



REVUE SCIENTIFIQUE DU PROJET D'INSTALLATION DE PISCICULTURE MARINE PROPOSÉ PAR COLD OCEAN SALMON DANS JUNE COVE, DANS CONNAIGRE BAY À TERRE-NEUVE, EFFECTUÉE PAR LA RÉGION DE TERRE- NEUVE-ET-LABRADOR DU MPO

CONTEXTE

Le promoteur, Cold Ocean Salmon Inc., a déposé une demande de permis d'aquaculture du saumon atlantique pour un site situé dans Connaigre Bay, sur la côte sud de Terre-Neuve. La demande a été soumise à la province de Terre-Neuve-et-Labrador (T.-N.-L.) et renvoyée au MPO pour obtenir des conseils sur le choix du site. On a demandé au Secteur des sciences du MPO d'examiner les zones d'exposition prévues associées avec la nouvelle activité aquacole et les effets prévus sur les espèces et leurs habitats. Conformément au *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA), le dossier de demande de site du promoteur comprend un rapport d'évaluation de base.

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

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

La présente réponse des Sciences découle de l'examen par les pairs régional du 20 au 21 septembre 2022. Avis sur le choix d'un site d'aquaculture pour les demandes de permis pour des installations provinciales de Grieg Aquaculture dans la baie Placentia. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques du Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le promoteur a soumis une demande de développement et d'exploitation d'un nouveau site de pisciculture pour la production de saumon atlantique (*Salmo salar* diploïde; souche du fleuve Saint-Jean) dans Connaigre Bay. Le site est situé dans June Cove (figure 1) et il n'y a pas eu d'activités aquacoles antérieures dans la concession proposée du site. Le site proposé pour June Cove est situé dans la zone de gestion de la baie (ZGB) 6. Cette ZGB compte deux exploitations aquacoles autorisées existantes, soit celles de la Fish Cove et de Rattling Brook, qui n'ont pas encore été empoissonnées au moment de la rédaction du présent rapport. Tous les sites piscicoles de la ZGB sont exploités par Cold Ocean Salmon (le promoteur). On prévoit empoissonner cette ZGB avec des poissons des classes d'âge de 2021, 2024 et 2027. En outre, on compte deux sites conchylicoles autorisés dans la ZGB : The Pocket et Salmonier Cove. Ces deux sites sont exploités par Connaigre Fish Farms.

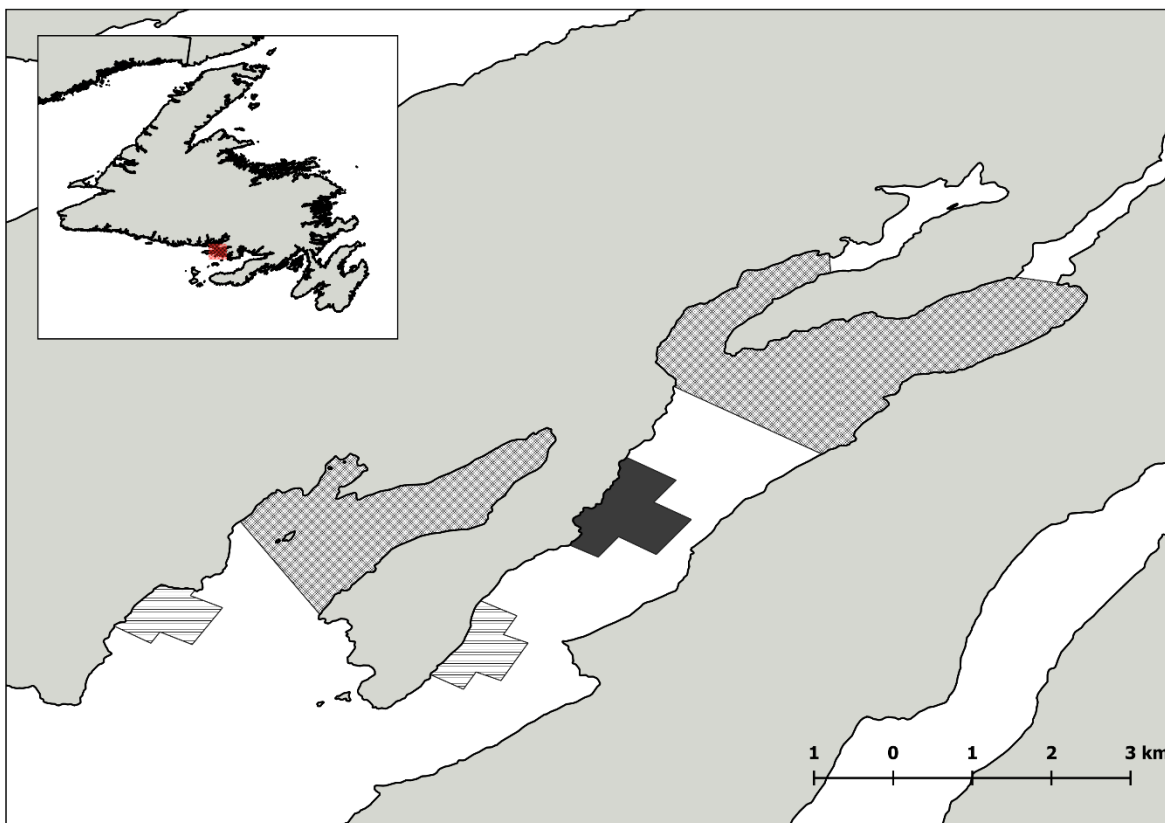


Figure 1 : Emplacement des sites aquacoles dans Connaigre Bay, T.-N.-L. Les zones hachurées correspondent aux concessions de culture de moules existantes, les zones à lignes horizontales aux exploitations salmonicoles existantes et la zone en gris foncé à la concession proposée du site.

Description générale du site

Le rapport environnemental de base pour le site aquacole proposé à June Cove¹, conformément à la *norme de surveillance* du RAA, comprend la description du site, le levé bathymétrique, le relevé benthique visuel et l'étude sur l'habitat du poisson réalisés pour l'ensemble de la zone de concession proposée. La section sur la description générale du site du présent RRS est basée sur les informations susmentionnées et sur d'autres documents fournis par le promoteur.

La zone de concession proposée (0,69 km²) est située à environ 21,7 km au nord-est de la ville de Seal Cove (par voie navigable) et à environ 32,6 km au nord-ouest de la ville de Harbour Breton. Le levé bathymétrique indique que la profondeur varie d'environ 7 m à 233 m. Bien que ce soit le cas pour l'ensemble du polygone de la zone de concession, les profondeurs directement sous la zone prévue du réseau de cages varient de 50 m à 160 m.

L'étude sur l'habitat du poisson réalisée en 2009 (septembre; 75 stations de moins de 100 m) et en 2019 (août; 54 stations de moins de 300 m) sur le site de June Cove a révélé que le limon/la boue était le substrat le plus communément observé et que la classification du site était considérée comme molle (59 % des stations étudiées avaient des substrats mous). Un fond mou était indiqué lorsque le châssis de la caméra s'enfonçait dans le substrat. Des tentatives ont été faites pour prélever des sédiments. Aucune station n'a produit de sédiments acceptables pour les analyses en raison d'une quantité insuffisante de sédiments, d'un échantillonnage trop important et/ou d'une benne benthique qui ne s'est pas refermée. Malgré la perte de la possibilité d'obtenir des échantillons de sédiments de base (pour des indicateurs comme les niveaux de sulfure), les prélèvements de sédiments seront une exigence réglementaire pour la surveillance à long terme de ce site.

Les fonds marins de la zone sont irréguliers et principalement constitués de limon et de boue. Ce site n'ayant jamais accueilli d'installations aquacoles, on ne s'attendait pas à y trouver des indicateurs benthiques de l'activité aquacole. Conformément à ces faits, les observations du relevé benthique n'ont montré aucun signe de perturbation liée à l'aquaculture, comme la présence de bactéries similaires à *Beggiatoa*, de complexes de polychètes opportunistes et/ou la stérilité causée par l'aquaculture.

Aucun regroupement d'espèces importantes sur le plan commercial n'a été observé pendant le relevé. Cette affirmation est suivie d'une mise en garde importante : un relevé benthique visuel réalisé à l'aide d'une caméra lestée ne devrait pas permettre de détecter les regroupements de poissons. La présence de certaines espèces commerciales (et récréatives) est indiquée par la présence d'activités de pêche dans la zone. La zone est utilisée pour la pêche récréative (morue franche [*Gadus morhua*], pétoncle [*Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*], truite [*Salvelinus fontinalis*]) et la pêche commerciale (pêche côtière du homard d'Amérique [*Homarus americanus*] et pêche côtière du crabe des neiges [*Chionoecetes opilio*]).

Les rapports de base ne contenaient aucune observation de homard lors des relevés par vidéo sous-marine. Cependant, le homard est cryptique (surtout pendant la journée) et il est peu probable qu'il soit détecté par ce type de relevé. L'évaluation de base a permis de déterminer des habitats appropriés pour le homard sur le site proposé. Les habitats et les substrats indiqués dans les études de base du site proposé (c'est-à-dire le substrat rocheux, les galets, le varech, la boue et le limon) sont connus pour être des habitats adéquats pour le homard (Dinning et Rochette 2019). À Terre-Neuve, le homard fréquente généralement les eaux peu profondes au printemps et en été et se déplace vers les eaux plus profondes à l'automne.

¹ RAA : Rapport d'évaluation environnementale de base.

La pêche au crabe des neiges se pratique dans Connaigre Bay et des crabes des neiges ont été observés lors du relevé par vidéo sous-marine dans la zone de concession proposée (Goulet *et al.* 2022). L'habitat du crabe des neiges s'étend des eaux côtières proches du rivage jusqu'au rebord de la plate-forme continentale. Le crabe des neiges se trouve généralement dans des eaux dont la température varie entre -0,5 et 3 °C et se conforme grosso modo à une fourchette de profondeurs allant de 50 à 500 m, bien qu'il existe des occurrences en dehors de ces fourchettes et que les répartitions puissent refléter des caractéristiques d'habitat localisées (Mullowney *et al.* 2014, 2018). L'utilisation de l'habitat suit un schéma général de répartition dans des habitats peu profonds, froids et à fond grossier au début de l'ontogenèse et dans des habitats plus profonds, chauds et à fond plus mou à la fin de l'ontogenèse, avec des échanges verticaux pour certains groupes de crabes, en particulier les grands mâles, pendant les migrations saisonnières de reproduction (Mullowney *et al.* 2018).

Le cycle de vie du crabe des neiges se caractérise par une libération des larves au printemps suivie d'une période larvaire pélagique avant l'installation sur le benthos à l'automne (Comeau *et al.* 1999, Sainte-Marie 1993). Par rapport à d'autres invertébrés benthiques marins, la phase planctonique du crabe des neiges est longue et permet une dispersion potentiellement importante des larves par les courants.

Le krill (*Meganyctiphanes norvegica*) constituait la faune la plus nombreuse, avec des essaims de krills présents dans 44 des 129 stations. Des crevettes (*Pandalus borealis*) ont également été fréquemment trouvées. Le chétognathe était le deuxième organisme le plus abondant, avec une présence dans 48 des stations. Dans la zone du relevé, des pétoncles, des sébastes d'Acadie (*Sebastes fasciatus*) et des crabes des neiges ont été observés. Quelques coraux mous (*Gersemia* spp et espèces non identifiées) ont été observés dans 4 des stations. Le relevé par navire de recherche (NR) du MPO n'échantillonne pas les eaux côtières peu profondes de Connaigre Bay. Des coraux et des éponges ont toutefois été observés dans les zones extracôtières adjacentes lors des relevés par NR du MPO et sont illustrés dans la figure 2. Ces éléments, en combinaison avec quelques observations faites sur le site, indiquent que des coraux et des éponges sont présents dans la zone générale.

Aucune espèce identifiée comme étant en péril par la LEP n'a été observée pendant le relevé. Étant donné que les relevés par NR du MPO n'ont pas eu lieu aussi loin de la zone côtière que Connaigre Bay, ils ne peuvent pas fournir un dossier des EP directement dans la zone du site proposé; cependant, d'après les cartes de répartition générale, les relevés par NR du MPO et/ou les données d'observation et de relevés des mammifères marins du MPO en général, les espèces en péril suivantes peuvent potentiellement être présentes sur le site de la demande : baleine bleue (*Balaenoptera musculus*), rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*), baleine noire (*Eubalaena glacialis*), baleine à bec de Sowerby (*Mesoplodon bidens*), marsouin commun (*Phocoena phocoena*), tortue luth (*Dermochelys coriacea*), tortue caouanne (*Caretta caretta*), loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*), loup tacheté (*Anarhichas minor*), loup atlantique (*Anarhichas lupus*), anguille (*Anguilla rostrata*), population terre-neuvienne du fondule barré (*Fundulus diaphanus*), et requin blanc (*Carcharodon carcharias*). Le requin blanc a été repéré sur la côte sud de Terre-Neuve par télémétrie assistée et sa fréquence d'apparition augmente (Bastien *et al.* 2020).

Les espèces de poissons marins en péril inscrites sur la liste de la LEP, à savoir le loup à tête large, le loup tacheté et le loup atlantique, se trouvent le long de la côte sud de Terre-Neuve. Le loup atlantique est l'espèce de loup la plus répandue dans les eaux côtières peu profondes de Terre-Neuve, tandis que le loup tacheté et le loup à tête large sont moins fréquents dans les eaux côtières et tendent à se trouver à de plus grandes profondeurs. Des œufs de loup

atlantique ont été observés sur des rochers et des crevasses rocheuses à des profondeurs inférieures à 40 m (fin de l'été-automne).

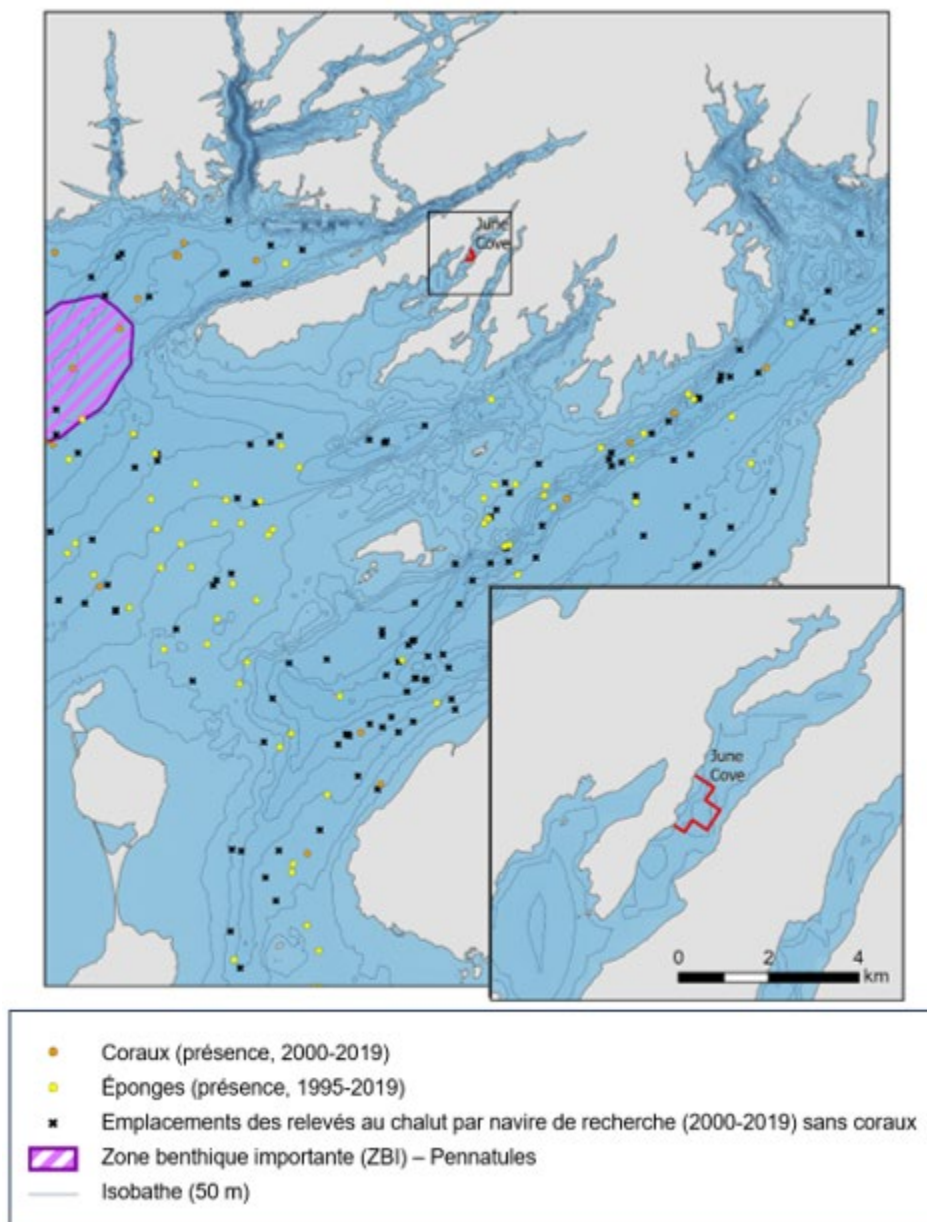


Figure 2 : Emplacement des calées pour les données du relevé printanier par NR du MPO de 2000 à 2019 (pour les coraux) et de 1995 à 2019 (pour les éponges) indiquant la présence de coraux (cercles orange) et d'éponges (cercles jaunes). Les calées dépourvues de coraux et d'éponges sont indiquées par un « x » noir. Les zones benthiques importantes contenant des pennatules sont indiquées par des polygones hachurés en violet.

Les informations relatives à l'océanographie, aux infrastructures d'élevage et au grossissement pour le site proposé de June Cove sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Informations relatives à l'océanographie, aux infrastructures d'élevage et au grossissement pour le site proposé de June Cove. Toutes les informations ont été extraites des rapports fournis par le promoteur pour les demandes de permis pour des installations.

Caractéristique	June Cove		
⁽²⁾ Dimension [m]	1 191 x 913		
⁽¹⁾ Superficie [ha]	69,9		
⁽²⁾ Type de substrat prédominant	Fond meuble		
⁽¹⁾ Configuration des parcs en filet	2 x 6		
⁽¹⁾ Circonférence/profondeur individuelle des parcs en filet [m]	150 / 20		
⁽¹⁾ Volume des parcs en filet [m ³]	429,720		
⁽²⁾ Profondeur sous la zone de concession [m]	0 – 233		
Profondeur sous le réseau de cages [m]	50 – 160		
⁽¹⁾ Période de mesure du courant marin	Du 10 octobre 2019 au 18 novembre 2019		
Vitesse du courant [cm/s]	Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]	
		Moyenne	Max.
	16	5,4	26,3
	54	4,3	20,1
	94	2,3	8,6
Type de mesure du courant	Profileur de courant de 16 à 94 m		
⁽¹⁾ Période de grossissement [mois]	18–24		
⁽¹⁾ Nombre maximal de poissons sur le site	1 000 000		
⁽¹⁾ Nombre d'empoissonnements initial [poissons/parc]	83 333		
⁽¹⁾ Poids d'empoissonnements initial [kg]	0,25		
⁽¹⁾ Poids moyen prévu à la récolte [kg]	5,3		
⁽¹⁾ Biomasse maximale prévue [kg]	4 770 000		
⁽¹⁾ Densité d'empoissonnements maximale [kg/m ³]	12		

¹ Valeurs extraites du document « Demande de permis d'aquaculture » et arrondies au cm/s le plus proche (c'est-à-dire au chiffre significatif)

² Rapport de base en vertu du RAA de Cold Ocean Salmon Inc.

ANALYSE ET RÉPONSE

Sources des données

L'information à l'appui de cette analyse comprend les données et l'information fournies par le promoteur, les banques du MPO, la documentation accessible au public et l'information du registre provenant de la base de données de la LEP. La base de données du relevé plurispécifique par NR du MPO a été consultée pour compléter les informations sur les pêches commerciales fournies dans les documents du promoteur. Les fichiers d'information à l'appui soumis au MPO et utilisés dans son examen sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 : Tableau récapitulatif des dossiers soumis au MPO.

Description	Nom du fichier
Trousse du plan de développement proposé Présentation des données du relevé de référence	<ol style="list-style-type: none"> 1. Dossier de demande de June Cove 2. Fichiers vidéo de référence en vertu du RAA de June Cove

Conditions de température

Les données de température recueillies par le promoteur montrent qu'en 2008, la température a varié entre 0 °C (hiver) et 18 °C (été) à 3 m de profondeur, avec une certaine variabilité pendant l'été. À 20 m de profondeur, la température de l'eau variait entre 0 °C (hiver) et 16 °C (été) avec de nombreux changements à court terme en été (jusqu'à 10 °C de changement sur une période très courte de l'ordre de quelques jours).

Analyses des courants

Le MPO a recueilli des données de courants marins à environ 2 km au sud du site proposé pour la période d'avril 2013 à mai 2014. Les données ont été recueillies à l'aide d'un profileur de courants amarré à 77 m de profondeur (Ratsimandresy *et al.* 2019).

Un sous-échantillon de données de courants mesurées a été fourni par le promoteur au moment de l'examen. Le promoteur a utilisé des profileurs de courants amarrés à environ 100 m de profondeur. Ces courants ont été mesurés entre le 10 octobre et le 18 novembre 2019. Étant donné que l'endroit le plus profond dans la zone de concession est à 233 m et à 160 m dans le réseau de cages, les données disponibles fournies par le promoteur ne couvrent pas la totalité de la colonne d'eau ni la variabilité temporelle (saisonnière ou annuelle). D'autres données ont été demandées, mais n'ont pas été fournies à temps pour l'examen.

Les données de courants mesurées près du site proposé pendant un an, par Ratsimandresy et ses collaborateurs (2019), caractérisent les courants océaniques à June Cove. Les mesures ont été prises jusqu'à 77 m de profondeur et renseignent sur les conditions de la couche supérieure (mais pas sur la région plus profonde). Ces données montrent que des courants maximaux de plus de 40 cm/s peuvent être observés dans la couche supérieure (les 20 premiers mètres) sans aucun profil saisonnier précis. Ceci est attribuable à la réponse de la couche de surface aux vents forts qui se produisent tout au long de l'année dans la région (Donnet *et al.* 2018). Les courants dans Connaigre Bay présentent une variabilité mensuelle : par exemple, en 2013-2014, la couche supérieure (les 20 premiers mètres) présentait une vitesse médiane de courants plus faible au printemps et à l'été et plus élevée à l'automne (figure 3). Les vitesses maximales élevées de courants ont été observées en été ou en automne et les vitesses les plus faibles en hiver ou au début du printemps.

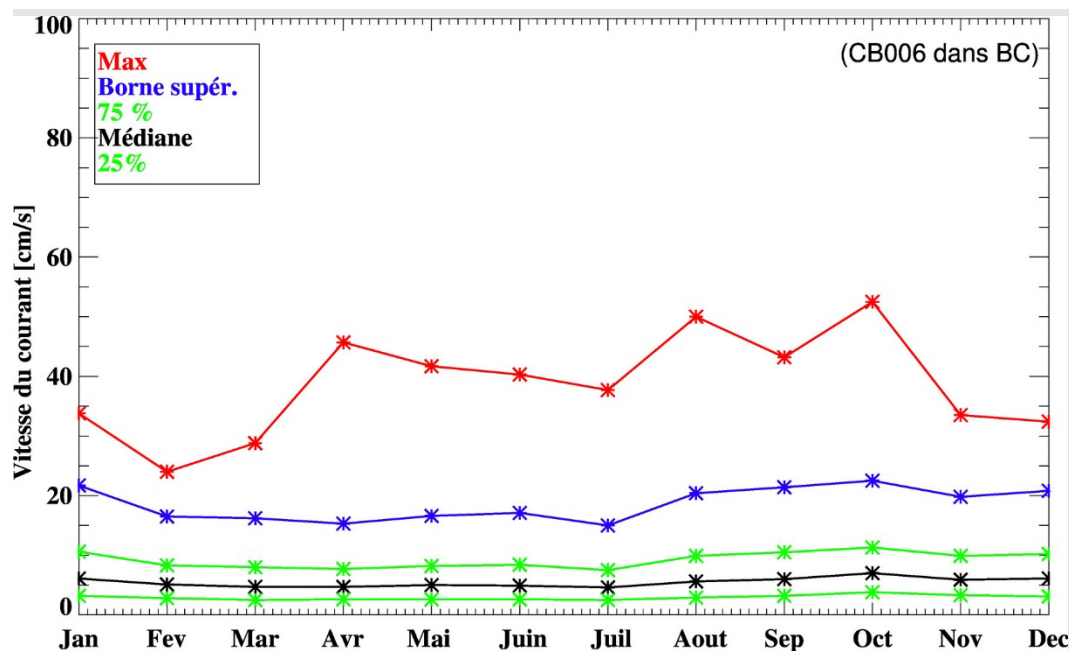


Figure 3 : Variabilité mensuelle de la vitesse des courants dans la couche supérieure pour une station dans Connaigre Bay. « 25 % », « médiane » et « 75 % » représentent respectivement les 25^e, 50^e et 75^e centiles, « Borne supér. » est la valeur décrite dans la méthodologie sur les statistiques sommaires, et « Max » est la vitesse maximale des courants enregistrée. (Ratsimandresy et al. 2019).

Les données recueillies par le promoteur montrent une stratification verticale (de la vitesse des courants; figure 4). La vitesse médiane des courants diminue légèrement avec la profondeur; toutefois, des courants maximaux plus élevés ont été observés près de la surface et à environ 46 m.

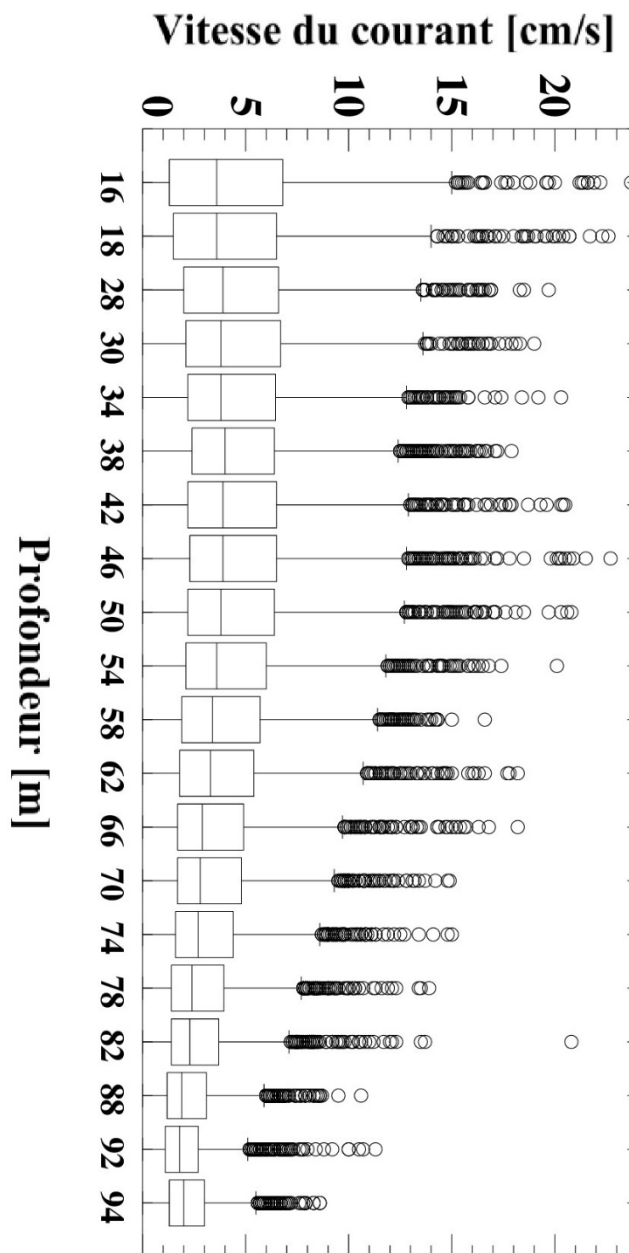


Figure 4 : Boîte à moustaches de la vitesse des courants dans June Cove pour la période du 10 octobre 2018 au 18 novembre 2019 pour différentes profondeurs. La boîte à moustache fournit des informations sur la vitesse médiane et sur l'écart interquartile (EI) des données; les vitesses de courants plus grandes que la borne supérieure des moustaches (valeurs supérieures à $1,5 \times \text{EI}$ à partir du troisième quartile) sont représentées par des cercles.

Zone benthique d'exposition prévue

Les zones d'exposition prévues (appelées ZEP) sont des outils permettant de déterminer les zones d'exposition potentielle pour les espèces et les habitats sensibles (Page *et al.* 2023), bien qu'à une grande échelle spatiale.

La ZEP benthique est une estimation de premier ordre de la superficie et de l'emplacement des zones benthiques qui peuvent être exposées au dépôt de déchets d'aliments et de matières fécales rejetées par un site, car ces dépôts peuvent entraîner des charges organiques. La ZEP

potentiellement exposée au dépôt de déchets d'aliments médicamenteux est appelée ZEP des déchets d'aliments, et celle exposée au dépôt d'excréments est appelée ZEP des excréments. Le benthos peut également être exposé aux pesticides libérés dans l'eau, en particulier dans les régions peu profondes, mais cet impact est pris en compte par le calcul de la ZEP pélagique. Les facteurs dominants qui influent sur les ZEP benthiques sont la configuration de l'exploitation, les pratiques d'alimentation et les conditions océanographiques (c'est-à-dire la bathymétrie et les courants marins).

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

Étant donné que l'on considère que les particules de déchets sont rejetées au fond des cages, les mesures de courants disponibles juste en dessous de la profondeur des cages (environ 46 m) ont été sélectionnées pour le calcul de la vitesse maximale des courants pendant la période de descente. La vitesse de descente minimale sélectionnée pour chaque catégorie et la vitesse maximale des courants correspondante, ainsi que les estimations de premier ordre de l'étendue spatiale de la ZEP benthique liée aux effluents organiques et aux médicaments administrés par voie alimentaire provenant du site proposé de June Cove sont indiquées dans le tableau 3.

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

June Cove				
Type de particule	Vitesse de descente min. [cm/s]	Période de descente [h]	Vitesse maximale calculée des courants pendant la période de descente [cm/s]	Rayon de la ZEP [km]
Aliments	5,3	1,2	20,2	1,1
Matières fécales	0,3	21,6	9,6	7,7
Fines et floc	0,1	64,7	6,4	15

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

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



Figure 5 : ZEP benthique pour le site proposé dans June Cove. Les réseaux de parcs en filet sont représentés par des lignes grises foncées et les limites des zones de concessions par des polygones en bleu clair. Le cercle noir en gras délimite la ZEP associée aux déchets alimentaires et les zones grises ombrées délimitent la ZEP associée aux excréments. Les sites de Rattling Brook et de la Fish Cove sont liés à des permis de pisciculture existants; The Pocket et Salmonier Cove, dans Connaigre Bay sont liés à des permis de pêche aux mollusques et aux crustacés.

Le calcul de la ZEP associée aux excréments fait appel à une méthode similaire, mais utilise la vitesse maximale des courants pour la période de descente des particules fécales (tableau 3). L'étendue spatiale de la ZEP associée aux excréments donne une meilleure indication de la superficie totale qui pourrait être exposée aux médicaments administrés par voie alimentaire. La

ZEP benthique associée aux aliments (ZEP due aux déchets alimentaires) et aux particules fécales (ZEP due aux excréments) couvre la région située à l'extérieur de la zone de concession, ces dernières pouvant atteindre une plus grande distance.

Le promoteur a utilisé le mode 2D d'AquaModel pour analyser les dépôts de déchets autour du site de June Cove. Il s'agit d'un programme qui aide à prédire l'impact sur l'environnement et les activités des exploitations aquacoles dans les régions littorales et de haute mer. Pour fonctionner, le modèle a besoin d'informations sur les courants marins (à partir d'une mesure ponctuelle ou d'un modèle hydrodynamique), l'irradiance solaire à la surface marine, la température de l'eau, la concentration d'oxygène dissous, l'azote inorganique dissous, ainsi que l'azote cellulaire dans les phytoplanctons et les zooplanctons. Les contours de dépôt prédits par AquaModel ($1 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ et plus), tels que fournis par le rapport de base en vertu du RAA, ne dépassent pas les limites proposées de la zone de concession et sont généralement confinés aux eaux d'une profondeur supérieure à 30 m. Les contours sont principalement centrés autour du réseau de cages, mais s'étendent plus loin du réseau vers le sud-ouest (c'est-à-dire le long de la direction du courant prédominant) et vers l'est (c'est-à-dire dans des eaux plus profondes). Du côté ouest du réseau, on observe un dépôt parcellaire dans les faibles profondeurs (près de l'isobathe de 20 m). Les estimations de la ZEP associée aux aliments et aux particules fécales rejetés par le site sont, respectivement, de l'ordre de 1,1 et de 7,7 km autour du centre du site proposé. Les particules de la ZEP des déchets d'aliments atteignent l'île située au sud du site et celles de la ZEP associée aux excréments peuvent avoir un impact sur le bord des îles situées à l'ouest et au nord du site. Le résultat d'AquaModel se situe dans la ZEP benthique.

La remise en suspension des sédiments de fond induite par les courants et par les vagues n'est pas explicitement prise en compte pour ces estimations d'exposition de premier ordre. La vitesse maximale du courant à 94 m de profondeur était de 8,6 cm/s; cependant, si des courants de fond avec des vitesses supérieures à 9,5 cm/s sont observés sur le site (la valeur critique pour la remise en suspension pour le modèle de dépôt DEPOMOD, Chamberlain et Stucchi 2007), il y aura alors un potentiel de remise en suspension des sédiments. Les répercussions potentielles de la redistribution et du dépôt de flocculants sont inconnues.

La ZEP benthique présentée n'indique aucun chevauchement avec les zones exposées d'autres sites précédemment proposés dans la région. Une analyse combinée serait nécessaire si plusieurs sites de la ZGB 6 sont simultanément actifs. Pour l'interprétation de la ZGB, il faut tenir compte du fait que les analyses de la ZEP ne fournissent que des estimations, qui sont sensibles aux données d'entrée pour faire tourner le modèle. Les résultats doivent être interprétés comme un ordre de grandeur.

Interactions avec des espèces sensibles

Les espèces sont considérées comme vulnérables dans la ZEP benthique si elles sont sessiles à l'un de leurs stades biologiques et sont sensibles à de faibles niveaux d'oxygène, à l'étouffement, à la perte d'accès au site ou à l'exposition à des médicaments administrés par voie alimentaire (MPO 2022a, 2022b). Il s'agit de toutes les espèces qui passent du temps sur le benthos (et qui ont une vagilité limitée), à tous les stades de leur vie. L'expansion du développement de l'aquaculture sur le site proposé augmente le risque de conditions anoxiques ou hypoxiques qui pourraient avoir une incidence sur les espèces benthiques (y compris des espèces commerciales importantes telles que le homard américain, le crabe des neiges et le pétoncle) dans la zone de concession (et la ZEP benthique). Elle peut également avoir une incidence sur les œufs des espèces de poissons.

Une attention particulière doit être accordée lorsqu'il existe des preuves de la présence de certaines espèces sessiles très sensibles (telles que les éponges et les coraux) et d'habitats essentiels (tels que les zostères; MPO 2009) pour les espèces inscrites sur la liste de la LEP

dans le relevé de référence, la documentation scientifique et les fonds de données biologiques du Ministère. Lorsque les données disponibles étaient limitées, la présence d'un substrat benthique convenant à la croissance de ces espèces a plutôt été prise en compte.

Dans ce cas, le site se compose principalement d'un substrat de limon/boue avec une faible présence signalée d'organismes formant l'habitat (corail et varech), mettant en évidence un environnement qui n'est pas aussi sensible aux effets physiques des dépôts que d'autres sites avec une plus grande abondance de coraux, de varechs, et d'autres espèces sensibles.

La présence d'espèces commerciales dans la ZEP benthique laisse supposer que ces espèces peuvent être affectées par le dépôt d'excréments ou d'aliments médicamenteux. Le plan de gestion de la santé des poissons et de la biosécurité du promoteur indique que l'utilisation de traitements chimiques ne sera prescrite que dans les cas où la série de traitements de rechange (poissons plus propres, installation de jupes anti-poux, aliments fonctionnels, traitements mécaniques ou thermiques) ne permet pas de maîtriser l'infestation parasitaire. Les médicaments cités sont le benzoate d'émamectine (un traitement administré par voie alimentaire connu sous le nom commercial SLICE®), ainsi que des pesticides approuvés (azaméthiphos et peroxyde d'hydrogène; abordés dans la section sur les ZEP pélagiques).

Dans un examen de quatre années de données accessibles au public (2016-2019) sur l'utilisation de produits chimiques dans les sites de saumon de T.-N.-L., les résultats montrent que les traitements chimiques séquentiels sont l'approche prédominante, l'émamectine avec l'azaméthiphos étant la combinaison la plus utilisée avec une diminution de l'utilisation de l'ivermectine. Il n'y a pas eu d'utilisation de téflubenzuron à T.-N.-L. selon l'ensemble des données consultées. Des taux relativement élevés d'utilisation d'émamectine par biomasse de poisson ont été relevés (Hamoutene *et al.* 2022).

Selon des documents, l'exposition au médicament antiparasitaire administré par voie alimentaire, l'émamectine, par le dépôt de déchets d'aliments médicamenteux et/ou de matières fécales a des répercussions sur les crustacés (par exemple, BurrIDGE *et al.* 2000, Waddy *et al.* 2002, BurrIDGE *et al.* 2008, Hamoutene *et al.* 2023b). Ces études font état des effets délétères sur les homards (adultes et larves) ainsi que sur les espèces de crevettes, les données concernant les crabes étant moins nombreuses. Leur présence dans la zone de concession avec des dépôts benthiques potentiels (figure 5) suggère un risque potentiel associé à l'utilisation d'aliments médicamenteux (émamectine, ivermectine ou téflubenzuron).

On ne connaît pas l'incidence des médicaments administrés par voie alimentaire sur les poissons des grandes profondeurs, mais des espèces telles que le loup de mer pourraient être exposées à des fonds marins contaminés à l'intérieur de la ZEP. Bien que l'étude sur l'habitat du poisson et l'échantillonnage vidéo benthique n'aient pas détecté d'espèces de poissons marins en péril, il est probable que le loup atlantique soit présent à proximité du site aquacole proposé. Ainsi, l'accumulation de déchets provenant des cages peut avoir une incidence négative sur les habitats benthiques (par exemple, dégradation de l'habitat, mortalité des espèces proies) utilisés par le loup de mer, pour tout habitat situé dans la ZEP benthique (par exemple, sites de nidification, aires d'alimentation).

Le loup de mer a tendance à se trouver en faible densité, à avoir une faible mobilité et un mode de vie solitaire. Les trois espèces de loup de mer sont largement répandues dans les eaux canadiennes et chacune est considérée comme une seule unité désignable (UD). Dans le cadre du scénario des UD uniques et des caractéristiques du cycle biologique décrits ci-dessus, les répercussions prévues sur ces espèces et leurs habitats seront faibles et limitées aux zones environnantes des activités aquacoles proposées. Dans le cas contraire, s'il est possible de prouver l'existence de populations locales, il convient d'évaluer le potentiel d'érosion spatiale de ces populations.

ZEP pélagique

La ZEP pélagique est calculée pour fournir un ordre de grandeur de la zone pélagique potentielle où les interactions entre les pesticides homologués utilisés dans la pisciculture et les espèces vulnérables sont probables. Il s'agit d'une estimation prudente utilisée pour déterminer la zone pélagique spatiale susceptible d'être exposée à une substance potentiellement nocive.

Les deux pesticides autorisés par Santé Canada pour les traitements dans les baignoires, le bain en bâche et vivier, sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire [ARLA]). On effectue le calcul associé à la ZEP pélagique en adoptant une approche conservatrice. On suppose l'utilisation de baignoires de traitement au moyen de bâches, que toutes les cages satisfassent ou non aux conditions de traitement de l'ARLA pour l'application, étant donné la zone d'exposition plus importante qui devrait découler des baignoires de traitement au moyen de bâches par rapport aux bateaux-viviers. Les baignoires au moyen de bâches consistent à entourer de bâches les parcs à filets de saumon et à y ajouter des médicaments pour le traitement des baignoires, alors que la méthode du bateau-vivier est un environnement plus confiné; les poissons sont pompés dans des bateaux-viviers contenant le pesticide (Shen *et al.* 2019).

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

Pour l'azaméthiphos comme pour le peroxyde d'hydrogène, le taux de décomposition de la matière active est faible par rapport au taux de dilution. Pour cette raison, nous avons utilisé une échelle de temps de dilution pour calculer la zone pélagique d'exposition prévue. La ZEP pélagique est estimée à l'aide des données de toxicité de l'azaméthiphos, considéré comme le plus toxique des deux pesticides au moment de l'homologation (ARLA 2014, 2016a, 2016b, 2017). Nous avons utilisé une échelle de temps de dilution de trois heures pour estimer le temps requis pour que la concentration maximale d'azaméthiphos cible de 100 µg/L soit diluée au seuil des effets environnementaux de l'ARLA de 1 µg/L (MPO 2013).

L'échelle de temps de dilution, et donc la superficie de la ZEP pélagique, augmente avec le rapport entre la concentration du traitement et la concentration seuil. Les valeurs des concentrations seuils pour les deux pesticides de bain ont récemment été discutées dans le cadre d'une réunion du SCAS (Hamoutene *et al.* 2022), et continueront d'être examinés au sein du MPO. Les récentes publications scientifiques indiquent que le peroxyde d'hydrogène n'est pas aussi inoffensif qu'on le supposait initialement (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen 2020, Escobar-Lux *et al.* 2020, Mill *et al.* 2022) et qu'il peut rester au-dessus des concentrations seuils suggérées. Les valeurs des seuils pour l'azaméthiphos discutées dans Hamoutene *et al.* (2022, 2023a) et disponibles au niveau international (SEPA 1999) sont inférieures au seuil utilisé dans le présent exercice de modélisation. Lorsque de nouveaux seuils seront adoptés, de nouvelles ZEP pélagiques pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène seront produites pour les demandes de site.

Les traitements par bain en bâche se déroulent dans la couche superficielle, de sorte que les courants proches de la surface seraient plus appropriés pour être utilisés dans le calcul de la ZEP pélagique. Toutefois, les données de courants les moins profonds fournies par le promoteur se situaient à 16 m de profondeur, et c'est donc la série temporelle de courants

marins à cette profondeur qui a été prise en compte pour le calcul de la ZEP. La ZEP pélagique est estimée en calculant d'abord la vitesse maximale des courants persistant pendant la période de dilution et en la multipliant par la période de dilution (trois heures). Nous avons effectué l'estimation en ajoutant la distance de transport horizontal à la longueur du réseau de parcs en filet proposé.

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

Comme le montre le tableau 4, les particules de traitement peuvent atteindre une distance de 2,2 km du centre du réseau de cages pendant la période de dilution de trois heures. La ZEP pélagique pour le site proposé de June Cove est illustrée à la figure 6. L'exposition devrait se produire principalement dans la zone pélagique; toutefois, étant donné qu'elle atteint des zones près du littoral, les zones peu profondes (inférieures à 10 m) peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques.

Tableau 4 : Estimations de premier ordre des ZEP pélagiques associées aux distances horizontales potentielles parcourues par les particules ne coulant pas pour une période de dilution de trois heures.

Période de dilution [h]	Vitesse maximale calculée pendant la période de dilution [cm/s]	Rayon de la ZEP [km]
3	17,7	2,2

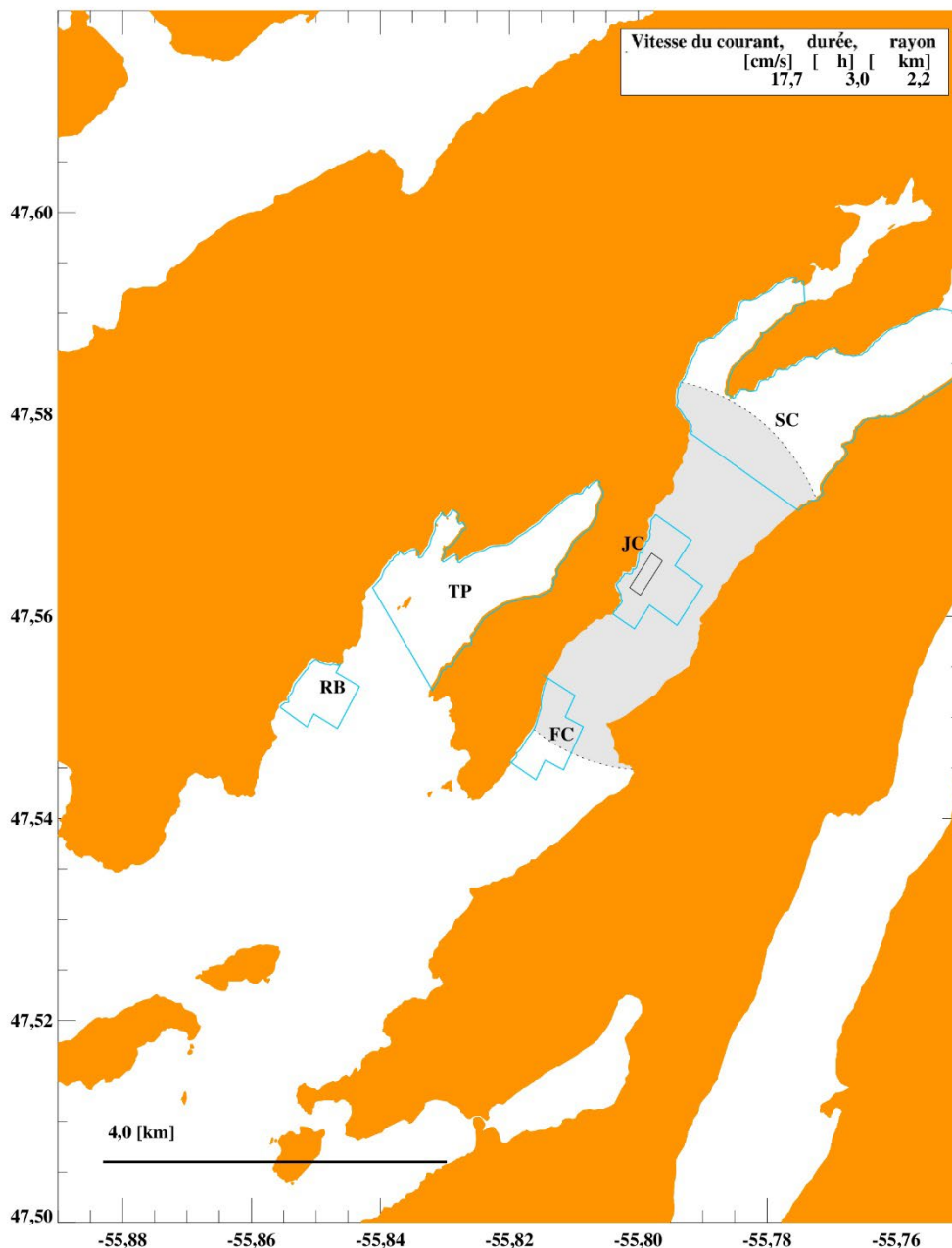


Figure 6 : ZEP pélagique (zone grise) pour le site proposé de June Cove. Les réseaux de parcs en filet (rectangle en gris) dans les limites des zones de concessions (polygones en bleu clair) sont représentés. Les sites de Rattling Brook et de la Fish Cove sont liés à des permis de pisciculture existants; The Pocket et Salmonier Cove, dans Connaigre Bay sont liés à des permis de pêche aux mollusques et aux crustacés.

Interactions avec des espèces sensibles

Les espèces sont considérées comme étant vulnérables dans la ZEP pélagique si on sait qu'elles sont sensibles à l'exposition aux pesticides. Il faut porter une attention particulière aux interactions possibles avec les crustacés en raison de leur plus grande susceptibilité relative aux pesticides utilisés. Les données du relevé indiquent, comme il est énoncé ci-dessus, que

les crevettes, les crabes et le krill sont présents dans la ZEP pélagique pour les pesticides. En raison de sa nature cryptique, le homard américain est difficile à détecter au moyen du relevé, mais on s'attend à ce qu'il occupe également la ZEP en raison de l'habitat approprié (c'est-à-dire substrat rocheux, galets, varech, boue et limon) et de la présence d'une pêcherie commerciale.

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

Bien que les études de toxicité portant directement sur les crabes soient limitées (Hamoutene *et al.* 2023b), les impacts prédits sont similaires à ceux prévus pour le homard et la crevette étant donné le mode d'action ciblé de substances comme l'azaméthiphos. En outre, des tests pour les deux pesticides ont documenté des effets retardés sur les crustacés (larves de crevettes et de homards) à des concentrations inférieures aux concentrations de traitement recommandées (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen *et al.* 2020, Escobar-Lux *et al.* 2020, Parsons *et al.* 2020). Bien que la dilution soit un facteur pour l'utilisation des pesticides dans la zone pélagique, les matières actives telles que l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène se sont avérées plus stables dans les formulations utilisées qui contiennent des additifs et, par conséquent, peuvent conduire à des expositions prolongées pour les crustacés non ciblés.

L'exposition aux pesticides pourrait menacer la pêche commerciale au homard et au crabe des neiges à tous les stades de la vie (dans l'ensemble de la ZEP pélagique). Les préoccupations entourant l'exposition aux pesticides pour le homard sont plus grandes dans les sites peu profonds où la dispersion est plus faible et où la prévalence de homards juvéniles est plus élevée (Lawton et Lavalli 1995).

En raison des risques pour les crustacés des fonds marins, les lignes directrices de l'ARLA limitent l'utilisation de l'azaméthiphos aux sites peu profonds (c'est-à-dire qu'il n'y a pas d'application sur les parcs en filet munis de bâches à des profondeurs d'eau ≤ 10 m). En outre, tous les crabes qui se trouvent dans les zones peu profondes risquent d'être exposés aux pesticides qui entrent en contact avec le fond marin. Une meilleure compréhension des concentrations de la ZEP pélagique et de la chronologie de la dispersion dans les zones peu profondes de la baie reste une priorité pour mieux caractériser le risque.

Il a été noté que les pesticides peuvent avoir des répercussions négatives sur les crustacés commerciaux, 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 des homards 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 n'a révélé aucune incidence de la salmoniculture sur l'abondance des homards grâce à une étude de contrôle avant-après de huit ans sur un site de production dans la baie de Fundy (Grant *et al.* 2019).

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

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

On ne connaît pas les menaces potentielles que font peser les pesticides sur les grands poissons pélagiques lorsqu'ils se dispersent dans les courants d'eau. Toutefois, on craint que l'utilisation de pesticides pour invertébrés ciblant le pou du poisson dans les sites d'aquaculture ne tue les copépodes et d'autres invertébrés qui sont la proie de nombreuses espèces pélagiques et d'organismes aux premiers stades de leur vie.

Interactions physiques

Interactions avec des espèces de poissons de fond

De nombreuses études menées à Terre-Neuve et ailleurs montrent que la présence de l'aquaculture du saumon atlantique est susceptible de modifier la répartition spatiale des poissons sauvages, de nombreux types de gadidés, y compris la morue atlantique, étant attirés vers les sites d'aquaculture des poissons à nageoires en raison des débris alimentaires (Dempster *et al.* 2009, McAllister *et al.* 2021). Les travaux de Goodbrand *et al.* (2013) dans la baie Fortune, T.-N.-L., ont montré qu'un indice acoustique de la biomasse des organismes biologiques dans la colonne d'eau était deux à trois fois plus élevé dans les baies avec des sites d'aquaculture que dans les baies sans sites d'aquaculture. En outre, les travaux par McAllister *et al.* (2021) ont collecté des morues et des sébastes juvéniles et adultes présents sur des sites d'aquaculture dans la baie Fortune, T.-N.-L., et, à l'aide d'isotopes stables et d'analyses d'acides gras terrestres, ont trouvé des preuves laissant entendre que les morues juvéniles recevaient un apport d'énergie de la part de l'exploitation. Les données relatives aux morues et aux sébastes adultes semblent indiquer qu'ils ne bénéficient pas d'un apport d'énergie. En Norvège, la morue franche et d'autres gadidés étaient souvent trouvés regroupés dans la colonne d'eau directement à côté des filets d'aquaculture et sous ces derniers (Uglen *et al.* 2014, Callier *et al.* 2018). La biomasse de poissons regroupés autour des sites d'aquaculture comprenait un mélange de gadidés, y compris la morue, et était généralement de l'ordre de plusieurs dizaines de tonnes de poissons.

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

On sait que la morue consomme des aliments aquacoles (Dempster *et al.* 2009, McAllister *et al.* 2021), ce qui peut avoir une influence sur la qualité et le goût de la morue; des pêcheurs de Terre-Neuve ont signalé des cas anecdotiques de morue provenant de baies dotées d'installations aquacoles dont la chair était molle et la saveur indésirable. Les modifications de la répartition attribuables au fait que la morue est attirée par les cages peuvent également avoir une incidence sur la disponibilité de la morue pour les pêcheurs. Les regroupements de morues autour des activités aquacoles peuvent également accroître les effets de la densité sur la population locale (par exemple, prédation accrue, cannibalisme), ce qui peut avoir des conséquences sur la mortalité naturelle de ce stock. Cette situation est particulièrement préoccupante pour la morue de la sous-division 3Ps de l'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest (OPANO), car le stock se trouve actuellement dans la zone critique et connaît une mortalité naturelle élevée.

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

Interactions avec des espèces pélagiques

Les données sur les espèces pélagiques de Connaigre Bay sont modérément limitées; on manque d'estimations de la biomasse pour le capelan (*Mallotus villosus*), le maquereau (*Scomber scombrus*) et le hareng (*Clupea harengus*). Bien que l'on ne dispose pas de données sur la biomasse du capelan, on sait que le capelan est abondant selon la saison dans Connaigre Bay du printemps à l'automne, d'abord sous forme d'adultes reproducteurs, puis sous forme d'œufs et de larves. Il pourrait également y avoir des populations hivernantes de capelans juvéniles dans la baie (Bourne *et al.* 2018). Bien que l'on ne dispose pas de données sur la biomasse du maquereau dans Connaigre Bay, on sait que le maquereau fréquente les eaux de Terre-Neuve de façon saisonnière pendant l'été et l'automne.

Les installations aquacoles favorisent la croissance du phytoplancton et potentiellement du zooplancton (Suikkanen *et al.* 2013) en raison de l'eutrophisation causée par l'augmentation de la charge en nutriments (Bonsdorff *et al.* 1997, Callier *et al.* 2018). L'augmentation des taux de charge en nutriments dans les baies côtières de Terre-Neuve, combinée au changement climatique, pourrait conduire à l'eutrophisation des côtes et à la formation de zones hypoxiques côtières (Justić *et al.* 1996, Laurent *et al.* 2018). Ces zones ont une incidence sur la productivité benthique et pourraient avoir des répercussions sur la survie des œufs et des larves de poissons pélagiques, en fonction de la structure de la colonne d'eau des zones hypoxiques et de la répartition verticale des œufs et des larves (Breitburg *et al.* 2003, Adamack *et al.* 2012).

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

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

Le regroupement des poissons par des installations aquacoles peut aussi favoriser la propagation de maladies et de parasites vers les stocks de poissons sauvages et à partir de ces derniers. Le développement de nouveaux sites a le potentiel d'augmenter la facilité de propagation des maladies entre les sites d'aquaculture, car il réduit la distance/le temps de déplacement entre les sites pour les poissons sauvages qui peuvent se déplacer fréquemment entre les sites d'élevage (Uglen *et al.* 2009). La propagation de la maladie est particulièrement préoccupante, car plus de 50 cas d'anémie infectieuse du saumon ont été recensés dans les eaux de Terre-Neuve depuis 2012², bien que 18 d'entre eux concernaient des souches qui n'étaient pas connues pour causer la maladie. Cependant, l'incidence sur les espèces de poissons sauvages vulnérables dépendra de la durée et de l'étendue de leur exposition au site proposé, de la concentration accrue des agents pathogènes et des parasites et de la vulnérabilité relative des poissons aux infections et aux maladies dans les conditions environnementales de la zone.

En raison du positionnement des cages proposées adjacentes au littoral, la position relative de la colonne d'eau occupée par le poisson fourrage pélagique et de l'abondance relative élevée de celui-ci dans l'écosystème, il est probable que les harengs se déplaceront au-delà des cages salmonicoles ou interagiront avec elles pendant leurs cycles de production. Certaines recherches indiquent que le virus de l'anémie infectieuse du saumon (AIS) peut se propager chez le hareng de l'Atlantique et que ce dernier peut être un porteur asymptomatique du virus (Nylund *et al.* 2002). On sait que le hareng se déplace entre les baies et les zones extracôtières, parcourant des dizaines ou des centaines de kilomètres (Wheeler et Winters 1984).

Les travaux récents de Bouwmeester *et al.* (2021) ont indiqué plusieurs moyens potentiels par lesquels les populations de poissons d'élevage peuvent influencer la dynamique des maladies des stocks de poissons sauvages. Plus précisément, les poissons d'élevage peuvent introduire conjointement des parasites dans le nouvel environnement qui peuvent infecter des congénères et d'autres espèces sauvages, ce qui peut conduire à l'émergence de maladies. Les poissons d'élevage peuvent héberger des parasites provenant d'espèces hôtes sauvages, ce qui peut amplifier le nombre de parasites et augmenter la fréquence des infections parasitaires chez les hôtes sauvages lorsque les infections parasitaires se répercutent sur les populations sauvages. Enfin, la présence de poissons d'élevage peut modifier la transmission des parasites entre les espèces hôtes sauvages, ce qui pourrait changer la dynamique des maladies chez les animaux sauvages. Collectivement, ces effets des populations de poissons d'élevage sont susceptibles de dégrader la santé des poissons dans un écosystème en raison de l'augmentation des taux de maladie et de parasitisme.

² Agence canadienne d'inspection des aliments. [Lieux infectés par l'anémie infectieuse du saumon](#).

Interactions avec des espèces de salmonidés

La côte sud-ouest de Terre-Neuve compte 55 rivières à saumon atlantique (43 dans la zone de pêche du saumon [ZPS] 11, 12 dans la ZPS 12), dont trois ont fait l'objet d'une surveillance au cours des dernières décennies. Connaigre Bay se trouve dans la ZPS 11. Les remontes de saumons atlantiques dans la rivière Little représentaient en moyenne 235 saumons par an (fourchette : 47-801) de 1987 à 2016, mais n'ont pas dépassé dix poissons par an de 2017 à 2020 (MPO 2022c). Au cours des trois générations précédentes (2006-2020), les remontes de saumons atlantiques adultes dans la rivière Little ont diminué de 98 %. Dans la rivière Conne, 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 2022c), on a enregistré un creux record consécutif des remontes de saumons atlantiques dans la rivière Conne, qui n'ont pas dépassé 710 saumons chaque année. En 2021, les remontes totales dans la rivière Conne étaient les deuxièmes plus faibles de la série chronologique, inférieures de 71 % à la moyenne de la génération précédente (de 2015 à 2020) et inférieures de 85 % à la moyenne des trois générations précédentes (de 2004 à 2020). Les remontes de saumons atlantiques dans la rivière Garnish (baie Fortune) sont surveillées depuis 2015 et se sont élevées en moyenne à 445 saumons par an de 2015 à 2021 (fourchette : 155-885). Depuis 2015-2016, les trois populations sont régulièrement évaluées dans la zone critique.

La population de saumon sauvage connaît un déclin de longue date dans le sud de Terre-Neuve (ZPS 11), comparativement à d'autres régions de la province. Cette tendance s'inscrit dans un contexte d'échappées continues, d'hybridation documentée avec des poissons fugitifs, d'éclosions de maladies déclarées et de besoin accru de mesures de lutte contre le pou du poisson, des facteurs qui ont tous des impacts négatifs documentés sur les populations de saumon sauvage. Deux des rivières où les smolts sont dénombrés et où la survie en mer est estimée se trouvent dans la ZPS 11 (rivière Conne et rivière Garnish) et affichent toutes deux une faible survie en mer ces dernières années (moins de 3 % depuis 2018 et moins de 1 % en 2020) par rapport aux trois autres populations que le MPO surveille de façon similaire (MPO 2022c). Dans le ruisseau Western Arm, la rivière Campbellton et la rivière Rocky, les taux moyens de survie en mer au cours des 10 dernières années varient d'environ 5 à 9 % d'une rivière à l'autre.

Les données sur les captures commerciales de saumon et les retours d'étiquettes indiquent que des saumons provenant de toute la côte sud et du Canada atlantique sont présents dans la région du sud de Terre-Neuve. Reddin et Lear (1990) décrivent les retours d'étiquettes de la pêche commerciale. Les saumons marqués dans des endroits comme le Saint-Laurent (1973), la Placentia Bay (1975) et sur toute la côte Est ont été recapturés sur toute la côte sud (p. ex. Burgeo, Port aux Basques) et dans toutes les Maritimes (Reddin et Lear 1990). Les données historiques sur les prises commerciales et récréatives dans le sud de Terre-Neuve (May et Lear 1971, Lear 1973, Reddin et Short 1981, Ash et O'Connell 1987) le corroborent également. De récentes données génétiques de l'analyse de la pêche des stocks mélangés de Saint-Pierre-et-Miquelon (rapport du Working Group on North Atlantic Salmon du Conseil international pour l'exploration de la mer de 2020) ont été dominées par les contributions des régions du golfe et de la péninsule gaspésienne, avec également une contribution plus faible de la côte nord-est de Terre-Neuve. Il est probable que les individus des populations du sud de Terre-Neuve, et d'ailleurs, migrent régulièrement dans cette zone et seront exposés aux sites de cages à la fois en tant que smolts en migration et en tant qu'adultes en montaison. Les agents pathogènes et les parasites peuvent potentiellement être transmis aux poissons migrateurs et représentent une source importante d'impact potentiel.

Parasites et agents pathogènes

L'aquaculture de poissons marins à nageoires menée dans des parcs en filet ne présente aucune barrière à l'échange d'agents pathogènes et de parasites avec l'environnement. L'eau circule librement dans les parcs en filet et les agents pathogènes potentiels peuvent entrer en contact à la fois avec les poissons sauvages et les autres populations de poissons d'élevage (Johansen *et al.* 2011).

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

Les informations sur les parasites et les agents pathogènes dans les exploitations salmiconiques à T.-N.-L. se limitent aux exigences réglementaires et de production de rapports publics sur la délivrance de permis. Les exigences du gouvernement de T.-N.-L. en matière de permis pour la déclaration d'incidents sont décrites dans ses « Aquaculture Operator Incident Reporting Guidelines » et précisent les exigences en matière de déclaration de mortalité anormale, de maladies et d'évasions suspectes ou confirmées. Les exploitants aquacoles satisfont à ces exigences grâce aux déclarations de l'industrie publiées sur le site Web de la Newfoundland Aquaculture Industry Association (NAIA). En outre, comme condition d'octroi de permis, les chiffres mensuels globaux concernant l'abondance de pou du poisson doivent être rendus publics, et le site Web est utilisé pour satisfaire à cette exigence.

La Division de la santé des animaux aquatiques du gouvernement de T.-N.-L. a publié un résumé d'une page sur la santé des animaux aquatiques³ décrivant brièvement les audits et les visites de sites sur les concessions aquacoles à T.-N.-L. Le résumé comprenait les maladies, les virus à déclaration obligatoire de l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) et les parasites indiqués lors des inspections sanitaires des animaux aquatiques menées en 2015, ainsi qu'une liste de 20 maladies détectées dans le passé chez les poissons sauvages et d'élevage de T.-N.-L.

Maladies à déclaration obligatoire

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

L'AIS est considérée comme endémique au Canada atlantique et est couramment détectée dans l'aquaculture marine du saumon atlantique à des niveaux qui ne sont pas connus pour causer des maladies (non virulentes; MPO 2020a). Il y a eu au moins un cas confirmé d'infection virulente ou non virulente par an entre 2012 et 2021 chez le saumon atlantique de Terre-Neuve (ACIA 2021a). Il s'agit notamment de la récente détection positive de l'AIS chez deux poissons dans une ferme d'élevage de saumons atlantiques le long de la côte sud de

³ Division de la santé des animaux aquatiques, site Web du gouvernement de T.-N.-L. (consulté le 6 janvier 2023).

Terre-Neuve, qui a nécessité le retrait des poissons élevés dans la même cage afin d'atténuer le risque de propagation virale (Fédération du saumon atlantique [FSA] 2020).

Des infections par le virus de septicémie hémorragique virale (SHV) ont été signalées chez plus de 80 espèces, dont les salmoniformes (saumon, truite, corégone; Garver et Hawley 2021). Malgré la capacité du virus de SHV à infecter un large éventail d'hôtes, toutes les espèces ne sont pas universellement sensibles à tous ses génotypes (Garver et Hawley 2021). À Terre-Neuve, depuis 2013, il a été confirmé que certains harengs de l'Atlantique étaient infectés par le virus de SHV dans au moins un cas au cours de chacune des trois années (2016, 2019 et 2020) et aucune détection n'a été signalée chez le saumon atlantique (ACIA 2021b). En raison du positionnement des cages proposées, de la position relative de la colonne d'eau occupée par le hareng et de l'abondance relative de celui-ci dans l'écosystème, il est probable que le hareng sauvage se déplacera au-delà des cages ou interagira avec elles pendant le cycle de production et augmentera éventuellement la transmission du virus.

Pou du poisson

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

La survie des smolts sauvages peut être touchée par l'exposition au pou du poisson. Il a été démontré que les smolts en migration réduisent les retours d'un hiver en mer vers les rivières natales et que les relations entre le climat océanique et les retours sont modifiées. Les rivières ont montré des retours moins importants les années suivant des niveaux élevés de pou dans les exploitations salmonicoles voisines (Shephard et Gargan 2021). L'ampleur du déclin de la population sauvage au cours des années d'éclosions de pou du poisson dans les exploitations salmonicoles a été signalée comme se situant entre 12 et 50 % (Shephard et Gargan 2017, Thorstad et Finstad 2018). En outre, le traitement prophylactique des smolts en migration contre le pou du poisson a entraîné une probabilité de survie 55 fois plus élevée (Bøhn *et al.* 2020). Bien qu'il n'existe aucune donnée sur la mortalité induite par le pou du poisson dans Connaigre Bay, on peut raisonnablement s'attendre à ce que l'ajout de 1 000 000 poissons d'élevage dans la baie amplifie les agents pathogènes endémiques et le pou du poisson dans la zone, en raison de l'augmentation de l'abondance des poissons hôtes.

Poissons échappés d'installations aquacoles

Les études génétiques réalisées au cours de la dernière décennie ont mis en évidence une hybridation généralisée entre le saumon sauvage et les poissons échappés d'installations aquacoles tant dans le sud de Terre-Neuve que dans les Maritimes (Holborn *et al.* 2022, Keyser *et al.* 2018, Sylvester *et al.* 2019, Wringe *et al.* 2018). L'ampleur des effets génétiques attribuables aux saumons d'élevage fugitifs sur les populations sauvages a été mis en corrélation avec la biomasse des saumons d'élevage dans les cages à proximité. Des travaux récents dans la région laissent entendre que les petites populations des rivières accessibles pourraient être les plus menacées (Sylvester *et al.* 2019). Dans le sud de Terre-Neuve, la maturation précoce des tacons hybrides mâles d'élevage et sauvages a été documentée, ce qui accélère probablement l'introgression (c'est-à-dire le transfert de matériel génétique des fugitifs

d'élevage vers les populations sauvages) et les impacts génétiques qui en découlent (Holborn *et al.* 2022). Dans l'ensemble, les recherches menées au cours de la dernière décennie indiquent que les impacts génétiques des saumons d'élevage fugitifs sont présents dans le sud de Terre-Neuve, bien qu'une grande incertitude subsiste quant à leur ampleur. Dans le contexte de l'évaluation des sites, l'utilisation de saumons d'origine européenne ou d'individus d'ascendance européenne ajoute une incertitude significative et pourrait augmenter l'incidence potentielle des fugitifs sur les populations sauvages (Bradbury *et al.* 2022).

La répartition des fugitifs dans la nature dans le cadre du régime de production proposé (expansion existante et proposée) a été modélisée à l'aide d'un modèle spatial de dispersion et de survie (Bradbury *et al.* 2020). Les prévisions du modèle pour les différentes rivières ont été évaluées par rapport à un seuil de 10 % pour la proportion de fugitifs par rapport à la taille de la population sauvage, au-delà duquel un déclin démographique et des changements génétiques ont été prédits dans les populations sauvages (Bradbury *et al.* 2020). La taille des populations sauvages a été estimée selon la superficie de l'habitat et a été corrigée pour tenir compte du déclin récent des populations au moyen d'une comparaison avec des données récentes. Pour la région adjacente de la baie d'Espoir, un déclin de 80 % a été utilisé en suivant les tendances de barrière de dénombrement dans la région. Pour le reste de l'UD 4b (à l'ouest de Garnish), une correction de 60 % a été appliquée selon les statistiques sur la pêche à la ligne. Le nombre de fugitifs attendus par unité de production a été estimé à l'aide des données norvégiennes (2011-2021) et terre-neuviennes sur la production maximale autorisée et les évasions, à environ 0,2 fugitif par tonne de production, et comparé à une valeur corrigée (c'est-à-dire 0,4) pour les évasions non déclarées selon Skilbrei *et al.* (2015). Le modèle tient compte des périodes de jachère et des pertes de production, comme l'indique le promoteur, et suppose un poids de récolte de 5 kg.

June Cove se trouve dans l'UD ouest du sud de Terre-Neuve et est le plus proche des rivières à saumon connues de la baie d'Espoir et de la baie de l'Eau. La détection récente d'une ascendance européenne significative (supérieure à 10 %) dans 21 % des échantillons (n=189) de smolts échappés d'un site d'eau douce à Long Pond en 2021 accroît l'incertitude et le risque que cette activité fait peser sur les populations sauvages. Les simulations de dispersion des fugitifs laissent entendre qu'il y aurait une augmentation de 2 % du nombre de fugitifs présents dans la région associée au site proposé. Dans l'ensemble, on prévoit que 53 % à 60 % des rivières à saumon de l'UD du sud-ouest de Terre-Neuve dépasseront 10 % de fugitifs (c'est-à-dire 0,2 ou 0,4 fugitif par tonne, figure 7). Les valeurs maximales pour la proportion de fugitifs sont prévues dans les rivières du fond de la baie d'Espoir, y compris la rivière Conne, où les prévisions laissent entendre que le pourcentage de fugitifs est de 37 à 54 % en fonction du niveau de fugitifs (c'est-à-dire 0,2 ou 0,4 fugitif par tonne, figure 7). La majorité des fugitifs du site proposé (c'est-à-dire 60 %) devraient se trouver dans cinq rivières de la baie d'Espoir et de la baie Fortune. Au niveau régional (c'est-à-dire au niveau de l'UD), la proportion de fugitifs dépasse le seuil de prudence de 10 % et devrait être de 11 % et de 20 % à 0,2 et 0,4 fugitif par tonne de production, respectivement, ce qui est cohérent avec les répercussions génétiques significatives présentes dans la région.

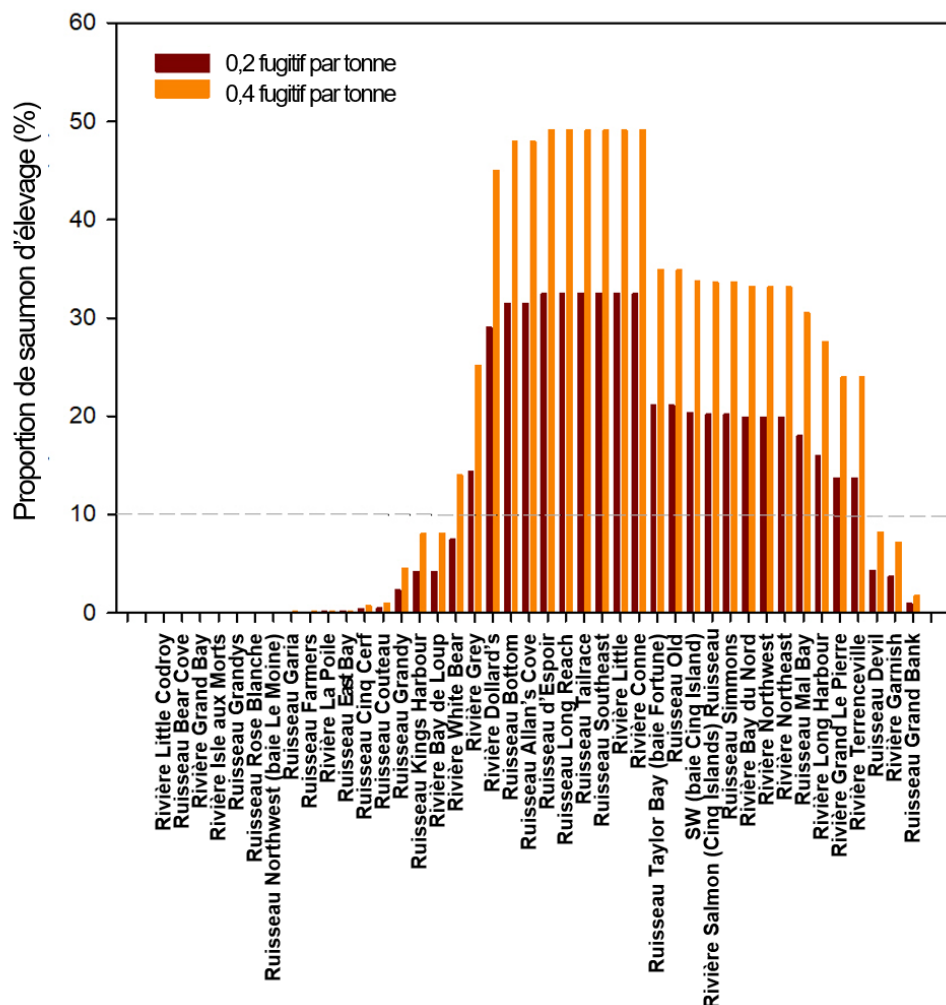


Figure 7 : Proportion prévue de saumons d'élevage fugitifs dans les rivières du sud de Terre-Neuve par rapport à la taille de la population sauvage avec l'inclusion du site de June Cove. Les barres brunes indiquent des simulations utilisant 0,2 fugitif par tonne de production et les barres orange indiquent 0,4 fugitif par tonne de production, voir le texte et Bradbury et al. 2020 pour plus de détails. La ligne horizontale en pointillés représente le seuil de 10 % au-delà duquel des répercussions démographiques et génétiques sont prévues.

Le plan proposé pour ce site ne prévoit pas d'évaluation du succès du confinement au moyen d'une surveillance des fugitifs et/ou d'un programme de traçabilité des fugitifs. Sans ces éléments, il n'y a pas de données permettant d'évaluer le succès du confinement. L'utilisation de barrières de dénombrement pour surveiller les fugitifs est prévue pour d'autres sites et il n'est pas clair pourquoi des exigences similaires n'ont pas été formulées ici, en particulier compte tenu de la détection de l'ascendance européenne (voir ci-dessous). En outre, un programme de traçabilité permettant d'indiquer un poisson d'élevage à l'aide de marqueurs génétiques prélevés sur un échantillon de tissu serait important et a récemment été mis en œuvre en Norvège. Il subsiste également une grande incertitude quant à la présence et à l'ampleur des répercussions génétiques ou écologiques indirectes résultant à la fois des sites existants et du site proposé.

Ancêtres européens

Une analyse récente a utilisé la génomique des populations pour explorer la présence d'introgression européenne chez le saumon atlantique sauvage et d'élevage nord-américain (Bradbury *et al.* 2022). Cette étude a démontré que les saumons d'élevage capturés et échappés échantillonnés dans le Canada atlantique avaient une partie de leur ADN attribuable à des croisements récents avec des saumons domestiques d'origine européenne. En outre, deux saumons d'élevage échappés ont été détectés avec une ascendance 100 % européenne (Bradbury *et al.* 2022). À T.-N.-L., des gènes européens ont été détectés chez des saumons sauvages échantillonnés dans les zones entourant les sites d'aquaculture (par exemple, rivière Conne), ce qui indique que la source est constituée par des saumons échappés d'installations aquacoles, porteurs de gènes européens, qui se sont croisés avec des saumons atlantiques sauvages. Ces résultats démontrent que même si l'utilisation du saumon européen diploïde n'a jamais été approuvée au Canada, des individus d'ascendance européenne totale et partielle ont été utilisés au cours de la dernière décennie, et que certains de ces individus se sont échappés et se sont hybridés dans la nature (Bradbury *et al.* 2022).

L'analyse récente d'échantillons de saumons qui se sont échappés du site de Long Pond (habitat d'alevinage de parcs en filet) du promoteur, dans le sud de Terre-Neuve, au cours de l'été 2021, indique des preuves d'une ascendance européenne significative. Dans l'ensemble, 21 % des 189 poissons analysés présentaient une ascendance européenne supérieure à 10 %. Il a été démontré que les saumons européens diffèrent de manière significative des saumons nord-américains pour toute une série de gènes et de traits importants (Lehnert *et al.* 2019, 2020). Cette observation augmente donc considérablement le risque pour les populations de saumons sauvages si des individus s'échappent et se croisent, comme il a été démontré (Bradbury *et al.* 2022). Dans d'autres administrations (par exemple, dans le Maine), les poissons doivent être soumis à un contrôle préalable de leur origine européenne avant d'être transférés dans des cages marines, et ces efforts pourraient être utilisés pour atténuer ces répercussions dans le sud de Terre-Neuve également. Le MPO a mis au point un nouvel outil de dépistage composé de marqueurs génomiques choisis pour permettre une détermination précise de l'ascendance européenne.

Échappées de poissons-nettoyeurs

Des poissons-nettoyeurs comme le labre et la grosse poule de mer (*Cyclopterus lumpus*) sont utilisés de plus en plus en aquaculture comme moyen de 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). Dans le Canada atlantique, l'industrie a commencé à utiliser la grosse poule de mer comme poisson-nettoyeur dans la salmoniculture. Le promoteur l'inclut dans sa demande pour le site proposé. Cependant, 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 compte, car des répercussions négatives sont probables (Blanco Gonzalez *et al.* 2019, Faust *et al.* 2018, 2021). Les relevés multispécifiques du printemps menés par la région de T.-N.-L. du MPO dans la sous-division 3Ps ont indiqué une diminution de l'abondance de la grosse poule de mer d'environ 58 % entre 1996 et 2014 (Simpson *et al.* 2016). En conséquence, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné la grosse poule de mer comme étant menacée dans les eaux canadiennes en 2017 (COSEPAC 2017). Bien que la grosse poule de mer des eaux canadiennes ait été évaluée comme une seule UD (COSEPAC 2017), une analyse génétique récente (Ian Bradbury, comm. pers.) laisse entendre la présence d'une population septentrionale distincte qui inclut le sud de Terre-Neuve, et une structuration supplémentaire au sein de ce groupe autour de l'île de Terre-Neuve. Il subsiste une incertitude considérable quant à l'impact possible de l'expansion proposée sur les populations locales de grosse poule de mer.

Toutefois, compte tenu de la situation de cette espèce dans la région et des preuves des effets génétiques négatifs des poissons-nettoyeurs sur les populations sauvages ailleurs, il est possible que des interactions négatives aient lieu dans le sud de Terre-Neuve.

Empêtrements

L'empêtrement d'espèces de la mégafaune (p. ex. poissons sauvages, mammifères marins, tortues et requins) associé à l'installation de l'infrastructure est une autre interaction potentielle liée aux sites d'aquaculture. L'empêtrement peut entraîner la noyade, des blessures directes par les cordes et les filets, la fatigue et la famine. Les interactions qui entraînent la mort des espèces de la mégafaune ont considérablement diminué au cours des deux dernières décennies grâce à l'amélioration des filets contre les prédateurs, et de l'ancrage et au retrait rapide des appâts, comme les poissons morts (MPO 2022d).

Baleines

On manque d'informations sur la répartition des mammifères marins dans la zone de la concession aquacole à l'étude, car peu d'études scientifiques ont été réalisées dans la zone côtière et abritée de Connaigre Bay. Dans ce cas, les connaissances écologiques locales et traditionnelles recueillies lors des consultations seraient précieuses pour évaluer le risque d'empêtrement. Il existe un chevauchement avec la répartition de plusieurs espèces de baleines (baleine bleue, rorqual commun, baleine à bosse, petit rorqual, rorqual boréal, baleine noire de l'Atlantique Nord, cachalot), de plusieurs espèces de dauphins et du marsouin commun. D'après les données d'observations opportunistes et systématiques, ces cétacés peuvent être présents dans les eaux de Terre-Neuve tout au long de l'année, avec des pics d'abondance saisonniers se produisant généralement en été et en automne.

Les données sur l'empêtrement de cétacés associés aux infrastructures aquacoles ne sont généralement pas disponibles au Canada. La Colombie-Britannique (C.-B.) fournit des données sur les décès de mammifères marins sur les sites d'aquaculture de poissons marins de 1990 à 2022 (MPO 2022d). Entre 1990 et 2015, deux cas de mortalité de cétacés ont été signalés : un marsouin commun et une baleine à bosse ont été retrouvés morts sur un site d'aquaculture, mais la cause du décès n'a pas été déterminée. Entre 2016 et 2021, cinq cas d'empêtrement de baleines à bosse ont été signalés sur des sites d'aquaculture en C.-B., dont deux ont été mortels. Le MPO (2022d) a fait remarquer que les baleines à bosse, comme les autres baleines à fanons, sont plus sujettes à l'empêtrement parce qu'elles n'utilisent pas l'écholocation pour la navigation et qu'elles sont devenues plus nombreuses dans les eaux côtières de la C.-B. au cours des dernières années. À Terre-Neuve, aucun cas d'empêtrement de cétacés avec des parcs en filet des exploitations de pisciculture n'a été signalé à ce jour. Toutefois, en 2018, une baleine à bosse s'est empêtrée dans un filet maillant déployé pour capturer des saumons d'élevage échappés dans la baie Hermitage. Il a été libéré plus tard dans la journée.

Phoques

Des espèces de phoques telles que le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*) fréquentent régulièrement Connaigre Bay et peuvent avoir des échoueries dans la zone de la concession, en particulier près des îles et des rochers. Par rapport aux cétacés et aux tortues de mer, le risque d'empêtrement peut être plus élevé pour les pinnipèdes qui peuvent être attirés par les filets des cages pour y trouver des proies potentielles. Les phoques communs sont présents toute l'année, tandis que les phoques gris sont des visiteurs saisonniers qui arrivent à la fin du printemps et repartent à la fin de l'automne.

Comme pour les cétacés, les données sur les empêtrements de pinnipèdes associés aux infrastructures aquacoles ne sont généralement pas disponibles au Canada. En C.-B., les mammifères marins les plus fréquemment tués sur les sites d'aquaculture sont le phoque

commun et l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*); toutefois, la grande majorité d'entre eux sont des animaux dont la chasse était autorisée avant mars 2020. Le MPO (2022d) a fourni des données publiques sur les décès de mammifères marins (autorisés et accidentels) pour 2011-2022. Au cours de cette période, 78 décès autorisés et 50 noyades accidentelles ont été signalés pour le phoque commun. À Terre-Neuve, aucun empêchement de pinnipèdes avec des parcs en filet des exploitations de pisciculture n'a été signalé à ce jour.

Tortues

Les tortues luths et caouannes fréquentent les eaux de Terre-Neuve en été et en automne pour se nourrir, mais ne nichent pas au Canada. Les tortues luths fréquentent les eaux côtières, la Placentia Bay toute proche étant considérée comme un habitat important pour l'espèce (MPO 2012, Wells *et al.* 2019). Les tortues caouannes sont généralement présentes au large le long du rebord de la plate-forme continentale et au-delà, du banc de Georges au sud des Grands Bancs en été (MPO 2020b) et ne devraient pas être présentes dans la zone proposée de la concession aquacole. À Terre-Neuve, aucun empêchement de tortues avec des parcs en filet des exploitations de pisciculture n'a été signalé à ce jour. Bien que l'empêchement et la noyade subséquente soient des préoccupations, le risque d'empêchement est considéré comme faible sur le site proposé.

Requins

Le requin blanc se déplace dans les eaux canadiennes de façon saisonnière, y compris sur la côte sud de Terre-Neuve et dans Connaigre Bay, principalement dans les eaux peu profondes (<50 m) et les profondeurs mésopélagiques (200-500 m). Le risque d'attraction et d'empêchement des grands poissons pélagiques dans les cages marines (thons et requins, par exemple) a déjà été documenté, et une présence accrue de requins blancs a été observée le long de la côte sud au cours des dernières années. Les requins blancs sont des prédateurs opportunistes qui se nourrissent d'une grande variété de proies. Le risque d'empêchement des requins blancs dans les cages marines ne peut donc pas être négligé. Toutefois, la présence de requins blancs dans les eaux côtières de Terre-Neuve est considérée comme rare et l'habitat pélagique occupé par l'espèce est étendu (c'est-à-dire à l'échelle du bassin océanique), ce qui laisse entendre que toute répercussion résultant des activités aquacoles proposées au niveau de l'espèce ou de la population, et de leur habitat, est négligeable. À ce jour, on n'a signalé aucun empêchement de grands requins blancs dans les engins de pisciculture marine au Canada atlantique.

Lignes directrices en vertu du RAA

Le Secteur des sciences du MPO propose que des lignes directrices régionales plus prescriptives soient mises en œuvre dans le RAA, afin d'améliorer l'information fournie par le promoteur. Ces lignes directrices devraient inclure les éléments suivants :

- Collecte de profils de température et de salinité sur le site d'intérêt pendant la saison d'alimentation maximale prévue et pour l'ensemble de la colonne d'eau, ainsi que de l'oxygène dissous (OD) dans la couche supérieure. Collecte d'observations de courants marins sur le site d'intérêt, de préférence à l'aide d'un profileur de courants ou, si l'on utilise des instruments de mesure à point unique, à des profondeurs représentatives de la structure de l'eau (c'est-à-dire des masses d'eau) pendant la saison d'alimentation maximale prévue et pendant au moins trois mois. Cela permettrait d'obtenir les informations nécessaires pour faire tourner un modèle de dépôt avec un niveau de confiance raisonnable. Idéalement, une année complète de profils de température, de salinité et de courants recueillis sur le site concerné permettrait d'obtenir une idée plus complète et des estimations plus fiables.

- Fourniture d'une description appropriée du modèle, y compris les détails des variables d'entrée, fourniture de données de courants marins correspondant à des profondeurs propres au site avec justification du choix des profondeurs (si le modèle exige que des données de telles profondeurs soient fournies; par exemple, dans le cas de DEPOMOD), et l'utilisation d'une gamme complète de vitesses de sédimentation (remarque : il pourrait être nécessaire de déterminer la perte de fraction concernant les floculations à sédimentation lente).
- Fourniture d'une représentation climatologique des conditions de température qui se produisent sur le site d'intérêt, si elle est disponible, ou pour la région où se trouve le site, afin de vérifier les risques potentiels d'événements de température extrême (par exemple, consultation des archives du Service des données sur le milieu marin du MPO).
- Fourniture d'une estimation de la demande en oxygène de la cage/exploitation et de sa disponibilité dans l'environnement (par exemple, à l'aide de mesures de l'OD au cours d'une année). Cela permettrait d'obtenir une estimation de la capacité d'accueil afin d'élaborer des mesures d'atténuation plus robustes en cas de vagues de chaleur ou de faible disponibilité de l'OD.
- Fourniture d'une estimation de la charge en nutriments (azote et phosphore) provenant du site proposé.
- Fourniture d'une description, qui peut être basée sur la documentation disponible, des risques potentiels propres au site et à la région associés aux changements climatiques.

Il est également proposé que le MPO demande, archive et mette à disposition les données relatives à l'environnement physique pour chaque demande de site (y compris l'examen) afin d'accroître la transparence et l'acceptation sociale.

SOURCES D'INCERTITUDE

Données océanographiques et résultats du modèle

Les ZEP sont calculées en fonction des données de courants fournies par le promoteur. Le promoteur a mesuré les courants marins à l'aide d'un profileur de courants. Cependant, l'instrument était amarré à une profondeur qui ne couvrait pas toute la colonne d'eau présente dans la zone de la concession et, de ce fait, ces données constituent un sous-échantillon de l'ensemble du profil recueilli. En outre, les mesures actuelles n'ont été collectées que pendant une partie de la saison (moins de 40 jours), ce qui ne permet pas d'évaluer la variabilité saisonnière du dépôt. Le calcul de la ZEP de premier ordre suppose que le courant est homogène dans l'espace et constant au cours des saisons. Cela peut avoir une influence sur les estimations de l'exposition, des zones de dépôt et des intensités sur la zone d'intérêt et sur une période d'un an. L'analyse de validation et de sensibilité des modèles de transport et de dépôt est en cours pour la région de T.-N.-L. Les incertitudes concernant les dépôts estimés peuvent être importantes; elles sont inconnues pour les résultats de dispersion du promoteur.

En ce qui concerne la modélisation des dépôts, le promoteur a utilisé AquaModel pour examiner les dépôts proches d'une exploitation aquacole. Les paramètres d'entrée utilisés par le promoteur pour calculer les dépôts sont compatibles avec les connaissances scientifiques actuelles sur les vitesses de descente des aliments et des excréments, les taux de perte d'aliments, les poissons, la taille des parcs à filets, etc. Cependant, aucune validation de ce modèle n'a été effectuée à Terre-Neuve, et des études sont nécessaires pour évaluer son utilisation dans les conditions des eaux profondes de Terre-Neuve.

Les effets potentiels du changement climatique ne sont pas présentés; ils pourraient être importants en ce qui concerne les risques de mortalité de masse (par exemple, les vagues de chaleur estivales, les grands froids hivernaux, la susceptibilité du système à la formation de zones hypoxiques). Ils pourraient également être importants en ce qui concerne les épidémies potentielles de parasites et de maladies (p. ex. le pou du poisson).

Effets cumulatifs

La Gestion des pêches et de l'aquaculture (GPA) du MPO a été désignée par Murray *et al.* (2020) comme un secteur qui bénéficierait de la recherche et de l'évaluation des effets cumulatifs en raison de sa large application aux décisions de gestion des ressources et à l'élaboration des politiques. Bien que cet examen scientifique soit axé sur l'implantation d'un nouveau site aquacole dans Connaigre Bay, il est important de noter que l'ajout de ce site ne se fait pas sans aide extérieure. De nombreuses autres activités humaines se déroulent dans l'écosystème et les bassins versants environnants, y compris d'autres sites d'aquaculture des poissons à nageoires, qui ont tous une incidence sur l'écosystème. En outre, des processus à grande échelle touchent l'écosystème, notamment le changement climatique mondial et l'acidification des océans. Les interactions entre plusieurs de ces effets peuvent être multiplicatives, de sorte que des perturbations apparemment mineures peuvent avoir des conséquences importantes disproportionnées sur l'écosystème.

Connaigre Bay abrite deux petites communautés, Hermitage-Sandyville et Seal Cove. La baie fait l'objet d'un certain nombre d'activités humaines, notamment un site de conchyliculture, la pêche côtière commerciale et récréative du homard, du crabe des neiges, du pétoncle et de la truite, ainsi que la navigation de plaisance. Connaigre Bay est désignée comme ZGB 6 et le site de salmoniculture proposé dans June Cove serait empoissonné en même temps que deux sites de salmoniculture existants (anse Fish et Rattling Brook). Les prochaines classes d'âge 6 de la ZGB seront ajoutées aux enclos en 2024, 2027 et 2030 et y resteront pendant les périodes de croissance de 17 à 19 mois.

Une moulière est située à proximité du site proposé pour June Cove, près du fond de la baie. Les eaux de la moulière sont classées dans le cadre du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques (PCCSM). La classification de l'eau dans les zones extérieures de la moulière est ouverte à la récolte, mais elle est fermée dans la partie supérieure de la baie, où se trouve un ruisseau, ainsi que des cabanes et des campeurs. Ces activités sont généralement associées aux sources de pollution suivantes : rejets réguliers d'eaux usées, de nutriments et d'émissions; potentiel d'agents thérapeutiques résiduels; engins de pêche abandonnés, perdus ou rejetés (EPAPR); et risque de déversement d'hydrocarbures. La pollution par les nutriments est un problème mondial dans les eaux côtières (Cloern 2001, Breitburg *et al.* 2018) étant donné que des taux excessifs de charge en nutriments peuvent conduire à l'eutrophisation des côtes et, dans de nombreux cas, à la formation de zones hypoxiques et anoxiques saisonnières ou tout au long de l'année. Ce problème se pose déjà dans certains estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent (Thibodeau *et al.* 2006, Schein *et al.* 2013). Le changement climatique mondial pourrait exacerber les effets de l'eutrophisation côtière en raison de l'augmentation de la température de l'eau, qui pourrait renforcer la stratification et accroître les apports d'eau douce et de nutriments dans les eaux côtières (Rabalais *et al.* 2009). Alors que de faibles niveaux d'eutrophisation peuvent être bénéfiques, conduisant potentiellement à une production accrue de phytoplancton et éventuellement de zooplancton (Cloern 2001, Suikkanen *et al.* 2013), à des niveaux plus élevés, cette situation peut être très destructrice pour les écosystèmes marins et il peut être très coûteux de régler ce problème (Breitburg *et al.* 2018).

Le niveau des charges en nutriments provenant des installations aquacoles doit être discuté. Dans l'archipel d'Åland en Finlande, 35 à 40 exploitations aquacoles produisant environ

5 000 tonnes de truites arc-en-ciel par an ont produit des charges de nutriments comparables à la quantité d'eaux usées traitées d'une ville d'environ 370 000 habitants pour le phosphore et d'environ 90 000 habitants pour l'azote (Bonsdorff *et al.* 1997, Strain et Hargrave 2005). Cela s'ajoute aux charges de nutriments déjà existantes provenant des rejets d'eaux usées, des sous-produits de la transformation du poisson et des installations de salmoniculture et de conchyliculture existantes dans les bassins hydrographiques de la baie.

L'estimation/la modélisation de la quantité attendue de phosphore et d'azote, sur une base saisonnière et annuelle, qui sera rejetée par les fermes aquacoles dans le contexte de Terre-Neuve et l'examen de leurs répercussions potentielles sur la demande en oxygène constituent une partie essentielle de la compréhension des répercussions potentielles de cette activité dans la région. Pour tenter d'éviter les dommages écologiques potentiels liés à l'eutrophisation et à la formation potentielle de zones mortes (volumes d'eau à faible teneur en oxygène, généralement inférieurs à 2-3 mg L⁻¹), il pourrait être envisagé de réaliser une analyse de modélisation de la qualité de l'eau afin de déterminer la capacité de Connaigre Bay à supporter une charge supplémentaire en éléments nutritifs.

Les ZEP calculées n'incluent pas les zones qui pourraient être exposées par d'autres sites précédemment demandés dans la même ZGB. Une analyse combinée serait nécessaire si plusieurs sites d'une même ZGB étaient simultanément actifs. Bien qu'il y ait des indications de rétablissement/rétablissement partiel de la faune benthique suite aux retombées des activités aquacoles (Macleod *et al.* 2004, Lin et Bailey-Brock 2008, Aguado-Giménez *et al.* 2012, Zhulay *et al.* 2015), il y a également des preuves de rétablissement incomplet (Salvo *et al.* 2017) ou faible de la diversité benthique même après de longues périodes (Verhoeven *et al.* 2018). Le rétablissement géochimique des sédiments dans les zones de fond mou est une autre préoccupation pour les sites dont les zones benthiques et les ZEP se chevauchent dans l'espace. Toutefois, l'ampleur de l'effet n'est pas connue et varie probablement dans l'espace et dans le temps.

Les zones intertidales proches du site aquacole proposé devraient être touchées par le site proposé au moyen de multiples voies. Comme les ZEP benthique et pélagique comprennent le littoral adjacent au site, elles devraient être exposées aux déchets alimentaires, aux matières fécales et aux pesticides provenant du site aquacole. En outre, le promoteur indique dans sa proposition que les rivages adjacents à l'aquaculture sont susceptibles de recevoir des débris provenant des installations (par exemple, des cordes, des filets, d'autres engins et des débris), malgré les efforts déployés pour les réduire au minimum. Bien qu'il prévoit atténuer ce phénomène par des nettoyages périodiques du littoral, il se peut que cela ne permette pas d'éliminer les débris qui se déposent sous la ligne de flottaison.

Autres points à considérer

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

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

Nous notons qu'il s'agit d'une estimation approximative et que les saumons d'élevage ont un approvisionnement limité, ce qui signifie qu'ils ne peuvent se nourrir que de poissons et d'invertébrés sauvages qui peuvent pénétrer dans leurs enclos. La prédation et la consommation de larves de poissons et/ou de mollusques sauvages par les saumons d'élevage peuvent être une question à prendre en considération lors de l'évaluation régionale du hareng et éventuellement d'autres stocks en tant que nouvelle source supplémentaire de prélèvements.

L'utilisation de l'ADN électronique pour détecter les espèces, en plus des relevés de référence, peut être bénéfique pour détecter les espèces qui ont tendance à être plus cryptiques et celles qui pourraient ne pas être détectées par les relevés par caméra lestée.

Les interactions potentielles du site proposé avec les espèces aquatiques envahissantes (EAE) ont été notées comme un sujet qui devrait être discuté lors des examens des demandes de conseils sur le choix d'un site d'aquaculture.

Le promoteur reconnaît le risque de conditions environnementales défavorables sans mentionner précisément les effets potentiels du changement climatique et a présenté des plans pour résoudre les problèmes potentiels. Ces effets pourraient être particulièrement importants et devraient être pris en compte dans toutes les futures demandes de sites ainsi que dans les futurs travaux scientifiques entrepris par le Ministère. En particulier, il convient d'étudier et d'aborder les effets et le potentiel des événements défavorables des vagues de chaleur, de l'appauvrissement en oxygène et des grands froids hivernaux.

CONCLUSIONS

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

- La ZEP benthique associée à l'utilisation de produits de traitement de la santé des poissons dans les aliments, qui entraîne une exposition potentielle, se situe dans un rayon de 1,1 km de l'emplacement du site pour les médicaments présents dans les déchets d'aliments (concentration plus élevée de principes actifs), et de 7,7 km pour ceux trouvés dans les déchets de fèces (concentration plus faible de principes actifs).
- La ZEP pélagique associée à l'utilisation de pesticides approuvés a un rayon de 2,2 km centré à l'emplacement du site.
- Les crustacés sont présents dans la ZEP pélagique et, par conséquent, la sensibilité aux médicaments et aux pesticides des larves dans l'environnement pélagique et des juvéniles dans les eaux moins profondes doit être soigneusement prise en compte au cours de la phase d'application des opérations afin de réduire les répercussions potentielles.

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

- La ZEP benthique associée à la plus grande intensité des répercussions potentielles se trouve dans un rayon de 1,1 km de l'emplacement du site, tandis que les particules les plus légères pourraient s'étendre jusqu'à 15,0 km du site. Ce site possède des habitats benthiques avec des organismes sessiles (y compris des coraux et des éponges) et une présence probable d'œufs et de larves de poissons pour lesquels les données de base sur la vulnérabilité et le rétablissement, ainsi que sur la connectivité à l'intérieur et à l'extérieur de ces zones, sont insuffisantes.
- Les taxons benthiques sessiles ou sédentaires présents sur le site devraient être vulnérables aux déchets provenant de l'aquaculture, car ils ne peuvent pas se déplacer vers un autre environnement lorsqu'ils sont soumis à un stress.

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

- Les tortues luths se trouvent dans la région de juin à novembre, ce qui laisse supposer un risque d'empêchement du milieu de l'été à la fin de l'automne.
- La zone générale chevauche la répartition de plusieurs espèces de baleines, de dauphins, de marsouins et de requins, y compris des espèces inscrites sur la liste de la LEP (baleine bleue, baleine noire de l'Atlantique Nord, requin blanc). La présence des cétacés est généralement plus forte en été et en automne et plus faible en hiver et au printemps, d'après les observations (opportunistes, systématiques) et les données acoustiques. Le requin blanc est présent dans la zone de manière saisonnière entre juin et octobre, le plus grand nombre d'individus étant détecté en juillet et en août d'après les données de marquage et de télémétrie. Bien que l'empêchement et les noyades subséquentes soient les principales préoccupations pour les espèces de cétacés qui n'utilisent pas l'écholocalisation, comme les baleines à fanons, le risque d'empêchement est considéré comme faible sur le site proposé.
- Le risque d'empêchement peut être plus élevé pour les espèces de pinnipèdes, telles que les phoques communs et les phoques gris, qui peuvent être attirés par les filets des cages à la recherche de proies potentielles. Les phoques communs sont présents toute l'année, tandis que les phoques gris sont des visiteurs saisonniers qui arrivent à la fin du printemps et repartent à la fin de l'automne.
- En général, le risque d'empêchement du requin blanc, des mammifères marins et des tortues de mer dans la zone de concession proposée est le plus élevé entre l'été et l'automne et le plus faible entre l'hiver et le printemps, en fonction de la saisonnalité de la présence.

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

- Les saumons atlantiques sauvages individuels des populations du sud de Terre-Neuve et d'ailleurs migrent dans l'aire géographique où les fugitifs sont susceptibles de migrer régulièrement. Les données des barrières de comptage et les études par marquage dans la baie d'Espoir adjacente laissent entendre que les smolts sauvages du saumon atlantique qui migrent vers la mer au début du mois de mai sont présents dans le fjord de la baie d'Espoir pendant quatre à huit semaines.

- Le COSEPAC (2010) a désigné la population de saumon atlantique du sud de Terre-Neuve comme espèce menacée. La population de saumon sauvage connaît un déclin continu et de longue date dans le sud de Terre-Neuve comparativement à d'autres régions de la province. Au cours des trois générations précédentes (15-16 ans), les remontes de saumon atlantique dans deux rivières surveillées de la baie d'Espoir ont diminué de 89 % ou plus. Depuis 2018, les estimations de la survie en mer sur les rivières surveillées dans la ZPS 11 sont faibles par rapport aux autres rivières surveillées sur l'île de Terre-Neuve.
- Bien que les simulations de dispersion des fugitifs laissent entendre qu'il y aurait une augmentation de 2 % du nombre de fugitifs avec le site proposé, plus de la moitié des rivières à saumon à l'ouest de la péninsule de Burin subissent déjà des répercussions génétiques et démographiques importantes, et celles-ci seront probablement exacerbées par l'approbation du site proposé. Les valeurs maximales pour la proportion de fugitifs devraient se produire dans les rivières situées dans le fond de la baie d'Espoir, y compris la rivière Conne, qui continue à faire l'objet de préoccupations importantes en matière de conservation. L'observation d'une ascendance européenne récente et significative chez les saumons d'aquaculture du sud de Terre-Neuve augmente encore le risque d'évasion des populations de saumons sauvages de la région et le dépistage génétique pourrait être utilisé pour évaluer et réduire ce risque.
- Il subsiste une grande incertitude quant à l'ampleur des répercussions génétiques et écologiques indirectes sur le saumon sauvage de la région.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme d'appartenance
Robert Gregory	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences (coprésident)
Vanessa Sutton-Pande	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences (coprésidente)
Hilary Rockwood	Région de T.-N.-L., MPO – Centre des avis scientifiques
Aaron Adamack	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Andry Ratsimandresy	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Brittany Beauchamp	Région de la capitale nationale, MPO – Secteur des sciences
Christina Pretty	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Daria Gallardi	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Darrell Mallowney	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Dounia Hamoutene	Région des Maritimes, MPO – Secteur des sciences
Emilie Novaczek	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Ian Bradbury	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
James Meade	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Kristin Loughlin	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Lee Sheppard	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Lindsay Brager	Région des Maritimes, MPO – Secteur des sciences
Luiz Mello	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Nick Kelly	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Olivia Gibb	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Travis Van Leeuwen	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences
Victoria Neville	Région de T.-N.-L., MPO – Secteur des sciences

Nom	Organisme d'appartenance
Chris Hendry	Région de T.-N.-L., MPO – Gestion des écosystèmes
Ellen Careen	Région de T.-N.-L., MPO – Gestion des écosystèmes
Mark Coulson	Région de la capitale nationale (RCN), MPO – Gestion des écosystèmes
Natasha Collins	Région de T.-N.-L., MPO – Gestion des écosystèmes
Vanessa Oldford	Région de T.-N.-L., MPO – Gestion des écosystèmes
Jonathan Kawaja	Ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- Adamack, A.T., Rose, K.A., Breitburg, D.L., Nice, A.J., and Lung, W.S. 2012. [Simulating the effect of hypoxia on bay anchovy egg and larval mortality using coupled watershed, water quality, and individual-based predation models](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 445: 141–160.
- Aguado-Giménez, F., Piedecausa, M.A., Gutiérrez, J.M., García-Charton, J.A., Belmonte, A., and García-García, B. 2012. [Benthic recovery after fish farming cessation: a “beyond-BACI” approach](#). Mar. Pollut. Bull. 64(4): 729–738.
- ASF. 2020. Mowi forced to empty cage as ISA confirmed at Canada farm site.
- Ash, E.G.M., and O'Connell, M.F. 1987. Atlantic salmon fishery in Newfoundland and Labrador, commercial and recreational, 1984. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 658: v + 294 p.
- Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T., and Asplin, L. 2016. [Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic salmon aquaculture in fjord systems](#). ICES J. Mar. Sci. 73(9): 2408–2419.
- Bastien, G., Barkley, A., Chappus, J., Heath, V., Popov, S., Smith, R., Tran, T., Currier, S., Fernandez, D.C., Okpara, P., Owen V., Franks, B., Hueter, R., Madigan, D.J., Fischer, C., McBride, B., and Hussey, N.E. 2020. [Inconspicuous, recovering, or northward shift: status and management of the white shark \(*Carcharodon carcharias*\) in Atlantic Canada](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77(10): 1666–1677.
- Baudron, A.R., Needle, C.L., Rijnsdorp, A.D., and Marshall, C.T. 2014. [Warming temperatures and smaller body sizes: synchronous changes in growth of North Sea fishes](#). Global Change Biol. 20(4): 1023–1031.
- Bechmann, R.K., Arnberga, M., Gomieroa, A., Westerlunda, S., Lynga, E., Berrya, M., Thorleifur, A., Jagerb, T., and Burrledge, L.E. 2019. [Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp \(*Pandalus borealis*\) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide](#). Ecotoxicol. Environ. Safe. 180: 473–482.
- Blanco Gonzalez, E., and de Boer, F. 2017. [The development of the Norwegian wrasse fishery and the use of wrasses as cleaner fish in the salmon aquaculture industry](#). Fish. Sci. 83: 661–670.
- Blanco Gonzalez, E., Espeland, S.H., Jentoft, S., Hansen, M.M., Robalo, J.I., Stenseth, N.C., and Jorde, P.E. 2019. [Interbreeding between local and translocated populations of a cleaner fish in an experimental mesocosm predicts risk of disrupted local adaptation](#). Ecol. Evol. 9(11): 6665–6677.
- Bøhn, T., Gjelland, K.O., Serra-Llinares, R.M., Finstad, B., Primicerio, R., Nilsen, R., Karlsen, Ø., Sandvik, A.D., Skilbrei, O.T., Elvik, K.M.S., Skaala, Ø., and Bjørn, P.A. 2020. [Timing is everything: Survival of Atlantic salmon *Salmo salar* postsmolts during events of high salmon lice densities](#). J. Appl. Ecol. 57(6): 1149–1160.

- Bolton-Warberg, M. 2018. [An overview of cleaner fish use in Ireland](#). J. Fish Dis. 41(6): 935–939.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E.M., Mattila, J., and Norkko, A. 1997. [Coastal eutrophication: Causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea](#). Estuar. Coast. Shelf Sci. 44(Supplement 1): 63–72.
- Bourne, C., Mowbray, F., Squires, B., and Koen-Alonso, M. 2018. [2017 Assessment of Newfoundland east and south coast Atlantic herring \(*Clupea harengus*\) stock complexes](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/026. v + 45 p.
- Bouwmeester, M.M., Goedknegt, 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., Duffy, S., Lehnert, S.J., Jóhannsson, R., Fridriksson, J.H., Castellani, M., Burgetz, I., Sylvester, E., Messmer, A., Layton, K., Kelly, N., Dempson, J.B., and Fleming, I.A. 2020. [Model-based evaluation of the genetic impacts of farm-escaped Atlantic salmon on wild populations](#). Aquacult. Environ. Interact. 12: 45–59.
- Bradbury, I. R., Lehnert, S. J., Kess, T., Van Wyngaarden, M., Duffy, S., Messmer, A. M., Wringe, B., Karoliussen, S., Dempson, J.B., Fleming, I.A., Solberg, M.F., Glover, K.A., and Bentzen, P. 2022. [Genomic evidence of recent European introgression into North American farmed and wild Atlantic salmon](#). Evol. Appl. 15(9): 1436–1448.
- Breitburg, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G.S., Limburg, K.E., Montes, I., Navqi, S.W.A., Pitcher, G.C., Rabalais, N.N., Roman, M.R., Rose, K.A., Seibel, B.A., Telszewski, M., Yasuhara, M., and Zhang, J. 2018. [Declining oxygen in the global ocean and coastal waters](#). Science. 359(6371): 7240.
- Breitburg, D.L., Adamack, A., Rose, K.A., Kolesar, S.E., Decker, B., Purcell, J.E., Keister, J.E., and Cowan, J.H. 2003. [The pattern and influence of low dissolved oxygen in the Patuxent River, a seasonally hypoxic estuary](#). Estuaries. 26(2): 280–297.
- Brooks, K.M. 2009. [Consideration in developing an integrated pest management programme for control of sea lice on farmed salmon in Pacific Canada](#). J. Fish Dis. 32(1): 59–73.
- Burridge, L. 2013. [A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestation of sea lice in southwest New Brunswick, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/050. iv + 25 p.
- Burridge, L.E., Haya, K., Waddy, S.L., and Wade, J. 2000. [The lethality of anti-sea lice formulations Salmosan® \(azamethiphos\) and Excis® \(cypermethrin\) to stage IV and adult lobsters \(*Homarus americanus*\) during repeated short-term exposures](#). Aquaculture 182(1–2): 27–35.
- Burridge, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2008. [The effect of repeated exposure to azamethiphos on survival and spawning in female American lobsters \(*Homarus americanus*\)](#). Ecotoxicol. Environ. Safe. 69(3): 411–415.
- Callier, M.D., Byron, C.J., Bengtson, D.A., Cranford, P.J., Cross, S.F., Focken, U., Jansen, H.M., Kamermans, P., Kiessling, A., Landry, T., O’Beirn, F., Petersson, E., Rheault, R.B., Strand, Ø., Sundell, K., Svåsand, T., Wikfors, G.H., and McKindsey, C.W. 2018. [Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review](#). Rev. Aquacult. 10(4): 924–949.

- Canty, M.N., Hagger, J.A., Moore, R.T.B., Cooper, L., and Galloway, T.S. 2007. [Sublethal impact of short term exposure to the organophosphate pesticide azamethiphos in the marine mollusc *Mytilus edulis*](#). Mar. Pollut. Bull. 54(4): 396–402.
- CFIA 2021a. [Locations infected with infectious salmon anaemia](#).
- CFIA. 2021b. [Viral Hemorrhagic Septicemia \(VHS\)](#).
- Chamberlain, J., and Stucchi, D. 2007. [Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture](#). Aquaculture. 272(1–4): 296–311.
- Chen, Y.S., Beveridge, M.C.M., and Telfer, T.C. 1999. [Settling rate characteristics and nutrient content of the faeces of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. and the implications for modelling of solid waste dispersion](#). Aquacult. Res. 30(5): 395–398.
- Chen, Y.S., Beveridge, M.C.M., Telfer, T.C., and Roy, W.J. 2003. [Nutrient leaching and settling rate characteristics of the faeces of Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\) and the implications for modelling of solid waste dispersion](#). J. Appl. Ichthyol. 19(2): 114–117.
- Cloern, J.E. 2001. [Our Evolving Conceptual Model of the Coastal Eutrophication Problem](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 210: 223–253.
- 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.
- Consuegra, S., de Eyto, E., McGinnity, P., Stet, R.J.M., and Jordan, W.C. 2011. [Contrasting responses to selection in class I and class IIα major histocompatibility-linked markers in salmon](#). Heredity. 107: 143–154.
- 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., 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.
- Dempster, T., Uglem, I., Sánchez-Jerez, P., Fernández-Jover, D., Bayle-Sempere, J.J., Nilsen, R., and Bjørn, P.A. 2009. [Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 385: 1–14.
- Dinning, K.M., and Rochette, R. 2019. [Evidence that mud seafloor serves as recruitment habitat for settling and early benthic phase of the American lobster *Homarus americanus* H. \(Decapoda: Astacidea: Nephropidae\)](#). J. Crustacean Biol. 39(5): 594–601.

- Dionne, M., Miller, K.M., Dodson, J.J., Caron, F., and Bernatchez, L. 2007. [Clinal variation in MHC diversity with temperature: evidence for the role of host–pathogen interaction on local adaptation in Atlantic salmon](#). *Evolution*. 61(9): 2154–2164.
- Dionne, M., Miller, K.M., Dodson, J.J., and Bernatchez, L. 2009. [MHC standing genetic variation and pathogen resistance in wild Atlantic salmon](#). *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 364(1523): 1555–1565.
- Donnet, S., Ratsimandresy, A.W., Goulet, P., Doody, C., Burke, S., and Cross, S. 2018. [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.
- 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(5): 705–710.
- Escobar-Lux, R.H., Parsons, A., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A.-L. 2020. [Short-term exposure to hydrogen peroxide induces mortality and alters exploratory behavior of European lobster \(*Homarus gammarus*\)](#). *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 204: 111111.
- Faust, E., Halvorsen, K.T., Andersen, P., Knutsen, H., and André, C. 2018. [Cleaner fish escape salmon farms and hybridize with local wrasse populations](#). *R. Soc. Open Sci.* 5(3): 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.
- Findlay, R.H., and Watling, L. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. *In* Modelling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Edited by B.T. Hargrave. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949: xi + 125 p.
- Garseth, Å.H., Ekrem, T., and Biering, E. 2013. [Phylogenetic Evidence of Long Distance Dispersal and Transmission of Piscine Reovirus \(PRV\) between Farmed and Wild Atlantic Salmon](#). *PLoS One*. 8(12): e82202.
- Garver, K.A. et Hawley, L.M. 2021. [Caractérisation du virus de la septicémie hémorragique virale \(vSHV\) pour informer les évaluations des risques de transfert d'agents pathogènes en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/064. v + 26 p.
- Gillooly, J.F., Brown, J.H., West, G.B., Savage, V.M., and Charnov, E.L. 2001. [Effects of Size and Temperature on Metabolic Rate](#). *Science*. 293(5538): 2248–2251.
- Goodbrand, L., Abrahams, M.V., and Rose, G.A. 2013. [Sea cage aquaculture affects distribution of wild fish at large spatial scales](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70(9): 1289–1295.
- Goulet, P., Mullowney, D., Ratsimandresy, A., Kingsbury, M., and Hamoutene, D. 2022. Species Distribution Modelling for snow crab (*Chionoecetes opilio*) potential habitat in Connaigre Bay Newfoundland. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3517: vii + 36 p.
- Grant, J., Simone, M., and Daggett, T. 2019. [Long-term studies of lobster abundance at a salmon aquaculture site, eastern Canada](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76(7): 1096–1102.
- Hamoutene, D., Oldford, V., and Donnet, S. 2022. [Drug and pesticide usage for sea lice treatment in salmon aquaculture sites in a Canadian province from 2016 to 2019](#). *Sci. Rep.* 12(4475): 1–15.

- Hamoutene, D., 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 Environ.* 857(2): 159574.
- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burrige, L., Villeneuve, J., Miller, C. 2023b. [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.
- Hay, D.E., Bravender, B.A., Gillis, D.J., and Black, E.A. 2004. An Investigation into the Consumption of Wild Food Organisms, and the Possible Effects of Lights on Predation, by Caged Atlantic Salmon in British Columbia. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2662: vi + 35 p.
- Holborn, M.K., Crowley, S.E., Duffy, S.J., Messmer, A.M., Kess, T., Dempson, J.B., and Bradbury, I.R. 2022. [Precocial male maturation contributes to the introgression of farmed Atlantic salmon into wild populations](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 14: 205–218.
- Houde, E.D. 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. *In* American Fisheries Society Symposium Series. Edited by R.D. Hoyt. *Am. Fish. Soc.* 2: 17–29.
- ICES. 2020. [Working Group on North Atlantic Salmon \(WGNAS\)](#). *ICES Scientific Reports.* 2(21): 358 p.
- Johannes, M.R.S., and Hay, D.E. 2006. Trophic interactions and consumption of wild fish and plankton by cage-reared salmon in British Columbia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2634: vii + 22 p.
- Johansen, L.-H., Jensen, I., Mikkelsen, H., Bjørn, P.A., Jansen, P.A., and Bergh, Ø. 2011. [Disease interaction and pathogens exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway](#). *Aquaculture.* 315(3–4): 167–186.
- Justić, D., Rabalais, N., and Turner, R.E. 1996. [Effects of Climate Change on Hypoxia in Coastal Waters: A Doubled Co2 Scenario for the Northern Gulf of Mexico](#). *Limnol. Oceanogr.* 41(5): 992–1003.
- Keenan, S.F., Benfield, M.C., and Blackburn, J.K. 2007. [Importance of the artificial light field around offshore petroleum platforms for the associated fish community](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 331: 219–231.
- Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., and Bradbury, I.R. 2018. [Predicting the impacts of escaped farmed Atlantic salmon on wild salmon populations](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(4): 1–7.
- Kjærner-Semb, E., Ayllon, F., Furmanek, T., Wennevik, V., Dahle, G., Niemelä, E., Ozerov, M., Vähä, J.P., Glover, K.A., Rubin, C.J., Wargelius, A., and Edvardsen, R.B. 2016. [Atlantic salmon populations reveal adaptive divergence of immune related genes - a duplicated genome under selection](#). *BMC Genomics.* 17(610): 1–12.
- Krkošek, M. 2010. [Host density thresholds and disease control for fisheries and aquaculture](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 1: 21–32.
- Krkošek, M., Connors, B.M., Morton, A., Lewis, M.A., Dill, L.M., and Hilborn, R. 2011. [Effects of parasites from salmon farms on productivity of wild salmon](#). *PNAS.* 108(35): 14700–14704.

- Laurent, A., Fennel, K., Ko, D.S., and Lehrter, J. 2018. [Climate Change Projected to Exacerbate Impacts of Coastal Eutrophication in the Northern Gulf of Mexico](#). J. Geophys. Res. Oceans. 123(5): 3408–3426.
- Law, B.A., Hill, P.S., Maier, I., Milligan, T.G., and Page, F. 2014. [Size, settling velocity and density of small suspended particles at an active salmon aquaculture site](#). Aquacult. Environ. Interact. 6: 29–42.
- Law, B.A., Hill, P.S., Milligan, T.G., and Zions, V. 2016. [Erodibility of aquaculture waste from different bottom substrates](#). Aquacult. Environ. Interact. 8: 575–584.
- Lawson, G., and Rose, G.A. 2000. [Small-scale spatial and temporal patterns in spawning of Atlantic cod \(*Gadus morhua*\) in coastal Newfoundland waters](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(5): 1011–1024.
- Lawton, P., and Lavalli, K.L. 1995. Postlarval, Juvenile, Adolescent, and Adult Ecology. In: Biology of the Lobster *Homarus americanus*. Edited by J.R. Factor. Academic Press. San Diego, California. pp. 47–88.
- Lear, W.H. 1973. Size and age composition of the 1971 Newfoundland-Labrador commercial salmon catch. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. 392. 43 p.
- Lehnert, S.J., 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.
- Lin, D.T., and Bailey-Brock, J.H. 2008. [Partial recovery of infaunal communities during a fallow period at an open-ocean aquaculture](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 371: 65–72.
- Macleod, C.K., Crawford, C.M., and Moltschaniwskyj, N.A. 2004. [Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery](#). Mar. Pollut. Bull. 49(1–2): 79–88.
- Madhun, A.S., Karlsbakk, E., Isachsen, C.H., Omdal, L.M., Eide Sørvik, A.G., Skaala, Ø., Barlaup, B.T., and Glover, K.A. 2015. [Potential disease interaction reinforced: double-virus-infected escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., recaptured in a nearby river](#). J. Fish Dis. 38(2): 209–219.
- Madhun, A.S., Isachsen, C.H., Omdal, L.M., Einen, A.C.B., Mæhle, S., Wennevik, V., Niemelä, E., Svåsand, T., and Karlsbakk, E. 2018. [Prevalence of piscine orthoreovirus and salmonid alphavirus in sea-caught returning adult Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\) in northern Norway](#). J. Fish Dis. 41(5): 797–803.
- May, A.W., and Lear, W.H. 1971. Digest of Canadian Atlantic salmon catch statistics. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. 270: 106 p.
- McAllister, L.T., Van Leeuwen, T.E., Hanlon, J.M., Morris, C.J., Potter, J., Wells, J., and Abrahams, M. 2021. [Sea cage aquaculture may provide an energetic subsidy to wild juvenile cod in coastal bays of southern Newfoundland, Canada](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 674: 241–255.
- Mill, K., Sahota, C., Hayek, K., and Kennedy, C.J. 2022. [Effects of sea louse chemotherapeutants on early life stages of the spot prawn \(*Pandalus platyceros*\)](#). Aquacult. Res. 53(1): 109–124.

- Mowbray, F.K., Bourne, C., Murphy, H., Adamack, A., Lewis, K., Varkey, D. et P. Regular. 2019. [Évaluation de la population de capelans \(*Mallotus villosus*\) dans la sous-zone 2 et les divisions 3KL en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. de rech. 2019/068 iv + 36 p.
- MPO. 2009. [La zostère \(*Zostera marina*\) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique?](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.
- MPO. 2012. [Se servir des données de repérage par satellite pour délimiter l'habitat important de la tortue luth dans les eaux canadiennes de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/036.
- MPO. 2013. [Lignes directrices visant à définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture: bains contre le pou du poisson dans la baie de Fundy \(Nouveau-Brunswick\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/070.
- MPO. 2020a. [Éclosion de l'anémie infectieuse du saumon \(AIS\) dans une ferme de saumon de MOWI à Terre-Neuve-et-Labrador](#).
- 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. vi + 35 p.
- MPO. 2022a. [Examen des évaluations de base de Marine Harvest Atlantic Canada Inc. pour les choix de sites aquacoles sur la côte sud de Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/002.
- MPO. 2022b. [Examen scientifique de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO portant sur cinq projets d'installations piscicoles marines de Grieg Aquaculture dans la baie de Placentia, à Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/019.
- MPO. 2022c. [Évaluation du stock de saumon de l'Atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/031.
- MPO. 2022d. [Décès de mammifères marins \(méga-faune\) dans les installations d'aquaculture de poissons marins en Colombie-Britannique](#). Date de mise à jour : 2022-05-31.
- Mullowney, D.R.J., Dawe, E.G., Colbourne, E.B., and Rose, G.A. 2014. [A review of factors contributing to the decline of Newfoundland and Labrador snow crab \(*Chionoecetes opilio*\)](#). Rev. Fish Biol. Fish. 24: 639–657.
- 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](#). Rev. Fish Biol. Fish. 28: 435–459.
- Murray, C., Hannah, L., and Locke, A. 2020. A Review of Cumulative Effects Research and Assessment in Fisheries and Oceans Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3357: vii + 51 p.
- Núñez-Acuña, G., Fernandez, C., Sanhueza-Guevara, S., and Gallardo-Escárate, C. 2022. [Transcriptome profiling of the early developmental stages in the giant mussel *Choromytilus chorus* exposed to delousing drugs](#). Mar. Genomics. 65: 100970.
- Nylund, A., Devoid, M., Mullins, J., and Plarre, H. 2002. Herring (*Clupea harengus*): A host for infectious salmon anemia virus (ISAV). Bull. Euro. Assoc. Fish Path. 22(5): 311–318.

- Nylund, A., Brattespe, J., Plarre, H., Kambestad, M., and Karlsen, M. 2019. [Wild and farmed salmon \(*Salmo salar*\) as reservoirs for infectious salmon anaemia virus, and the importance of horizontal- and vertical transmission](#). PLoS One. 14(4): e0215478.
- 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.
- Parsons, L.S., and Hodder, V.M. 1970. [Occurrence of Juvenile and Spawning Atlantic Mackerel in Southeastern Newfoundland Coastal Waters](#). J. Fish. Res. Board Can. 27(11): 2097–2100.
- Parsons, A.E., Escobar-Lux, R.H., Sævik, P.N., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A.-L. 2020. [The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster \(*Homarus gammarus*\) larvae in the Norwegian marine environment](#). Environ. Pollut. 264: 114725.
- PMRA. 2014. Proposed Registration Decision PRD2014-11, Hydrogen Peroxide. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016a. Registration Decision RD 2016-18, Hydrogen Peroxide. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016b. Proposed Registration Decision PRD2016-25, Azamethiphos. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2017. Registration Decision RD2017-13, Azamethiphos. Products Consultation Document. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- Pritchard, V.L., Mäkinen, H., Vähä, J.-P., Erkinaro, J., Orell, P., and Primmer, C.R. 2018. [Genomic Signatures of Fine-Scale Local Selection in Atlantic Salmon Suggest Involvement of Sexual Maturation, Energy Homeostasis and Immune Defence-Related Genes](#). Mol. Ecol. 27(11) :2560–2575.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Díaz, R.J., and Justić, D. 2009. [Global change and eutrophication of coastal waters](#). ICES J. Mar. Sci. 66(7): 1528–1537.
- 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.
- Reddin, D.G., and Lear, W.H. 1990. Summary of marine tagging studies of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Northwest Atlantic area. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1737: iv + 115 p.
- Reddin, D.G., and Short, P.B. 1981. The 1976 Newfoundland and Labrador Atlantic salmon commercial landings. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1007: iv + 105 p.
- 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(10): 2147–2156.
- Saksida, S., Bricknell, I., Robinson, S., and Jones, S. 2015. [Population ecology and epidemiology of sea lice in Canadian waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/004. v + 34 p.

- Salvo, F., Mersereau, J., Hamoutene, D., Belley, R., and Dufour, S.C. 2017. [Spatial and temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in Newfoundland](#). Ecol. Indic. 76: 207–218.
- Schein, A., Courtenay, S.C., Kidd, K.A., Campbell, K.A., and van den Heuvel, M.R. 2013. [Food web structure within an estuary of the southern Gulf of St. Lawrence undergoing eutrophication](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70(12): 1805–1812.
- SEPA. 1999. Emamectin Benzoate, An Environmental Risk Assessment. Scottish Environmental Protection Agency. p. 23.
- Shen, Y., Greco, M., and Faltinsen, O.M. 2019. [Numerical study of a well boat operating at a fish farm in current](#). J. Fluids Struct. 84: 77–96.
- Shephard, S., and Gargan, P. 2017. [Quantifying the contribution of sea lice from aquaculture to declining annual returns in a wild Atlantic salmon population](#). Aquacult. Environ. Interact. 9: 181–192.
- Shephard, S., and Gargan, P. 2021. [Wild Atlantic salmon exposed to sea lice from aquaculture show reduced marine survival and modified response to ocean climate](#). ICES J. Mar. Sci. 78(1): 368–376.
- Simpson, M.R., Gauthier, J., Benoît, H.P., MacDonald, D., Hedges, K., Collins, R., Mello, L., and Miri, C. 2016. [A pre-COSEWIC assessment of the Common Lumpfish \(*Cyclopterus lumpus*, Linnaeus 1758\) in Canadian Atlantic and Arctic waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/068. v + 135 p.
- Skilbrei, O.T., Heino, M., and Svåsand, T. 2015. [Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway](#). ICES J. Mar. Sci. 72(2): 670–685.
- Skøien, K.R., Aas, T.S., Alver, M.O., Romarheim, O.H., and Alfredsen, J.A. 2016. [Intrinsic settling rate and spatial diffusion properties of extruded fish feed pellets](#). Aquacult. Eng. 74: 30–37.
- Stickney, A.P. 1970. Factors influencing the attraction of Atlantic herring *Clupea harengus harengus*, to artificial lights. Fish. Bull. 68(1): 73–85.
- Strain, P.M., and Hargrave, B.T. 2005. [Salmon Aquaculture, Nutrient Fluxes and Ecosystem Processes in Southwestern New Brunswick](#). In: Hargrave, B.T. (Ed.). Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Handbook of Environmental Chemistry, vol 5M. Springer, Berlin, Heidelberg. 29–57.
- Suikkanen, S., Pulina, S., Engström-Öst, J., Lehtiniemi, M., Lehtinen, S., and Brutemark, A. 2013. [Climate Change and Eutrophication Induced Shifts in Northern Summer Plankton Communities](#). PLOS One 8(6): e66475.
- Sutherland, T.F., Amos, C.L., Ridley, C., Droppo, I.G., and Peterson, S.A. 2006. [The settling behaviour and benthic transport of fish feed pellets under steady flows](#). Estuaries Coasts 29: 810–819.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., Castellani, M., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2019. [Estimating the relative fitness of escaped farmed salmon offspring in the wild and modelling the consequences of invasion for wild populations](#). Evol. Appl. 12(4): 705–717.

- Thibodeau, B., de Vernal, A., and Mucci, A. 2006. [Recent eutrophication and consequent hypoxia in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Micropaleontological and geochemical evidence](#). Mar. Geol. 231(1–4): 37–50.
- Thorstad, E.B., and Finstad, B. 2018. [Impacts of salmon lice emanating from salmon farms on wild Atlantic salmon and sea trout](#). NINA Report. 1449: 1–22.
- Tonteri, A., Vasemägi, A., Lumme, J., and Primmer, C.R. 2010. [Beyond MHC: signals of elevated selection pressure on Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) immune-relevant loci](#). Mol. Ecol. 19(7): 1273–1282.
- Torrissen, O., Jones, S., Asche, F., Guttormsen, A., Skilbrei, O.T., Nilsen, F., Horsberg, T.E., and Jackson, D. 2013. [Salmon lice- impact on wild salmonids and salmon aquaculture](#). J. Fish Dis. 36(3): 171–194.
- Uglen, I., Karlsen, Ø., Sanchez-Jerez, P., and Sæther, B.-S. 2014. [Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway](#). Aquacult. Environ. Interact. 6(1): 91–103.
- Verhoeven, J.T.P., Salvo, F., Knight, R., Hamoutene, D., and Dufour, S.C. 2018 [Temporal Bacterial Surveillance of Salmon Aquaculture Sites Indicates a Long Lasting Benthic Impact With Minimal Recovery](#). Front. Microbiol. 9: 3054.
- Waddy, S.L., Burrige, L.E., Hamilton, M.N., Mercer, S.M., Aiken, D.E., and Haya, K. 2002. [Emamectin benzoate induces molting in American lobster, *Homarus americanus*](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59(7): 1096–1099.
- Wells, N., K. Tucker, K. Allard, M. Warren, S. Olson, L. Gullage, C. Pretty, V. Sutton-Pande et K. Clarke. 2019. [Réévaluation de la zone de 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.
- Wheeler, J.P., and Winters, G.H. 1984. [Homing of Atlantic herring \(*Clupea harengus harengus*\) in Newfoundland waters as indicated by tagging data](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41(1): 108–117.
- Wiber, M.G, Young, S., and Wilson, L. 2012. [Impact of Aquaculture on Commercial Fisheries: Fisherman's Local Ecological Knowledge](#). Human Ecol. 40: 29–40.
- Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., Hamilton, L.C., Anderson, E.C., Fleming, I.A., Grant, C., Dempson, J.B., Veinott, G., Duffy, S.J., and Bradbury, I.R. 2018. [Extensive hybridization following a large escape of domesticated Atlantic Salmon in the Northwest Atlantic](#). Commun. Biol. 1(108): 1–9.
- Zhulay, I., Reiss, K., and Reiss, H. 2015. [Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities](#). Mar. Pollut. Bull. 97(1–2): 381–390.
- Zueva, K.J., Lumme, J., Veselov, A.E., Kent, M.P., and Primmer, C.R. 2018. [Genomic signatures of parasite-driven natural selection in north European Atlantic salmon \(*Salmo salar*\)](#). Mar. Genomics. 39: 26–38.

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 1919-3815

ISBN 978-0-660-78318-5 N° cat. Fs70-7/2025-025F-PDF

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

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2025. Revue scientifique du projet d'installation de pisciculture marine proposé par Cold Ocean Salmon dans June Cove, dans Connaigre Bay à Terre-Neuve, effectuée par la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2025/025.

Also available in English:

DFO. 2025. DFO Newfoundland and Labrador Region Science Review of Proposed Cold Ocean Salmon Finfish Aquaculture Facilities in June Cove, Connaigre Bay, Newfoundland. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2025/025.