crustacés non ciblés en raison de l'exposition des adultes à des résidus d'aliments dans le benthos ou de leurs stades larvaires, du fait de l'exposition pélagique aux pesticides. Pour les espèces de krill principalement pélagiques, l'exposition aux pesticides peut représenter un risque dans la plupart des sites.
- Les traitements appliqués dans les sites adjacents peuvent avoir des effets cumulatifs dans les sites où les ZEP benthiques et pélagiques se chevauchent. Pour les sites de Foots Cove et de Shoal Cove, le risque pourrait être plus grand pour les fortes densités de crustacés qui se trouvent à proximité immédiate des zones des cages.
- Des coraux mous et des pennatules ont été identifiés sur cinq des sites. À Gnat Island, de fortes concentrations de la pennatule *Pennatula aculeata* ont été détectées près du réseau de cages proposé. Le manque de données sur la densité, la répartition et les effets sur ces espèces et leurs habitats dans la région environnante limite la compréhension des répercussions potentielles.
- Il y a 55 rivières à saumon atlantique sur la côte sud-ouest de Terre-Neuve. D'après les données de surveillance des dernières décennies, les trois rivières surveillées de la région ont affiché des signes de déclin multigénérationnel de la population, avec des déclin de plus de 90 % dans la baie d'Espoir.
- Une hybridation généralisée entre des saumons sauvages et des poissons d'élevage évadés, de même que les changements génétiques qui en découlent, ont été documentés dans le sud de Terre-Neuve dans les dix dernières années. Les observations continues d'ascendance européenne chez des saumons d'élevage échappés au Canada atlantique augmentent le risque génétique direct pour les populations sauvages.
- Les données empiriques et les analyses par modélisation de la dispersion ont montré que pour l'unité désignable 4b, la zone d'expansion proposée, le nombre de poissons évadés dans les rivières devrait augmenter de 10 % dans le cadre de ce projet d'expansion, pour la plupart dans la rivière White Bear et la rivière Grey. On prévoit des répercussions continues sur l'abondance et le caractère génétique du saumon sauvage dans la région, et le risque d'incidences devrait augmenter avec l'expansion proposée.

- L'augmentation des infrastructures aquacoles accroît le risque d'empêchement pour certaines espèces en péril, notamment le requin blanc, le rorqual bleu, le rorqual commun, la baleine noire de l'Atlantique Nord et la tortue luth, qui sont présents dans la zone générale, en particulier du printemps à l'automne. Néanmoins, il n'existe aucun signalement d'empêchement de ces espèces dans des engins d'aquaculture de poissons à nageoires dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador.
- Deux ZEP benthiques des matières fécales (Denny Island, Gnat Island) chevauchent très peu (<1 km²) l'actuelle zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) de la côte sud. Les ZEP benthiques des déchets alimentaires ne chevauchent pas cette ZIEB.
- Le processus d'examen du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) pour le choix des sites aquacoles bénéficierait grandement d'un processus-cadre qui peaufinerait les lignes directrices pour la contribution scientifique.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le promoteur, MOWI Canada East Incorporated (MOWI), a présenté des demandes pour créer et exploiter six nouveaux sites d'aquaculture de poissons à nageoires en vue de produire des saumons atlantiques (*Salmo salar* diploïde, souche de la rivière Saint-Jean) sur la côte sud de Terre-Neuve.

Le ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture (PFA) de Terre-Neuve-et-Labrador (T.-N.-L.) est responsable des permis d'aquaculture en vertu de la [Loi sur l'aquaculture](#). Ce processus de délivrance de permis comprend un examen axé sur la capacité du demandeur à exploiter un élevage de façon responsable et à se conformer aux exigences réglementaires. Conformément au protocole d'entente entre le Canada et Terre-Neuve sur le développement de l'aquaculture, le ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador a transmis ces demandes à la région de Terre-Neuve-et-Labrador de Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins d'examen et d'avis relativement au mandat législatif du MPO. Bien que l'aquaculture soit gérée par les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, il existe des règlements fédéraux pris en vertu du [Règlement sur les activités d'aquaculture](#) (RAA) qui s'appuient sur les régimes fédéral et provinciaux pour clarifier les conditions dans lesquelles les entreprises d'aquaculture peuvent installer, exploiter, entretenir ou retirer une installation aquacole, en particulier des mesures sur le traitement des poissons contre les maladies et les parasites, ainsi que des seuils réglementaires pour le dépôt de matières organiques, en vertu des articles 35 et 36 de la [Loi sur les pêches](#). Le [Règlement sur les activités d'aquaculture](#) accorde aux exploitants d'aquaculture des permis accompagnés de restrictions précises visant à éviter, à réduire et à atténuer les dommages possibles aux poissons et à leur habitat. Ce règlement impose également à l'industrie des exigences particulières en matière de surveillance et d'échantillonnage de l'environnement. Il englobe toutes les étapes de l'exploitation, du choix du site à la mise en jachère. Aux termes du RAA, le promoteur a présenté un rapport d'évaluation de base et un addendum pour chaque site ou permis.

Afin de guider l'examen de ces demandes par le MPO, le Bureau régional de gestion de l'aquaculture (BRLA) a demandé un avis scientifique du MPO sur les zones d'exposition potentielles (ZEP) associées aux activités d'aquaculture proposées et les répercussions possibles sur les poissons vulnérables et leur habitat.

Plus précisément, il a posé les questions suivantes à la Direction des Sciences du MPO :

- D'après les données disponibles concernant les sites et les renseignements scientifiques, quelles sont les ZEP associées à l'utilisation des produits approuvés pour le traitement

sanitaire des poissons dans le milieu marin et quelles sont les conséquences possibles pour les espèces vulnérables?

- D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB), les espèces inscrites sur la liste de l'annexe 1 de la [Loi sur les espèces en péril](#) (LEP), les espèces ciblées par les pêches, ainsi que les espèces d'importance écologique (EIE) et leurs habitats qui se trouvent à l'intérieur de la ZEP benthique et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Comment cette répartition se compare-t-elle avec l'étendue de ces espèces et de leurs habitats dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quelles sont les répercussions prévues des activités piscicoles proposées sur ces espèces et habitats vulnérables?
- Pour faciliter l'analyse du risque d'empêchement dans les infrastructures aquacoles proposées, quelles sont les espèces aquatiques pélagiques en péril inscrites sur la liste de l'annexe 1 de la LEP qui sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?
- Quelles sont les populations de congénères qui se trouvent dans la zone géographique où les saumons d'élevage qui se sont échappés migreront probablement? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état des populations présentes dans la zone d'exposition à des individus d'élevage pour les sites proposés? Certaines de ces populations sont-elles inscrites sur la liste de l'annexe 1 de la LEP? Quels sont, pour ces populations sauvages, les impacts ou les risques potentiels des interactions génétiques directes associées aux poissons d'élevage échappés de l'activité d'aquaculture proposée?

Pour répondre à ces questions, le processus a tenu compte des éléments suivants :

1. Estimer les ZEP associées aux éléments suivants :
 - a. Dépôt d'aliments et de matières fécales;
 - b. Utilisation de médicaments réglementés;
 - c. Utilisation de pesticides réglementés.
2. Identifier les espèces et les habitats à l'intérieur de chaque ZEP qui seraient sensibles aux interactions/impacts associés à chaque type d'exposition/de voie d'exposition. Par exemple :
 - a. Effet de l'étouffement causé par le dépôt de déchets alimentaires et de matières fécales;
 - b. Toxicité des médicaments approuvés utilisés en aquaculture;
 - c. Toxicité des pesticides approuvés;
 - d. Maladies associées aux parasites et aux agents pathogènes.
3. Évaluer les conséquences de ces expositions, notamment :
 - e. Étendue temporelle/spatiale des effets propres au site;
 - f. Importance de la zone exposée pour les processus vitaux des espèces de poissons vulnérables;
 - g. Par rapport aux répercussions au niveau de la population, en tenant compte de la situation (statut selon la LEP par rapport aux points de référence) et du régime de gestion;
 - h. Proximité des ZIEB et des espèces d'importance écologique, des espèces ciblées par les pêches et de leurs habitats.

4. Au-delà de la ZEP, déterminer les autres interactions possibles avec le poisson et son habitat, associées aux sites proposés, en particulier :
 - a. Empêchement et déplacement d'espèces sauvages (p. ex. mammifères marins, tortues, requins, thons);
 - b. Étouffement de l'habitat ou des espèces résultant de la mise en place des infrastructures;
 - c. Attraction d'espèces sauvages sur le site (p. ex. requins, mammifères marins);
 - d. Pour les congénères, interactions génétiques entre le saumon atlantique d'élevage et le saumon atlantique sauvage.

Le MPO a élaboré une approche uniforme pour l'examen des demandes de sites d'aquaculture de poissons à nageoires (MPO 2024a). Cette approche comprend une analyse de triage de premier ordre qui estime les zones d'exposition et le potentiel d'interactions physiques et génétiques aux sites proposés. Le présent avis scientifique fournit des renseignements scientifiques sur les ZEP et les interactions physiques et génétiques, mais n'évalue pas les risques ou les impacts de ces zones ou de ces interactions pour les espèces ou les habitats. Compte tenu des commentaires et de l'expérience tirée de plus de quatre années d'examen de choix des sites aquacoles par le MPO, il est nécessaire d'examiner et de peaufiner les lignes directrices pour la contribution scientifique au processus de choix des sites, ce qui pourrait se faire au moyen d'un processus-cadre scientifique.

ANALYSE

Sources des données

L'information à l'appui de ces analyses comprend les documents du promoteur, les fonds de données du MPO, l'information de la base de données de la LEP, la documentation accessible au public, ainsi que les pratiques de l'industrie et les mesures d'atténuation.

Les renseignements à l'appui suivants ont été présentés au MPO pour chacun des six sites proposés et ont été utilisés dans le cadre de cet examen :

Demande de permis d'aquaculture – élevage de poissons à nageoires en cages présentée par MOWI Canada East;

Rapport d'évaluation de base, y compris les vidéos benthiques;

- Annexe 1 : Logistique et avantages;
- Annexe 2 : Diagrammes des sites;
- Annexe 3 : Plans d'aménagement des sites;
- Annexe 4 : Pêche et activités récréatives;
- Annexe 5 : Plan de gestion environnementale et de gestion des déchets;
- Annexe 6 : Qualité de l'eau;
- Annexe 7 : Rapport de consultation;
- Annexe 8 : Plan de restauration des sites.

Pratiques de l'industrie et mesures d'atténuation

L'emplacement d'un site aquacole a une incidence importante sur la production et nécessite un examen attentif des exigences biologiques, des conditions environnementales, des règlements et des facteurs socioéconomiques. Selon le Plan de gestion environnementale et de gestion des déchets (annexe 5 du promoteur : Plan de gestion environnementale et de gestion des déchets), le promoteur doit évaluer l'adéquation du site avant et après le processus de délivrance de permis. Les sites sont sélectionnés parce qu'ils offrent un abri contre les tempêtes de vent majeures, des températures convenant à la salmoniculture, une orientation permettant l'écoulement optimal du courant et la dispersion des particules, et des substrats de fond dur pour gérer les effets localisés des poissons et des déchets alimentaires.

Dans sa demande, le promoteur indique que les cages à poissons seront conformes au Code de confinement de Terre-Neuve-et-Labrador (ministère des Pêches et de l'Aquaculture de Terre-Neuve-et-Labrador 2022). Les exigences réglementaires découlant du RAA et des règlements provinciaux établissent des seuils réglementaires et exigent que le promoteur effectue une surveillance des fonds marins. Le RAA exige une surveillance annuelle des dépôts benthiques et des habitats et espèces vulnérables. Il faudra respecter les pratiques de l'industrie en matière d'élevage et de surveillance environnementale. Le promoteur a également décrit des stratégies de gestion qui s'harmonisent avec le Code de confinement afin de réduire les échappées de saumon d'élevage et les interactions potentielles avec les populations de saumons sauvages.

Des fiches d'identification sont fournies à tous les sites pour faciliter l'identification et l'enregistrement des observations d'espèces en péril. Des mesures d'atténuation des empêtrements, comme le retrait des lignes inutiles et la vérification que toutes les lignes sont tendues, sont appliquées pour réduire ce risque.

Description générale des sites

Les six sites proposés sont répartis dans trois différentes baies : Shoal Cove, Gnat Island et Denny Island dans la Baie de Vieux; Aviron North et Aviron South dans Aviron Bay; et Footh Cove dans La Hune Bay. Les collectivités avoisinantes sont Grey River, Ramea et François. Les emplacements des six sites sont illustrés sur la figure 1. Aucune activité aquacole n'a jamais été menée dans les sites proposés de ces baies. Les sites proposés se trouvent dans deux secteurs de gestion de l'aquaculture distincts, les sites de la baie Aviron et de la baie La Hune ayant une classe d'âge différente (ensemencés avec les classes d'âge 2026, 2029 et 2032) de ceux de la baie de Vieux (ensemencés avec les classes d'âge 2027, 2030 et 2033). À l'heure actuelle, il y a des sites d'aquaculture approuvés à l'est des sites proposés, dans d'autres secteurs de gestion de l'aquaculture : dans la baie des Chaleurs (trois sites), la baie Rencontre (quatre sites) et la baie aux Lièvres (deux sites; figure 1). Aucun site appartenant à d'autres entreprises n'est exploité dans les secteurs de gestion de l'aquaculture où les sites sont proposés et les autres sites appartenant au promoteur se trouvent à plus d'un kilomètre des sites proposés.

Le système de secteurs de gestion de l'aquaculture (c.-à-d. les zones de gestion des baies [ZGB]) est conçu pour réduire les impacts des maladies et des parasites afin d'améliorer la santé du saumon d'élevage et de réduire les répercussions sur l'environnement. Chaque secteur de gestion de l'aquaculture estensemencé avec une seule génération de saumon d'élevage, chaque site ayant une période de mise en jachère minimale de sept mois et un minimum de quatre mois pour l'ensemble du secteur de gestion de l'aquaculture, ou jusqu'à ce que l'analyse benthique indique que le réensemencement est autorisé.

Les six sites proposés ont un réseau de 2x5 cages (total de 10 cages par site), chaque filet ayant une circonférence de 140 m et une profondeur de 30 m. Le nombre maximal de poissons par site est de 1 million, avec une densité d'empeisonnement maximale de 15 kg/m³. Les rapports environnementaux de base pour les six sites proposés respectent la norme de surveillance du RAA et comprennent des descriptions des sites, des relevés bathymétriques, des relevés benthiques visuels et des relevés de l'habitat du poisson pour les zones des concessions. Le tableau 1 présente une description générale des sites proposés.

Des relevés vidéo effectués par des véhicules sous-marins téléguidés (VTG) ont permis de caractériser les types de flore, de faune et de substrat le long des transects dans la zone des concessions proposées. Ces relevés couvraient la zone de la concession pour chaque site à l'aide de transects (de 10 à 20 transects par site) espacés de 100 m. Les relevés ont été effectués pendant deux ou trois jours, selon le site, de la mi-juin à la fin juillet. À chaque station, les organismes ont été comptés pendant une minute. Les séquences vidéo et les images fixes prises par les VTG ont été examinées et analysées en fonction du type de substrat, de la faune et de la flore dans les stations et utilisées pour effectuer des relevés de l'habitat du poisson. Un résumé des espèces vulnérables, commerciales et inscrites sur la liste de la LEP dans les rapports de référence du promoteur se trouve à l'annexe A, tableau A1.

Shoal Cove

Le site aquacole de Shoal Cove se trouve à environ 14,4 km au nord-ouest de la ville de Grey River, à 22,7 km au nord-est de la ville de Ramea et à 46,2 km à l'ouest-nord-ouest de la ville de François (toutes les distances sont indiquées par voie navigable). La concession proposée, telle qu'indiquée dans la demande de permis d'aquaculture, est située à environ 5,7 km au nord-nord-est de l'embouchure de la baie de Vieux et mesure environ 1 900 m de long sur 900 m de large (tableau 1). La profondeur de l'eau sous la zone de la concession proposée varie de 0 à 234 m, les sédiments benthiques étant composés de substrats mixtes. Sur un total de 217 stations analysées, 147 (68 %) ont été classées comme ayant un substrat dur et 70 (32 %), comme ayant un substrat meuble ou fin ou une couche de substrat fin sur un fond dur, ce qui donne une classification globale de fond dur pour le site. Aucun indicateur benthique de l'activité aquacole (bactéries semblables à *Beggiatoa* ou complexes polychètes opportunistes) n'a été observé dans les transects analysés à l'intérieur des limites de la concession. Trois peuplements de varech ont été remarqués près du rivage, composés d'espèces d'algues brunes du genre *Agarum*, présentes sous forme de parcelles frangeantes le long du rebord supérieur de la paroi rocheuse, entre 1 m et 11 m de profondeur. De plus, deux peuplements d'algues brunes se trouvent aussi près du rivage, à l'extrémité ouest des transects 7 et 19 à des profondeurs de 20 à 25 m. Six lits d'actinies (*Metridium senile*, *Stomphia* sp., *Hormathia* sp.), trois lits de comatules ou de crinoïdes (*Heliometra glacialis*) et quatre lits d'ophiures (*Ophiolepidae*) ont été observés. Le promoteur précise que le réseau de cages ne sera pas positionné au-dessus de l'emplacement des espèces observées.

Aucun herbier de zostère (*Zostera marina*) ou complexe d'éponges (*Porifera*) n'a été observé dans les sites proposés pendant le relevé effectué par le VTG. Certaines éponges incrustantes et isolées ont été observées, mais en quantités insuffisantes pour être considérées comme un complexe. Pour ce qui est des espèces ciblées dans les pêches commerciales, récréatives et autochtones (CRA), le relevé effectué par un VTG a détecté le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) et le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*). De plus, on a observé sept bancs (plus de 20 individus) de sébastes acadiens (*Sebastes fasciatus*), avec des individus sur la plupart des transects, un banc de morues franches (*Gadus morhua*) et quinze individus, ainsi qu'un banc de lieux jaunes (*Pollachius pollachius*) et neuf individus.

Gnat Island

Le site aquacole de Gnat Island se trouve à environ 11,5 km au nord-ouest de la ville de Grey River, à 20,6 km au nord-est de la ville de Ramea et à environ 42,6 km à l'ouest-nord-ouest de la ville de François (toutes les distances sont indiquées par voie navigable). La concession proposée, telle qu'indiquée dans la demande de permis d'aquaculture, est située à environ 3,5 km au nord-est de l'embouchure de la baie de Vieux et mesure approximativement 1 500 m de long sur 1 000 m de large (tableau 1). La profondeur de l'eau sous la zone de la concession proposée varie de 0 à 370 m, les sédiments benthiques étant composés de substrats mixtes. Sur un total de 163 stations analysées à des profondeurs inférieures à 300 m, 124 (76 %) ont été classées comme ayant un substrat dur et 39 (24 %) comme ayant un substrat meuble ou fin ou une couche de substrat fin sur un fond dur, ce qui donne une classification globale de fond dur pour le site. Il est important de souligner que l'on ne connaît pas le type de substrat pour une partie de la zone de la concession qui est à plus de 300 m, parce qu'elle n'a pas fait l'objet d'une surveillance par vidéo sous-marine en raison des limites de profondeur de l'équipement disponible. Des indicateurs benthiques, présents sous la forme d'une parcelle de bactéries semblables à *Beggiatoa*, ont été observés sur un transect de 390 à 400 m à une profondeur d'environ 72 à 81 m et étaient probablement le résultat de dépôts naturels à cet endroit. Neuf peuplements d'algues brunes ont été remarqués, composés d'espèces d'algues brunes des genres *Agarum* et *Desmarestia*, présentes sous forme de parcelles frangeantes le long du rebord supérieur de la paroi rocheuse, entre 3 m et 22 m de profondeur, ainsi que six peuplements d'algues rouges. Trois lits d'actinies (*Metridium senile* et *Stomphia* sp.), un lit de comatules ou de crinoïdes, un lit d'oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*), un loup de l'Atlantique (*Anarhichas lupus*) et des pennatules ou coraux cnidaires ont été observés. Le promoteur précise que le réseau de cages ne sera pas positionné au-dessus de l'emplacement des espèces observées. Les résultats du relevé ont révélé la présence de sébastes acadiens individuels sur la plupart des transects et de six morues franches sur un transect, plus une sur un autre. De plus, trois crabes des neiges et deux pétoncles géants ont été observés.

Denny Island

Le site aquacole de Denny Island se trouve à environ 9,7 km au nord-ouest de la ville de Grey River, à 18,9 km au nord-est de la ville de Ramea et à 40,4 km à l'ouest-nord-ouest de la ville de François (toutes les distances sont indiquées par voie navigable). La concession proposée, telle qu'indiquée dans la demande de permis d'aquaculture, est située à environ 1,0 km au nord-est de l'embouchure de la baie de Vieux et mesure approximativement 1 000 m de long sur 692 m de large (tableau 1). La profondeur de l'eau sous la zone de la concession proposée varie de 0 à 173 m, les sédiments benthiques étant composés de substrats mixtes. Sur un total de 88 stations analysées, 76 (86 %) ont été classées comme ayant un substrat dur et 12 (14 %) comme ayant un substrat meuble ou fin ou une couche de substrat fin sur un fond dur, ce qui donne une classification globale de fond dur pour le site. Aucun indicateur benthique (bactéries semblables à *Beggiatoa* ou complexes polychètes opportunistes) n'a été observé dans les transects analysés à l'intérieur des limites de la concession. Quatre peuplements de varech, minimes, ont été observés près du rivage, composés d'espèces d'algues brunes du genre *Agarum*. De plus, deux peuplements d'algues brunes ont été remarqués près du rivage, à l'extrémité sud du transect 10, à des profondeurs de 6 à 14 m, ainsi qu'un lit d'oursins verts, deux lits de moules bleues (*Mytilus edulis*) et cinq peuplements de comatules ou de crinoïdes. Le promoteur précise que le réseau de cages ne sera pas positionné au-dessus de l'emplacement des espèces observées. Les résultats du relevé indiquent que des sébastes acadiens individuels ont été observés, de même qu'un seul crabe des neiges et des pétoncles individuels (espèces non identifiées).

Aviron North

Le site aquacole d'Aviron North se trouve à environ 14,6 km à l'ouest de la ville de François, à 28,8 km à l'est de la ville de Grey River et à 47,6 km à l'est-nord-est de la ville de Ramea (toutes les distances sont indiquées par voie navigable). La concession proposée est située à environ 4,5 km au nord-nord-est de l'embouchure de la baie Aviron et mesure approximativement 1 200 m de long sur 710 m de large (tableau 1). La profondeur de l'eau sous la zone de la concession proposée varie de 0 à 135 m, les sédiments benthiques étant composés de substrats mixtes. Sur un total de 99 stations analysées, 55 (56 %) ont été classées comme ayant un substrat dur et 44 (44 %) comme ayant un substrat meuble ou fin ou une couche de substrat fin sur un fond dur, ce qui donne une classification globale de fond dur pour le site. Des indicateurs benthiques, présents sous forme d'une petite parcelle de bactéries semblables à *Beggiatoa*, ont été observés sur un transect (transect 5) à 500 m à une profondeur d'environ 95 m et étaient probablement le résultat de dépôts naturels à cet endroit. Des peuplements de varech, minimes, ont été observés près du rivage, composés d'espèces d'algues brunes des genres *Saccharina*, *Agarum* et *Laminaria*, ainsi que quatre peuplements d'algues brunes mixtes sous forme de parcelles frangeantes le long des substrats rocheux et de gros galets entre 1 m et 33 m de profondeur. Cinq lits d'actinies (*Stomphia* sp.), un lit d'oursins verts et une seule pennatule ou corail cnidaire ont été observés. Le promoteur précise que le réseau de cages ne sera pas positionné au-dessus de l'emplacement des espèces observées. Les résultats du relevé ont révélé la présence d'un homard d'Amérique (*Homarus americanus*), de deux crabes des neiges et de quelques sébastes acadiens.

Aviron South

Le site aquacole d'Aviron South se trouve à environ 12,3 km à l'ouest-sud-ouest de la ville de François, à 26,6 km à l'est-sud-est de la ville de Grey River et à 45,5 km à l'est-nord-est de la ville de Ramea (toutes les distances sont indiquées par voie navigable). La concession proposée, telle qu'indiquée dans la demande de permis d'aquaculture, est située à environ 2,5 km au nord de l'embouchure de la baie Aviron et mesure approximativement 913 m de long sur 821 m de large (tableau 1). La profondeur de l'eau sous la zone de la concession proposée varie de 0 à 144 m, les sédiments benthiques étant composés de substrats mixtes. Des indicateurs benthiques, présents sous forme de parcelles de bactéries semblables à *Beggiatoa*, ont été observés sur trois transects (transects 1, 8 et 10) à une profondeur d'environ 117 à 141 m. Les bactéries couvraient généralement les algues libres présentes sur le fond marin, résultant probablement de dépôts naturels à cet endroit. Sur un total de 101 stations analysées, 59 (58 %) ont été classées comme ayant un substrat dur et 42 (42 %) comme ayant un substrat meuble ou fin ou une couche de substrat fin sur un fond dur, ce qui donne une classification globale de fond dur pour le site. Sept peuplements d'algues brunes mixtes composés d'espèces des genres *Desmarestia*, *Laminaria*, *Saccharina*, *Phylaiella* et *Agarum* et deux peuplements d'agar criblé (*Agarum* sp.) ont été observés près du rivage sous forme de parcelles frangeantes le long des substrats de gros galets, de gravats et de galets entre 1 m et 29 m de profondeur. Sept lits d'oursins verts et trois lits d'actinies (*Metridium senile* et *Hormathia* sp.), deux lits de clypéastres (*Echinarachnius* sp.) et un lit d'ophiures (*Ophiolepidae* sp.) ont été observés. Le promoteur précise que le réseau de cages ne sera pas positionné au-dessus de l'emplacement des espèces observées. Les résultats du relevé ont également révélé la présence d'un homard d'Amérique, d'un sébaste acadien et d'un pétoncle géant.

Foots Cove

Le site aquacole de Foots Cove se trouve à environ 15,1 km au sud-ouest de la ville de François, à 21,9 km au sud-est de la ville de Grey River et à 40,4 km à l'est de la ville de Ramea (toutes les distances sont indiquées par voie navigable). La concession proposée, telle

qu'indiquée dans la demande de permis d'aquaculture, est située à environ 200 m au nord de l'embouchure de la baie La Hune et mesure approximativement 1 200 m de long sur 1 300 m de large (tableau 1). La profondeur de l'eau sous la zone de la concession proposée varie de 0 à 177 m, les sédiments benthiques étant composés de substrats mixtes. Des indicateurs benthiques, présents sous forme de très petites parcelles de bactéries semblables à *Beggiatoa*, ont été observés sur deux transects, à 600 m le long du transect 7 à une profondeur d'environ 145 m et à 720 m le long du transect 9 à une profondeur de 120 m sur des débris d'algues, et étaient probablement le résultat de dépôts naturels à ces endroits. Sur un total de 183 stations analysées, 111 (61 %) ont été classées comme ayant un substrat dur et 72 (39 %) comme ayant un substrat meuble ou fin ou une couche de substrat fin sur un fond dur, ce qui donne une classification globale de fond dur pour le site. Cinq peuplements de varech, minimes, ont été observés près du rivage, composés d'espèces d'algues brunes des genres *Agarum* et *Laminaria*, ainsi qu'un peuplement d'algues brunes mixtes (*Phaeophyta*) et un autre d'algues rouges mixtes (*Rhodophyta*) sous forme de parcelles frangeantes le long des substrats rocheux et de gros galets entre 1 m et 23 m de profondeur. Quatre lits d'oursins verts et deux de clypéastres ont été remarqués. De plus, on a observé des colliers de sable de natices (*Naticidae*), c'est-à-dire les masses d'œufs de cet escargot, qui pourraient dénoter un habitat de nurserie ou de juvéniles de l'espèce. Le promoteur précise que le réseau de cages ne sera pas positionné au-dessus de l'emplacement des espèces observées. Les résultats du relevé ont également révélé la présence de deux crabes des neiges, de pétoncles géants individuels et de sébastes acadiens individuels.

Tableau 1 : Principaux renseignements océanographiques, sur les infrastructures des élevages et sur le grossissement pour les sites proposés. Tous les renseignements ont été extraits des rapports fournis par le promoteur pour les demandes de permis.

Caractéristique	Shoal Cove		Gnat Island		Denny Island		Aviron North		Aviron South		Foots Cove				
Dimensions [m]	1 900 x 900		1 500 x 1 000		1 000 x 692		1 200 x 710		913 x 821		1 200 x 1 300				
Superficie (ha)	132,4		130,4		69,2		81,0		83,1		159,0				
Type de substrat prédominant	Fond dur		Fond dur		Fond dur		Fond dur		Fond dur		Fond dur				
Configuration du réseau de parcs en filet	2 x 5		2 x 5		2 x 5		2 x 5		2 x 5		2 x 5				
Circonférence/profondeur de chaque parc en filet (m)	140 / 30		140 / 30		140 / 30		140 / 30		140 / 30		140 / 30				
Volume du parc en filet (m ³)	390 000		390 000		390 000		390 000		390 000		390 000				
Profondeur sous la zone de la concession [m]	0 à 234		0 à 370		0 à 173		0 à 135		0 à 144		1 à 177				
Profondeur sous le réseau de cages [m]	146 à 220		101 à 275		40 à 110		104 à 120		94 à 140		112 à 150				
Période de mesure actuelle	Du 14 juin 2018 au 21 juillet 2018		Du 13 juin 2018 au 21 juillet 2018		Du 13 juin 2018 au 21 juillet 2018		Du 10 mai 2018 au 14 juin 2018		Du 10 mai 2018 au 14 juin 2018		Du 10 mai 2018 au 13 juin 2018				
	Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]		Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]		Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]		Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]		Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]	
		Moyenne	Max		Moyenne	Max		Moyenne	Max		Moyenne	Max		Moyenne	Max

Examen de six projets de sites de pisciculture sur la côte sud de T.-N.

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

Caractéristique	Shoal Cove			Gnat Island			Denny Island			Aviron North			Aviron South			Foots Cove		
Vitesse du courant [cm/s]	5,1	8,1	34	4,9	6,6	38	5,1	5,4	22	4,8	4,5	29	5,1	6,1	35	5,1	5,9	45
	9,2	7,6	35	9,7	5,5	29	10,7	4,5	20	10,0	3,7	17	11,0	4,5	20	10,5	4,8	40
	15,7	6,4	36	15,7	4,4	25	14,7	4,1	24	16,0	3,2	15	15,0	3,6	20	14,5	4,3	30
	101,2	4,7	25	106,4	3,3	17	55,6	2,9	17	54,2	2,5	12	68,9	3,3	14	63,4	2,3	11
	197,9	3,8	15	209,9	2,1	9	104,9	3,1	16	105,0	2,8	13	130,4	3,4	12	124,0	2,2	15
Type de mesure du courant	<i>profileur de courant</i>																	
Période de grossissement [mois]	28			28			28			28			28			28		
Nombre maximal de poissons sur le site	1 000 000			1 000 000			1 000 000			1 000 000			1 000 000			1 000 000		
Nombre de poissons pour l'empoissonnement initial [poissons/parc]	100 000			100 000			100 000			100 000			100 000			100 000		
Poids d'empoissonnement initial [kg]	0,150			0,150			0,150			0,150			0,150			0,150		
Poids moyen prévu à la récolte [kg]	6,67			6,67			6,67			6,67			6,67			6,67		
Biomasse maximale prévue [kg]	4 876 840			4 876 840			4 876 840			4 876 840			4 876 840			4 876 840		

Caractéristique	Shoal Cove	Gnat Island	Denny Island	Aviron North	Aviron South	Foots Cove
Densité d'empoisonnement maximale [kg/m ³]	15	15	15	15	15	15

Conditions océanographiques

Les eaux de la côte sud de Terre-Neuve sont fortement stratifiées selon la saison et sujettes à un ruissellement spatialement inégal (Donnet *et al.* 2018a, 2018b). Les données disponibles sur Hermitage Bay et Bay d'Espoir montrent que la colonne d'eau est caractérisée par un système de deux ou trois couches du printemps à l'automne (Richard et Hay 1984; Donnet *et al.* 2018b). La stratification océanique est essentielle à la dynamique des courants marins (p. ex. Gill 1982; Pond et Pickard 1983; Cushman-Roisin et Beckers 2011). Dans cette région, les courants marins sont complexes, montrent une grande variabilité temporelle et spatiale (y compris verticale; Ratsimandresy *et al.* 2019) et sont dominés par des phénomènes atmosphériques (c.-à-d. des vents forts ou des tempêtes) plutôt que par du forçage des marées (Salcedo-Castro et Ratsimandresy 2013, Ratsimandresy *et al.* 2019).

Bathymétrie

Les sites proposés occupent de longues baies étroites, exposées au sud avec des parois très abruptes et des eaux profondes, bien que Aviron Bay ait un seuil relativement peu profond. Ces sites se trouvent dans des passages à l'embouchure ou au milieu d'un bras de mer, dans de petites anses ou le long de la côte. La profondeur de l'eau sous les zones de concession proposées varie de 0 à 370 m, les sédiments benthiques étant composés de substrats mixtes. Tous les sites ont été classifiés, la majorité ayant des substrats durs avec quelques substrats mixtes.

Courants marins

Les courants marins sont un intrant essentiel dans les estimations de la zone d'exposition associée au rejet venant du site d'élevage de matières organiques exerçant une demande biochimique en oxygène, de pesticides et de drogues. Le promoteur a fourni des données de courants marins sur une période de 35 à 39 jours et a respecté les exigences du RAA. Des profileurs de courant à effet Doppler (ADCP) ont été déployés à un seul emplacement et configurés pour mesurer les courants horizontaux moyens chaque 15 minutes (tableau 1). La plupart des mesures de courants se trouvaient près du centre des réseaux de cages proposés.

Les informations sur les courants marins près de la surface, dans la couche d'eau supérieure, dans la couche d'eau à profondeur moyenne et près du fond sont présentées dans le Tableau 1. La vitesse de courant maximale varie verticalement et cette variation est plus importante que la variation des vitesses moyennes. Les directions du courant varient selon la profondeur; cependant, les directions principales sont parallèles aux courbes de niveau bathymétriques ou au littoral. Cette observation concorde avec les résultats de Ratsimandresy *et al.* (2019), qui soulignaient la variabilité des courants dans la région.

Espèces et habitats

Les principales espèces commerciales de poissons pélagiques dans la région de la côte sud où les sites sont proposés sont le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), le maquereau (*Scomber scombrus*) et le capelan (*Mallotus villosus*). Cependant, il y a peu ou pas de pêche commerciale de ces espèces pélagiques dans la région proposée. Les données sur la biomasse des espèces pélagiques ne sont pas disponibles, mais on sait que ces espèces sont abondantes selon la saison dans les eaux de Terre-Neuve. Les sites proposés englobent l'habitat de plusieurs poissons de fond, notamment la morue franche, la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*) et le sébaste. Les données sur les poissons de fond et les espèces pélagiques sont limitées pour la zone du projet. On a généralement recours au relevé plurispécifique du MPO pour décrire la répartition et l'abondance des espèces dans la région de

T.-N.-L., y compris la côte sud. Ce relevé ne s'étend pas aux baies où les nouveaux sites sont proposés.

Les espèces commerciales d'invertébrés benthiques dans la zone générale sont le homard d'Amérique, le crabe des neiges et le pétoncle géant. L'évaluation de base a permis de relever une observation d'habitat convenable du homard, tirée des images prises par le VTG, mais les homards sont cryptiques (surtout pendant la journée) et il est peu probable qu'ils soient directement observés dans le relevé. Le crabe des neiges a été identifié en petits nombres dans l'évaluation de base. Les premiers stades biologiques du crabe des neiges sont également cryptiques, mais tous les stades biologiques de l'espèce pourraient être vulnérables aux activités associées à l'aquaculture. Le cycle biologique du crabe des neiges commence par la libération des larves au printemps, suivie d'une période larvaire pélagique dans les couches de surface qui comporte plusieurs stades avant l'établissement à l'automne (Comeau *et al.* 1999; Sainte-Marie 1993). L'utilisation de l'habitat durant l'ontogénie suit un profil général qui se déroule dans des habitats peu profonds/froids/grossiers au début de l'ontogénie et dans des habitats plus profonds/chauds/plus meubles pendant l'ontogénie tardive, avec des échanges verticaux pour certains groupes de crabes, en particulier les gros mâles, pendant les migrations de reproduction saisonnières (Mullowney *et al.* 2018). On a rarement observé des pétoncles dans les relevés de référence de la zone de la concession pour les sites d'aquaculture proposés. La pêche du pétoncle se pratique sur la côte sud-ouest.

Parmi les espèces d'invertébrés benthiques non commerciales, les taxons mentionnés dans les relevés du promoteur sont les pennatules, les coraux mous (familles *Alcyoniidae* et *Capnellidae*), les anémones cérianthides, les actinies *Hormathia* sp. et *Stomphia* sp., les éponges de la famille *Geodiidae*, les ophiures et les crinoïdes (indiquées comme des comatules), qui sont tous des indicateurs d'écosystèmes marins vulnérables (EMV). Des stations abritant des concentrations élevées de pennatules (plus de 20 colonies par station) ont été repérées à Gnat Island avec des colonies de taille variable, dénotant la présence de colonies jeunes et adultes, et une pennatule a été signalée à Aviron North. Des coraux mous ont été identifiés à Aviron North, à Aviron South, à Denny Island et à Shoal Cove, avec des concentrations maximales de huit colonies par station (à Shoal Cove). Les éponges de la famille *Geodiidae*, les anémones céranthides, les actinies (p. ex. *Hormathia* sp.), les ophiures et les crinoïdes (signalées comme des comatules) sont d'autres taxons à densité élevée qui ont été identifiés à certains endroits. On a trouvé des ophiures en concentrations élevées à plusieurs stations sur tous les sites, mais elles étaient surtout dominantes à Aviron South et à Footh Cove.

Les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) sont désignées par des évaluations scientifiques formelles comme présentant une importance biologique ou écologique par rapport à l'écosystème marin environnant. Ce sont des zones où les organismes de réglementation et les utilisateurs des ressources marines doivent pratiquer l'aversion au risque pour maintenir des écosystèmes sains et productifs (gouvernement du Canada 2023). Pour désigner les ZIEB, la connaissance d'une zone est évaluée en fonction de cinq critères : le caractère unique, le rassemblement, les conséquences sur l'aptitude phénotypique, le caractère naturel et la résilience. La région de T.-N.-L. a désigné 29 ZIEB (Wells *et al.* 2017, 2019; annexe D, figure A2). Trois des sites proposés se trouvent dans une zone adjacente à la ZIEB de la côte sud : Shoal Cove, Gnat Island et Denny Island (la limite de l'emplacement le plus proche de la ZIEB est à Denny Island, à 2,4 km de distance).

En ce qui concerne les espèces d'importance écologique, la zostère n'a été signalée à aucun des sites. Bien qu'il existe des critères pour l'identification d'autres espèces d'importance écologique (MPO 2006), les évaluations ont été rares. Plusieurs taxons d'invertébrés

benthiques pourraient être inclus dans la catégorie des espèces d'importance écologique (p. ex. Cobb *et al.* 2020). Des prairies de pennatules, qui sont des indicateurs des zones benthiques importantes (ZBI) et des EMV, ont été recensées à Gnat Island. Le promoteur a identifié au moins 35 taxons distincts dans l'ensemble des sites proposés.

À l'exception d'un seul loup de l'Atlantique, aucune espèce inscrite sur la liste de la LEP n'a été observée pendant le relevé. Les espèces de poissons de mer inscrites sur la liste de la LEP et présentes dans les eaux de Terre-Neuve sont le loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*), le loup tacheté (*Anarhichas minor*), le loup atlantique et le requin blanc (*Anarhichas denticulatus*), le loup atlantique étant l'espèce de loups de mer la plus fréquemment observée dans les eaux côtières peu profondes de Terre-Neuve, et comme prise accessoire dans les pêches côtières.

Le saumon atlantique sauvage migre le long de la côte sud et, en raison du déclin des populations, est actuellement désigné comme une espèce menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC 2010). Après d'autres déclinés dans la région de T.-N.-L. (MPO 2022a, MPO 2023a), la désignation est en cours de réévaluation. La lompe (*Cyclopterus lumpus*) est également présente et son abondance a diminué d'environ 58 % entre 1996 et 2014 (Simpson *et al.* 2016). Elle a donc été désignée comme espèce menacée dans les eaux canadiennes en 2017 (COSEPAC 2017).

Selon la répartition générale des espèces, les données des relevés du MPO ainsi que les observations et les données des relevés des mammifères marins du MPO, les cétacés suivants peuvent se trouver dans les sites proposés : le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), le rorqual boréal (*Balaenoptera borealis*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*), le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), le grand cachalot (*Physeter macrocephalus*), plusieurs espèces de dauphins et le marsouin commun (*Phocoena phocoena*). D'après des données d'observation opportunistes et systématiques, ces cétacés peuvent être présents dans les zones proposées, et les pics d'abondance saisonniers se produisent habituellement en été et en automne. De plus, des espèces de phoques comme le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*) occupent régulièrement la côte sud de Terre-Neuve et peuvent avoir des échoueries dans les zones des concessions, particulièrement près des îles et des rochers. Bien que les tortues luth (*Dermochelys coriacea*) et les tortues caouannes (*Caretta caretta*) fréquentent les eaux de Terre-Neuve pendant l'été et l'automne pour se nourrir, elles ne nichent pas au Canada. On les rencontre dans les eaux côtières et les eaux du large le long du plateau continental respectivement, mais pas couramment dans les zones des concessions aquacoles proposées.

Classification des sites et profondeurs

Le promoteur a fourni des tableaux récapitulatifs des vidéos de référence pour documenter les communautés d'espèces; ces tableaux démontrent que de grandes concentrations de coraux, d'éponges, de cérianthides, d'actinies ou de crinoïdes ne se trouvent généralement pas directement sous les réseaux de cages proposés à la plupart des sites, à l'exception des concentrations élevées de pennatules repérées près du réseau de cages de Gnat Island. Sur le site proposé d'Aviron South, on a observé des indicateurs benthiques de l'enrichissement organique, présents sous forme de parcelles de bactéries semblables à *Beggiatoa* couvrant des algues libres, sur trois transects (transects 1, 8 et 10) entre 117 et 141 m de profondeur environ. Des bactéries semblables à *Beggiatoa* ont également été observées sur un seul transect à Gnat Island et à Aviron North et sur deux transects à Fooks Cove. Ces tapis bactériens sont probablement le résultat de dépôts naturels à ces endroits, mais ils permettent de penser que des conditions de faible teneur en oxygène pourraient se produire (Hamoutene 2013). L'absence de taxons et les dénombrements de l'abondance doivent être considérés avec

prudence étant donné les dénombrements relatifs de la zone de relevé, la distance de la caméra par rapport au fond de la mer et les spécifications de qualité des vidéos.

Utilisation de pesticides et de médicaments

Le plan de gestion environnementale et de gestion des déchets du promoteur (inclus à l'annexe 5 de la trousse de la demande) indique que l'utilisation de traitements chimiques sera prescrite dans les cas où la série de traitements de rechange (traitements mécaniques ou thermiques) ne parvient pas à contrôler l'infestation par des parasites. En vertu du RAA, le promoteur doit d'abord envisager d'autres méthodes, non chimiques. Le Canada n'autorise l'utilisation que de produits homologués en vertu de la [Loi sur les produits antiparasitaires](#) et de la [Loi sur les aliments et drogues](#) et réglementés par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) et la Direction des médicaments vétérinaires de Santé Canada. Toute thérapie d'intervention doit être choisie par un vétérinaire autorisé, en consultation avec le directeur provincial de la santé et du bien-être du poisson. Les drogues énumérées sont le benzoate d'émamectine (un traitement administré dans l'alimentation connu sous le nom de SLICE®), ainsi que des pesticides approuvés, l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène (dont il est question dans la section sur les ZEP pélagiques). Bien que son utilisation ne soit pas actuellement approuvée au Canada, le lufénuron (un traitement administré dans l'alimentation, utilisé dans les écloseries en eau douce et connu sous le nom commercial d'Imvixa®) est également disponible sous la rubrique Distribution de médicaments d'urgence de la Direction des médicaments vétérinaires ([Santé Canada](#)). Les antibiotiques ne sont pas énumérés dans la demande, mais ils peuvent être administrés en cas de maladies bactériennes infectieuses. Aux termes du RAA, le promoteur est tenu de produire un rapport annuel sur l'utilisation de drogues et de pesticides dans chaque cage de poissons de mer.

Médicaments

L'utilisation d'antibiotiques administrés dans les aliments soulève des préoccupations au sujet du développement potentiel d'une résistance aux antimicrobiens (RAM), un processus par lequel les bactéries deviennent insensibles à un ou plusieurs antibiotiques au fil du temps (Baquero *et al.* 2008). De nombreuses incertitudes subsistent au sujet de ces effets indirects des antibiotiques sur les organismes marins; cependant, leur toxicité directe pour les organismes marins a été jugée improbable pour les quantités utilisées. Du fait du manque d'information sur la résistance aux antimicrobiens chez les organismes marins, cet examen ne peut pas aborder les effets potentiels. Toutefois, il est important de souligner la possibilité que la présence d'autres composés influence les profils de la résistance aux antimicrobiens par un processus de sélection et d'amélioration conjointes (Jonah *et al.* 2024). Le benzoate d'émamectine a une très faible solubilité dans l'eau (Mushtaq *et al.* 1996) et devrait persister dans la colonne d'eau pendant de courtes périodes avant de se diviser en matrices environnementales solides (Jacova et Kennedy 2022, Strachan et Kennedy 2021). Il ne devrait donc pas être présent dans de fortes concentrations dans l'eau et il est peu probable qu'il cause des effets nocifs sur les organismes pélagiques résultant d'expositions aqueuses continues (Mill *et al.* 2021).

Pesticides

Le peroxyde d'hydrogène et l'azaméthiphos sont actuellement les seuls pesticides dont l'utilisation par l'industrie de l'aquaculture des poissons à nageoires est approuvée au Canada (2017) et Santé Canada fournit des lignes directrices réglementaires pour leur utilisation (ARLA 2016a, 2016b, 2017). Le rejet de pesticides peut avoir des répercussions sur les habitats et les espèces vulnérables à divers stades biologiques, tant dans la colonne d'eau que sur le fond marin.

ZONES D'EXPOSITION POTENTIELLES

L'accumulation de déchets alimentaires et de matières fécales peut modifier l'habitat benthique et entraîner une diminution des niveaux d'oxygène (c.-à-d. l'hypoxie), une hausse des niveaux de sulfure et une augmentation des organismes indicateurs comme les *Beggiatoa* sp., les organismes polychètes opportunistes et les floculants. Les ZEP sont un outil d'étude permettant de déterminer les zones d'exposition potentielles pour les espèces et les habitats vulnérables, mais à une vaste échelle spatiale. Cette estimation initiale de la taille et de l'emplacement des zones susceptibles d'être exposées aux rejets dépend de plusieurs facteurs, comme la vitesse des courants marins, la bathymétrie et la vitesse de sédimentation des particules. La ZEP estime l'ordre de grandeur de la taille et de l'emplacement de l'exposition et en fournit une compréhension initiale. Une description détaillée du modèle de ZEP se trouve dans Page *et al.* (2023a); cependant, il est important de noter que les ZEP sont une première étape pour cerner les préoccupations potentielles pour le décideur. Ce ne sont pas des zones d'impact.

Zone d'exposition potentielle benthique

La ZEP benthique est une estimation de la taille et de l'emplacement de la zone benthique qui peut être exposée au dépôt de déchets alimentaires et de matières fécales rejetées par un site, pouvant entraîner une augmentation de la charge organique. Il existe deux catégories de ZEP benthiques :

1. la zone susceptible d'être exposée au dépôt de déchets d'alimentation est connue sous le nom de ZEP des déchets d'alimentation;
2. la zone potentiellement exposée au dépôt de matières fécales est la ZEP des matières fécales.

Le benthos peut également être exposé aux pesticides rejetés dans l'eau, en particulier dans les eaux peu profondes; cependant, on adresse cette préoccupation en calculant la zone d'exposition potentielle pélagique (ZEP pélagique), qui sera traitée dans une section ultérieure du présent document.

Le calcul de la ZEP benthique est effectué en considérant une approche conservatrice en ce sens qu'il détermine une zone très large où les particules pourraient se propager, même à un faible niveau. Il s'agit d'une approche simple. La ZEP benthique est représentée par une zone circulaire centrée au milieu du réseau de cages proposé et représente la limite extérieure déduite pour l'exposition potentielle. La figure 2 illustre l'étendue spatiale de l'exposition de la ZEP benthique aux particules alimentaires. La ZEP benthique associée à l'alimentation (ZEP des déchets d'alimentation) est de l'ordre de plusieurs centaines de mètres, de même échelle de grandeur que la zone de la concession.

Pour la déterminer, on calcule d'abord la distance de transport (la vitesse du courant marin multipliée par la période de descente des particules, celle de l'alimentation et des matières fécales respectivement) et on ajoute la moitié de la longueur du réseau de cages. Ce calcul détermine si des espèces ou des habitats se trouvent dans un vaste secteur de préoccupation qui mérite d'être peaufiné (c.-à-d. nécessite d'une étude plus approfondie de l'étendue spatiale, de l'intensité et/ou de la durée de l'interaction prévue). La ZEP benthique ne fournit pas d'estimation de l'intensité de la charge organique à l'intérieur du site, et les zones ne signifient pas la même exposition potentielle partout à l'intérieur de la zone. L'intensité de l'exposition devrait être la plus élevée près des réseaux de parcs en filet et diminuer avec la distance.

Les hypothèses clés pour le modèle sont une vitesse constante de sédimentation des particules, une vitesse constante du courant marins pendant la descente des particules, une

profondeur constante (c.-à-d. bathymétrie plate) et l'absence de mécanisme de remise en suspension. Les paramètres utilisés sont des vitesses de descente lentes (la vitesse de descente minimale tirée des publications scientifiques), des courants d'eau rapides et une topographie des fonds profonds (la profondeur maximale sur la zone de la concession). On obtient la vitesse du courant en analysant le diagramme vectoriel progressif (DVP) maximal à partir des séries chronologiques des vitesses du courant à chaque profondeur au cours de la période de descente des particules; voir l'explication du DVP à l'annexe B. Les taux de descente des différentes matières particulaires rejetées par les poissons d'élevage (c.-à-d. les déchets d'alimentation et les matières fécales) varient, bien qu'on connaît mal la distribution des vitesses de descente par rapport aux caractéristiques des particules rejetées. Les taux ont été obtenus à partir de valeurs précédemment publiées (Findlay et Watling 1994; Chen *et al.* 1999; Cromey *et al.* 2002, Chen *et al.* 2003; Sutherland *et al.* 2006; Reid *et al.* 2009; Law *et al.* 2014; Bannister *et al.* 2016; Skøien *et al.* 2016; MPO 2020a).

Pour chaque emplacement, le promoteur a fourni des séries chronologiques de courants marins à diverses profondeurs dans la colonne d'eau pour effectuer l'analyse et le calcul ci-dessus. Le tableau 2 présente le taux de descente minimal choisi pour chaque catégorie et la vitesse du courant maximale correspondante, ainsi que les estimations de premier ordre de l'étendue spatiale de la ZEP benthique associée aux effluents organiques et aux médicaments administrés dans l'alimentation venant des sites proposés.

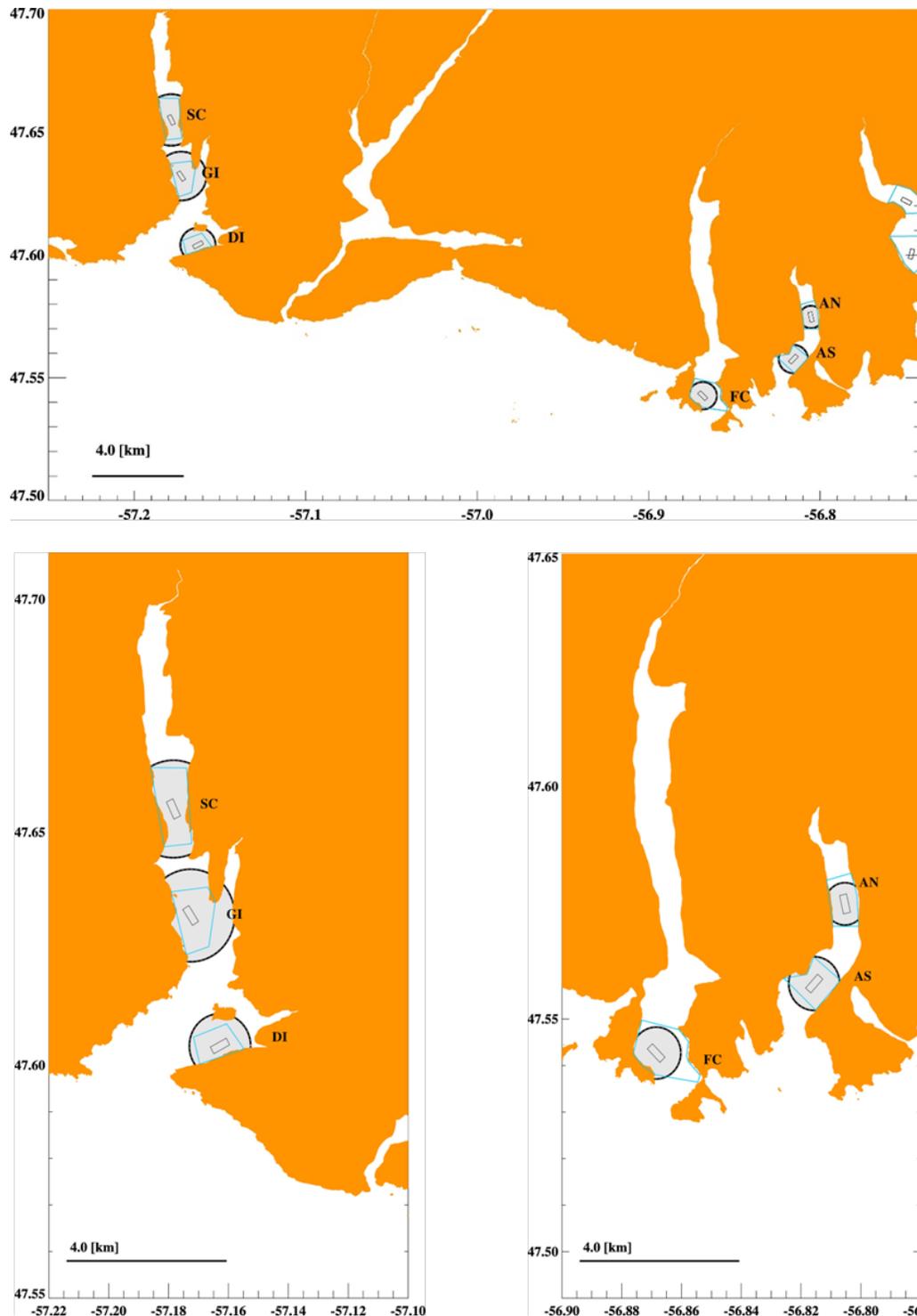


Figure 2 : Le panneau du haut illustre la ZEP benthique (zone grise délimitée par un cercle noir) associée aux particules alimentaires pour les sites proposés. Les rectangles noirs délimitent les zones des cages et les polygones bleus indiquent la zone de la concession pour chaque site. Les sites dans Baie de Vieux sont Shoal Cove (SC), Gnat Island (GI) et Denny Island (DI), et les sites dans les autres baies sont Foots Cove (FC), Aviron South (AS) et Aviron North (AN). Le panneau du bas à gauche illustre un zoom sur Baie de Vieux montrant les sites de DI, de GI et de SC. Le panneau du bas à droite illustre un zoom sur le site de FC et ceux dans Aviron Bay (AS et AN).

Tableau 2 : Estimations de premier ordre de la ZEP benthique associées aux distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui coulent vers le fond, comme les déchets de granulés d'aliments et les matières fécales des poissons rejetés par les piscicultures proposées (les taux de sédimentation correspondent au taux le plus faible tirés des publications scientifiques afin de produire un résultat calculé selon une approche conservatrice). Les nombres entre parenthèses après les noms des sites (en caractères gras) correspondent aux profondeurs maximales des sites.

Type de particule	Vitesse de descente min. [cm/s]	Période de descente [h]	Vitesse du courant pendant la période de descente [cm/s]	Rayon de la ZEP [km]
Shoal Cove (234 m)				
Aliments	5,3	1,2	20,8	1,1
Matières fécales	0,3	21,7	7,3	5,9
Gnat Island (370 m)				
Aliments	5,3	1,9	12,3	1,0
Matières fécales	0,3	34,2	3,5	4,5
Denny Island (173 m)				
Aliments	5,3	0,9	16,1	0,7
Matières fécales	0,3	16,0	4,8	3,0
Aviron North (135 m)				
Aliments	5,3	0,7	10,3	0,5
Matières fécales	0,3	12,5	4,4	2,2
Aviron South (144 m)				
Aliments	5,3	0,7	14,6	0,6
Matières fécales	0,3	13,3	6,9	3,5
Foots Cove (177 m)				
Aliments	5,3	0,9	11,2	0,6
Matières fécales	0,3	16,4	4,0	2,6

La ZEP associée aux déchets d'alimentation proches des parcs en filet devrait avoir la plus grande intensité d'exposition. Le calcul de la ZEP associée aux matières fécales est effectué selon la même méthode, mais en utilisant la période de descente pour les particules fécales (tableau 2). L'étendue spatiale de la ZEP associée aux matières fécales donne une meilleure indication de la superficie totale qui pourrait être exposée aux médicaments administrés dans la nourriture, calculée en utilisant la distance maximale donnée par le DVP. La figure 3 illustre la ZEP benthique associée aux particules fécales. Ces ZEP benthiques couvrent l'ensemble des chenaux où se trouvent les sites, incluant la zone à l'extérieur de la concession et la zone au large vers l'embouchure des baies. La taille de la ZEP est de l'ordre de quelques kilomètres. On ne prévoit pas de chevauchement des ZEP benthiques associées aux particules d'alimentation des sites proposés. Dans le cas des ZEP associées aux matières fécales, les ZEP des sites qui se trouvent dans la même baie se chevauchent, laissant supposer un potentiel d'accumulation.

Quelques points importants à prendre en considération pour interpréter les résultats des ZEP :

- L'analyse des ZEP fournit seulement des estimations, ces estimations sont sensibles aux données d'entrée. Il s'agit d'un outil d'étude spatiale qui permet de localiser les caractéristiques marines potentiellement vulnérables. Les résultats doivent être interprétés comme un ordre de grandeur, en tenant compte de la complexité du champ d'écoulement d'eau à l'intérieur de la baie et au large et du fait qu'une mesure du courant marin à un seul emplacement ne permet pas d'avoir une représentation complète du champ de courant dans la zone.
- Ces estimations de premier ordre de l'exposition ne tiennent pas compte de la remise en suspension des particules au fond induite par le courant et les vagues. Toutefois, en supposant que les vitesses du courant marins le plus profond fourni par le promoteur s'appliquent également aux conditions près du fond, des courants d'une vitesse supérieure à 9,5 cm/s (la valeur critique pour la remise en suspension pour le modèle de dépôt [DEPOMOD], Chamberlain et Stucchi 2007) ont été observés à tous les sites sauf celui de Gnat Island, laissant supposer un potentiel de remise en suspension des sédiments. On ignore les répercussions globales de la redistribution et du dépôt de floculants.

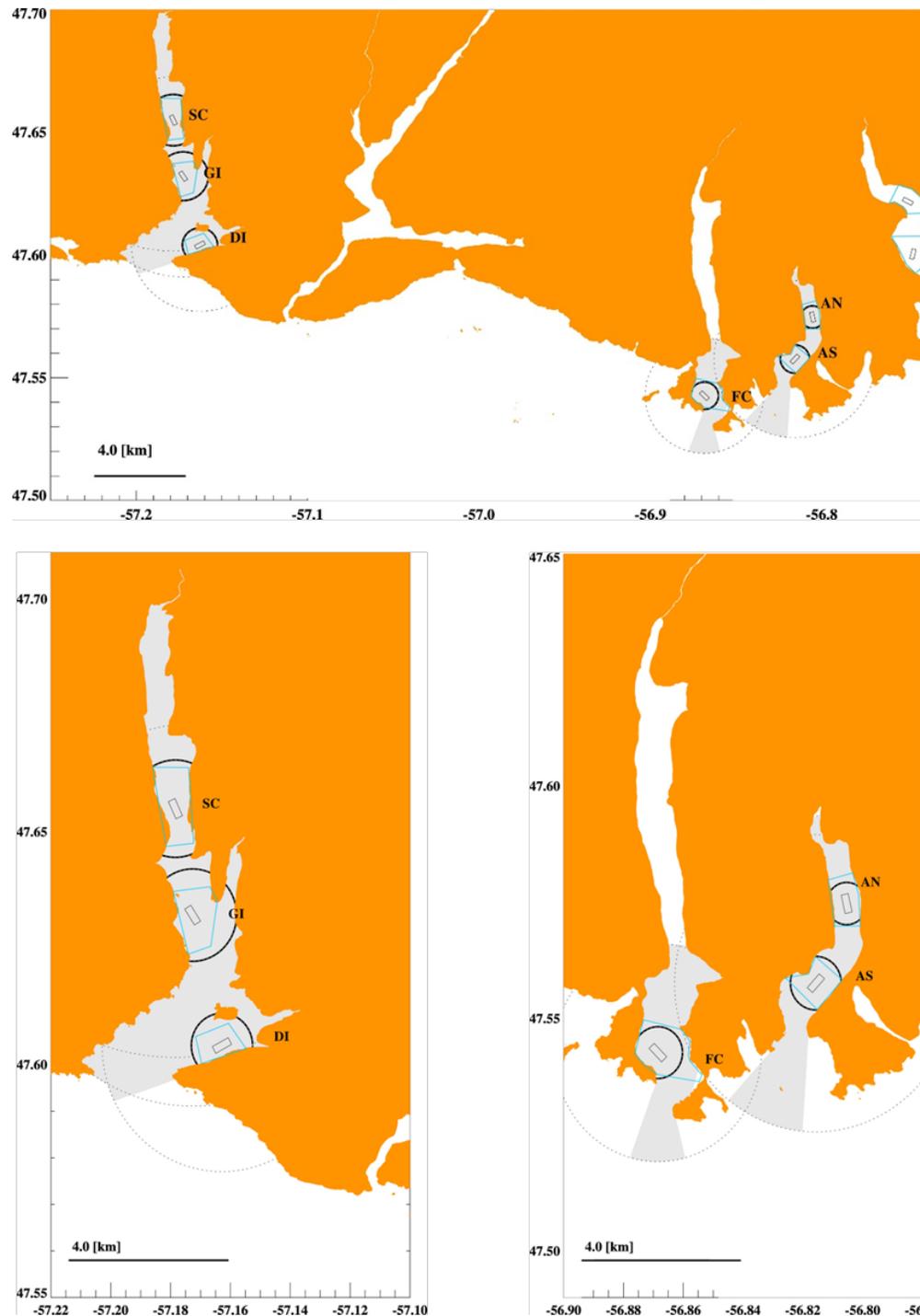


Figure 3 : Le panneau du haut illustre la ZEP benthique (zone grise ombrée) associée aux particules fécales pour les sites proposés. Chaque cercle (lignes pointillées) délimite la ZEP benthique associée et centrée sur un site donné. Les sites dans Baie de Vieux sont Shoal Cove (SC), Gnat Island (GI) et Denny Island (DI), et les sites dans les autres baies sont Footh Cove (FC), Aviron South (AS) et Aviron North (AN). Il convient de souligner que le régime des courants au large est différent de celui dans les baies, ce qui introduit une grande incertitude dans le calcul de la ZEP. Le panneau du bas à gauche illustre un zoom sur Baie de Vieux montrant les sites de DI, de GI et de SC. Le panneau du bas à droite illustre un zoom sur le site de FC et Aviron Bay (AS et AN).

Étendue spatiale de l'exposition aux médicaments

Les médicaments sont administrés dans les aliments, et l'exposition aux drogues peut être causée par des aliments médicamentés non consommés et des résidus de drogues excrétés dans les matières fécales. Étant donné le chevauchement dans les ZEP benthiques associées aux dépôts de matières fécales, le calcul donne à penser que les zones benthiques situées directement sous les cages et les concessions et au-delà dans les baies pourraient subir un enrichissement organique accru et recevoir des résidus chimiques alimentaires qui, dans certains cas, se propageraient dans l'ensemble de la baie en raison du chevauchement entre les sites à l'intérieur des baies. Ce chevauchement dénote une interaction potentielle avec les espèces benthiques qui habitent ces zones.

Effet des produits dans les aliments

La plupart des préoccupations entourant l'exposition aux produits présents dans les aliments découlent des effets nocifs sur les organismes qui vivent sur le fond, en particulier en raison de la persistance du benzoate d'émamectine, un composé de la famille des avermectines, dans les sédiments (Benskin *et al.* 2016; Strachan et Kennedy 2021; Hamoutene *et al.* 2023b). Les avermectines, une série de drogues et de pesticides utilisés pour traiter les infections par des copépodes ectoparasites, perturbent les impulsions électriques en se liant aux canaux chlorés propres aux invertébrés, les paralysant (p. ex. Burridge *et al.* 2008). Les perturbations dans d'autres voies peuvent toucher un plus large éventail de taxons, notamment des organismes benthiques (Garric *et al.* 2007). Les effets combinés des matières fécales contenant des résidus dans les aliments et des déchets d'aliments médicamentés peuvent entraîner des dépôts autour des sites, comme le montrent les mesures présentées dans Kingsbury *et al.* (2023). De plus, il reste des inconnues concernant les effets de confusion du benzoate d'émamectine et du dépôt de matières organiques sur le benthos (Bloodworth *et al.* 2019).

L'utilisation de médicaments dans les aliments dans l'aquaculture des poissons à nageoires représente une menace potentielle pour les espèces de poissons de mer inscrites sur la liste de la LEP, en particulier les poissons vivant sur le fond comme les loups de mer, en raison de l'exposition potentielle à l'habitat du fond marin contaminé par des composés persistants comme le benzoate d'émamectine. On ignore les effets des drogues ou des pesticides ciblant principalement les invertébrés sur les espèces de poissons de mer inscrites sur la liste de la LEP, mais ils sont probablement limités aux individus et aux habitats présents dans la ZEP et les zones environnantes.

Les invertébrés vivant sur les sites proposés figurent parmi les taxons les plus sensibles à certains des produits administrés dans les aliments qui pourraient être utilisés : les crevettes, certaines espèces de crabes, le homard, le krill, les cnidaires, les bryozoaires, les polychètes, les échinodermes, les éponges et les tuniciers.

Dans la baie de Vieux, les ZEP benthiques (particules fécales) se chevauchent d'un site à l'autre et, combinées à la configuration des chenaux, pourraient avoir des effets cumulatifs sur les espèces sensibles aux ingrédients actifs des composés administrés dans l'alimentation. Il en va de même pour les sites d'Aviron North et South. Dans la baie La Hune, sur le site proposé de Foots Cove, la proximité des cages par rapport aux nombreuses observations d'espèces de crustacés représente un potentiel d'exposition plus élevé, étant donné que les concentrations les plus fortes de résidus de produits alimentaires sont prévues près des parcs en filet (Kingsbury *et al.* 2023). L'exposition au benzoate d'émamectine a des répercussions documentées sur les crustacés, comme les homards (adultes et larves) et les crevettes; les données sur les crabes sont limitées (Burridge *et al.* 2000; Waddy *et al.* 2002; Burridge *et al.* 2008; Daoud *et al.* 2018; Mill *et al.* 2021; Hamoutene *et al.* 2023a; Kingsbury *et al.* 2023).

Étouffement et hypoxie

Tous les stades sessiles des espèces sont sensibles dans la ZEP benthique et donc vulnérables à de faibles niveaux d'oxygène, à l'étouffement ou à l'exposition à des drogues dans les aliments, au moment où elles sont utilisées, le cas échéant (MPO 2022b, 2022c). Ce groupe peut comprendre des espèces comme les crustacés et les bivalves à certains stades biologiques. Il convient de tenir particulièrement compte de la présence de certaines espèces sessiles sensibles, comme les éponges, les coraux et la zostère, ainsi que de l'habitat essentiel des espèces inscrites sur la liste de la LEP, qui sont mentionnés dans les données de relevé de base, les ouvrages scientifiques et les fonds de données biologiques du Ministère. Lorsque les données disponibles sont limitées, les experts examinent si le type de substrat benthique convient à la croissance de ces espèces. Le développement de l'aquaculture aux sites proposés accroît le risque de conditions anoxiques ou hypoxiques qui pourraient avoir une incidence sur des espèces benthiques, notamment des espèces commercialement importantes comme le homard d'Amérique, le crabe des neiges et le pétoncle dans les zones des concessions.

Les coraux et les éponges sont considérés comme des taxons sensibles vulnérables aux activités anthropiques, y compris les répercussions directes (p. ex. retrait ou dommages) et indirectes (p. ex. étouffement par la sédimentation) de la pêche (MPO 2010). Des stations contenant de fortes concentrations de pennatules (plus de 20 colonies par station) ont été localisées à Gnat Island. Des colonies de taille variable ont été observées, dénotant la présence de colonies jeunes et adultes. Des coraux mous ont été identifiés à Aviron North, à Aviron South, à Denny Island et à Shoal Cove, mais avec des concentrations maximales de huit colonies par station (à Shoal Cove). Les éponges peuvent également être des indicateurs d'EMV et des densités élevées d'éponges de la famille *Geodiidae* ont été relevées à certains endroits.

Les flux élevés de matières particulières associés aux fermes salmonicoles en Norvège ont eu une incidence importante sur la composition de la communauté épifaunique, comme l'abondance accrue de l'étoile de mer prédatrice *Asterias rubens* aux emplacements où les flux sont élevés et la diminution des éponges (p. ex. *Polymastia* sp. et *Phakellia* sp.) et du corail mou *Duva florida* (Dunlop *et al.* 2021). Des étoiles de mer, des éponges et des coraux mous épifauniques ont été observés à Terre-Neuve, y compris à certains des sites proposés. Kutti et ses collaborateurs (2022) ont démontré que les coraux (*Desmophyllum pertusum*, publiés sous le nom de *Lophelia pertusa*) présentaient une baisse des taux métaboliques et une réduction de la croissance et des réserves d'énergie par rapport à ceux qui se trouvent en dehors de la principale empreinte des dépôts des fermes salmonicoles en Norvège.

Zone d'exposition potentielle pélagique

Étendue spatiale de l'exposition aux pesticides

La ZEP pélagique fournit une estimation de l'ordre de grandeur de la zone pélagique où des espèces vulnérables peuvent être exposées à des pesticides homologués. Cette estimation calculée de façon conservatrice détermine la zone pélagique spatiale la plus étendue pouvant être exposée à une substance potentiellement nocive, aidant ainsi les décideurs à déterminer les chevauchements avec des espèces et des habitats vulnérables. Le rejet de pesticides peut avoir des répercussions sur les habitats et les espèces vulnérables à divers stades biologiques, tant dans la colonne d'eau que sur le fond marin.

La taille de la ZEP pélagique dépend de divers paramètres, comme le taux de décomposition ou de dilution du pesticide, du seuil de concentration choisi et de l'estimation des courants

horizontaux qui déterminent la dispersion du pesticide. L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada a indiqué que les pesticides et leurs produits de décomposition 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. Les demi-vies des pesticides varient de quelques jours à quelques semaines, et ils pourraient donc persister dans l'environnement à des concentrations toxiques pendant un certain temps (PMRA 2014, 2016a, 2016b, 2017).

Les deux pesticides autorisés par Santé Canada et disponibles pour les traitements dans les baignoires (bain en bûche et vivier) sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène (PMRA). Le calcul de la ZEP pélagique, calculé de façon conservatrice, utilise le traitement par bain en bûche, compte tenu de la zone d'exposition plus grande qui devrait résulter du traitement en bûche par rapport à un vivier. Les baignoires en bûche entourent les parcs en filet de saumons avec des bûches et y ajoutent des médicaments pour le traitement en bain, tandis que la méthode plus confinée en vivier pompe les poissons dans des bateaux-viviers contenant le pesticide (Shen *et al.* 2019). Bien que les deux méthodes dispersent les pesticides dans l'environnement, des études et des modèles antérieurs indiquent que les pesticides rejetés par un traitement en vivier se diluent plus rapidement que ceux rejetés par un traitement en bûche (Page *et al.* 2015; Page *et al.* 2023b). Le rejet de pesticides produit vraisemblablement une parcelle contenant le pesticide du traitement, qui se propage et se répand dans le temps.

Le taux de décomposition de l'ingrédient actif de l'azaméthiphos et du peroxyde d'hydrogène est faible comparativement au taux de dilution. Par conséquent, on a utilisé une échelle de temps de la dilution d'une concentration de traitement cible à une norme de qualité environnementale (NQE) pour calculer la ZEP pélagique, à l'aide d'une valeur conservatrice de NQE qui assure un niveau de protection de 95 % des espèces (selon les données disponibles), déduit à partir des valeurs de la CD5 (c.-à-d. la concentration dangereuse à laquelle 5 % des espèces sont touchées ou potentiellement touchées; TGD 2018). Il convient toutefois de souligner que les limites de la NQE pour les produits de traitement en aquaculture n'ont pas encore été établies au Canada.

Les valeurs de la NQE des deux pesticides comprennent des facteurs d'évaluation respectifs de 2 et de 5 pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène (Hamoutene *et al.* 2023a). En utilisant ces nouvelles valeurs, il a été montré que la parcelle de traitement contient des concentrations toxiques pendant plus longtemps que ce qui avait été considérée auparavant. Hamoutene et ses collaborateurs (2023a) ont déduit une NQE pour l'azaméthiphos inférieure à la valeur utilisée précédemment de 1 µg/L, avec une valeur actualisée de 0,1 µg/L; en outre, le peroxyde d'hydrogène n'est pas aussi bénin qu'on ne le pensait à l'origine (Bechmann *et al.* 2019; Escobar-Lux et Samuelsen 2020; Escobar-Lux *et al.* 2020; Mill *et al.* 2021) et pourrait demeurer au-dessus des concentrations seuils suggérées pendant plus longtemps que l'azaméthiphos. La NQE pour le peroxyde d'hydrogène est de 150 µg/L (Hamoutene *et al.* 2023a). Page et ses collaborateurs (2023b) ont établi la méthode pour calculer le temps nécessaire pour que la concentration de pesticide dans la parcelle de traitement atteigne une dilution inférieure à la NQE (« temps de dilution » dans le reste du document) pour les agents thérapeutiques susmentionnés, ainsi que la profondeur maximale possible de la parcelle atteinte par le panache contenant une concentration toxique de pesticide. Le temps requis dépend de divers paramètres, y compris la taille des cages, la profondeur de la bûche dans laquelle le traitement est administré, la profondeur de l'eau et la concentration initiale des agents thérapeutiques du traitement, ainsi que de la NQE. Pour une profondeur de traitement de 18 m (information fournie par le promoteur), le temps de dilution de l'azaméthiphos est de 15,5 h et celui du peroxyde d'hydrogène, de 39,5 h. La demi-vie dans l'eau de mer de l'azaméthiphos est de 8,9 jours; celle du peroxyde d'hydrogène est de 7 à 28 jours et dépend de multiples facteurs chimiques

(formulation, stabilisation) et environnementaux (Burrige et Holmes 2023). Pour les deux composés, ces temps de dilution se situent dans les demi-vies évaluées jusqu'à présent, qu'il s'agisse d'ingrédients actifs ou de formulations. L'azaméthiphos se décompose par hydrolyse (PMRA 2016b) et le peroxyde d'hydrogène se décompose en oxygène et en eau (Haya *et al.* 2005; Lyons *et al.* 2014). La profondeur maximale de la parcelle est de 42 m et 56 m, respectivement, pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène.

Compte tenu de l'information sur la profondeur maximale potentielle de la parcelle de traitement, l'évaluation de la ZEP pélagique a utilisé l'information sur les courants marins couvrant cette profondeur maximale. La vitesse du courant est la moyenne de tous les DVP maximaux (annexe B) calculés dans la couche de la profondeur maximale de la parcelle; multipliée par la période de dilution, elle donne la distance de transport totale. La ZEP est ensuite estimée comme étant la distance plus la moitié de la longueur du réseau de parcs en filet proposé.

Même si on s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente, la ZEP pélagique ne quantifie pas l'intensité ou la durée de l'exposition, pas plus qu'elle ne quantifie la fréquence de l'exposition. Les zones ne signifient pas que le risque d'exposition est le même dans les différents secteurs de la ZEP pélagique.

Compte tenu de la grande différence entre le taux de décomposition nécessaire pour atteindre la NQE pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène (1 000 fois pour l'azaméthiphos et 10 000 fois pour le peroxyde d'hydrogène) et en supposant une concentration de traitement de 100 µg/L pour l'azaméthiphos et de $1,5 \times 10^6$ µg/L (1,5 g/L) pour le peroxyde d'hydrogène, deux différentes ZEP pélagiques ont été calculées. Le tableau 3 montre la distance potentielle parcourue par les particules représentant l'azaméthiphos et, le tableau 4 la distance parcourue par les particules représentant le peroxyde d'hydrogène, pendant la période de dilution respective. Comme on le voit dans les tableaux, les particules de traitement peuvent atteindre une distance respective de 5 à 13 km et de 7 à 16 km depuis le centre du réseau de cages pendant la dilution de 15,5 et de 39,5 heures de l'azaméthiphos et du peroxyde d'hydrogène. La ZEP pélagique est illustrée sur les figures 4 et 5 pour les sites proposés. La plus grande partie de l'exposition est prévue dans la zone pélagique; cependant, puisque la ZEP pélagique couvre les zones proches du rivage, les zones peu profondes (moins de 42 m et de 56 m de profondeur pour respectivement l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène) peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques si les courants marins poussent le panache vers le rivage. Il convient de souligner que dans un chenal comportant divers sites où différentes ZEP se chevauchent, il faudrait utiliser la ZEP définie par les données de courants du site le plus près de l'embouchure pour décrire l'exposition potentielle lors de l'évaluation de la ZEP dans la zone côtière; le déplacement des particules est soumis aux courants marins les plus proches de son emplacement. Étant donné que la ZEP pélagique s'étend dans les zones côtières, le fait que le régime de courant y est différent accroît l'incertitude dans le calcul. La figure illustre le chevauchement des ZEP de différents sites et des sites qui se trouvent dans des baies voisines (figures 4 et 5). Ce chevauchement montre la nature additive des pesticides potentiellement toxiques en cas de traitements successifs dans la même zone au cours de cette période. Ce chevauchement se traduira par un temps de dilution plus long à partir du premier traitement, et donc par une zone d'exposition potentiellement plus étendue.

Comme pour la ZEP benthique, l'interprétation des résultats de la ZEP pélagique doit tenir compte du fait qu'ils ne fournissent qu'un ordre de grandeur fondé sur les données d'entrée disponibles, en particulier les données de courant à un emplacement proche des sites respectifs.

Tableau 3 : Estimations de premier ordre de la ZEP pélagique associées aux distances horizontales potentielles parcourues par des particules qui ne coulent pas vers le fond (représentant l'azaméthiphos) pendant une période de dilution de 15,5 h et à une profondeur de parcelle maximale de 42 m (* à l'extérieur de la baie, l'information sur Denny Island devrait délimiter la ZEP globale, ** et la ZEP d'Aviron South devrait définir la zone dans la région côtière).

	Shoal Cove	Gnat Island	Denny Island	Aviron North	Aviron South	Foots Cove
Vitesse max. du courant pendant la dilution [cm/s]	22,5	11,2	9,0	9,4	10,7	11,6
Rayon de la ZEP [km]	12,8*	6,5*	5,0	5,4**	6,3	6,7

Tableau 4 : Estimations de premier ordre de la ZEP pélagique associées aux distances horizontales potentielles parcourues par des particules qui ne coulent pas vers le fond (représentant le peroxyde d'hydrogène) pendant une période de dilution de 39,5 h et à une profondeur de parcelle maximale de 56 m (* à l'extérieur de la baie, l'information sur Denny Island devrait délimiter la ZEP globale, ** et la ZEP d'Aviron South devrait définir la zone dans la région côtière).

	Shoal Cove	Gnat Island	Denny Island	Aviron North	Aviron South	Foots Cove
Vitesse max. du courant pendant la dilution [cm/s]	11,3	6,3	5,0	5,0	6,3	6,6
Rayon de la ZEP [km]	16,3*	9,2*	7,4	7,4**	9,2	9,6

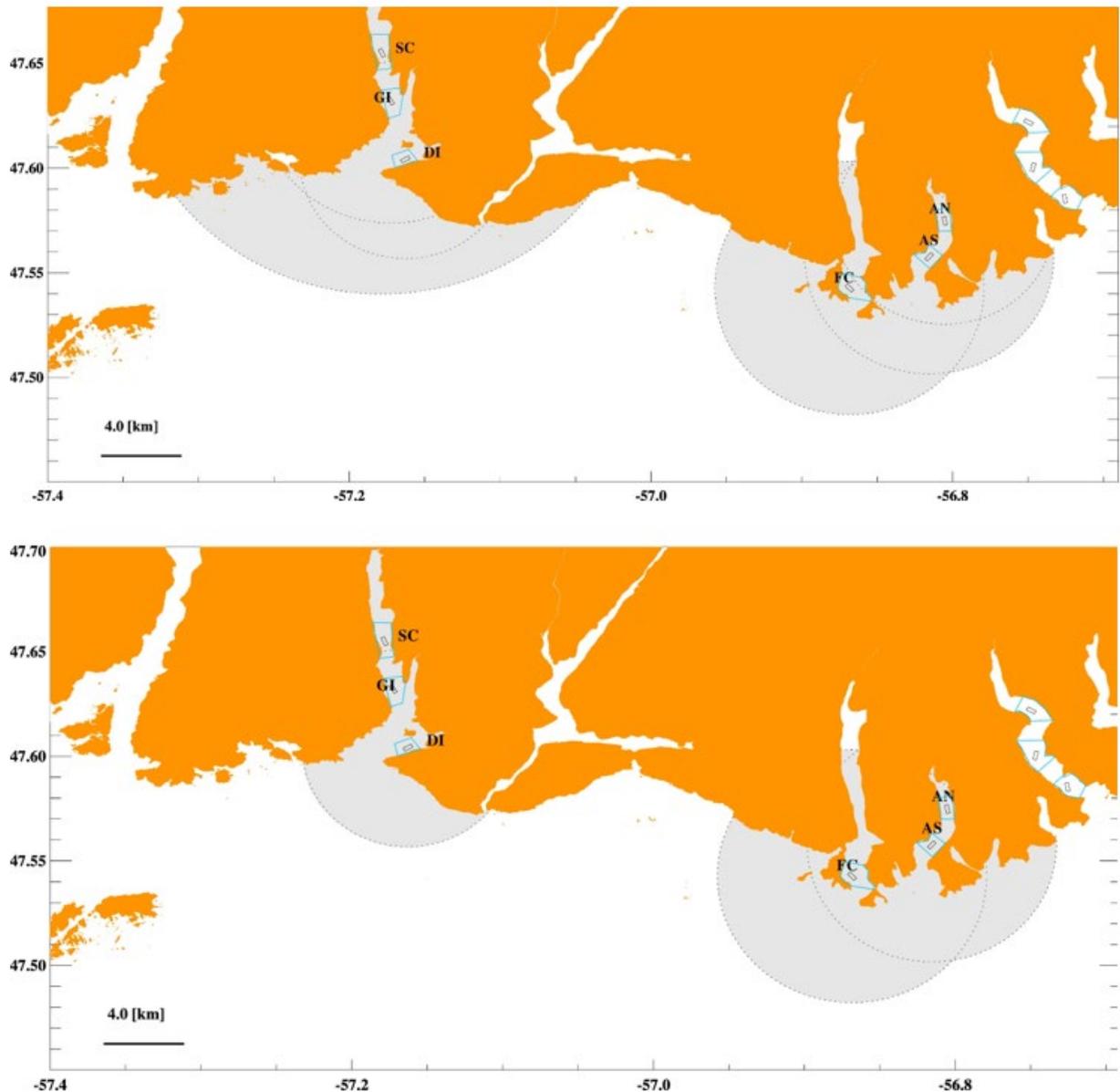


Figure 4 : ZEP pélagiques (zones grises ombrées) pour les sites proposés associés au traitement par l'azaméthiphos : Shoal Cove (SC), Gnat Island (GI), Denny Island (DI), Fooks Cove (FC), Aviron South (AS) et Aviron North (AN). Les cercles pointillés délimitent la ZEP pélagique pour chaque site. Il est à noter que la ZEP pélagique couvre l'ensemble des bras de mer où se trouvent les sites et que la ZEP dans la région côtière est plus incertaine en raison du régime de courant inconnu. Les fonds marins littoraux à moins de 42 m de profondeur peuvent être exposés à des concentrations de pesticides toxiques. Bien que le panneau du haut montre la ZEP calculée pour chaque site proposé, la délimitation de la ZEP à l'extérieur du chenal doit être évaluée uniquement à l'aide des renseignements sur la mesure du courant la plus proche de l'embouchure du chenal (panneau du bas).

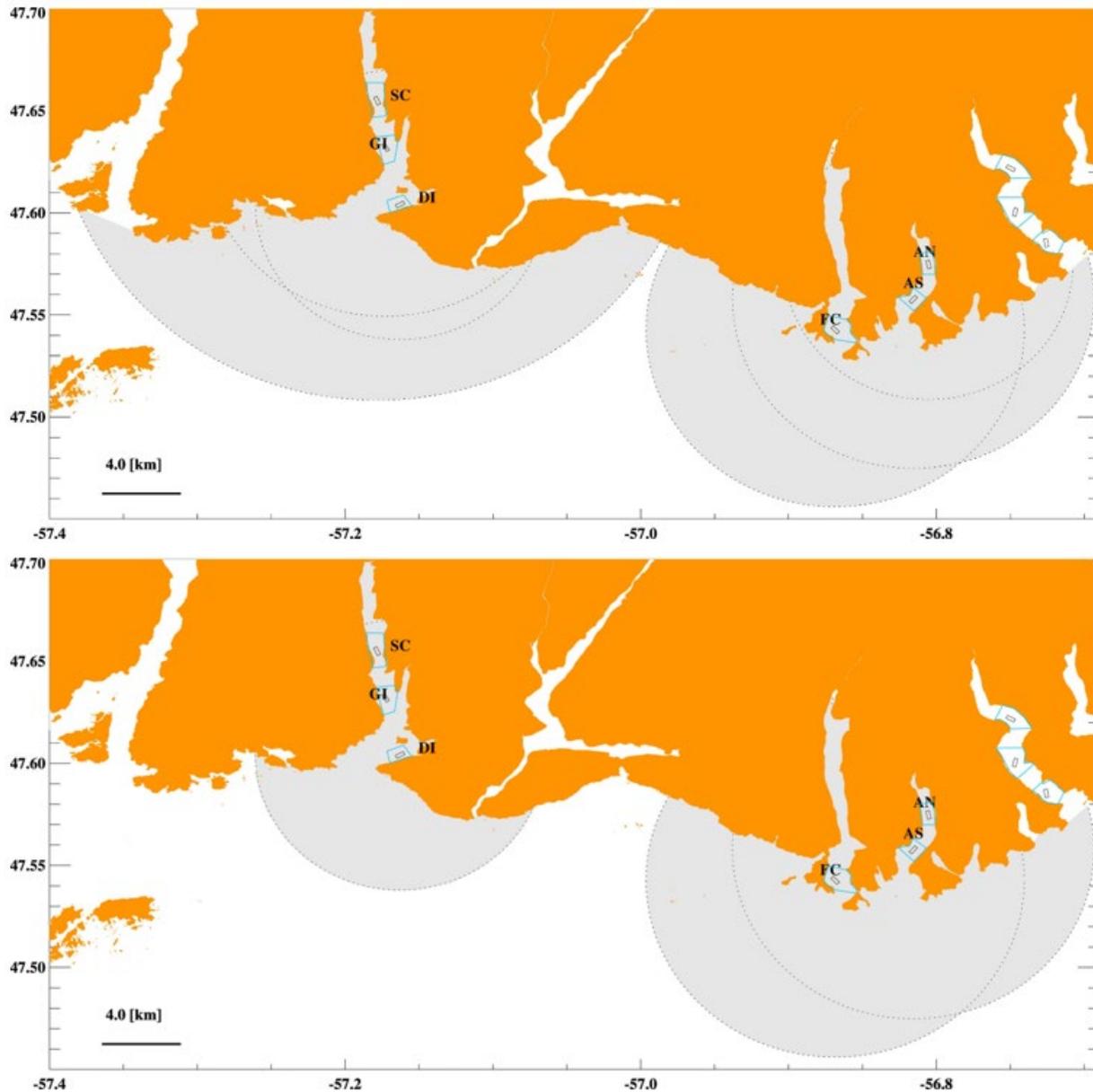


Figure 5 : ZEP pélagiques (zones grises ombrées) pour les sites proposés associés au traitement par le peroxyde d'hydrogène : Shoal Cove (SC), Gnat Island (GI), Denny Island (DI), Foots Cove (FC), Aviron South (AS) et Aviron North (AN). Les cercles pointillés délimitent la ZEP pélagique pour chaque site. Il est à noter que la ZEP pélagique couvre l'ensemble des bras de mer où se trouvent les sites et que l'incertitude pour la ZEP dans la région côtière est plus grande en raison du régime de courant inconnu. Les fonds marins littoraux à moins de 56 m de profondeur peuvent être exposés à des concentrations de pesticides toxiques. Bien que le panneau du haut montre la ZEP calculée pour chaque site proposé, la délimitation de la ZEP à l'extérieur du chenal doit être évaluée uniquement à l'aide des renseignements sur la mesure du courant la plus proche de l'embouchure du chenal (panneau du bas).

Effets de l'exposition aux pesticides

L'exposition aux pesticides qui ciblent le pou du poisson pourrait menacer le homard à tous les stades de son cycle biologique. Les préoccupations entourant l'exposition aux pesticides sont plus grandes dans les sites peu profonds où la dispersion est plus faible et où la présence de

homards juvéniles est plus importante (Lawton et Lavalli 1995; Wahle *et al.* 2013). Il a été souligné que les pesticides peuvent avoir des répercussions négatives sur les homards, même en cas d'exposition non létale. Des changements comportementaux, y compris une réduction du succès reproductif des femelles, ont été signalés après l'exposition à des doses sublétales de pesticides contre le pou du poisson (Burridge 2013). Des recherches menées au Nouveau-Brunswick ont également révélé qu'une exposition sublétale aux pesticides entraînait une augmentation de la mortalité des homards à bord des navires, ce qui suscite des inquiétudes sur le marché (Couillard et Burridge 2015). Une étude récente de huit ans de type avant-après-témoin menée dans un site de production dans la baie de Fundy n'a montré aucune incidence de la salmoniculture sur l'abondance du homard (Grant *et al.* 2019). L'exposition aux pesticides qui ciblent le pou du poisson pourrait avoir des impacts sur les espèces de pétoncles, étant donné que des observations effectuées dans d'autres régions où il y a des activités d'aquaculture ont démontré que le ratio chair/coquille (qualité inférieure de la chair) était plus faible chez les pétoncles et que les coquilles étaient plus minces (Wiber *et al.* 2012). On ignore les effets des drogues ou des pesticides ciblant principalement les invertébrés sur les espèces non ciblées, mais ils sont probablement limités aux individus et aux habitats présents dans la ZEP et les zones environnantes.

Interactions avec des espèces sensibles

Les crustacés sont le groupe pour lequel on possède le plus de données sur la toxicité des deux pesticides approuvés pour être administrés en bain (Hamoutene *et al.* 2023b). En ce qui concerne l'azaméthiphos, on sait que les crustacés y sont très sensibles (p. ex. Burridge *et al.* 2014; Ernst *et al.* 2014). Pour le peroxyde d'hydrogène, des données sur la toxicité relatives à la sensibilité des crustacés ont été acquises plus récemment. Des données récentes sur la toxicité indiquent que les crustacés ont une tolérance plus faible aux concentrations létales que d'autres espèces, ce qui les place à l'extrémité plus vulnérable de la courbe de la distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Toutefois, lorsqu'on tient compte des effets sublétaux, les crustacés sont répartis également sur la courbe de la DSE (Hamoutene *et al.* 2023b).

Dans la baie Aviron, où les sites d'Aviron North et d'Aviron South sont proposés, des espèces de crustacés et de krill ont été observées à 48,5 % et 57,4 % de toutes les stations échantillonnées, respectivement. La carte ci-après (figure 6) illustre l'exposition potentielle de ces espèces sensibles à l'utilisation benthique et pélagique de composés de lutte contre le pou du poisson.

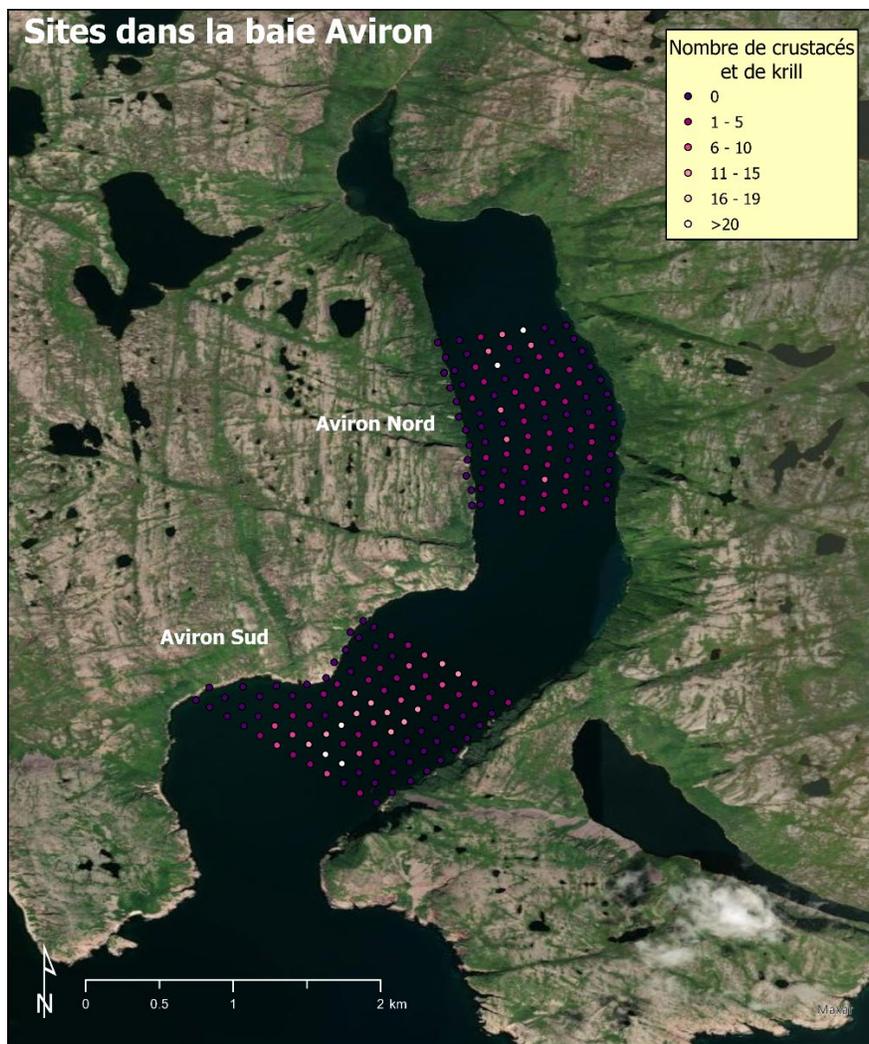


Figure 6 : Représentation de la présence de crustacés et de krill dans les sites d'Aviron Bay. Les points ne sont pas à l'échelle en raison des limites de l'échantillonnage vidéo et, par conséquent, les dénombrements ne peuvent indiquer qu'en partie la densité spatiale.

Malgré le chevauchement des ZEP pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, les différences dans la dispersion prévue, les périodes entre l'utilisation et les demi-vies des composés entraînent une faible probabilité d'effets cumulatifs potentiels des deux pesticides. Un aperçu de l'utilisation de pesticides en baignades à des sites de T.-N.-L. entre 2018 et 2022 (MPO 2023c) indique que la plupart des sites utilisaient uniquement de l'azaméthiphos et que, parmi les sites qui utilisaient les deux (25,6 % des sites), 70 % laissaient un intervalle de plus d'une semaine entre l'utilisation des pesticides. Il est difficile de dire si l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène pourraient être présents en même temps dans les zones peu profondes, compte tenu du manque de détails sur les échanciers pour la ZEP, surtout en ce qui concerne la dispersion verticale et la résidence potentielle des masses d'eau dans ces zones peu profondes. L'exposition simultanée se produirait en cas d'un courant persistant vers le rivage, qui soumettrait les espèces intertidales aux panaches des deux pesticides; cependant, un tel scénario est très hypothétique à ce stade. Un examen de quatre années de données accessibles au public (de 2016 à 2019) sur l'utilisation de produits chimiques à des sites salmonicoles de T.-N.-L. montre que les traitements chimiques séquentiels sont couramment

utilisés, le benzoate d'émamectine suivi de l'azaméthiphos étant la combinaison la plus utilisée, avec une diminution de l'utilisation de l'ivermectine (Hamoutene *et al.* 2022a). De ce fait, des effets cumulatifs de plusieurs produits chimiques se manifesteraient principalement par l'exposition des adultes dans le benthos (utilisation du benzoate d'émamectine selon la ZEP benthique) et par l'exposition pélagique au stade des larves aux pesticides administrés dans des baignoires (ZEP pélagique). Pour les espèces de krill et la crevette grise qui occupent principalement ou de façon intermittente la zone pélagique, l'exposition aux pesticides administrés dans les baignoires peut représenter un risque (ZEP pélagique, figure 4 et figure 5).

À l'emplacement proposé de Foots Cove dans la baie La Hune, le krill a été observé à 15 des 183 stations de la zone du relevé (8,2 % des stations), comme on le voit sur la figure 7. Ces espèces sensibles se trouvant à proximité immédiate de la zone des cages (dans la ZEP), elles pourraient risquer davantage d'être exposées aux agents chimiothérapeutiques après le traitement en baignoire. Cette exposition peut constituer un risque pour le krill et les stades larvaires pélagiques de certaines espèces benthiques, ainsi que pour certaines espèces de crevettes en raison de la proximité des cages. De même, la proximité de la zone des cages pour les plus grands nombres de crustacés pourrait constituer un risque plus élevé pour ces espèces, étant donné les concentrations plus fortes prévues de résidus dans l'eau après le traitement en baignoire.

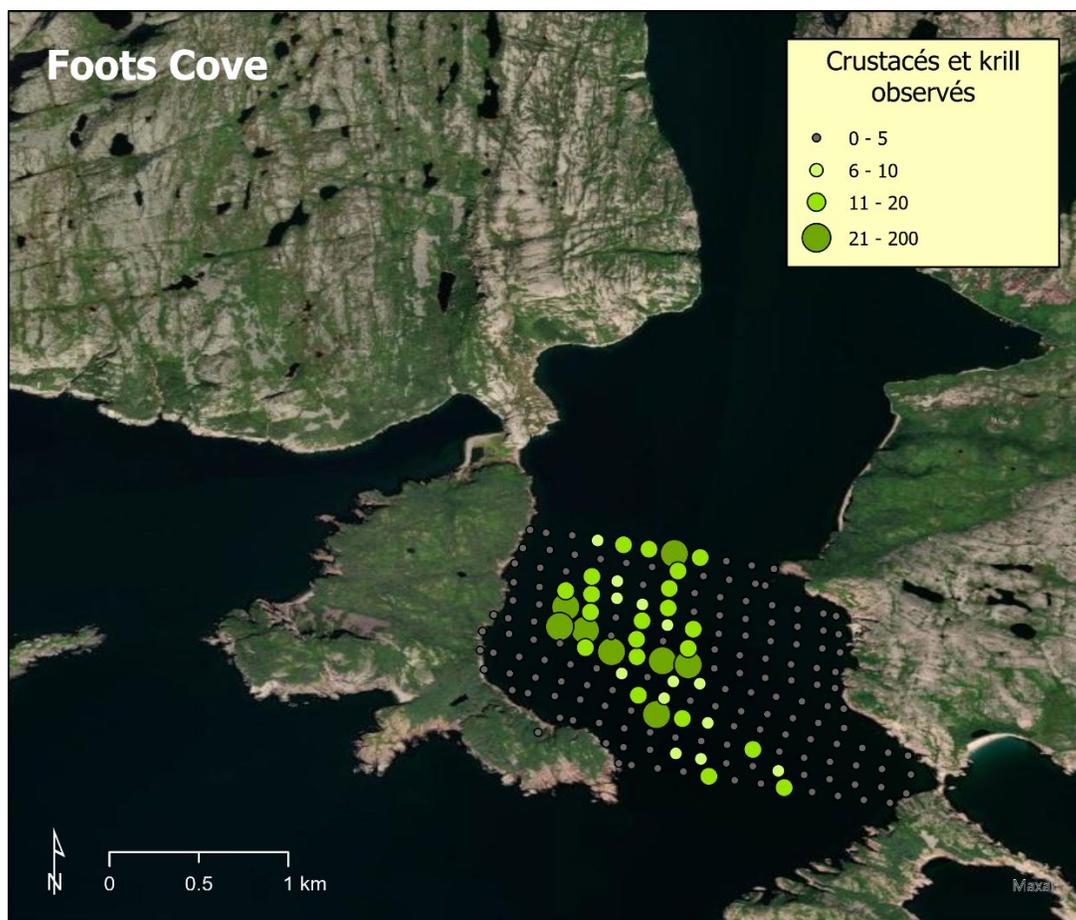


Figure 7 : Représentation de la présence de crustacés et de krill aux sites de Foots Cove. Les points ne sont pas à l'échelle en raison des limites de l'échantillonnage vidéo et, par conséquent, les dénombrements ne peuvent indiquer qu'en partie la densité spatiale.

Dans la baie de Vieux, où les sites de Gnat Island, de Shoal Cove et de Denny Island sont proposés, on a observé des espèces de crustacés et de krill à 35 %, 40,5 % et 4,5 % de toutes les stations échantillonnées, respectivement. La figure 8 illustre l'exposition potentielle de ces espèces sensibles à l'utilisation benthique et pélagique de composés de lutte contre le pou du poisson.

D'une part, comme on l'a vu précédemment pour tous les sites proposés, la probabilité d'effets cumulatifs des ZEP pélagiques pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène est faible. D'autre part, il y a un effet probable sur les crustacés en raison de l'exposition des adultes dans le benthos (utilisation du benzoate d'émamectine selon la ZEP benthique) et des stades larvaires en raison de l'exposition pélagique aux pesticides administrés dans des bains (ZEP pélagique). Pour les espèces de krill et certaines crevettes qui occupent la zone pélagique, l'exposition aux pesticides administrés dans des bains peut constituer un risque.

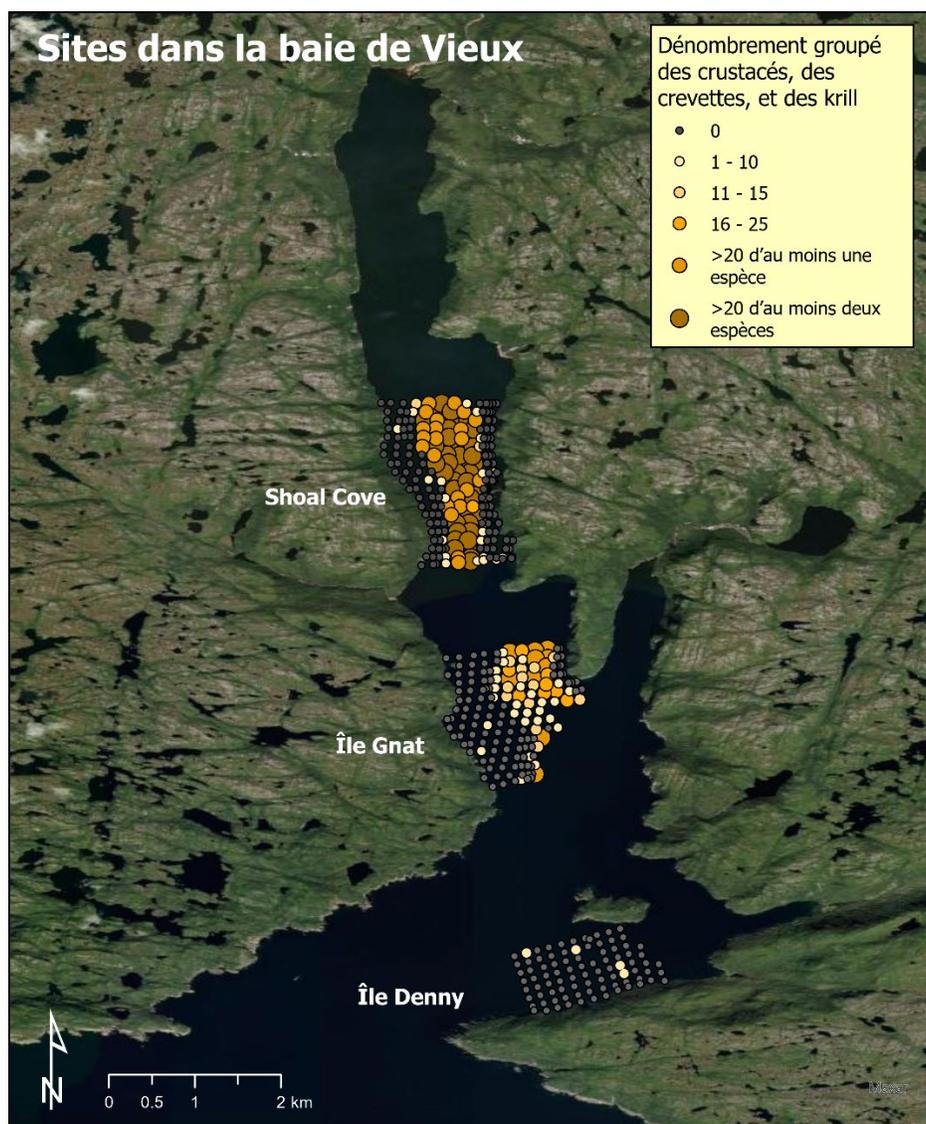


Figure 8 : Représentation de la présence de crustacés et de krill dans les sites de la baie de Vieux. Les points ne sont pas à l'échelle en raison des limites de l'échantillonnage vidéo et, par conséquent, les dénombrements ne peuvent indiquer qu'en partie la densité spatiale.

Zones d'importance écologique et biologique

La ZIEB de la côte sud (annexe D, figures A2 et A3) est située le long de la côte sud de Terre-Neuve, du cap Ray jusqu'à l'est de Ramea, et s'étend sur 35 à 40 km au large depuis la côte. Les principales caractéristiques utilisées pour délimiter cette ZIEB sont un habitat important pour le rorqual bleu et d'autres mammifères marins; des zones importantes pour la morue franche, le sébaste et la crevette; des zones benthiques importantes (pennatules, éponges); un habitat de zostères; des zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO) : ZICO de l'ouest de Grand Bay au parc provincial Cheeseman, ZICO de Big Barasway; des groupes fonctionnels de poissons (planctivores, piscivores, plancto-piscivores); des zones de l'aiguillat noir et de la raie à queue de velours; des groupes fonctionnels d'oiseaux de mer (piscivores côtiers se nourrissant en surface ou en plongée dans des eaux peu profondes, piscivores se nourrissant en surface ou en plongée dans des eaux peu profondes); et des phoques (phoques à capuchon [*Cystophora cristata*], phoques gris). Ces caractéristiques sont décrites de manière plus détaillée dans Wells *et al.* 2019.

La ZIEB de la côte sud est adjacente au secteur de gestion proposé de la baie de Vieux. Bien qu'aucune zone des concessions ou ZEP benthique pour les déchets alimentaires ne chevauche la ZIEB, deux ZEP benthiques pour les matières fécales (Denny Island, Gnat Island) la chevauchent très légèrement (tableau 5). La ZEP benthique pour les matières fécales de Shoal Cove est adjacente à la ZIEB, mais ne la chevauche pas. Il y a un chevauchement des ZEP pélagiques (pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène) dans la baie de Vieux (tableau 5). D'autres figures illustrent l'emplacement de la ZIEB de la côte sud et les chevauchements des ZEP benthiques et pélagiques (annexe D, figures A4 et A5).

Tableau 5 : Chevauchement spatial, en kilomètres carrés, des ZEP benthiques et pélagiques avec la ZIEB de la côte sud.

ZEP	Chevauchement (km ²)
ZEP benthique pour les matières fécales – Denny Island	<0,1
ZEP benthique pour les matières fécales – Gnat Island	0,3
ZEP pélagique (azaméthiphos) – baie de Vieux	5,6
ZEP pélagique (peroxyde d'hydrogène) – baie de Vieux	18,5
ZIEB de la côte sud = 6 870 km ²	

La ZIEB de la côte sud a été délimitée dans le cadre d'un processus de 2017 du SCAS (Wells *et al.* 2019). Ce processus a utilisé les meilleurs renseignements disponibles jusqu'en 2016 inclusivement; toutefois, la portée et la disponibilité limitées des données côtières limitent le niveau de confiance pour les limites côtières de la ZIEB (Wells *et al.* 2019). Cet écart est particulièrement vrai pour les fjords de la ZIEB de la côte sud. De nouveaux renseignements, y compris huit années supplémentaires de relevés plurispécifiques du MPO et de relevés benthiques liés au développement de l'aquaculture, ont mené à la découverte de pennatules dans les fjords voisins de Gnat Island, de Little Bay, de Bay d'Espoir (Goblin Bay, Butter Cove) et de Wild Cove.

Les six demandes se trouvent dans l'[aire d'étude des fjords de la côte sud \(aire marine nationale de conservation proposée, AMNC\)](#). Cette aire d'étude a une superficie d'environ 9 112 km² et est représentative de la région marine du chenal Laurentien. Comme les installations d'aquaculture ne sont pas autorisées dans les AMNC, ces zones seraient retranchées de la limite finale.

INTERACTIONS PHYSIQUES

Interactions avec les espèces de poissons de fond

Les sites proposés se trouvent dans des zones qui offrent un habitat à plusieurs espèces de poissons de fond, dont la morue franche, la plie grise et le sébaste. Le relevé plurispécifique annuel du MPO ne s'étend pas dans l'espace pour échantillonner complètement la zone côtière, mais les données disponibles les plus proches des sites des concessions proposés indiquent que la morue franche est présente en densité modérée à élevée dans cette partie de la zone côtière (Wells *et al.* 2021). Le relevé par pêche sentinelle de la morue franche est effectué par des pêcheurs qualifiés à divers sites côtiers le long de la côte sud de Terre-Neuve. Ce relevé est actif dans la sous-division 3Ps de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) depuis 1995 et fournit des indices de l'abondance relative (c.-à-d. les taux de prise) pour l'évaluation de la ressource. Les sites d'échantillonnage actifs les plus proches des sites proposés inclus dans le relevé par pêche sentinelle sont à Ramea et à François (figure 1) et, plus à l'est, à Harbour Breton. Les taux de prise de ces sites sont demeurés constamment élevés tout au long de la période de 1995 à 2021, contrairement aux diminutions constatées plus à l'est; cette tendance indique que les sites d'aquaculture proposés se trouvent dans une zone relativement productive pour la morue de la sous-division 3Ps (Mello *et al.* 2022). Il convient également de souligner que la productivité globale de la morue de la sous-division 3Ps demeure faible et qu'elle est actuellement évaluée comme étant dans la zone critique de l'approche de précaution du MPO (MPO 2024b).

Bien que les morues juvéniles jouent clairement un rôle dans la dynamique globale de la population de morues (p. ex. Lunzmann-Cooke *et al.* 2021), il n'y a actuellement aucun relevé côtier de la morue juvénile dans la sous-division 3Ps de l'OPANO. Les données recueillies sur la côte nord de Terre-Neuve montrent l'importance de l'habitat de zostère pour les morues juvéniles (p. ex. Laurel *et al.* 2003a, 2003b), mais il existe peu de données spatiales sur la répartition de la zostère dans la sous-division 3Ps de l'OPANO au-delà de la baie Placentia (Robichaud et Rose 2006). Cependant, la proposition actuelle mentionne qu'il n'y a pas d'herbier de zostère dans les trois fjords, et la configuration du littoral ne convient pas à la croissance de la zostère (R. Gregory, comm. pers.).

La pêche côtière de la plie grise est concentrée dans les régions de Fortune et de la baie Hermitage (Wheeland *et al.* 2019) et les données du relevé plurispécifique disponibles les plus proches des sites des concessions proposés indiquent des densités élevées dans cette partie de la zone côtière (Wells *et al.* 2021). De même, bien que les pêches commerciales ne ciblent pas le sébaste dans cette région, les données du relevé plurispécifique du MPO les plus proches mentionnent des densités modérées à élevées dans la région (Wells *et al.* 2021).

Interactions avec les espèces pélagiques

Il existe peu de données pour les espèces pélagiques de la côte sud à l'ouest de la baie Fortune, et la biomasse pour le hareng, le capelan et le maquereau propre à cette région n'a pas été estimée. Cependant, le hareng occupe principalement des eaux littorales quelque peu similaires à celles utilisées pour l'aquaculture (Bourne *et al.* 2023, Tibbo 1956). Le capelan est abondant de façon saisonnière dans les baies du printemps à l'automne, d'abord en tant qu'adultes reproducteurs, puis sous forme d'œufs et de larves (Templeman 1948; Mowbray *et al.* 2023). Une population hivernante de capelans juvéniles peut être présente dans les eaux littorales profondes. Le maquereau utilise également les eaux de Terre-Neuve de façon saisonnière pendant l'été et l'automne (Ware et Lambert 1985).

Les activités d'aquaculture pourraient favoriser la croissance du phytoplancton et du zooplancton (Suikkanen *et al.* 2013; Navarro *et al.* 2008) dans les eaux entourant les sites du fait de l'augmentation des charges en éléments nutritifs (Bonsdorff *et al.* 1997; Callier *et al.* 2018; Skogen *et al.* 2009; Kutti *et al.* 2007). L'augmentation des taux de charge en éléments nutritifs dans les baies côtières de Terre-Neuve, combinée aux changements climatiques, pourrait mener à l'eutrophisation côtière et à la formation de zones côtières hypoxiques (p. ex. Justić *et al.* 1996, Fennel et Testa 2019). Elle pourrait également exacerber l'hypoxie causée par les températures chaudes de l'eau ou une stratification plus importante de la colonne d'eau, ce qui peut avoir une incidence sur la productivité benthique et sur la survie des œufs et des larves de poissons pélagiques, selon la structure de la colonne d'eau des zones hypoxiques et la répartition verticale des œufs et des larves (p. ex. Breitburg *et al.* 2003; Adamack *et al.* 2012).

L'augmentation de la charge en éléments nutritifs résultant de ces sites d'aquaculture pourrait aggraver les épisodes de faible teneur en oxygène associés aux températures chaudes de l'eau en accroissant la demande biochimique en oxygène de la colonne d'eau ou des sédiments. Les périodes de pointe d'alimentation du saumon d'élevage entre le milieu de l'été et le début de l'automne de la deuxième année de production correspondent approximativement à la période de pointe des températures de l'eau sur la côte sud de Terre-Neuve (MPO 2023d). Étant donné que l'activité biologique a tendance à augmenter avec la température, la demande biochimique en oxygène atteindra probablement un pic lorsque les températures chaudes de l'eau contribuent à des niveaux d'oxygène faibles dans la colonne d'eau. Les fjords sont sujets à des événements hypoxiques parce que leur emplacement dans des vallées profondes et étroites se traduit par un faible rapport surface-volume. L'oxygène est reconstitué par diffusion verticale et, si la demande biochimique en oxygène est élevée, le biote peut consommer l'oxygène diffusé dans la colonne d'eau avant qu'il se mélange au fond (Fennel et Testa 2019), ce qui pourrait prolonger la durée des événements hypoxiques dans les eaux du fond au-delà de la fin d'une période de température élevée. Ces effets risquent davantage de toucher les organismes benthiques que les poissons pélagiques, qui peuvent se déplacer vers des zones où les conditions d'oxygène sont plus favorables, mais de faibles concentrations d'oxygène dans le fond marin pourraient avoir des effets sur les espèces pélagiques dont les œufs sont benthiques.

La présence de concentrations élevées de phytoplancton et de zooplancton peut avoir une incidence sur les poissons pélagiques, comme le hareng, dans les baies où se trouvent des fermes salmonicoles. De plus, l'éclairage d'une installation d'aquaculture (p. ex. à des fins de navigation ou de sécurité) peut concentrer le zooplancton, les larves de poisson et le hareng adulte dans les eaux entourant l'installation (p. ex. Stickney 1970). L'utilisation de l'éclairage la nuit, particulièrement lorsque les larves sont abondantes, peut exposer les larves de hareng et de capelan à des taux de prédation accrus, étant donné que la lumière attire les deux espèces (p. ex. Stickney 1970; Keenan *et al.* 2007) dans ces zones où les concentrations de prédateurs sont beaucoup plus élevées (poissons sauvages et saumons d'élevage). Ainsi, le rassemblement de poissons piscivores et de petites espèces fourragères pélagiques comme le maquereau, le hareng et le capelan augmente probablement les taux de mortalité par rapport à leur répartition spatiale lorsqu'ils ne sont pas regroupés à proximité des fermes salmonicoles. Les effets seront probablement plus importants sur le hareng, qui est souvent présent toute l'année dans les eaux côtières (Bourne *et al.* 2018), alors que le capelan passe la majeure partie de sa vie dans les eaux plus profondes au large des côtes (Mowbray *et al.* 2019) et que le maquereau migre dans les eaux de Terre-Neuve de façon saisonnière (Parsons et Hodder 1970). Cependant, de grands nombres d'individus des trois espèces, aux premiers stades biologiques, pourraient subir une pression accrue de la prédation s'ils passent dans les eaux occupées par les piscicultures.

Interactions avec les espèces de salmonidés

Trois des 55 rivières à saumon atlantique de la côte sud-ouest de Terre-Neuve (35 dans la zone de pêche du saumon [ZPS] 11 et 20 dans la ZPS 12) ont été surveillées dans les dernières décennies. Les remontes de saumons atlantiques dans la rivière Little (ZPS 11) étaient en moyenne de 235 saumons par année (fourchette : de 47 à 801) entre 1987 et 2016, mais n'ont pas dépassé dix poissons par année de 2017 à 2020 (MPO 2022a). Au cours des trois générations précédentes (de 2008 à 2022), les remontes de saumons atlantiques adultes dans la rivière Little ont diminué de 98 %. Dans la rivière Conne (ZPS 11), les remontes totales ont varié de 8 047 à 10 671 saumons entre 1986 et 1988 et sont en déclin depuis. De 2017 à 2020 (MPO 2022), on a enregistré un creux record consécutif des remontes de saumons atlantiques dans la rivière Conne (MPO 2022a), qui n'ont pas dépassé 710 saumons chaque année. En 2022, les remontes totales dans la rivière Conne étaient inférieures de 41 % à la moyenne de la génération précédente (de 2017 à 2022) et de 81 % à la moyenne des trois générations précédentes (de 2006 à 2022). Les remontes de saumons atlantiques dans la rivière Garnish (baie Fortune, ZPS 11) sont surveillées depuis 2015 et ont atteint en moyenne 441 saumons par année de 2015 à 2022 (fourchette : de 155 à 895), un net contraste avec les niveaux de prise de 1 000 à 2 000 poissons enregistrés dans les années 1970. Depuis 2015-2016, ces trois populations ont toujours été évaluées comme se trouvant dans la zone critique.

Les déclin de longue date des populations dans le sud de Terre-Neuve (ZPS 11) contrastent avec d'autres régions de la province. Cette tendance se produit dans un contexte où les populations de la côte sud sont soumises à des conditions environnementales différentes et à des développements anthropiques différents de ceux des autres côtes. Les saumons atlantiques qui migrent de la côte sud et qui y reviennent rencontrent des conditions océaniques considérablement différentes de celles que connaissent les poissons de la côte du Labrador et de la côte nord-est de Terre-Neuve. Les aménagements hydroélectriques dans la région de la baie d'Espoir couvrent de grandes échelles spatiales et ont nettement modifié les bassins hydrographiques locaux. Le long de la côte sud de Terre-Neuve, l'apport le plus important d'eau douce dans l'océan se déverse près de la baie d'Espoir, avec une contribution importante de la centrale hydroélectrique (Ings 2006). La région intérieure de la baie soutient la production de truites arc-en-ciel dans les eaux au nord de l'île Bois, et la région de Coast of Bays compte le plus grand nombre d'élevages de saumon atlantique dans la province, situés principalement dans la baie de Harbour Breton, Great Bay de l'Eau, la baie Hermitage et les baies à l'ouest de la baie d'Espoir. Les échappées historiques et périodiques, l'hybridation documentée avec des échappés, les éclosions de maladies déclarées et le besoin accru de mesures de lutte contre le pou du poisson ont tous eu des répercussions négatives sur les populations de saumons sauvages (Bradbury *et al.* 2020; Glover *et al.* 2017; Wringe *et al.* 2018; Shephard et Gargan 2017). Deux des rivières où les saumoneaux sont dénombrés et où la survie en mer est estimée se trouvent dans la ZPS 11 (les rivières Conne et Garnish) et affichent une faible survie en mer ces dernières années (<3 % depuis 2018 et <1 % en 2020) par rapport aux trois autres populations que le MPO surveille de la même façon (MPO 2022a). Dans le ruisseau Western Arm, la rivière Campbellton et la rivière Rocky (situés sur la côte nord de Terre-Neuve), les taux moyens de survie en mer durant la majeure partie des 10 dernières années varient d'environ 4 % à 11 % dans l'ensemble des rivières; cependant, les conditions océaniques sont très différentes dans les rivières de la zone proposée sur la côte sud de Terre-Neuve et dans les rivières de la côte nord du fait des influences du Gulf Stream par rapport au courant du Labrador (COSEPAC 2010). De plus, les connaissances autochtones et locales indiquent que la modification de l'habitat et les changements hydrodynamiques

découlant de la centrale hydroélectrique peuvent également contribuer à ces déclin. Une analyse plus approfondie est toutefois requise.

Les données antérieures sur les prises commerciales de saumon et les retours d'étiquettes indiquent tous deux que les saumons de toutes les populations du Canada atlantique sont présents dans cette région du sud de Terre-Neuve. Dans la description des retours d'étiquettes de la pêche commerciale, Reddin et Lear (1990) signalent la recapture de saumons marqués sur la côte sud à des emplacements comme le Saint-Laurent (1973), la baie Placentia (1975), sur toute la côte est (p. ex. Burgeo, Port aux Basques) et dans les Maritimes. Les données historiques sur les prises commerciales et récréatives dans le sud de Terre-Neuve corroborent ce résultat (May et Lear 1971, Lear 1973, Reddin et Short 1981, Ash et O'Connell 1987). Des données génétiques récentes provenant de l'analyse de la pêche des stocks mixtes de Saint-Pierre-Miquelon (CIEM 2020) indiquent des contributions dominantes des régions du Golfe et de la péninsule gaspésienne et une contribution plus faible de la côte nord-est de Terre-Neuve. Les individus des populations du sud de Terre-Neuve et d'ailleurs migrent probablement régulièrement dans cette région, où ils sont exposés aux sites des cages à la fois pendant la migration des saumoneaux et la montaison des adultes.

Organismes nuisibles et agents pathogènes

Le regroupement des poissons à proximité des installations d'aquaculture peut également favoriser la propagation de maladies et de parasites aux stocks de poissons sauvages. L'aménagement de nouveaux sites pourrait accroître la propagation des maladies entre les sites d'aquaculture en raccourcissant la distance/le temps de déplacement entre les sites pour les poissons sauvages qui peuvent passer fréquemment d'un site d'élevage à l'autre (p. ex. Uglem *et al.* 2009). Depuis 2016, il y a eu deux rapports de septicémie hémorragique virale chez le hareng de l'Atlantique dans les eaux au large de Terre-Neuve-et-Labrador. Il y a eu également 55 détections du virus de l'anémie infectieuse du saumon (vAIS) dans les eaux de Terre-Neuve depuis 2012; toutefois, 20 de ces détections concernaient des souches non connues pour causer la maladie.

L'emplacement des cages proposées dans des fjords étroits et parallèlement aux côtes et la position de la colonne d'eau occupée par les poissons fourrage pélagiques et leur abondance relative élevée dans l'écosystème ajoutent à la probabilité qu'ils longent les cages d'élevage du saumon ou interagissent avec elles pendant leurs cycles de production. Certaines recherches indiquent que le vAIS peut se propager au hareng de l'Atlantique, qui peut en être un porteur asymptomatique (Nylund *et al.* 2002). On sait que le hareng se déplace entre les baies et les zones hauturières, parcourant des dizaines ou des centaines de kilomètres (p. ex. Wheeler et Winters 1984).

Bouwmeester et ses collaborateurs (2021) ont récemment déterminé plusieurs moyens potentiels par lesquels les populations de poissons d'élevage pourraient influencer la dynamique des maladies des stocks de poissons sauvages. Plus précisément, les poissons d'élevage peuvent co-introduire des parasites dans le nouvel environnement, infectant potentiellement des congénères ou d'autres espèces sauvages, ce qui peut mener à des maladies émergentes. Les poissons d'élevage peuvent héberger des parasites provenant d'espèces hôtes sauvages, ce qui pourrait amplifier le nombre de parasites et accroître la fréquence des infections parasitaires chez les hôtes sauvages lorsque les infections parasitaires réinfectent les hôtes sauvages. Enfin, la présence de poissons d'élevage pourrait modifier la transmission des parasites entre les espèces hôtes sauvages, ce qui pourrait modifier la dynamique des maladies des espèces sauvages. Collectivement, ces effets des populations de poissons d'élevage pourraient détériorer la santé des poissons dans un

écosystème en augmentant les taux de maladies et de parasitisme selon la sensibilité et la prévalence de l'hôte.

Le pou du poisson est un petit ectoparasite d'origine naturelle qui peut présenter un risque important pour la santé du saumon atlantique d'élevage et sauvage lorsqu'il est présent à certains seuils de densité des hôtes (Krkošek 2010). Des recherches approfondies menées depuis une dizaine d'années en Norvège, en Écosse et en Irlande ont démontré des répercussions démographiques importantes sur le saumon atlantique sauvage associées à l'amplification du pou du poisson par la salmoniculture (p. ex. Shephard et Gargan 2017; Thorstad *et al.* 2015; Dempster *et al.* 2021; Johnsen *et al.* 2021; Vollset *et al.* 2022). L'ampleur du déclin de la population sauvage les années d'éclosions de poux du poisson dans les élevages de saumon a été signalée entre 12 % et 50 % (Shephard et Gargan 2017; Thorstad *et al.* 2015). De plus, le traitement prophylactique des saumoneaux en dévalaison contre le pou du poisson a amélioré la survie de 50 fois (Bøhn *et al.* 2020).

Il manque des données à long terme sur l'abondance du pou du poisson dans le sud de Terre-Neuve. Toutefois, depuis janvier 2021, la production de rapports publics sur les moyennes mensuelles de poux du poisson par poisson dans l'ensemble des sites/entreprises est devenue une exigence pour les périodes où la température de l'eau dépasse 5 °C (tableau 6). La déclaration de l'utilisation de drogues et de pesticides est obligatoire depuis 2016. Ces déclarations sont ainsi les seuls renseignements actuellement disponibles pour déduire le potentiel d'infestation par le pou du poisson. Ces rapports publics donnent un aperçu du rendement du promoteur en matière de gestion de l'abondance du pou du poisson dans les piscicultures au cours des dernières années.

Tableau 6 : Nombre moyen agrégé de poux du poisson par poisson publié par MOWI Canada East.

Mois	2021	2022	2023	Moyenne
Mai	1,02	0,55	1,75	1,11
Juin	0,39	0,08	0,23	0,23
Juillet	1,73	1,81	0,16	1,23
Août	2,6	0,67	0,14	1,14
Septembre	4,65	0,89	1,06	2,20
Octobre	7,09	0,85	1,26	3,07
Novembre	14,2	1,42	1,06	5,56
Décembre	7,9	1,45	0,82	3,39
Max.	14,20	1,81	1,75	-

Bien que certains sites de cages aient déclaré une utilisation faible ou nulle de produits chimiques pour lutter contre le pou du poisson, les traitements contre le pou du poisson administrés à Terre-Neuve de 2016 à 2021 ont culminé en 2017 et diminué depuis (Hamoutene *et al.* 2022b). En 2017, les traitements ont coïncidé avec des températures de la surface plus chaudes à l'automne, un apport d'eau douce plus élevé au printemps et des conditions de vent plus fortes (Hamoutene *et al.* 2022b). Toutefois, les rapports sur les drogues et les pesticides ne permettent pas de déterminer si le déclin observé entre 2017 et 2021 est le reflet d'une diminution de la production salmonicole au cours de cette période, d'une utilisation accrue d'innovations (c.-à-d. de méthodes non chimiques) appliquant des méthodes de traitement biologiques et mécaniques (p. ex. utilisation de poissons-nettoyeurs, de « Thermolicers »), d'un

changement dans la façon dont les chiffres sont déclarés (Hamoutene *et al.* 2022b) ou d'une réduction naturelle du pou du poisson dans le milieu marin causée par des conditions environnementales défavorables. Dans son Plan de lutte antiparasitaire intégrée (document à l'appui du promoteur, annexe 5 : Plan de gestion environnementale et de gestion des déchets), le promoteur décrit les mesures préventives et les interventions disponibles dans tous les secteurs de gestion de l'aquaculture dans lesquels il exerce ses activités. Le Plan de gestion intégrée des parasites précise les seuils, les conditions environnementales et opérationnelles préalables pour chaque option. Historiquement, les traitements contre le pou du poisson étaient administrés de juin à décembre, avec un pic apparent en juillet, de sorte que le moment des éclosions peut coïncider avec les périodes où le saumon sauvage dévale des rivières locales ou y remonte.

Poissons d'élevage échappés

Des études génétiques menées dans le sud de Terre-Neuve et dans les Maritimes ces dix dernières années ont documenté une hybridation généralisée entre le saumon sauvage et des poissons d'élevage échappés (Bradbury *et al.* 2022; Holborn *et al.* 2022; Keyser *et al.* 2018; Sylvester *et al.* 2019; Wringe *et al.* 2018). Dans tout l'Atlantique Nord, l'ampleur des répercussions génétiques des saumons d'élevage échappés sur les populations sauvages est corrélée à la biomasse des saumons d'élevage dans les cages voisines et à la taille des populations sauvages. Le risque que représentent pour l'abondance et le caractère génétique de la population de saumons sauvages les interactions génétiques directes avec les poissons échappés dans le sud de Terre-Neuve a récemment été étudié dans une évaluation de la probabilité et des conséquences (voir MPO 2024c). Cette évaluation a porté sur deux unités désignables (UD) dans le sud de Terre-Neuve : l'est du sud de Terre-Neuve (UD 4a) et l'ouest du sud de Terre-Neuve (UD 4b). Des poissons stériles (triploïdes) d'origine européenne sont utilisés en production dans l'UD 4a, tandis que des saumons diploïdes de la souche de la rivière Saint-Jean sont utilisés dans l'UD 4b. Pour l'UD 4a, l'évaluation des risques a permis de conclure que le risque pour l'abondance et le caractère génétique était faible pour tous les taux d'échappée examinés, un résultat largement attribué à l'atténuation du risque par l'utilisation de saumons stériles. Par comparaison, l'évaluation a permis de conclure que le risque pour l'abondance du saumon sauvage dans l'UD 4b allait de faible à élevé et qu'il était élevé pour le caractère génétique sur l'ensemble des taux d'échappée examinés. Pour l'UD 4b, ce risque important existe dans le contexte d'une population sauvage en déclin qui est actuellement désignée comme menacée par le COSEPAC (2010) et en cours de réévaluation après d'autres déclin (MPO 2022a, 2023a).

À partir d'une combinaison de données empiriques (nord-américaines et européennes) et d'une modélisation de la dispersion, on a examiné les interactions génétiques que pourrait causer l'agrandissement proposé de six sites piscicoles (1 million de poissons par site) dans le sud de Terre-Neuve (MPO 2024c). La répartition des échappées dans la nature pour le régime de production actuel et proposé a été modélisée à l'aide d'un modèle spatial publié de dispersion et de survie selon MPO (2024b). Les prévisions du modèle pour chaque rivière ont été évaluées en fonction d'un seuil de 10 % pour la proportion d'échappés par rapport à la taille de la population sauvage, au-delà duquel on prévoyait un déclin de la population et des changements génétiques (MPO 2024c; Bradbury *et al.* 2020). La taille des populations sauvages a été estimée à partir de la longueur (axiale) de la rivière et corrigée en fonction des récents déclin de la population au moyen d'une comparaison avec les récentes données de surveillance du saumon atlantique. Pour la région de la baie d'Espoir, une baisse de 80 % a été utilisée à la suite des tendances dégagées aux barrières de dénombrement dans la région. Pour le reste de l'UD 4b (à l'ouest de Garnish), une correction de la baisse de 60 % a été appliquée en fonction

des statistiques sur la pêche à la ligne. Le nombre prévu des échappées par unité de production a été estimé à l'aide des données sur les échappées et la production déclarées de Terre-Neuve et de plusieurs autres territoires, sachant qu'il a déjà été démontré que les échappées signalées sous-estimaient l'exposition des populations sauvages aux échappés (Skilbrei *et al.* 2015). Pour tenir compte de cette variabilité, des analyses ont été effectuées pour 0,2 et 0,4 échappées par tonne de production. Dans l'analyse, les niveaux de production utilisaient des niveaux de production maximaux autorisés puisque ces niveaux n'ont jamais été atteints (MPO 2024c). Le modèle tient compte des périodes de mise en jachère et des pertes de production de 20 % indiquées par le promoteur, et suppose un poids de 5 kg à la récolte. En outre, la taille des populations sauvages a probablement été surestimée étant donné la comparaison directe avec les données de relevé, les évaluations des stocks et la preuve continue de baisses persistantes dans la région. Il convient également de souligner que, parmi les rivières à l'étude, la rivière Grey et la rivière White Bear comptent deux des plus grandes populations de saumons de toute la côte sud et sont adjacentes à certains des sites d'expansion proposés.

Pour l'UD de l'est du sud de Terre-Neuve (UD 4a), l'expansion n'est pas associée à une augmentation marquée du nombre d'échappés prévu dans la région, et aucune rivière ne devrait dépasser le seuil de 10 % pour la proportion de saumons d'élevage échappés. Pour l'UD de l'ouest du sud de Terre-Neuve (UD 4b), les simulations de la dispersion des échappés suggèrent une augmentation d'environ 10 % du nombre d'échappés présents dans la région avec l'expansion proposée (0,2 et 0,4 échappé par tonne de production). À 0,2 échappé par tonne de production, 31/53 ou 58 % des rivières à saumon de l'UD devraient dépasser le seuil de 10 % des échappés, comparativement à 30 rivières dépassant ce seuil avant l'expansion. Les valeurs maximales pour la proportion d'échappés devraient se produire dans les rivières à la tête de la baie d'Espoir, y compris la rivière Conne, où les prévisions indiquent un pourcentage d'échappés de 38 % (en supposant un nombre prudent de 0,2 échappé par tonne de production, figure 9). La majorité des échappés des sites proposés (soit 55 %) devraient se disperser dans la rivière White Bear et la rivière Grey. À l'échelle régionale (c.-à-d. de l'UD), la proportion prévue de 16,3 % d'échappés dépasse le seuil de 10 %. À 0,4 échappé par tonne de production, 35/53 ou 66 % des rivières à saumon de l'UD de l'ouest du sud de Terre-Neuve devraient dépasser le seuil de 10 % d'échappés, contre 31 rivières dépassant ce seuil avant l'expansion. Ici encore, on prévoit que les valeurs maximales pour la proportion d'échappés se produiront dans les rivières à la tête de la baie d'Espoir, y compris la rivière Conne, où les prévisions indiquent un pourcentage d'échappés de 55 % (figure 10). La majorité des échappés des sites proposés (soit 55 %) devraient se disperser dans la rivière White Bear et la rivière Grey. À l'échelle régionale (c.-à-d. de l'UD), la proportion prévue des échappés (32,6 %) dépasse le seuil de 10 %. En résumé, pour les scénarios de 0,2 et de 0,4 échappé par tonne de production, les prévisions dans la région avec l'expansion proposée laissent entrevoir des répercussions accrues des échappés sur l'abondance et le caractère génétique du saumon sauvage.

Le promoteur a indiqué qu'il aura recours à diverses mesures d'atténuation pour réduire la probabilité d'échappés, comme l'utilisation de filets en polyéthylène haute densité (PEHD) à noyau d'acier, de nettoyeurs de filets montés sur des véhicules télécommandés et d'une vidéo avec surveillance accrue, et qu'il appliquera des normes de certification de tiers pour la conception et l'ingénierie des cages. Depuis le début des rapports publics sur les échappés de saumons atlantiques, un événement avec un saumon échappé a été signalé en 2020, un autre avec quatre échappés en 2021, et un dernier avec un échappé en 2022 (Public Reporting Industry Statements).

L'examen du document sur la gestion des interactions entre le saumon sauvage et le saumon d'élevage (présenté par le promoteur à l'annexe 5 : Plan de gestion environnementale et de gestion des déchets) a souligné l'omission d'un plan d'évaluation exhaustive du succès des tentatives de limiter les échappés au moyen d'un programme de surveillance et de traçabilité des échappés. Sans cette composante, il existe peu de données pour évaluer l'efficacité des mesures de confinement et les taux d'échappés réels. En l'absence de ces données, on continuera d'estimer les taux d'échappés en fonction de la meilleure information disponible, notamment les échappés signalés et les renseignements disponibles sur la sous-déclaration des échappés (p. ex. Skilbrei *et al.* 2015).

En outre, un programme de traçabilité permettant d'identifier les poissons d'élevage à l'aide de marqueurs génétiques provenant d'un échantillon de tissus serait important, indépendamment d'un programme complet de surveillance des échappés. Les poissons d'élevage sont capturés à certains sites de surveillance du MPO dans la région, et leur attribution à un producteur donné serait un outil précieux pour gérer les répercussions. Le MPO a élaboré des procédures opérationnelles normalisées pour ce genre d'analyse génétique et pour maintenir la chaîne de traçabilité. Enfin, afin de déterminer si les filets en PEHD sont efficaces pour supprimer les échappés dans les eaux de Terre-Neuve, des données propres à la région de Terre-Neuve sont nécessaires. Cependant, aucune recherche n'a été faite à ce sujet. De plus, un survol des mesures d'atténuation potentielles (MPO 2024c) a permis de conclure que l'élimination de toutes les erreurs humaines et de toutes les défaillances d'équipement associées aux échappés de saumons atlantiques des parcs en filet n'est pas réaliste.

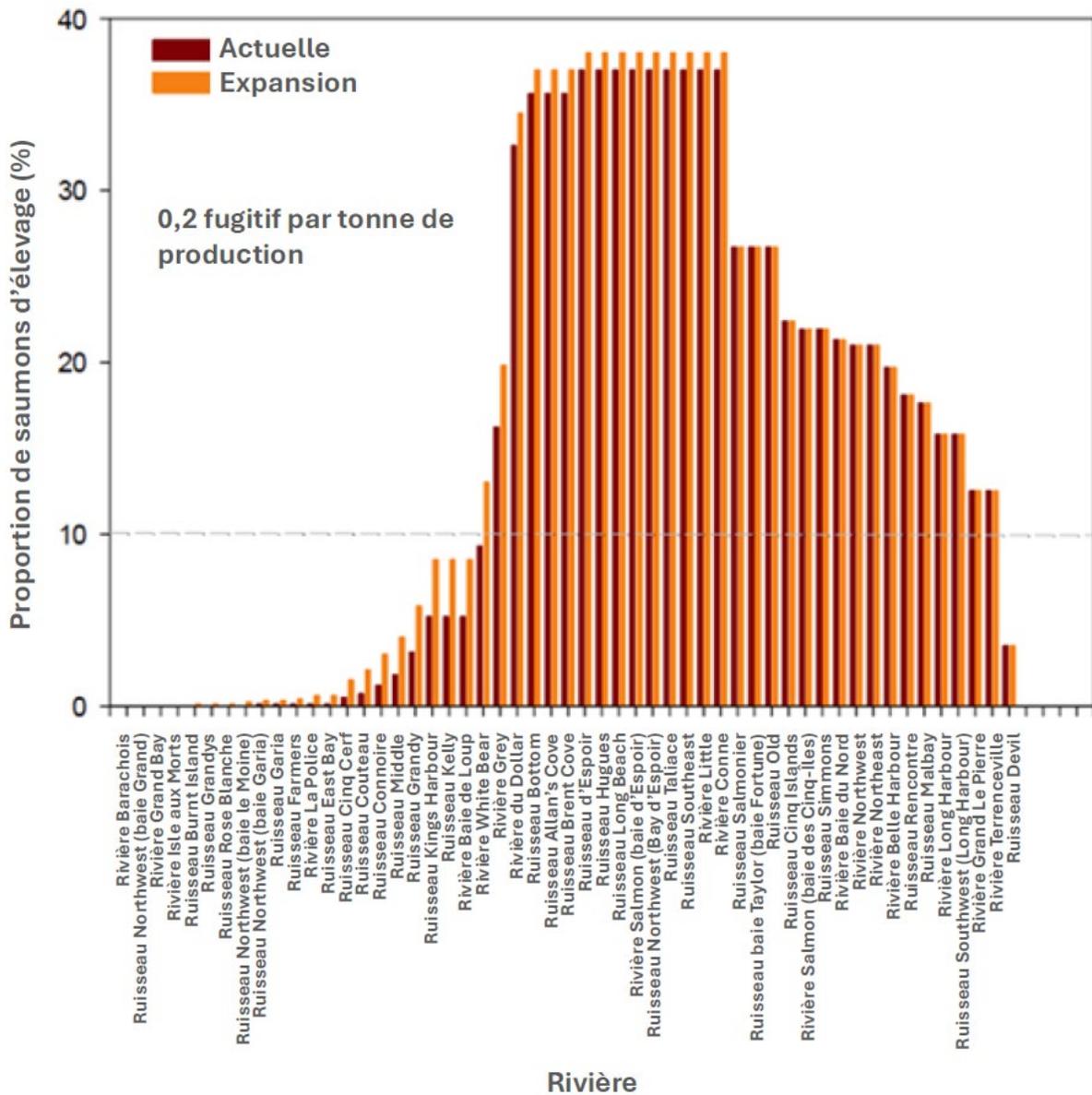


Figure 9 : Proportion simulée de saumons atlantiques d'élevage et de saumons sauvages dans les rivières de l'ouest du sud de Terre-Neuve (UD 4b) pour les scénarios actuel et d'expansion proposée en utilisant 0,2 échappé par tonne de production aquacole selon MPO (2024b). La ligne hachurée de 10 % représente le seuil au-dessus duquel on prévoit des répercussions sur l'abondance et le caractère génétique.

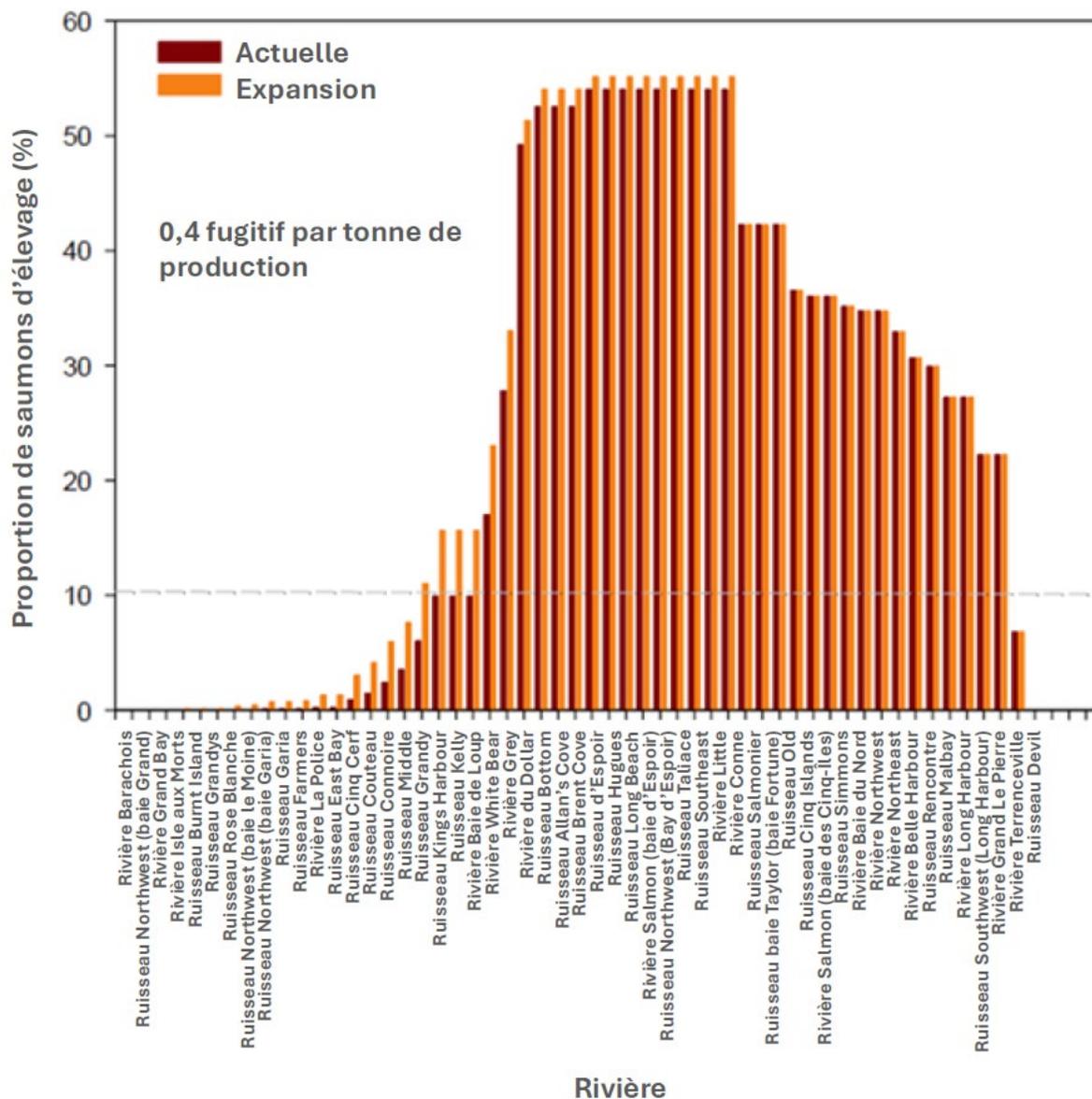


Figure 10 : Proportion simulée de saumons atlantiques d'élevage et de saumons sauvages actuellement dans les rivières de l'ouest du sud de Terre-Neuve (UD 4b) pour les scénarios actuel et d'expansion proposée en utilisant 0,4 échappé par tonne de production aquacole selon MPO (2024b). La ligne hachurée de 10 % représente le seuil au-dessus duquel on prévoit des répercussions sur l'abondance et le caractère génétique.

Ascendance européenne

Une analyse récente a utilisé la génomique des populations pour explorer la présence d'une introgression européenne chez le saumon atlantique sauvage et d'élevage en Amérique du Nord (Bradbury *et al.* 2022). Cette étude a attribué une partie de l'ADN des saumons d'élevage confinés et échappés échantillonnés au Canada atlantique à de récents croisements avec des saumons d'élevage d'origine européenne. De plus, deux saumons d'élevage échappés avaient une ascendance européenne à 100 % (Bradbury *et al.* 2022). À Terre-Neuve, des gènes

européens ont été détectés dans des échantillons de saumon sauvage prélevés à proximité de sites d'aquaculture (p. ex. la rivière Conne), ce qui indique que des échappés d'élevage ayant des gènes européens se sont croisés avec des saumons atlantiques sauvages. Ces résultats montrent que, même si l'utilisation de saumons européens diploïdes n'a jamais été approuvée au Canada, des individus d'ascendance européenne complète et partielle ont été utilisés au cours de la dernière décennie, et que certains de ces individus se sont échappés et se sont reproduits dans la nature (Bradbury *et al.* 2022). L'analyse récente d'échantillons de saumons échappés d'un site d'alevinage en parcs en filet dans le sud de Terre-Neuve (2021) et d'un échappé dans la baie de Fundy (2023) révèle la présence continue d'une ascendance européenne importante chez les saumons d'élevage. Dans l'échappé de 2021, 21 % des 189 poissons analysés présentaient plus de 10 % d'ascendance européenne et dans l'échappé de 2023, 33 % des échappés analysés avaient plus de 10 % d'ascendance européenne. Le saumon européen diffère considérablement du saumon nord-américain dans une variété de gènes et de caractères importants (Lehnert *et al.* 2019, 2020) et cette observation accroît considérablement le risque pour les populations de saumons sauvages si les échappés et les croisements documentés des individus se poursuivent (Bradbury *et al.* 2022). Le dépistage préalable de l'ascendance européenne chez les poissons avant leur transfert dans des cages marines pourrait aider à atténuer ces répercussions dans le sud de Terre-Neuve. Le MPO a mis au point un nouvel outil de dépistage des marqueurs génomiques choisis pour identifier exactement l'ascendance européenne (Nugent *et al.* 2023a).

Poissons-nettoyeurs échappés

L'industrie d'aquaculture utilise de plus en plus des poissons-nettoyeurs, comme le labre et la lompe, dans la lutte biologique contre le pou du poisson dans d'autres pays, comme la Norvège (Blanco Gonzalez et de Boer 2017) et l'Irlande (Bolton-Warberg 2018). Au Canada atlantique, l'industrie a commencé à utiliser la lompe comme poisson-nettoyeur en salmoniculture et prévoit utiliser la tanche-tautogue à l'avenir. Comme pour le saumon atlantique, la recherche donne à penser que les interactions génétiques entre les poissons-nettoyeurs échappés et les populations sauvages méritent d'être prises en considération, compte tenu des répercussions négatives probables (Blanco Gonzalez *et al.* 2019; Faust *et al.* 2018, 2021). Le relevé plurispécifique printanier du MPO dans la sous-division 3Ps indiquait des déclin de l'abondance de la lompe d'environ 58 % entre 1996 et 2014 (Simpson *et al.* 2016). Le COSEPAC a donc désigné la lompe comme espèce menacée dans les eaux canadiennes en 2017 (COSEPAC 2017). Bien que, dans les eaux canadiennes, la lompe ait été évaluée comme une seule UD (COSEPAC 2017), une analyse génétique récente suggère la présence d'une population nordique distincte qui englobe le sud de Terre-Neuve, et d'une structure plus poussée dans ce groupe autour de l'île de Terre-Neuve (Langille *et al.* 2023). De même, bien qu'il n'y ait pas de données d'évaluation sur la tanche-tautogue dans les eaux de Terre-Neuve, l'analyse génomique laisse entrevoir une structuration importante, les côtes ouest, nord-est et sud représentant des populations différentes et distinctes sur le plan de l'adaptation (Nugent *et al.* 2023b). Une incertitude considérable subsiste ainsi en ce qui a trait aux répercussions possibles de l'utilisation de la tanche-tautogue et de la lompe en salmoniculture sur les populations sauvages locales. Compte tenu des effets génétiques négatifs des poissons-nettoyeurs sur les populations sauvages ailleurs, il existe un risque d'interactions négatives dans le sud de Terre-Neuve.

Empêtements

Les sites d'aquaculture pourraient entraîner une augmentation des empêtements d'espèces sauvages (p. ex. poissons sauvages, mammifères marins, tortues et requins) résultant de la mise en place des infrastructures. L'empêchement peut causer la noyade et des blessures

directes provoquées par les filets et les cordages. Les blessures causées par un empêchement peuvent réduire les mouvements, nuire à la capacité d'alimentation, entraîner des blessures internes lorsque l'animal se débat, restreindre la circulation sanguine, couper les appendices, causer des infections et limiter le succès de la reproduction (Bath *et al.* 2023). 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 ancrages et à l'élimination rapide des attractifs, comme les poissons morts (MPO 2023b).

Peu de relevés scientifiques ont été effectués dans les zones côtières abritées de la côte sud de Terre-Neuve, ce qui se traduit par un manque d'information sur la répartition des mammifères marins dans les zones des concessions aquacoles à l'étude. Pour ces évaluations, les connaissances écologiques locales et traditionnelles recueillies durant les consultations seraient utiles pour évaluer le potentiel d'empêchement. Les sites proposés chevauchent la répartition de plusieurs espèces de baleines (rorqual bleu, rorqual commun, rorqual boréal, petit rorqual, rorqual à bosse, baleine noire de l'Atlantique Nord, grand cachalot), de plusieurs espèces de dauphins, du marsouin commun et de phoques (p. ex. phoques gris et phoques communs). D'après des données d'observation opportunistes et systématiques, ces espèces peuvent être présentes dans les eaux de Terre-Neuve toute l'année, avec des pics d'abondance saisonniers habituellement en été et en automne. Certaines espèces, comme la baleine noire de l'Atlantique Nord et le phoque gris, sont des visiteurs saisonniers généralement absents en hiver.

Cétacés

À l'échelle mondiale, les données sur les empêchements associés aux infrastructures d'aquaculture marine sont relativement rares et rarement quantitatives (Bath *et al.* 2023). La protection des mammifères marins n'est pas obligatoire dans tous les pays, et la déclaration des interactions avec les exploitations aquacoles n'est pas toujours requise (Bath *et al.* 2023). Ce manque d'encadrement se traduit probablement par une sous-déclaration des animaux et des espèces empêtrés. Pour ce qui est des espèces présentes dans les eaux canadiennes, Bath et ses collaborateurs (2023) ont signalé des incidents globaux d'empêchements de cétacés dans des engins de piscicultures marines concernant le rorqual à bosse, le rorqual boréal, le petit rorqual, le dauphin commun (*Delphinus delphis*), le dauphin à gros nez (*Tursiops truncatus*) et le marsouin commun. Les données sur les empêchements de cétacés associés aux infrastructures aquacoles ne sont pas beaucoup disponibles au Canada. À Terre-Neuve, aucun empêchement de cétacés dans des parcs en filet d'aquaculture de poissons à nageoires n'a été signalé à ce jour; cependant, en 2018, un rorqual à bosse s'est empêtré dans un filet maillant déployé pour capturer des saumons d'élevage échappés dans la baie Hermitage et a été libéré plus tard le même jour. La Colombie-Britannique (C.-B.) fournit des données sur les décès de mammifères marins dans les sites d'aquaculture de poissons à nageoires en milieu marin, de 1990 à juillet 2023 (MPO 2023b). De 1990 à 2015, on a signalé des décès de cétacés, dont cinq marsouins communs (quatre en 2007; un en 2008) et un rorqual à bosse (en 2013) qui a été trouvé mort dans un site aquacole, mais dont la cause du décès était inconnue. Entre 2016 et 2023, cinq empêchements de rorqual à bosse ont été déclarés dans des sites d'aquaculture en Colombie-Britannique, dont deux mortels. Les rorquals à bosse sont des baleines à fanons (mysticètes) qui, contrairement aux cétacés à dents (odontocètes), n'utilisent pas l'écholocation pour la navigation, ce qui peut les rendre plus vulnérables à l'empêchement (MPO 2023b; Bath *et al.* 2023). Storlund et ses collaborateurs (2024) ont examiné les rapports sur les interactions des baleines à bosse avec les fermes salmonicoles de la Colombie-Britannique de 2008 à 2021 afin d'évaluer les conditions qui ont pu contribuer à leur empêchement. Sur les huit rorquals à bosse empêtrés signalés au BC Marine Mammal Response Network, trois sont morts et cinq ont pu être libérés et relâchés. Tous étaient de

jeunes animaux (un baleineau, sept sous-adultes). Plusieurs facteurs, dont le plan de l'installation, les caractéristiques environnementales, la saisonnalité, l'âge du rorqual à bosse et le comportement alimentaire, ont été associés à au moins deux des incidents déclarés. Les rorquals à bosse étaient le plus souvent piégés dans les filets de prédateurs des installations d'aquaculture (six incidents sur huit) et moins fréquemment dans des lignes de support d'ancrage (deux incidents sur huit). La présence de saumoneaux ne semblait pas attirer les rorquals à bosse, étant donné que la moitié des empêtements signalés (quatre sur huit) se sont produits dans des fermes salmonicoles en jachère. Les auteurs font remarquer que, dans l'ensemble, le nombre de rorquals à bosse touchés par les fermes piscicoles était faible comparativement au nombre de rorquals qui retournent dans les eaux de la Colombie-Britannique (>7 000) et représentait moins de 6 % de tous les types d'empêtements déclarés en Colombie-Britannique.

Phoques

Des espèces de phoques comme le phoque commun et le phoque gris se trouvent régulièrement le long de la côte sud de Terre-Neuve et peuvent avoir des échoueries dans les zones des concessions, particulièrement près des îles et des rochers. 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. Comparativement au risque pour les cétagés et les tortues de mer, le risque d'empêchement peut être plus élevé pour les espèces de pinnipèdes qui peuvent être attirées par les filets des cages contenant des proies potentielles (MPO 2022c).

Comme pour les cétagés, il existe peu de données sur les empêtements de pinnipèdes associés aux infrastructures aquacoles au Canada. En Colombie-Britannique, de 1990 à 2023, les mammifères marins les plus souvent tués à des sites aquacoles étaient le phoque commun et l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*); toutefois, la grande majorité de ces décès ont été autorisés (élimination mortelle en raison d'un danger imminent pour les installations aquacoles ou la vie humaine) avant mars 2020 (MPO 2023b). Les données publiées sur les décès (autorisés et accidentels) de mammifères marins entre 2011 et 2023 indiquent 78 décès autorisés et 50 noyades accidentelles de phoques communs (MPO 2023b). Les noyades accidentelles ont été attribuées en grande partie à l'empêchement des animaux sous l'eau dans les filets des cages ou d'autres engins de l'exploitation (Bath *et al.* 2023). À Terre-Neuve, aucun empêchement de pinnipèdes dans des infrastructures aquacoles de poissons à nageoires n'a été signalé à ce jour.

Tortues

Les tortues luth et les tortues caouannes fréquentent les eaux de Terre-Neuve pendant l'été et l'automne pour se nourrir, mais elles ne nichent pas au Canada. Les tortues luth occupent les eaux côtières, la baie Placentia, située à proximité, étant un habitat particulièrement important pour l'espèce (MPO 2011; Wells *et al.* 2019). Les tortues caouannes sont généralement présentes au large des côtes le long de la limite du plateau continental et au-delà, du banc de Georges au sud des Grands Bancs en été (MPO 2020b) et ne devraient pas se trouver dans les zones des concessions proposées pour l'aquaculture.

Bath et ses collaborateurs (2023) ont remarqué que l'on sait relativement peu de choses au sujet des effets des piscicultures marines en cage sur les tortues de mer après n'avoir trouvé aucun rapport publié d'interactions nuisibles, malgré une recherche documentaire exhaustive. L'extrapolation à partir des rapports sur les interactions avec des engins de pêche commerciale permet de penser que les tortues de mer sont vulnérables à l'empêchement dans les lignes verticales et horizontales, les lignes lâches représentant la plus grande menace lorsqu'elles

s'entourent plusieurs fois autour des nageoires quand l'animal tente de se dégager (Hamelin *et al.* 2017; Bath *et al.* 2023). Il y a trois incidents connus d'empêchement de tortues luth dans une infrastructure de conchyliculture dans la baie Notre-Dame, à Terre-Neuve (Bath *et al.* 2023). Une tortue a été retrouvée morte en 2009, enroulée dans les cordages d'une exploitation mytilicole. Les deux autres empêchements ont été causés par les cordages de collecte de naissain de moule, l'un ayant entraîné la mort en profondeur en 2010, tandis que l'autre tortue a été retrouvée vivante en 2013 à la surface et relâchée une fois sa tête et ses nageoires libérées. À Terre-Neuve, aucun empêchement de tortues dans des parcs en filet d'aquaculture de poissons à nageoires n'a été signalé à ce jour. Compte tenu de certaines préoccupations entourant l'empêchement et les blessures et noyades subséquentes, les éléments de preuve à ce jour donnent à penser que le risque est faible aux sites proposés.

Des documents de recherche antérieurs ont démontré l'attrait potentiel et l'empêchement possible de gros poissons pélagiques dans les cages marines, notamment pour les thons et les requins. Une présence accrue de requins blancs a été observée le long de la côte sud ces dernières années. En tant que prédateurs opportunistes, les requins blancs se nourrissent de diverses proies, y compris de mammifères marins et de poissons; il n'est donc pas possible d'écarter le risque qu'ils s'empêchent dans les cages marines, compte tenu de leur comportement alimentaire et du chevauchement entre l'aire de répartition de l'espèce et les sites d'aquaculture proposés. Cependant, la présence de requins blancs dans les eaux côtières de Terre-Neuve est rare, et l'espèce occupe un vaste éventail d'habitats pélagiques (c.-à-d. à l'échelle du bassin océanique), ce qui laisse supposer que les activités d'aquaculture proposées ont un effet négligeable sur l'espèce ou les populations, ou sur leur habitat.

AUTRES FACTEURS À CONSIDÉRER/SOURCES D'INCERTITUDE

Effets cumulatifs

Ce processus n'a pas tenu compte des effets cumulatifs malgré la proximité des sites les uns des autres. Par exemple, les ZEP benthiques associées aux matières fécales dans la baie de Vieux et la baie Aviron se chevaucheraient considérablement entre les sites, avec un potentiel d'exposition cumulative à l'enrichissement organique. Ou encore, les prairies de pennatules dans la région de Gnat Island (située dans la baie de Vieux) pourraient être touchées par les activités des deux autres sites proposés dans cette baie. Les inconnues concernant les effets cumulatifs potentiels de l'utilisation de produits chimiques et du dépôt de matières organiques sur les espèces benthiques indiquent que des études futures sont nécessaires.

Relevés par VTG

Le promoteur a respecté les exigences du RAA en matière d'évaluation vidéo; toutefois, la qualité vidéo des relevés réalisés était souvent sous-optimale. Même si la plupart des images ont permis de déterminer la faune dominante, cette mauvaise qualité a gêné des identifications plus précises. Cette qualité médiocre des vidéos compliquera les futures analyses comparatives des activités avant et après l'aquaculture, ce qui souligne la nécessité pour le promoteur d'améliorer la qualité des vidéos sur le fond marin. Les probabilités de détection d'espèces sont inconnues. Les absences de taxons et les dénombrements de l'abondance doivent être considérés avec prudence, étant donné que les dénombrements ne tiennent pas compte des dénombrements relatifs (c.-à-d. par rapport à la zone du relevé) et que la distance entre la caméra et le plancher océanique peut différer légèrement d'une station à l'autre.

Médicaments, pesticides et santé du poisson

Une meilleure compréhension de la toxicité potentielle du traitement contre le pou du poisson sur les espèces géographiquement pertinentes passera par davantage de sites de données sur la toxicité et d'études sur le terrain. Pour contrer les effets potentiels des ingrédients actifs, il faut une modélisation quantitative de la dispersion et de la dilution du traitement contre le pou du poisson. Il faudra également mieux connaître les conditions océanographiques et les propriétés des produits chimiques utilisés. De nouvelles données du promoteur seront nécessaires pour intégrer la modélisation quantitative aux seuils de toxicité afin de commenter les impacts.

Le rassemblement des poissons autour des sites d'aquaculture pourrait accroître la propagation des maladies entre les poissons d'élevage et les poissons sauvages en raison de la densité accrue des poissons à proximité des sites d'aquaculture. Une surveillance accrue des maladies et des parasites dans les pêches à l'appât, comme celle du hareng, peut permettre de mieux comprendre les risques de propagation de maladies et de parasites entre les poissons d'élevage et les poissons sauvages.

Échappés

L'estimation du nombre de poissons d'élevage échappés par rapport à la production annuelle utilisée pour évaluer l'ampleur et la répartition potentielles des échappés entrant dans les rivières à saumon réglementées ne correspond pas à l'ampleur des échappés qui ont été déclarés publiquement ces dernières années. On ignore dans quelle mesure cette différence correspond à la sous-déclaration, aux changements dans la surveillance réglementaire ou à l'amélioration des infrastructures de confinement et des procédures opérationnelles. Une surveillance élargie et plus complète pourrait aider à peaufiner les hypothèses du modèle. L'amélioration des pratiques de l'industrie et des infrastructures de confinement peut prévenir ou réduire au minimum la possibilité d'échappés à l'avenir. La projection actuelle de l'ampleur et de la répartition d'échappés des exploitations ne tient pas compte avec exactitude du développement et de l'utilisation des élevages dans le cadre du secteur de gestion de l'aquaculture, ce qui pourrait fausser les projections d'invasion de certaines rivières. L'application du modèle à un scénario de secteur de gestion de l'aquaculture permettrait de prévoir plus précisément l'information sur la production du site, ce qui faciliterait la planification et l'évaluation. Toutefois, pour appliquer le modèle de cette façon, il faudrait disposer de renseignements plus précis et plus détaillés sur la production que ceux qui sont fournis actuellement.

Données océanographiques et extrants du modèle soumis par le promoteur

L'expansion de l'aquaculture sur la côte sud de Terre-Neuve vers des régions éloignées sur lesquelles les connaissances scientifiques sont limitées exige que le processus de revue scientifique du MPO s'appuie sur les données fournies par le promoteur. Ces revues dépendent de la qualité et de la quantité de ces données. Le promoteur a recueilli des données de courants marins à tous les sites proposés et à diverses profondeurs. L'analyse de la vitesse du courant à chaque profondeur montre une variabilité des courants dans la colonne d'eau, qui correspond à la variabilité observée dans d'autres baies de la même région (Ratsimandresy *et al.* 2019; Donnet *et al.* 2022).

Compte tenu de la variabilité saisonnière observée dans la région et des courants marins plus forts à l'automne, on peut présumer que ces sites proposés présentent une variabilité semblable. Les courants marins ont été mesurés pendant seulement 33 à 38 jours (en mai-juin ou juin-juillet), et une si courte période de collecte de données ne permet pas d'évaluer la variabilité saisonnière. De plus, le RAA prévoit que les dépôts doivent être calculés pendant la

période d'alimentation maximale des saumons d'élevage, qui est prévue en août, ceci limite l'utilisation des données de courants recueillies à des fins d'évaluation des dépôts de déchets autour des sites d'aquaculture et suggère qu'il faut faire preuve de prudence dans l'interprétation des résultats. Afin d'améliorer la précision de la ZEP, le département scientifiques du MPO recommande de recueillir les données de courants marins pendant la saison d'alimentation maximale prévue et pendant une période plus longue afin d'inclure les saisons où le courant est plus rapide.

L'analyse des courants marins à divers emplacements montre la présence d'une variabilité spatiale. Les courants dans la région côtière diffèrent aussi probablement de ceux mesurés dans les baies. Cette différence entraînera une variabilité de la distance de transport en fonction de l'emplacement, ce qui pourrait modifier la ZEP correspondante.

En ce qui concerne la variabilité climatologique, le document de l'annexe 6 du promoteur sur la qualité de l'eau donne des renseignements sur la température de l'eau à 3 m de profondeur au fond de Baie de Vieux (y compris pendant l'hiver 1994 et l'hiver 1995), et un tableau qui montre la température de l'océan à une profondeur de 1 à 30 m mesurée en mars 2018. La température de l'eau pourrait être négative en hiver (1994, 1995, 2018) et aussi basse que -1,1 °C à 30 m de profondeur à deux sites en mars 2018. Le promoteur a également indiqué la température saisonnière moyenne pour Friar Cove et Chaleurs Bay entre 0,5 et 30 m de profondeur, sans préciser la période de la collecte des données. Les températures saisonnières dans Chaleurs Bay et Friar Cove en hiver étaient supérieures à 3,2 °C à une profondeur de 5 m, ce qui laisse supposer une température plus élevée en hiver. Ces sites n'ont été actifs que dans les dernières années (la demande de permis de site a été examinée en août 2020), et cette différence de température pourrait venir des différences de conditions entre les baies, mais aussi du réchauffement des eaux côtières dû aux changements climatiques.

Le calcul de la ZEP nécessite l'accès à des séries chronologiques de données de courants marins à diverses profondeurs dans la colonne d'eau. Outre les données recueillies par l'industrie d'aquaculture, aucune autre donnée n'est généralement disponible pour la côte sud de l'île de Terre-Neuve.

Zones d'exposition potentielles

Environnement physique

L'activité salmonicole à Terre-Neuve est pratiquée dans des baies et des bras semblables à des fjords avec des lignes de côte et une bathymétrie complexes. La distance entre le rivage et les bords des parcs en filet peut varier de 50 m à 600 m (Page *et al.* 2023a); dans le présent examen, la distance entre le rivage et le réseau de cages varie de 120 à 240 m. Les profondeurs sous le réseau de cages pourraient aller d'environ 40 m à 300 m (MPO 2022b, 2022c; Page *et al.* 2023a; le présent examen). Dans la zone des concessions, les profondeurs vont de très peu profondes (moins de quelques mètres près du rivage) à très profondes (~380 m); avec une telle profondeur, les courants marins varient vraisemblablement dans la vertical.

L'analyse des courants marins aux sites proposés montre une variabilité spatiale (verticale et horizontale), et montre aussi que la direction du courant suit celle du chenal où les données ont été recueillies. Cette interprétation est conforme à celle de Page et ses collaborateurs (2023a) qui ont indiqué que le courant prédominant a tendance à suivre le chenal dans lequel se trouve le site d'aquaculture proposé. Ratsimandresy et ses collaborateurs (2019) et Donnet et ses collaborateurs (2022) ont analysé les courants dans la région et ont confirmé la présence de structure verticale. Le régime différent dans les couches supérieures et en profondeur laisse

croire que les vitesses de courant maximales sont élevées à des profondeurs sous la surface (p. ex. de 20 à 60 m de profondeur à certains endroits : MPO 2022b; Donnet *et al.* 2022). Bien que les marées puissent fortement contribuer à la variation du niveau de la mer (Ratsimandresy *et al.* 2020), elles influencent généralement de façon minimale la variabilité des courants (Ratsimandresy *et al.* 2019).

En ce qui concerne la variabilité saisonnière, le régime océanique dans les baies et les bras de la côte sud de Terre-Neuve est plus dynamique en automne qu'aux autres saisons (Ratsimandresy *et al.* 2019; Donnet *et al.* 2022), tant pour les courants moyens que pour les courants maximaux. De ce fait, le calcul de la dispersion et du dépôt des particules rejetées par l'activité aquacole correspond seulement à la période pendant laquelle les données de courants marins ont été recueillies.

Calcul du modèle

Le calcul de la ZEP n'utilise que quelques données d'entrée, à savoir une vitesse de courant horizontal représentative de toute la colonne d'eau, une vitesse de descente des particules, et une donnée de profondeurs représentative de la zone d'intérêt. Les deux dernières variables sont utilisées pour calculer le temps de descente des particules et la période de dilution pour les particules qui ne coulent pas. La ZEP est un déplacement de premier ordre calculé en multipliant la vitesse du courant horizontal par le temps que prend une particule pour tomber de la cage d'aquaculture et atteindre le fond marin (pour les ZEP benthiques) ou par le temps nécessaire pour qu'une parcelle de traitement atteigne des concentrations inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE; pour les ZEP pélagiques), puis en ajoutant à ce résultat la moitié de la taille du réseau de cages. Il est essentiel de bien choisir une vitesse de courant représentative de la période d'analyse. Les ZEP pour divers traitements fournissent une étendue spatiale maximale possible de l'exposition, mais ne constituent pas une mesure précise de la concentration, ni de la durée ou de la fréquence d'exposition.

Dans le calcul de la ZEP pour les sites aquacoles de Terre-Neuve, étant donné la complexité des courants et leur variabilité, nous proposons une méthode plus avancée mais encore simple, consistant d'abord à calculer le diagramme vectoriel progressif (DVP) maximal pour la période de descente ou de dilution des particules pour chaque profondeur, puis à utiliser ces valeurs pour estimer la vitesse ou la distance maximale moyenne du courant pour toute la profondeur d'intérêt. Cette méthode fournit une vitesse du courant plus représentative du site et réduit au minimum la surestimation. L'analyse utilise des séries chronologiques de vitesse du courant recueillies à différentes profondeurs dans la colonne d'eau. Il convient de souligner qu'une amélioration peut encore être nécessaire dans le processus de sélection de la vitesse du courant qui représente le mieux toute colonne d'eau ou la couche dans laquelle les particules se dispersent (pour les particules qui ne coulent pas); cet amélioration peut être effectuée à mesure que plus de données océanographiques et meilleure compréhension du processus physique deviennent disponibles pour l'analyse.

La ZEP fournit une estimation de l'ordre de grandeur de l'échelle spatiale de l'exposition potentielle (annexe C, tableaux A2-3). Combiné à l'information sur la présence d'espèces, d'habitats ou d'autres activités humaines dans la zone, un chevauchement avec la ZEP qui pourrait donner lieu à une préoccupation peut nécessiter une étude plus détaillée et plus précise de l'exposition afin d'évaluer les répercussions ou les mesures d'atténuation. Cette analyse nécessitera des modèles plus perfectionnés, plus de ressources informatiques et plus de temps. Ces modèles devraient inclure des données de variations temporelles et spatiales (verticales et horizontales) des courants marins, ainsi que des vitesses de descente des particules plus réalistes, et des informations sur la variabilité temporelle de l'alimentation. Par exemple, de nombreux modèles avancés calculent la dispersion et le dépôt en tenant compte

de divers processus physiques, p. ex. le modèle de circulation océanique, comme le FVCOM : « Finite Volume Community Model » (Chen *et al.* 2003, 2006) couplé à un modèle de suivi de particules (Page *et al.* 2015) ou le logiciel commercial de suivi des particules DEPOMOD (Cromey *et al.* 2002) et sa plus récente version avancée, NewDEPOMOD (Black *et al.* 2016), conçue pour prévoir la dispersion des déchets des piscicultures dans l'environnement benthique.

CONCLUSIONS

Question 1

D'après les données disponibles concernant les sites et les renseignements scientifiques, quelles sont les ZEP associées à l'utilisation des produits approuvés pour le traitement sanitaire des poissons dans le milieu marin et quelles sont les conséquences possibles pour les espèces vulnérables?

- La ZEP benthique associée à l'utilisation de produits de traitement sanitaire des poissons administrés avec les aliments et qui pourraient avoir une plus grande intensité de répercussions se trouve dans un rayon de 1 km de l'emplacement du site, soit généralement du même ordre de grandeur que la zone de la concession. Aucun chevauchement n'est prévu entre les ZEP benthiques associée aux aliments.
- La ZEP associée aux médicaments administrés avec les aliments et présents dans les matières fécales se trouve dans un rayon de 3 à 6 km (selon le site) de l'emplacement du site. Un chevauchement est prévu pour les traitements effectués en même temps dans la même baie.
- La ZEP pélagique associée à l'utilisation de pesticides approuvés se trouve dans un rayon d'environ 5 à 7 km pour l'azaméthiphos et d'environ 7 à 9 km pour le peroxyde d'hydrogène à partir de l'emplacement du site.
- La ZEP pélagique associée à l'utilisation des pesticides en bain montre un chevauchement important dans la même baie. Ces ZEP pélagiques s'étendent aux régions au-delà des baies et pourraient atteindre les rives et avoir des répercussions sur les zones peu profondes adjacentes à chaque site. La présente revue recommande de tenir compte les effets cumulatifs de ces pesticides quand à leur utilisation afin d'atténuer les effets sur les espèces vulnérables.
- Le traitement contre le pou du poisson pourrait avoir une incidence sur les crustacés en raison de l'exposition des adultes dans le benthos (ZEP benthique) et de l'exposition pélagique des stades larvaires aux pesticides administrés dans les bains (ZEP pélagique). Pour les espèces de krill qui occupent surtout la zone pélagique, l'exposition aux pesticides administrés dans les bains peut représenter un risque à tous les sites. Les concentrations les plus fortes de ces espèces sont à Fooks Cove, près des cages, représentant potentiellement le risque le plus élevé.

Question 2

D'après les renseignements disponibles, quelles sont les ZIEB, les espèces inscrites sur la liste de l'annexe 1 de la LEP, les espèces ciblées par les pêches, ainsi que les espèces d'importance écologique et leurs habitats qui se trouvent à l'intérieur de la ZEP benthique et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Comment cette répartition se compare-t-elle avec l'étendue de ces espèces et de leurs habitats dans les

environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quelles sont les répercussions prévues des activités piscicoles proposées sur l'habitat et les espèces vulnérables?

- Les taxons benthiques sédentaires ou sessiles, y compris les coraux mous, les éponges et les autres organismes sessiles présents aux sites proposés, devraient être plus vulnérables aux déchets de l'aquaculture parce qu'ils ne peuvent pas se déplacer dans un autre environnement quand ils sont en situation de stress.
- Les communautés de pennatules identifiées dans la zone sont particulièrement préoccupantes, en raison de leur statut d'indicateurs d'EMV.
- À l'heure actuelle, il existe peu ou pas de données sur les taux de rétablissement des espèces vulnérables recensées dans cette région, ainsi que sur la connectivité avec les populations à l'intérieur et à l'extérieur de ces zones. Tous ces facteurs pourraient limiter leur rétablissement et leurs habitats.

Question 3

Pour faciliter l'analyse du risque d'empêchement dans les infrastructures aquacoles proposées, quelles sont les espèces aquatiques pélagiques inscrites sur la liste de de l'annexe 1 de la LEP qui sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?

- Des tortues luth et de grandes espèces de poissons pélagiques (requins et thons) sont présentes dans la zone, en particulier du printemps à l'automne. La présence croissante de grandes espèces pélagiques ces dernières années suggère un risque d'empêchement pour les requins et les thons.
- La zone générale chevauche la répartition de plusieurs espèces de baleines, y compris des espèces inscrites sur la liste de la LEP (rorqual bleu, rorqual commun et baleine noire de l'Atlantique Nord). La répartition saisonnière des mammifères marins est la plus élevée dans les eaux littorales de Terre-Neuve du printemps à l'automne. Bien que l'empêchement et la noyade subséquente soient d'importantes préoccupations pour les espèces de mammifères marins, comme les cétacés à fanons (qui n'utilisent pas l'écholocation et pourraient donc ne pas détecter les infrastructures d'aquaculture), le risque d'empêchement est considéré comme faible aux sites proposés.
- Les espèces de pinnipèdes, comme le phoque commun et le phoque gris, peuvent risquer de s'empêtrer car elles peuvent être attirées dans les filets des cages par des proies potentielles (MPO 2022c). Les phoques communs sont présents toute l'année sur la côte sud de Terre-Neuve, tandis que les phoques gris sont des visiteurs saisonniers qui arrivent à la fin du printemps et repartent à la fin de l'automne.

Question 4

Quelles sont les populations de congénères qui se trouvent dans la zone géographique où les saumons d'élevage qui se sont échappés sont les plus susceptibles de migrer? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état des populations présentes dans la zone d'exposition aux poissons échappés des cages pour les sites proposés? Certaines de ces populations sont-elles inscrites sur la liste de l'annexe 1 de la LEP? Quels sont, pour ces populations sauvages, les répercussions ou les risques potentiels des interactions génétiques directes associées aux poissons d'élevage échappés de l'activité d'aquaculture proposée?

- Les populations locales de saumons atlantiques migrent régulièrement dans cette zone et seront exposées aux sites des cages à la fois pendant la migration des saumoneaux et la montaison des adultes.

- Une évaluation récente du risque que présentent pour le saumon sauvage les interactions génétiques directes avec des saumons d'élevage échappés dans le sud de Terre-Neuve a indiqué que le risque pour l'abondance de la population allait de faible à élevé et qu'il était élevé pour le caractère génétique sur l'ensemble des taux d'échappée examinés. Ce risque existe dans le contexte d'une population sauvage en déclin qui est actuellement désignée comme menacée par le COSEPAC (2010) et en cours de réévaluation après d'autres déclin (MPO 2022a, 2023a).
- Le COSEPAC (2017) a désigné la lompe comme une espèce menacée dans les eaux canadiennes. Compte tenu de la situation de cette espèce dans la région de T.-N.-L. et des preuves des effets génétiques négatifs des poissons-nettoyeurs sur les populations sauvages ailleurs, il est possible que l'expansion proposée dans le sud de Terre-Neuve entraîne une augmentation des interactions négatives.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme d'appartenance
Aaron Adamack	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Elizabeth Barlow	Première Nation de Miawpukek
Brittany Beauchamp	Direction des sciences du MPO, région de la capitale nationale (coprésidente)
Aaron Bennett	Mowi Canada East
Ian Bradbury	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Lindsay Brager	Direction des sciences du MPO, région des Maritimes
Terry Bungay	Bureau régional de la gestion de l'aquaculture du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Jon Carr	Fédération du saumon atlantique
Rylan Command	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Elizabeth Coughlan	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Mark Coulson	Direction des sciences du MPO, région de la capitale nationale
Ryan Critch	Direction des communications du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Ben Davis	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador (coprésident)
Robert Deering	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Steve Duffy	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Michelle Fitzsimmons	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Pierre Goulet	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Darrell Green	Newfoundland Aquaculture Industry Association
Bob Gregory	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Dounia Hamoutene	Direction des sciences du MPO, région des Maritimes
Vonda Hayes	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Chris Hendry	Bureau régional de la gestion de l'aquaculture du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Jonathan Kawaja	Ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador
Nick Kelly	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Kristin Loughlin	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Zhaoshi Lu	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Kim Marshall	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador

Nom	Organisme d'appartenance
James Meade	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Luiz Mello	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Harry Murray	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Barbara Neves	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Victoria Neville	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Vanessa Oldford	Bureau régional de la gestion de l'aquaculture du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Christina Pretty	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Gideon Pringle	Mowi Canada East
Andry Ratsimandresy	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Dale Richards	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Hilary Rockwood	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Paul Snelgrove	Université Memorial de Terre-Neuve
Vanessa Sutton-Pande	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Travis Van Leeuwen	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Divya Varkey	Direction des sciences du MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Daryl Whelan	Ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle du processus d'examen régional par les pairs pour l'avis sur le choix d'un site d'aquaculture pour les demandes de permis pour des installations provinciales de Mowi Canada East Incorporated; ce processus a eu lieu du 23 au 26 avril 2024.

- 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](#). MEPS. 445:141–160.
- 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.
- 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.
- Baquero, F., Martínez, J.L., and Cantón, R. 2008. [Antibiotics and antibiotic resistance in water environments](#). Curr. Opin. Biotech. 19(3):260–265.
- Bath, G.E., Price, C.A., Riley, K.L., and Morris Jr., J.A. 2023. A global review of protected species interactions with marine aquaculture. Rev. Aquac. 2023:1–34.
- Bechmann, R.K., Arnberg, M., Gomiero, A., Westerlund, S., Lyng, E., Berry, M., Thorleifur, A., Jager, T., and Burrige, 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. Ecotox. Environ. Saf. 180(30):473–482.
- Benskin, J.P., Ikonou, M.G., Surridge, B.D., Dubetz, C., and Klaassen, E. 2016. [Biodegradation potential of aquaculture chemotherapeutants in marine sediments](#). Aquac. Res. 47:482–497.

- Black, K.D., Carpenter, T., Berkeley, A., Black, K. and Amos, C. 2016. Refining Sea-Bed Process Models for Aquaculture (SAM/004/12) – Final Report. SAMS Centre for Aquaculture 200 p.
- 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.
- Bloodworth, J.W., Baptie, M.C., Preedy, K.F., and Best, J. 2019. [Negative effects of the sea lice therapeutant emamectin benzoate at low concentrations on benthic communities around Scottish fish farms](#). Sci. Total Env. 669:91–102.
- Bøhn, T.K., Gjelland, K.Ø., 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* post smolts 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](#). Estuarine, Coastal and Shelf Science. 44 (Supplement A):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.
- Bourne, C., Squires, B., O’Keefe, B., et Schofield, M. 2023. [Évaluation des complexes de stocks de hareng de l’Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la côte Est et de la côte Sud de Terre-Neuve jusqu’en 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/013. iv + 45 p.
- Bouwmeester, M.M., Goedknecht, M.A., Poulin, R., and Thieltges, D.W. 2021. [Collateral diseases: Aquaculture impacts on wildlife infections](#). J. Appl. Ecol. 58(3):453–464.
- Bradbury, I.R., Burgetz, I., Coulson, M.W., Verspoor, E., Gilbey, J., Lehnert, S.J., Kess, T., Cross, T.F., Vasemägi, A., Solberg, M.F., Fleming, I.A., and McGinnity, P. 2020. Beyond hybridization: the genetic impacts of nonreproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. Aquac. Envir. Inter. 12:429–445.
- 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, M.B., Purcell, J.E., Keister, J.E., and Cowan Jr., 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 infestations of sea lice in southwest New Brunswick, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/050. iv + 25 p.

- Burrige, L. et Holmes, A. 2023. [Examen actualisé des dangers associés aux pesticides et médicaments utilisés dans le milieu marin par l'industrie piscicole au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/067. iv + 42 p.
- Burrige, 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.
- Burrige, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2008. [The effect of repeated exposure to the organophosphate pesticide, azamethiphos, on survival and spawning in female American Lobsters \(*Homarus americanus*\)](#). Ecotox. Environ. Saf. 69(3):411–415.
- Burrige, L.E., Lyons, M.C., Wong, D.K.H., MacKeigan, K., and VanGeest, J.L. 2014. [The acute lethality of three anti-sea lice formulations: AlphaMax®, Salmosan®, and Interox® Paramove™50 to lobster and shrimp](#). Aquaculture. 420:180–186.
- 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. Aquac. 10(4):924–949.
- 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.
- Chen, C., Liu, H., and Beardsley, R.C. 2003. [An Unstructured Grid, Finite-Volume, Three-Dimensional, Primitive Equations Ocean Model: Application to Coastal Ocean and Estuaries](#). J. Atmos. Ocean. Techno. 20(1):159–186.
- Chen, C., Beardsley, R.C., and Cowles, G. 2006. [An Unstructured Grid, Finite-Volume Coastal Ocean Model \(FVCOM\) System](#). Oceanography. 19(1):78–89.
- 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](#). Aquac. Res. 30:395–398.
- Cobb, D.G., MacPhee, S., Paulic, J., Martin, K., Roy, V., Reist, J., Michel, C., Niemi, A., Richardson, E., et Black., A. 2020. [Renseignements à l'appui de l'identification d'espèces, de groupes fonctionnels et de propriétés des communautés d'importance écologique dans la région biogéographique de l'Arctique de l'Ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2018/027. iv + 74 p.
- Comeau, M., Starr, M., Conan, G.Y., Robichaud, G., and Therriault, J-C. 1999. [Fecundity and duration of egg incubation for multiparous female snow crabs \(*Chionoectes opilio*\) in the fjord of Bonne Bay, Newfoundland](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56(6):1088–1095.
- COSEWIC. 2010. [COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Salmon *Salmo salar* \(Nunavik population, Labrador population, Northeast Newfoundland population, South Newfoundland population, Southwest Newfoundland population, Northwest Newfoundland population, Quebec Eastern North Shore population, Quebec Western North Shore population, Anticosti Island population, Inner St. Lawrence population, Lake Ontario population, Gaspé-Southern Gulf of St. Lawrence population, Eastern Cape Breton population, Nova Scotia Southern Upland population, Inner Bay of Fundy population, Outer Bay of Fundy population\) in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xlvii + 136 p.

- COSEWIC. 2017. [COSEWIC assessment and status report on the lumpfish, *Cyclopterus lumpus* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 78 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.
- Cushman-Roisin, B., and Beckers, J.M. 2011. *Introduction to Geophysical Fluid Dynamics: Physical and Numerical Aspects*. Academic Press. 828 p.
- Daoud, D., McCarthy, A., Dubetz, C. and Barker, D. 2018. [The effects of emamectin benzoate or ivermectin spiked sediment on juvenile American lobsters \(*Homarus americanus*\)](#). *Ecotox. Environ. Safe.* 163:636–645.
- Dempster, T., Overton, K., Bui, S., Stien, L.H., Oppedal, F., Karlsen, Ø., Coates, A., Phillips, B.L., and Barrett, L.T. 2021. [Farmed salmonids drive the abundance, ecology and evolution of parasitic salmon lice in Norway](#). *Aquac. Environ. Inter.* 13:237–248.
- Donnet, S., Ratsimandresy, A.W., Goulet, P., Doody, C., Burke, S., and Cross, S. 2018a. [Coast of Bays Metrics: Geography, Hydrology and Physical Oceanography of an Aquaculture Area of the South Coast of Newfoundland](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/076. x + 109 p.
- Donnet, S., Cross, S., Goulet, P. and Ratsimandresy, A.W. 2018b. [Coast of Bays seawater vertical and horizontal structure \(2009-13\): Hydrographic structure, spatial variability and seasonality based on the Program for Aquaculture Regulatory Research \(PARR\) 2009-13 oceanographic surveys](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/077. viii + 255 p.
- Donnet, S., Lazure, P., Ratsimandresy, A., and Han, G. 2022. [The physical oceanography of Fortune Bay, an overview](#). *Regional Studies in Marine Science.* 56:102698.
- Dunlop, K., Harendza, A., Bannister, R., and Keeley, N. 2021. Spatial response of hard-and mixed-bottom benthic epifauna to organic enrichment from salmon aquaculture in northern Norway. *Aquac. Environ. Inter.* 13:455–475.
- Ernst, W., Doe, K., Cook, A., Burrige, L., Lalonde, B., Jackman, P., Aubé, J.G., and Page, F. 2014. [Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of aza and deltamethrin after sea lice treatments on farmed salmon, *Salmo Salar*](#). *Aquaculture.* 424–425:104–112.
- Escobar-Lux, R.H., and Samuelsen, O.B. 2020. [The Acute and Delayed Mortality of the Northern Krill \(*Meganyctiphanes norvegica*\) When Exposed to Hydrogen Peroxide](#). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 105:705–710.
- 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 \(*Homarus gammarus*\)](#). *Ecoto. 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):171752.
- Faust, E., Jansson, E., Andre, C., Halvorsen, K.T., Dahle, G., Knutsen, H., 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.

- Fennel, K., and Testa, J.M. 2019. [Biogeochemical Controls on Coastal Hypoxia](#). Annual Review of Marine Science. 11:105–30.
- 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*: Hargrave, B.T., Editor. Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949:47–77.
- Garric, J., Vولات, B., Duis, K., Péry, A., Junker, T., Ramil, M., Fink, G., and Ternes, T.A. 2007. [Effects of the parasiticide ivermectin on the cladoceran *Daphnia magna* and the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*](#). Chemosphere. 69(6):903–910.
- Gill, A.E. 1982. Atmosphere-Ocean Dynamics. International Geophysics Series Volume 30. London: Academic Press. 662 p.
- Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Hansen, M.M., Araki, H., Skaala, Ø., and Svåsand, T. 2017. [Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic Salmon: Status of knowledge and unanswered questions](#). Fish and Fisheries. 18(5):890–927.
- Government of Canada. 2023. Ecologically and Biologically Significant Areas - Open Government Portal.
- Government of Canada. 2024. [South Coast Fjords Study Area: Proposed South Coast Fjords National Marine Conservation Area](#). Date update: June 6, 2024.
- 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.
- Hamelin, K.M., James, M.C., Ledwell, W., Huntington, J., and Martin, K. 2017. [Incidental capture of leatherback sea turtles in fixed fishing gear off Atlantic Canada](#). Aquat. Conserv. Mar. Fresh. Ecosys. 27:631–642.
- Hamoutene, D. 2013. [Sediment sulphides and redox potential associated with spatial coverage of *Beggiatoa* sp. at finfish aquaculture sites in Newfoundland, Canada](#). ICES J. Mar. Sci. 71(5):1153–1157.
- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burrige, L., Villeneuve, J., Miller, C. 2023. [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., Oldford, V., and Donnet, S. 2022b. [Drug and pesticide usage for sea lice treatment in salmon aquaculture sites in a Canadian province from 2016 to 2019](#). Sci. Rep. 12:4475.
- Hamoutene, D., Martinson, S., Kingsbury, M., and McTavish, K. 2023a. [Species sensitivity distributions for two widely used anti-sea lice chemotherapeutants in the salmon aquaculture industry](#). Sci. Total Envi. 857(Pt 2):159574.
- Hamoutene, D., Kingsbury, M., Davies, J., Le, A., Blais, D.R., and Gagnon, M. 2023b. [The persistence of emamectin benzoate in marine sediments with different organic matter regimes, temperature conditions, and antibiotic presence](#). Mari. Poll. Bull. 197:115714.

- Haya, K., Burridge, L.E., Davies, I.M., and Ervik, A. 2005. [A Review and Assessment of Environmental Risk of Chemicals Used for the Treatment of Sea Lice Infestations of Cultured Salmon](#). In: Hargrave, B.T. (eds) Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Handbook of Environmental Chemistry, vol 5M. Springer, Berlin, Heidelberg. 305–340 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](#). Aquac. Envir. Inter 14:205–218.
- ICES. 2020. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Scientific Reports. 2(21): 358 p.
- Ings, D.W. 2006. Boundary recommendations – Coast of Bays Coastal Management Area; South Coast. Report to Oceans Division, Oceans and Habitat Management Branch, Fisheries and Oceans Canada. 84 p.
- Jacova, R., and Kennedy, C. 2022. [Avermectin Toxicity to Benthic Invertebrates is Modified by Sediment Organic Carbon and Chemical Residence Time](#). Environ. Toxicol. Chem. 41(8):1918–1936.
- Johnsen, I.A., Harvey, A., Sævik, P.N., Sandvik, A.D., Ugedal, O., Ådlandsvik, B., Wennevik, V., Glover, K.A., and Karlsen, Ø. 2021. [Salmon lice-induced mortality of Atlantic Salmon during post-smolt migration in Norway](#). ICES J. Mar. Sci. 78(1):142–154.
- Jonah, L., Hamoutene, D., Kingsbury, M., Johnson, L., and Fenton, A.J. 2024. [A data compilation of antibiotic treatments in Canadian finfish aquaculture from 2016 to 2021 and the cumulative usage of antibiotics and antiparasitic drugs at marine sites](#). Env. Rev. e-First.
- Justić, D., Rabalais, N., and Turner, R.E. 1996. [Effects of climate change on hypoxia in coastal waters: A doubled CO₂ scenario for the northern Gulf of Mexico](#). Limno. and Ocean. 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.
- Kingsbury, M.V., Hamoutene, D., Kraska, P., Lacoursière-Roussel, A., Page, F., Coyle, T., Sutherland, T., Gibb, O., Mckindsey, C.W., Hartog, F., Neil, S., Chernoff, K., Wong, D., Law, B.A., Brager, L., Baillie, S.M., Black, M., Bungay, T., Gaspard, D., Hua, K., and Parsons, G.J. 2023. [Relationship between in feed drugs, antibiotics and organic enrichment in marine sediments at Canadian Atlantic salmon aquaculture sites](#). Mar. Poll. Bull. 188:114654.
- Krkošek, M. 2010. [Host density thresholds and disease control for fisheries and aquaculture](#). Aquac. Envir. Inter. 1:21–32.
- Kutti, T., Ervik, A., and Hansen, P.K. 2007. [Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes](#). Aquaculture. 262(2-4):367–381.
- Kutti, T., Legrand, E., Husa, V., Olsen, S.A., Gjelsvik, Ø., Carvajalino-Fernandez, M., and Johnsen, I.A. 2022. [Fish farm effluents cause metabolic depression, reducing energy stores and growth in the reef-forming coral *Lophelia pertusa*](#). Aquac. Envir. Inter. 14:279–293.

- Langille, B.L., Kess, T., Brachmann, M., Nugent, C.M., Messmer, A., Duffy, S.J., Holborn, M.K., Van Wyngaarden, M., Knutsen, T.M., Kent, M., Boyce, D., Gregory, R.S., Gauthier, J., Fairchild, E.A., Pietrak, M., Eddy, S., de Leaniz, C.G., Consuegra, S., Whittaker, B., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2023. [Fine-scale environmentally associated spatial structure of lumpfish \(*Cyclopterus lumpus*\) across the Northwest Atlantic](#). *Evol. Appl.* 16(9):1619–1636.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S., and Brown, J.A. 2003a. Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on Age-0 juvenile cod *Gadus* spp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 251:245–254.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S., and Brown, J.A. 2003b. Settlement and distribution of Age-0 juvenile cod, *Gadus morhua* and *G. ogac*, following a large-scale habitat manipulation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 262:241–252.
- 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](#). *Aquac. Envir. Inter.* 6:29–42.
- Lawton, P., and Lavalli, K.L. 1995. [Chapter 4 - Postlarval, Juvenile, Adolescent, and Adult Ecology](#). In: *Biology of the Lobster *Homarus americanus** (ed. J.R. Factor) Academic Press, San Diego: 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., Bentzen, P., Kess, T., Lien, S., Horne, J.B., Clément, M., and Bradbury, I.R. 2019. [Chromosome polymorphisms track trans-Atlantic divergence and secondary contact in Atlantic salmon](#). *Mol. Ecol.* 28(8):2074–2087.
- 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.
- Lunzmann-Cooke, E.L., Gregory, R.S., Snelgrove, P.V.R., Cote, D., and Fuentes-Yaco, C. 2021. [Spatial, temporal, and environmental influences on Atlantic cod \(*Gadus morhua*\) offshore recruitment signals in Newfoundland](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 673:151–164.
- Lyons, M.C., Wong, D.K.H., Page, F.H. 2014. [Degradation of hydrogen peroxide in seawater using the anti-sea louse formulation Interlox® Paramove™50](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3080: v + 19 p.
- May, A.W., and Lear, W.H. 1971. Digest of Canadian Atlantic Salmon catch statistics. *Fish. Res. Board Can. Tech. Rep.* 270:106 p.
- Mello, L.G.S., Simpson, M.R. et Maddock Parsons, D. 2022. [Relevés de pêche sentinelle 1995-2021 — Taux de prises et données biologiques pour la morue franche \(*Gadus morhua*\) dans la sous-division 3Ps de l'OPANO](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2022/074. iv + 36 p.
- Mill, K., Sahota, C., Hayek, K., and Kennedy, C.J. 2021. [Effects of sea louse chemotherapeutants on early life stages of the spot prawn \(*Pandalus platyceros*\)](#). *Aqua. Res.* 53:109–124.

- 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.
- Mowbray, F.K., Adamack, A.T., Murphy, H.M., Lewis, K., et Koen-Alonso, M. 2023. [Évaluation du capelan \(*Mallotus villosus*\) dans les divisions 2J3KL jusqu'en 2019](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/076. iv + 40 p.
- MPO, 2006. Atelier national des Sciences –Élaboration de critères pour désigner les espèces d'importance biologique et écologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2006/028.
- 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. 2010. [Occurrence, vulnérabilité à la pêche et fonction écologique des coraux, des éponges et des griffons hydrothermaux dans les eaux canadiennes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/041.
- 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. 2020a. [Examen scientifique par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine au seuil Farmer, à Grand Manan \(Nouveau-Brunswick\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/051.
- MPO. 2020b. 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. 2022a. [Évaluation du stock de saumon de l'Atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/031.
- MPO. 2022b. [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. 2022c. [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. 2023a. [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.
- MPO. 2023b. [Décès de mammifères marins \(mégafaune\) dans des installations de mariculture de poissons de la Colombie-Britannique](#).
- MPO. 2023c. [Données nationales sur l'information publique en aquaculture](#).
- MPO. 2023d. [Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/019.
- MPO. 2024a. [Évaluation du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) de la sous-division 3Ps de l'OPANO en 2023](#). MPO Can. Sci. Sec. Sci. Advis. Rep. 2024/016.

- MPO. 2024b. [Évaluation du risque posé à l'abondance et au caractère génétique des populations sauvages de saumon atlantique par l'interaction génétique directe avec les saumons atlantiques s'échappant des fermes d'élevage de la côte est](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/045.
- Mullowney, D.R., Morris, C., Dawe, E., Zagorsky, I., and Goryanina, S. 2018. Dynamics of snow crab (*Chionoecetes opilio*) movement and migration along the Newfoundland and Labrador and Eastern Barents Sea continental shelves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 28:435–459.
- Mushtaq, M., Feely, W.F., Syintsakos, L.R., and Wislocki, P.G. 1996. [Immobility of Emamectin Benzoate in Soils](#). *J. Agric. Food Chem.* 44(3):940–944.
- Navarro, N., Leakey, R.J.G., and Black, K.D. 2008. [Effect of salmon cage aquaculture on the pelagic environment of temperate coastal waters: seasonal changes in nutrients and microbial community](#). *MEPS* 361:47–58.
- Newfoundland and Labrador Department of Fisheries and Aquaculture. 2022. DOC-2022-04405: Code of Containment for the Culture of Salmonids in Newfoundland and Labrador.
- Nugent, C.M., Kess, T., Brachmann, M.K., Langille, B.L., Holborn, M.K., Beck, S.V., Smith, N., Duffy, S.J., Lehnert, S.J., Wringe, B.F., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2023a. [Genomic and machine learning-based screening of aquaculture-associated introgression into at-risk wild North American Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) populations](#). *Mol. Ecol. Resour.* 00:1–17.
- Nugent, C.M., Kess, T., Brachmann, M.K., Langille, B.L., Duffy, S.J., Lehnert, S.J., Wringe, B.F., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2023b. [Whole-genome sequencing reveals fine-scale environment-associated divergence near the range limits of a temperate reef fish](#). *Mole. Ecol.* 32(17):4742–4762.
- Nylund, A., Devold, M., Mullins, J., and Plarre, H. 2002. Herring (*Clupea harengus*): A host for infectious salmon anemia virus (ISAV). *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 22(5):311–318.
- Page, F.H., Losier, R., Haigh, S., Bakker, J., Chang, B.D., McCurdy, P., Beattie, M., Haughn, K., Thorpe, B., Fife, J., Scouten, S., Greenberg, D., Ernst, W., Wong, D., and Bartlett, G. 2015. [Transport and dispersal of sea lice bath therapeutants from salmon farm net-pens and well-boats](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2015/064. xviii + 148 p.
- Page, F., Haigh, S., et O'Flaherty-Sproul, M. 2023. [Zones d'exposition potentielle pour des sites de salmoniculture en mer proposés à Terre-Neuve : calculs de la portée du triage initial de premier ordre et comparaisons de la cohérence](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/071. iv + 84 p.
- Page, F.H., Haigh, S.P., O'Flaherty-Sproul, M.P.A., Wong, D.K.H., et Chang, B.D. 2023. [Modélisation et prévision de l'exposition de l'écosystème aux pesticides de bain rejetés par les exploitations piscicoles marines : Une première perspective](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/002. iv + 80 p.
- Parsons, L.S. and Hodder, V.M. 1970. [Occurrence of Juvenile and Spawning Atlantic Mackerel in Southeastern Newfoundland Coastal Waters](#). *J. Fish. Res. Boar. Can.* 27:2097–2100.
- PMRA. 2014. Hydrogen Peroxide, Proposed Registration Document, PRD2014-11, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016a. Hydrogen Peroxide, Registration Decision, PRD2016-18, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.

- PMRA. 2016b. Azamethiphos, Proposed Registration Document, PRD2016-25. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2017. Azamethiphos, Registration Decision, PRD2017-13. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- Pond, S., and Pickard, G.L. 1983. *Introductory Dynamical Oceanography*. Butterworth Heinemann.
- Ratsimandresy, A.W., Donnet, S., Snook, S., et P. Goulet. 2019. [Analyse de la variabilité des courants océaniques dans la région de Coast of Bays](#). Secr. can. de consult. sci. du. MPO, Doc. de. rech. 2019/008. viii + 61 p.
- Ratsimandresy, A.W., Donnet, S., and Goulet, P.J. 2020. [Identification of geographic zones of influence associated with surface circulation for Aquaculture Bay Management Area application](#). J. Mari. Syst. 204:103291.
- 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.
- Reddin, D.G., and Lear, W.H. 1990. Summary of marine tagging studies of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in the Northwest Atlantic. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1737: iv + 115 p.
- Reid, G.K., Liutkus, M., Robinson, S.M.C., Chopin, T.R., Blair, T., Lander, T., Mullen, J., Page, F., and Moccia, R. 2009. A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture. Aquacult. Res. 40:257–273.
- Richard, J.M., and Hay, A.E. 1984. The physical oceanography of Bay d’Espoir, Newfoundland. A Report Submitted to the Conne River Development Association. Memorial University of Newfoundland. Newfoundland Institute for Cold Ocean Science, St. John’s, Newfoundland. 37 p.
- Robichaud, D., and Rose, G.A. 2006. Density-dependent distribution of demersal juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Placentia Bay, Newfoundland. ICES J. Mar. Sci. 63:766–774.
- Sainte-Marie, B. 1993. [Reproductive Cycle and Fecundity of Primiparous and Multiparous Female Snow Crab, *Chionoecetes opilio*, in the Northwest Gulf of St. Lawrence](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:2147–2156.
- Salcedo-Castro, J., and Ratsimandresy, A.W. 2013. [Oceanographic response to the passage of hurricanes in Belle Bay, Newfoundland](#). Estu. Coas. Shel. Sci. 133:224–234.
- 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. Env. Interac. 9:181–192.
- 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.
- Skogen, M.D., Eknes, M., Asplin, L.C., and Sandvik, A.D. 2009. [Modelling the environmental effects of fish farming in a Norwegian fjord](#). Aqua. 298:70–75.
- 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](#). Aqua. Eng. 74:30–37.
- Stickney, A.P. 1970. Factors influencing the attraction of Atlantic herring *Clupea harengus harengus*, to artificial lights. Fishery Bulletin of the Fish and Wildlife Service. 68:73–85.
- Storlund R.L., Cottrell, P.E., Cottrell, B., Roth, M., Lehnhart, T., Snyman, H., Trites A.W. and Raverty, S.A. 2024. [Aquaculture related humpback whale entanglements in coastal waters of British Columbia from 2008–2021](#). PLoS ONE 19(3):e0297768.
- Strachan, F., and Kennedy, C.J. 2021. [The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture](#). Aqua. 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.F., Ridley, C., Droppo, I.G., and Peterson, S.A. 2006. [The settling behaviour and benthic transport of fish feed pellets under steady flows](#). Estu. Coas. 29(5):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.
- Technical Guidance Document (TGD) For Deriving Environmental Quality Standards (2018). Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018.
- Templeman, W. 1948. The life history of caplin (*Mallotus villosus* O. F. Müller) in Newfoundland Water. Bulletin of the Newfoundland Government Laboratory. No. 17. 151 p.
- Thorstad, E., Todd, C.D., Uglem, I., Bjørn, P.A., Gargan, P., Vollset, K., Halttunen, E., Kalsa, S., Berg, M., and Finstad, B. 2015. Effects of salmon lice *Lepeophtheirus salmonis* on wild sea trout *Salmo trutta* - a literature review. Aquacult. Env. Interac. 7(2):91–113.
- Tibbo, S.N. 1956. Populations of herring (*Clupea harengus* L.) in Newfoundland Waters. J. Fish. Boar. Can. 13:449–466.
- Uglem, 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. MEPS 384:251–260.
- Vollset, K.W., Lennox, R.J., Skoglund, H., Karlsen, Ø., Normann, E.S., Wiers, T., Stöger, E., and Barlaup, B.T. 2022. [Direct evidence of increased natural mortality of a wild fish caused by parasite spillback from domestic conspecifics](#). P. Roy. Soc. B Biol. Sci. 290(1991).
- Waddy, S.L., Burrridge, 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: 1096–1099.

- Wahle, R.A., Brown, C., and Hovel, K. 2013. [The Geography and Body-Size Dependence of Top-Down Forcing in New England's Lobster-Groundfish Interaction](#). Bull. Mar. Sci. 89(1): 189–212.
- Ware, D.M., and Lambert, T.C. 1985. [Early life history of Atlantic mackerel \(*Scomber scombrus*\) in the Southern Gulf of St. Lawrence](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42(3): 577–592.
- Wells, N.J., Stenson, G.B., Pepin, P., and Koen-Alonso, M. 2017. [Identification and Descriptions of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Newfoundland and Labrador Shelves Bioregion](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/013. v + 87 p.
- 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 la baie Placentia 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.
- Wells, N.J., Pretty, C., Warren, M., Novaczek, E., and Koen-Alonso, M. 2021. Average Relative Density of Fish Species and Functional Groups in the Newfoundland and Labrador Shelves Bioregion from 1981-2017. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci: viii + 76 p.
- Wheeland, L., Ings D., Rogers B., Tulk F., et Rideout R. 2019. [Évaluation de la plie grise \(*Glyptocephalus cynoglossus*\) dans la sous-division 3Ps de l'OPANO à partir des données sur les prises et les relevés](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2018/064. vi + 35 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. 41:108–117.
- Wiber, M.G., Young, S., and Wilson, L. 2012. Impact of Aquaculture on Commercial Fisheries: Fisherman's Local Ecological Knowledge. Hum. 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.

ANNEXE A

Tableau A1 : Sommaire des espèces vulnérables, des espèces commerciales et des espèces en péril inscrites mentionnées dans les rapports de référence. O = espèce présente (surligné), N = espèce non signalée.

Site	Tapis bactériens	Vulnérable	Zostère	Pennatule	Espèce en péril	Espèce commerciale						Autre
						Sébaste acadien	Homard d'Amérique	Morue franche	Goberge	Pétoncle géant	Crabe des neiges	
Aviron North	N	N	N	O ¹	N	O	O	N	N	N	O	Plusieurs peuplements de varech, d'algues brunes et d'actinies. Un seul lit d'oursins de mer observé (à l'extérieur de la structure des cages).
Aviron South	O	N	N	N	N	O	O	N	N	O	N	Plusieurs peuplements d'algues brunes, d'oursins verts, d'actinies et de clypéastres. Un seul lit d'ophiures observé (à l'extérieur de la structure des cages).
Denny Island	N	N	N	N	N	O	N	N	N	O	O	Peuplements de varech, d'algues brunes, d'oursins, de moules et de comatules observés (à l'extérieur de la structure des cages).

Site	Tapis bactériens	Vulnérable	Zostère	Pennatule	Espèce en péril	Espèce commerciale						Autre
						Sébaste acadien	Homard d'Amérique	Morue franche	Goberge	Pétoncle géant	Crabe des neiges	
Foots Cove	N	N	N	N	N	O	N	N	N	O	O	On a observé des colliers de sable, ou des masses d'œufs, de natices qui pourraient dénoter un habitat de nurserie ou de juvéniles de l'espèce. Peuplements de varech, d'algues brunes, d'algues rouges, d'oursins verts et de clypéastres observés (à l'extérieur de la structure des cages).
Gnat Island	N	N	N	O ²	O ³	O	N	O	N	O	O	Plusieurs peuplements d'algues brunes, d'algues rouges et d'actinies, ainsi que des lits uniques d'oursins de mer et de comatules ont été observés (à l'extérieur de la structure des cages).
Shoal Cove	N	N	N	N	N	O ⁴	N	O	O	O	O	Peuplements de varech, d'algues brunes, d'actinies, de comatules et d'ophiures observés (à l'extérieur de la structure des cages).

¹ Une pennatule signalée, ² Plusieurs pennatules signalées, ³ Loups de l'Atlantique (*Anarhichas lupus*), ⁴ Bancs.

ANNEXE B

Diagramme vectoriel progressif (DVP)

Le DVP renseigne sur le « pseudo » déplacement d'une parcelle d'eau à partir de son origine au cours d'une période définie. On suppose que le champ de courants d'eau est uniforme dans le domaine d'étude. Le DVP est calculé étant la somme des déplacements individuels d'une particule associée à chaque mesure du courant sur une période donnée (Page *et al.* 2023; Thomson et Emery 2014) :

$$D = \sum (u_i \ v_i) \Delta t_i$$

où D est le déplacement total, $(u_i \ v_i)$ sont les composantes x et y de la vitesse du courant à chaque intervalle de temps de la mesure et Δt_i est l'intervalle de temps entre deux mesures.

La vitesse du courant associée au déplacement est

$$Spd = \frac{D}{t}$$

Spd étant la vitesse du courant et t étant la durée (période de descente pour le calcul de ZEP benthique et période de dilution pour le calcul de ZEP pélagique).

Un exemple de DVP pour les courants marins à Shoal Cove, à une profondeur de 29 m pour une période de 21,7 h le 26 juin 2018, est illustré ci-dessous :

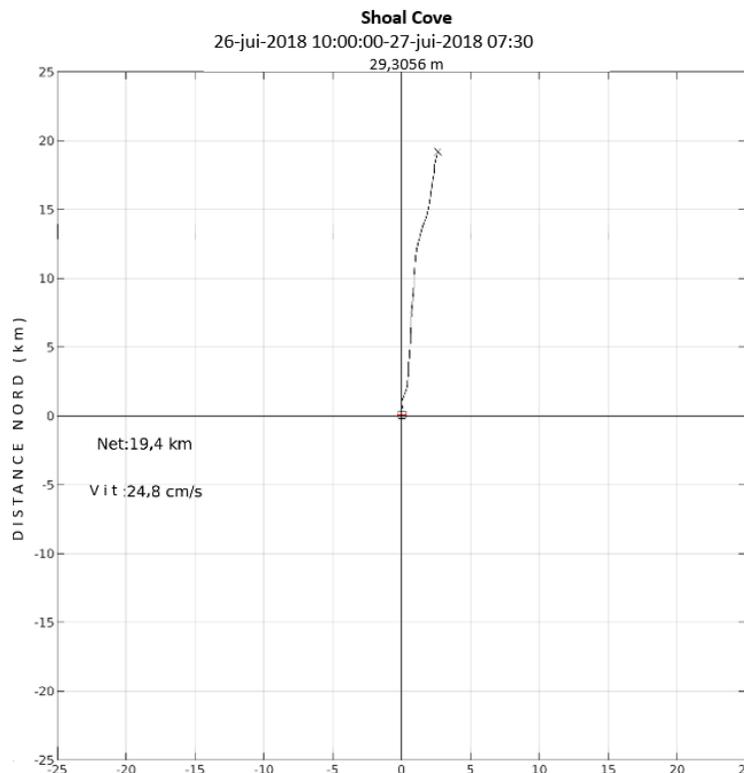


Figure A1. Déplacement d'une particule à 29 m de profondeur sur une période de 21,7 h le 26 juin 2018, calculé avec un diagramme vectoriel progressif.

On a utilisé des profileurs de courant à effet Doppler pour mesurer les courants à diverses profondeurs. Les séries chronologiques des courants à ces profondeurs ont été analysées. Pour chacune de ces profondeurs, on calcule différents DVP pour couvrir toute la période de mesure.

Pour la ZEP benthique, le déplacement maximal est calculé pour chaque profondeur comprise entre le fond des filets des cages et la profondeur maximale dans la zone de la concession; la moyenne de ces déplacements maximaux est alors considérée comme la ZEP benthique.

Pour la ZEP pélagique, étant donné que la parcelle de traitement peut être présente dans la colonne d'eau depuis la couche de surface jusqu'à la profondeur maximale de la parcelle, une analyse et un calcul semblables sont effectués jusqu'à la profondeur maximale de la parcelle.

ANNEXE C**Ordre de grandeur de la ZEP***Tableau A2 : Temps de descente des particules (en fonction de la profondeur et de la vitesse de descente)*

Vitesse de descente [cm/s]	Temps de descente [h]		
	Profondeur de 100 m	Profondeur de 200 m	Profondeur de 300 m
10	0,27	0,55	0,83
5	0,55	1,11	1,67
1	2,77	5,55	8,33
0,5	5,55	11,11	16,67
0,1	27,78	55,55	83,33

*Tableau A3 : Ordre de grandeur du déplacement des particules en fonction du temps de descente/dilution et de la vitesse du courant marins. La ZEP est calculée étant le déplacement + 1/2 réseau de cages.**Remarque : Plus on s'éloigne du point de mesure, moins l'hypothèse d'une profondeur constante et d'une vitesse et d'une direction constantes du courant est valide.*

Temps [h]	Vitesse du courant [m/s]		
	5	10	20
0,2 à 1	< ~200 m	< ~400 m	< ~700 m
1 à 5	~0,2 à 1 km	~0,5 à 2 km	~1 à 4 km
10 à 20	~2 à 4 km	~4 à 7 km	~7 à 14 km
20 à 30	~4 à 5 km	~7 à 10 km	~14 à 22 km

ANNEXE D



Figure A2 : ZIEB de la région de T.-N.-L. décrites de manière plus détaillée dans Wells et al. 2017, 2019. Une ZIEB provisoire qui suit l'étendue méridionale de la banquise (ZIEB de la banquise méridionale) n'est pas illustrée.

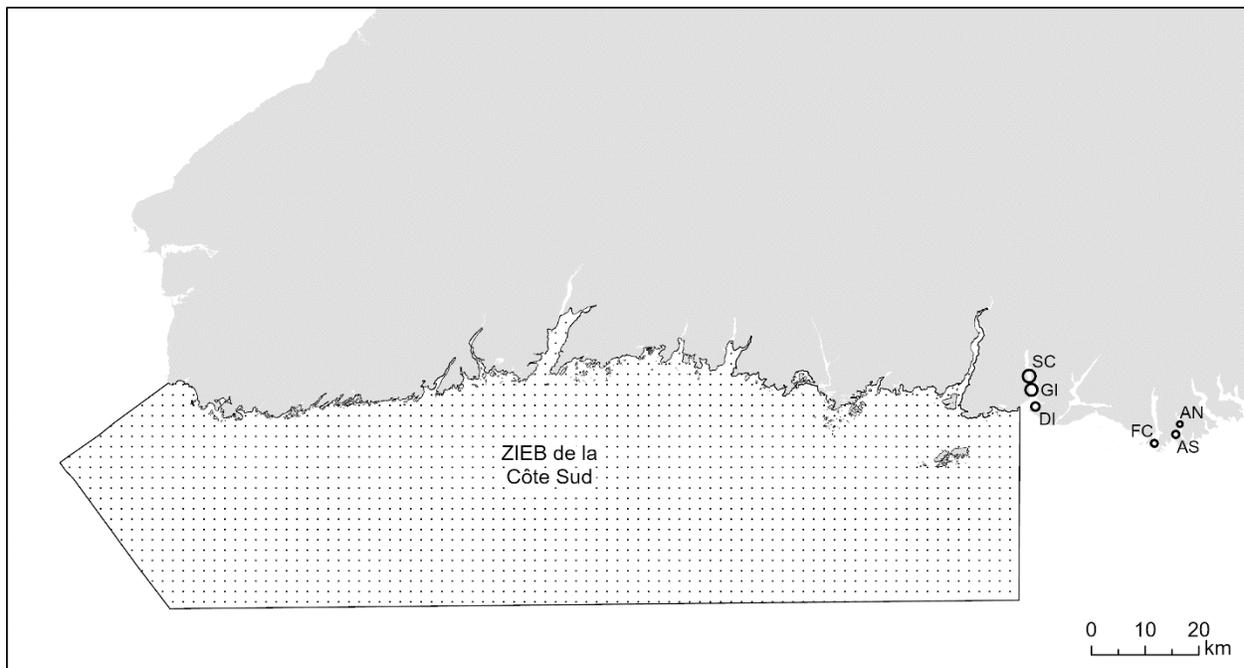


Figure A3 : ZIEB de la côte sud par rapport aux ZEP benthiques pour les déchets d'alimentation des sites aquacoles proposés (baie de Vieux : SC = Shoal Cove; GI = Gnat Island; DI = Denny Island; La Hune Bay : FC = Foots Cove; Aviron Bay : AN = Aviron Bay North; AS = Aviron Bay South).

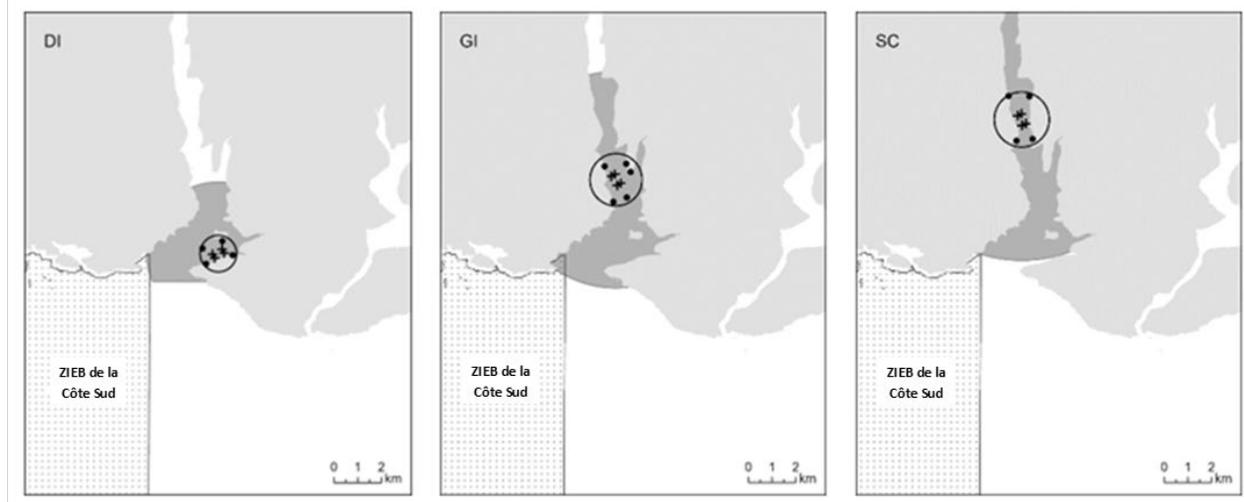


Figure A4 : Chevauchement des ZEP benthiques pour Denny Island (à gauche), Gnat Island (au centre) et Shoal Cove (à droite) avec la ZIEB de la côte sud. Les croix noirs symbolisent les limites des cages, les points noirs symbolisent les zones des concessions, les cercles noirs représentent les ZEP benthiques pour les déchets d'alimentation, et les cercles ombrés en gris foncé représentent les ZEP benthiques pour les matières fécales.

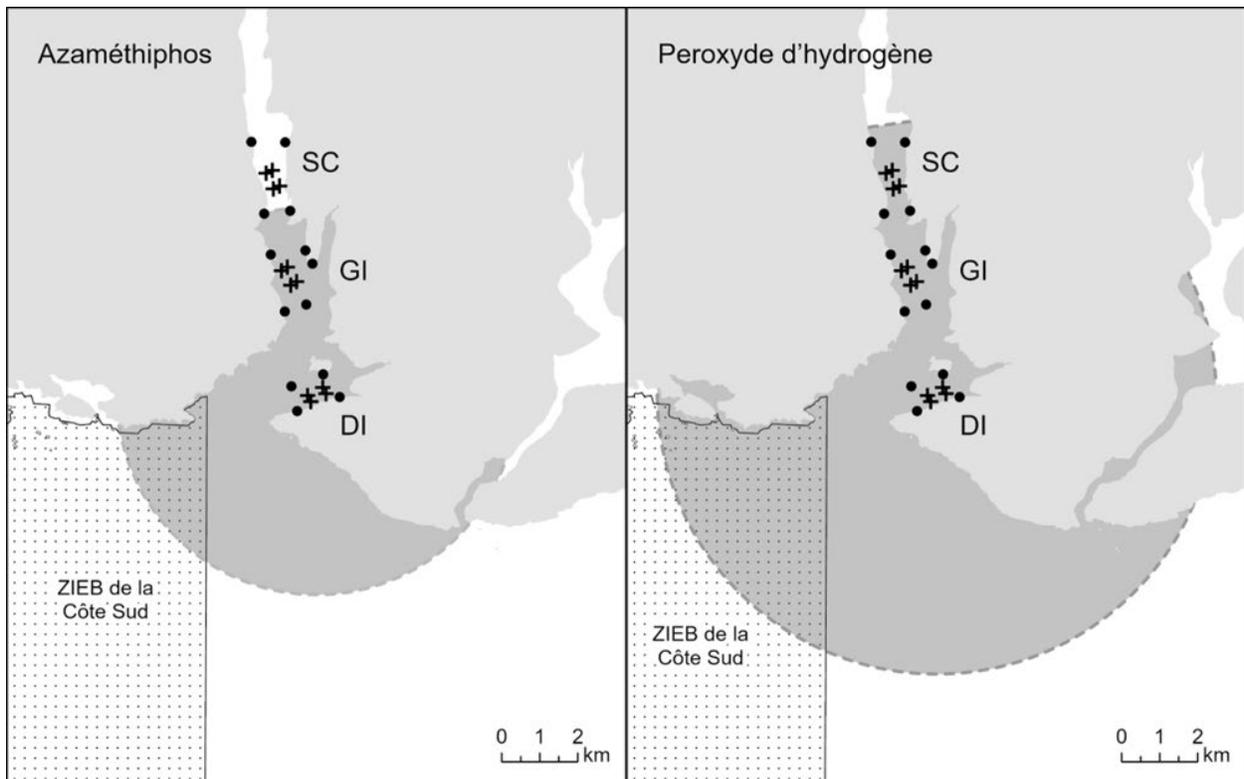


Figure A5 : Chevauchement des ZEP pélagiques pour l'azaméthiphos (cercle gris, à gauche) et le peroxyde d'hydrogène (cercle gris, à droite) pour Baie de Vieux. Les croix noires symbolisent les limites des cages, et les points noirs symbolisent les zones des concessions pour Denny Island (DI), Gnat Island (GI) et Shoal Cove (SC).

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région de Terre-Neuve-et-Labrador
Pêches et Océans Canada
C.P. 5667
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)
A1C 5X1

Courriel : DFONLCentreforScienceAdvice@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-74147-5 N° cat. Fs70-6/2024-063F-PDF

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2024. Revue scientifique du projet d'installation sur la côte sud de Terre-Neuve de six sites de pisciculture effectuée par le MPO de la région de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/063.

Also available in English:

DFO. 2024. DFO Newfoundland and Labrador Region Science Review of Six Proposed Finfish Aquaculture Sites on the South Coast of Newfoundland. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2024/063.