



EXAMEN PAR LA RÉGION DES MARITIMES DU MPO DE LA MODIFICATION PROPOSÉE DES LIMITES DE LA PISCICULTURE MARINE DANS LA BAIE WHYCOCOMAGH DES LACS BRAS D'OR, EN NOUVELLE-ÉCOSSE

Contexte

La Première Nation We'koqma'q a soumis au gouvernement de la Nouvelle-Écosse une demande de modification des limites de ses sites actuels (nos 0814, 0845 et 0600) dans la baie Whycocomagh des lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse.

Conformément au protocole d'entente entre le Canada et la Nouvelle-Écosse sur le développement de l'aquaculture, et compte tenu du mandat législatif de Pêches et Océans Canada (MPO), le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse a transféré cette demande au MPO pour qu'il l'examine et formule un avis. La demande était accompagnée des renseignements recueillis par le promoteur conformément au *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA).

Afin de guider cet examen, le bureau régional de Gestion de l'aquaculture a demandé un avis aux Sciences du MPO sur les zones d'exposition prévues associées aux activités d'aquaculture proposées et les effets qu'elles pourraient avoir sur les poissons sensibles—tant les espèces en péril inscrites que les espèces visées par les pêches commerciales, récréatives et autochtones—et les habitats qui les soutiennent.

Plus précisément, le présent document porte sur les questions ci-dessous.

Question 1. D'après l'information scientifique et les données sur le site proposé qui sont accessibles, quelle est la zone d'exposition prévue associée à l'utilisation de produits approuvés pour le traitement sanitaire de poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences possibles pour les espèces sensibles?

Question 2. D'après les données accessibles, quels sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces en péril, les espèces halieutiques, les espèces d'importance écologique et les habitats associés qui se trouvent dans la zone d'exposition prévue en milieu benthique et qui sont vulnérables à l'exposition au dépôt de matières organiques? Comment cela se compare-t-il à l'importance de ces espèces et habitats dans la zone environnante (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus de l'activité aquacole proposée sur ces espèces et habitats sensibles?

Question 3. Comment les effets du site aquacole proposé sur ces espèces se comparent-ils aux effets d'autres sources anthropiques dans la région (y compris les exploitations piscicoles existantes)? Les zones d'influence se chevauchent-elles et, si tel est le cas, quelles en sont les conséquences possibles?

Question 4. Pour étayer l'analyse du risque d'empêchement dans les infrastructures aquacoles proposées, quelles espèces pélagiques en péril utilisent la zone en question, pour quelle durée et à quel moment?

Réponse des Sciences : Modification proposée des limites de sites de pisciculture marine dans la baie Whycocomagh

Région des Maritimes

Question 5. Quelles populations de salmonidés se trouvent dans la zone géographique où les poissons d'élevage évadés sont susceptibles de migrer? Quelles sont la taille et les tendances de l'état de ces populations dans la zone d'exposition aux évadés du site proposé? L'une de ces populations est-elle inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*?

Question 6. On sait qu'il y a déjà eu des problèmes d'oxygène dans les milieux benthiques et pélagiques des sites actuels. Compte tenu de l'approche proposée pour la gestion du site et de l'augmentation du nombre de poissons qui y seront élevés (un million de poissons), quelle est la demande en oxygène pour la zone et qu'est-ce que cela signifie pour l'équilibre de l'oxygène dans la zone (la demande en oxygène dépassera-t-elle l'oxygène disponible)?

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences régional du 1 et 2 décembre 2020 sur l'examen par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine, dans la baie Whycocomagh du lac Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse.

Renseignements de base

La Première Nation We'koqma'q demande une modification pour combiner trois sites actuels d'élevage de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) [n^{os} 0814, 0845, et 0600] en une seule concession sous le n^o 0814x. La fusion proposée sous le site n^o 0814x s'accompagnera d'une augmentation de la superficie totale louée. Ce site est situé dans la baie Whycocomagh des lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse, au sud-ouest du village de Whycocomagh et de l'île Indian. Le plan de développement global du promoteur pour la baie Whycocomagh comprend également l'ajout proposé de deux nouveaux sites—Aberdeen Nord (n^o 1430) et Aberdeen Sud (n^o 1431)—qui seront examinés séparément du site n^o 0814x. L'emplacement du site proposé et sa proximité des sites Aberdeen Nord (n^o 1430) et Aberdeen Sud (n^o 1431), sont illustrés sur la figure 1.

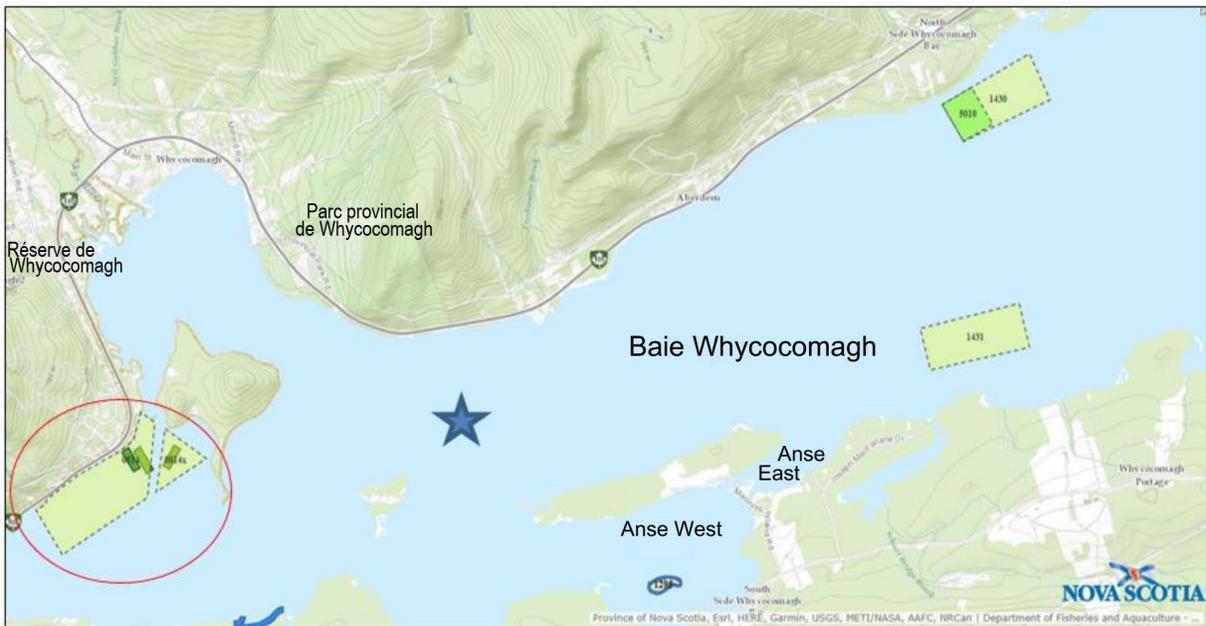


Figure 1. Carte des concessions piscicoles dans la baie Whycocomagh des lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse. Les polygones vert clair représentent les concessions piscicoles proposées par la

Réponse des Sciences : Modification proposée des limites de sites de pisciculture marine dans la baie Whycomomagh

Région des Maritimes

Première Nation We'koqma'q. Ceux qui sont encadrés en rouge représentent le site n° 0814x et les autres, les nouveaux sites proposés (Aberdeen Nord et Aberdeen Sud). La carte a été extraite du site Web du ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse le 23 mars 2020 (NSDFAa). L'étoile indique l'emplacement approximatif d'un seuil au milieu de la baie.

Les sites actuels (nos 0814, 0845 et 0600) ont été exploités par différents propriétaires depuis 1992–1993. Ils ont été inactifs de 2001 à 2011, année à laquelle ils ont été transférés à la Première Nation We'koqma'q. La superficie louée de ces trois sites est actuellement de 4,35 ha et la modification proposée porterait la superficie du site à 75 ha (y compris un couloir de navigation), soit une augmentation de 1 624 % de la superficie louée totale (NSDFAa). L'infrastructure proposée est constituée de six réseaux de huit parcs en filet; toutefois, la configuration du site ne sera pas statique. L'intention est de pouvoir déplacer les réseaux de parcs en filet empoissonnés dans les limites de la concession afin de permettre la mise en jachère de certaines sections, en fonction des résultats de la surveillance environnementale, pendant que d'autres sections de la concession sont empoissonnées. La figure 2 illustre le plan d'aménagement du site avec la bathymétrie.

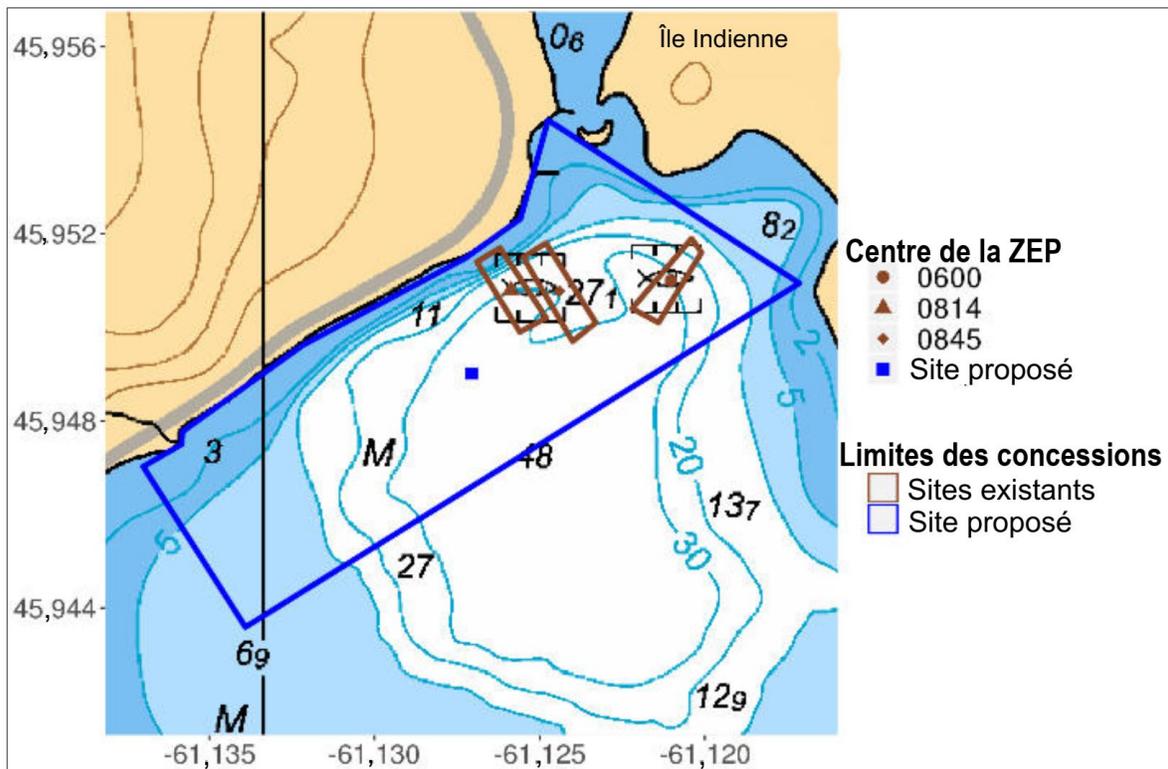


Figure 2. Limites actuelles (en brun) et proposées (en bleu) des concessions superposées sur la carte n° 4278 du Service hydrographique du Canada (SHC). Le centre de chaque concession pour les calculs de la zone d'exposition prévue (ZEP) est également indiqué.

Le site proposé (n° 0814x) est situé dans une zone de dépôt avec un type de fond relativement homogène. Les données de référence recueillies en mai 2020, qui ont été soumises par le promoteur (en complément des données de référence originales), montrent que le fond marin est constitué de vase noire à brune facilement perturbée. Plusieurs stations dans l'ensemble de la concession proposée présentaient des déchets d'alimentation et quelques excréments, des

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomagh**

Région des Maritimes

dégagements gazeux et des bactéries du genre *Beggiatoa*. Les concentrations moyennes de sulfure dans les sédiments tirées des données brutes du Programme de surveillance environnementale (PSE) de 2012 à 2019 pour les sites actuels (nos 0814, 0845 et 0600) sont présentées dans le tableau 1. L'état de référence du site proposé (n° 0814x) datant de mai 2020 est également indiqué.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

Tableau 1. Concentrations moyennes de sulfure dans les sédiments aux sites actuels (nos 0814, 0845 et 0600), d'après un échantillonnage de niveau I (et de niveau II, si requis selon le cadre du programme de surveillance environnementale pour l'aquaculture marine en Nouvelle-Écosse, NSDFAb). La mention « S.O. » indique que cette information n'est pas accessible ou n'a pas été collectée.

Année	Concentration moyenne de sulfure dans les sédiments (µM)
2012	0814—2 793 (niveau I) 0845—S.O. 0600—S.O.
2013	0814—722 (niveau I) 0845—1 581 (niveau I) 0600—S.O.
2014	0814—4 681 (niveau I) et 7 944 (niveau II) 0845—S.O. 0600—2 583 (niveau I) et 2 620 (niveau II)
2015	0814—3 037 (niveau I) 0845—S.O. 0600—2 284 (niveau I)
2016	0814—2 397 (niveau I) 0845—1 890 (niveau I) 0600—3 481 (niveau I)
2017	0814—1 326 (niveau I) 0845—1 244 (niveau I) 0600—1 830 (niveau I)
2018	0814—2 311 (niveau I) 0845—S.O. 0600—2 129 (niveau I)
2019	0814—4 631 (niveau I) et 3 524 (niveau II) 0845—4 380 (niveau I) et 3 735 (niveau II) 0600—4 103 (niveau I) et 4 554 (niveau II)
2020 (état de référence)	0814x—489

Les liens entre les concentrations de sulfure dans les sédiments et l'état général des sédiments, comme l'état oxique et la diversité de la macrofaune aux sites d'aquaculture, sont bien documentés (Pearson et Rosenberg 1978, Hansen *et al.* 2001, Wildish *et al.* 2001, Hargrave *et al.* 2008). Les sédiments sous les trois sites actuels ont présenté des teneurs élevées en sulfure dans le passé, avec des concentrations moyennes atteignant le niveau Hypoxique B en 2014, 2015, 2016 et 2019, et le niveau Anoxique en 2014 selon les catégories décrites dans le

document d'Hargrave (2010) [annexe A]. Les différents sites d'échantillonnage des sédiments qui ont atteint les niveaux Hypoxique B et Anoxique dans le passé sont illustrés sur la figure 3.



Figure 3. Lieux d'échantillonnage des sédiments aux sites n^{os} 0814, 0845 et 0600 où l'on a relevé des concentrations de sulfure dans les sédiments de 3 000 μM (en jaune) et de 6 000 μM (en rouge), superposés sur une image Google Earth des parcs en filet existants. Les observations datent de 2012 (triangles), 2014 (cercles), 2015 (étoiles), 2016 (hexagones), 2018 (cibles) et 2019 (carrés). Le polygone bleu est la concession proposée (n^o 0814x) et les polygones blancs sont les concessions actuelles.

L'image Google Earth ci-dessus montre des parcs en filet situés à l'ouest des trois concessions louées actuellement, mais à l'intérieur des limites de la concession n^o 0814x proposée. Cependant, les emplacements des stations du PSE au sud indiquent que des parcs en filet ont pu se trouver à l'extérieur des limites proposées. Du fait de la nature échelonnée et complexe de l'empoissonnement tout au long de l'année, due à des facteurs tels que la couverture de glace et les périodes de croissance de cinq à dix mois, il est difficile de savoir combien de poissons ont été présents sur le site, ainsi que le nombre de poissons qui seront présents sur le site à l'avenir à un moment quelconque de l'année. Le nombre maximum de truites arc-en-ciel qui devraient se trouver sur le site n^o 0814x à tout moment est de 720 000, d'après le nombre maximum proposé de poissons par parc en filet. Ce nombre semble supérieur au niveau d'empoissonnement annuels antérieurs. Selon les données soumises en vertu du RAA de 2015 à 2018, aucun pesticide (c.-à-d. azaméthiphos, peroxyde d'hydrogène ou benzoate d'émamectine) n'a été utilisé sur les sites actuels. Cela correspond à ce qui est fait dans les autres sites piscicoles en Nouvelle-Écosse. Les sites actuels dans la baie Whycomomagh ont connu des problèmes d'oxygène dans le passé, qui ont notamment résulté en l'abattage déclaré de poissons d'élevage sur place.

Tous les bassins des lacs Bras d'Or, y compris la baie Whycomomagh, font partie de la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) des lacs Bras d'Or. Cette dernière se trouve dans

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycocomagh**

Région des Maritimes

une mer intérieure unique qui revêt une importance particulière pour le hareng de l'Atlantique, la morue franche, l'oursin et la zostère (DFO 2006). Compte tenu de la grande hétérogénéité des écosystèmes des lacs Bras d'Or, les baies ont été évaluées séparément. Bien que la baie Whycocomagh soit un secteur unique des lacs, elle ne possède pas la diversité ni les qualités d'habitat nécessaires pour soutenir un biote diversifié et productif, et sa nature fermée limite encore plus l'incidence qu'elle a sur l'ensemble de l'écosystème des lacs Bras d'Or (DFO 2006). C'est pourquoi la baie Whycocomagh a été classée comme la deuxième ZIEB la moins importante des lacs. Quoi qu'il en soit, le DFO (2004) a affirmé que les ZIEB sont conçues comme un outil permettant d'attirer l'attention sur une zone qui présente une importance écologique ou biologique particulièrement élevée, afin d'y faciliter l'application d'un degré d'aversion au risque plus élevé que d'habitude dans la gestion des activités.

Les relevés biologiques menés dans les lacs Bras d'Or sur les poissons, les algues, les copépodes, les polychètes et les foraminifères montrent que la baie Whycocomagh est l'une des deux zones où l'on trouve le moins d'espèces (Parker *et al.* 2007). Actuellement, les pêches pratiquées dans la baie Whycocomagh sont également limitées. Les concessions actuelles sont exploitées depuis plus de dix ans dans la région. Le homard, l'huître, le pétoncle et le crabe commun sont les plus importantes espèces d'invertébrés benthiques visées par les pêches commerciales dans les lacs Bras d'Or. Parmi elles, seule l'huître a donné une production significative dans la baie Whycocomagh (Parker *et al.* 2007), mais elle a été surexploitée dans ses habitats d'origine à l'intérieur des lacs et seules de petites communautés sauvages existent encore (Lambert 2002). Les pêches commerciales de poissons de fond et de poissons pélagiques dans les lacs Bras d'Or ont ciblé la plie rouge, la morue franche et le hareng de l'Atlantique. Parmi ces espèces, les relevés au chalut effectués de 1952 à 2000 ont permis de trouver la morue franche et la plie rouge dans la baie Whycocomagh (Parker *et al.* 2007). La pêche de la plie rouge a pris fin en 1992 et les pêches dirigées de la morue franche de la division 4W et des sous-divisions 4Vs et 4Vn ont été fermées en 1993 en raison de l'épuisement des stocks (Fanning *et al.* 2003, DFO 2002). L'estuaire de la rivière Skye, dans la baie Whycocomagh, soutient des pêches récréatives limitées de l'anguille d'Amérique, du maquereau et de l'éperlan. Les données sur les connaissances écologiques traditionnelles compilées en 2017 par l'Unama'ki Institute of Natural Resources indiquent que la zone est importante pour l'anguille d'Amérique, le saumon atlantique, le hareng de l'Atlantique, le maquereau, la morue franche, l'éperlan, l'huître, la tortue peinte et la chélydre serpentine, ainsi que pour le piégeage de la loutre (Gestion des océans, comm. pers.), et que la majorité des populations de ces espèces ont décliné (CEPI 2006).

L'anguille d'Amérique a été évaluée comme étant menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et elle fait l'objet d'un examen en vue de son inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). La population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton est présente dans les rivières de l'est du Cap-Breton qui se déversent dans les lacs Bras d'Or (MPO 2014a) et qui se trouvent dans la zone de pêche du saumon 21. Selon les connaissances écologiques traditionnelles, le nombre de saumons sauvages et leur taille ont diminué dans la région (CEPI 2006, Parker *et al.* 2007). La population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton a été évaluée comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en 2010. En 2019, toutes les rivières de la zone de pêche du saumon 19 ont été fermées à la pêche au saumon toute l'année, à l'exception des rivières Middle, Baddeck et North. Ces trois rivières ont été ouvertes à la pêche à la ligne avec remise à l'eau des prises à certaines périodes de l'année. Des allocations à des fins alimentaires, sociales et rituelles étaient accessibles pour les Premières Nations dans ces trois rivières. Toutefois, on a découragé la pêche du saumon atlantique à des fins alimentaires, sociales et rituelles lorsque le

plan de pêche axé sur la conservation de 2019–2020 a révélé que le nombre d'œufs requis pour la conservation de l'espèce ne serait pas atteint dans ces rivières. Les collectivités autochtones de l'est du Cap-Breton n'ont déclaré aucune prise de saumon en montaison (MPO 2020a).

La truite arc-en-ciel est une espèce qui a été introduite sur la côte atlantique. Au fil du temps, plus d'un million de truites arc-en-ciel se sont évadées d'exploitations aquacoles commerciales dans les lacs Bras d'Or. On a observé que les poissons évadés ont formé une population férale et reproductrice à la fin des années 1980 (Sabeau 1983, cité dans Alexander *et al.* 1986), qui existe encore aujourd'hui. Des évasions se sont produites aux sites actuels. Les renseignements accessibles sur les évasions signalées ces dernières années indiquent des événements uniques en 2017 et 2018 et des événements multiples en 2019, avec des nombres allant de centaines à des dizaines de milliers d'évadés.

Dans sa proposition, le promoteur mentionne que le phoque gris et le phoque commun sont les seuls mammifères marins connus pour traverser la baie Whycomomagh. La surveillance vidéo de référence du site proposé (n° 0814x) montre que les principales espèces macrofauniques observées sont des échinodermes comme l'étoile de mer. Cela correspond aux connaissances selon lesquelles les échinodermes représentaient la majorité de la biomasse d'invertébrés recueillis lors des relevés menés dans les lacs Bras d'Or (Tremblay 2004).

La baie Whycomomagh est réputée pour sa forte concentration de marais salés dans les lacs Bras d'Or (Hastings *et al.* 2014). Ces habitats humides soutiennent un certain nombre de fonctions écologiques importantes et accueillent une diversité d'espèces que l'on ne trouve généralement pas dans les autres habitats (Parker *et al.* 2007). On sait que la zostère a toujours été un lieu de fraie important pour le hareng (Denny *et al.* 1998) et qu'elle peut également grandement contribuer à la productivité des lacs Bras d'Or. La zostère est désignée comme une espèce d'importance écologique en raison des nombreuses fonctions écologiques qu'elle assure, notamment en tant qu'habitat de poissons et de leurs proies. Les relevés vidéo effectués en 2007, alors que les sites n'avaient pas été exploités depuis 2001, ont montré des herbiers de zostère à la fois étendus et fragmentés dans certaines parties de la baie Whycomomagh (Vandermeulen 2016). On sait peu de choses sur l'abondance et la répartition actuelles de la zostère dans la baie Whycomomagh et dans l'ensemble des lacs Bras d'Or. Toutefois, les données de référence soumises par le promoteur, recueillies en mai 2020, indiquent la présence de zostère à 4 des 21 stations étudiées dans la concession proposée.

Les autres activités anthropiques susceptibles d'avoir des effets sur les habitats et les espèces de la région comprennent une usine de traitement des eaux usées, des activités de loisirs (p. ex., la navigation de plaisance, le kayak), une marina et d'autres concessions de pisciculture et d'ostréiculture proposées. Les apports terrestres du sous-bassin versant proviennent d'activités forestières et agricoles, de parcs et de sentiers (et d'autres activités touristiques), de mines abandonnées, de lignes de transport d'énergie, de sites soupçonnés d'être contaminés et d'une densité de population et de routes en augmentation (Parker *et al.* 2007, Province of Nova Scotia 2021). Un tronçon de 900 m de la route 105 de la Nouvelle-Écosse longe immédiatement le site proposé, avec seulement une zone tampon d'une largeur de 10 à 20 m entre la route et la limite du rivage du site.

Les principales caractéristiques de l'océan, des infrastructures d'élevage et du grossissement aux sites actuels et au site élargi proposé, prises en compte dans les analyses qui suivent, sont résumées dans le tableau 2.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

Tableau 2. Principales caractéristiques de l’océan, des infrastructures d’élevage et du grossissement aux sites actuels et au site élargi proposé. Certaines données concernant les sites actuels n’étaient pas accessibles au moment de l’examen (indiqué par la mention « S.O. »).

Caractéristique	Sites actuels	Site proposé	Renseignements supplémentaires	Source
Amplitude des marées (m)	0,57	0,57	<ul style="list-style-type: none"> L’amplitude ne comprend pas les hausses inhabituelles du niveau de la mer. 	<ul style="list-style-type: none"> Drozdowski <i>et al.</i> 2014
Profondeur de la concession (m)	1,8–35,0	1,8–48,0	<ul style="list-style-type: none"> Par rapport au zéro hydrographique des cartes (marée normale la plus basse). La proposition du promoteur montre des parcs en filet sur une profondeur de 14 à 27 m. Profondeur au centre de la concession proposée = 35 m. Profondeur pour le calcul des zones d’exposition prévues = 48 m. 	<ul style="list-style-type: none"> Carte n° 4278 du SHC (2016) Proposition du promoteur
Vitesse actuelle des courants (m/s)				
<ul style="list-style-type: none"> Surface 	S.O.	0,0–0,184	<ul style="list-style-type: none"> Courants de surface mesurés à 32 m au-dessus du fond. Courants dans la zone pélagique mesurés à 17 et 22 m au-dessus du fond. Courants de fond mesurés à 12 m au-dessus du fond. Les courants près du fond et dans la zone pélagique n’ont pas de sens d’écoulement dominant. Les courants près de la surface ont tendance à être légèrement dominants vers le nord. 	<ul style="list-style-type: none"> Proposition du promoteur (enregistrement sur 35 jours)
<ul style="list-style-type: none"> Zone pélagique 	S.O.	0,0–0,063		
<ul style="list-style-type: none"> Fond 	S.O.	0,0–0,035		

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

Caractéristique	Sites actuels	Site proposé	Renseignements supplémentaires	Source
Salinité (USP)	8,8–23,2	8,8–23,2	<ul style="list-style-type: none"> • Une couche de surface à la salinité plus faible est présente au printemps (8,8–17 USP). 	<ul style="list-style-type: none"> • Proposition du promoteur • Strain <i>et al.</i> 2001, et données du MPO de 2014 et 2020 (annexe B)
Température (°C)	-0,6–22,6	-0,6–22,6	<ul style="list-style-type: none"> • Couverture de glace pendant les mois d'hiver (maximum atteint au début du mois de mars). 	<ul style="list-style-type: none"> • Proposition du promoteur (données recueillies par le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse de 2016 à 2018) • Strain <i>et al.</i> 2001, et données du MPO de 2014 et 2020 (annexe B)
Oxygène dissous (mg/L)	3,5–5,6	0–13,6	<ul style="list-style-type: none"> • Milieu anoxique en dessous de 25 m de profondeur. • On estime que les teneurs en oxygène aux sites actuels correspondent aux valeurs à la surface, car les concessions se trouvent dans des eaux peu profondes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Strain <i>et al.</i> 2001, et données du MPO de 2014 et 2020 (annexe B)
Type de substrat	Vase	Vase	--	<ul style="list-style-type: none"> • Proposition du promoteur
Configuration des réseaux de parcs en filet	S.O.	6 réseaux de 2 x 4 parcs	<ul style="list-style-type: none"> • La configuration du site en six réseaux ne sera pas statique dans les limites de la concession. 	<ul style="list-style-type: none"> • Proposition du promoteur
Circonférence de chaque parc en filet (m)	60	60	-	<ul style="list-style-type: none"> • Proposition du promoteur
Profondeur des parcs en filet (m)	6	6	-	<ul style="list-style-type: none"> • Proposition du promoteur

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycocomagh**

Région des Maritimes

Caractéristique	Sites actuels	Site proposé	Renseignements supplémentaires	Source
Période de grossissement (mois)	5–10	5–10	-	• Proposition du promoteur
Nombre maximal de poissons sur le site	S.O.	720 000	• Plan de production annuel.	• Proposition du promoteur
Nombre de poissons lors de l'empoissonnement initial (poissons/parc)	S.O.	15 000	-	• Proposition du promoteur
Poids moyen à la récolte (kg)	2,0	2,0	-	• Proposition du promoteur
Biomasse maximale prévue (kg)	S.O.	1 500 000	• Suppose une croissance du poisson jusqu'à ~ 2 kg.	• Proposition du promoteur
Volume par parc en filet (m³)	S.O.	1 700	-	• Proposition du promoteur
Densité d'empoissonnement maximale (kg/m³)	S.O.	18,0	-	• Proposition du promoteur

Sources des données

L'information à l'appui du présent examen comprend les données et l'information fournies par le promoteur, les fonds de données du MPO, la documentation publiée et l'information provenant du registre de la LEP. De plus, les dossiers d'information justificative soumis au MPO et utilisés dans le cadre de l'examen sont présentés dans le tableau 3.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

Tableau 3. Tableau récapitulatif des dossiers d'information soumis au MPO.

Description	Nom du fichier
Plan de développement proposé	1) AQ0814—Boundary Amendment Dev. Plan (DFO).pdf
Données brutes que le promoteur a recueillies à l'aide de courantomètres	1) Whycomomagh Basin—Current Stats.xlsx
Données de relevé de référence soumises	1) Waycobah new lease coords and maps with depths.xlsx 2) 2018_Waycobah Amendment Data Baseline Results.xlsx 3) Data for Organix 0814 Amendment.xlsx 4) NS-0814—2020 Enhanced Baseline Report June_6_20.pdf
Données du PSE—en plus des données extraites du portail des données ouvertes de la Nouvelle-Écosse pour 2012 à 2015 et 2017, (NSDFAc)	1) 20200721 DFO Information Request—2016 Data.xlsx 2) 2018 EMP Data Whycomomagh Bay 0814.xlsx 3) EMP Level I 0600_0814_0845_Oct 16_19.xlsx 4) EMP Level I 0600_0814_0845_Oct 22_19.xlsx 5) EMP Level I 0600_0814_0845_Oct 24_19.xlsx 6) EMP Level II 0845_dec 2_19.xlsx 7) EMP Level II 0600_0814_dec 4_19.xlsx 8) EMP Level II 0814_dec 5_19.xlsx 9) NS0814—2020 Level 3 EMP Report June_6_20.pdf
Information sur l'historique d'empoissonnement	1) 2012–2015 stocking info waycobah sites 0814 0600 0845.xlsx 2) Historical stocking 0814 0845 0600 for submission to NSDFA.XLSX

Les recherches que nous avons effectuées dans les bases de données ci-dessous du MPO pour trouver des enregistrements d'espèces dans les zones d'exposition prévues associées au site proposé (n° 0814x) n'ont donné aucun résultat.

- Relevé de l'écosystème par navire de recherche
- Base de données des relevés de l'industrie
- Système d'information sur les pêches des Maritimes (SIPMAR)
- Base de données sur les observations de baleines

Description du site

La baie Whycomagh est séparée du reste du chenal St-Patrick à l'est par un seuil peu profond (profondeur d'environ 12 m) au niveau de Little Narrows. Il y a aussi, plus près du site n° 0814x, un seuil au milieu de la baie (profondeur d'environ 7 m) qui sépare davantage deux bassins profonds (40 et 48 m) [figure 1]. Le site n° 0814x est situé dans l'ouest de la baie, près du bassin de 48 m de profondeur, dans une zone qui présente des caractéristiques à la fois peu profondes et profondes.

Les seuils de Little Narrows et du milieu de la baie isolent efficacement les zones profondes de la baie du reste des lacs du Bras d'Or et limitent le renouvellement de l'eau. Du fait de cet isolement bathymétrique, il n'y a pas de connexion horizontale directe avec d'autres zones d'eaux profondes, et cet isolement a créé un environnement où le mélange est limité et le temps de renouvellement de l'eau est le plus long (environ deux ans) dans les lacs. La lenteur des échanges d'eau facilite les caractéristiques hypoxiques et anoxiques des masses d'eau sous la couche de surface (Petrie et Bugden 2002, Gurbutt et Petrie 1995, Gurbutt *et al.* 1993). Le bassin profond de la moitié occidentale de la baie Whycomagh est généralement anoxique à une profondeur supérieure à 25 m, une caractéristique qui se produit naturellement et semble constante dans le temps (Krauel 1975, Strain et Yeats 2002).

Après la fusion et l'expansion proposées, le site n° 0814x sera plus près du bassin profond anoxique de 48 m au sud (figure 2) et englobera une plus grande gamme de profondeurs que les sites actuels (figure 2; tableau 2). Il est connu que cette eau anoxique profonde est périodiquement poussée dans les eaux moins profondes par des phénomènes tels que les grandes tempêtes, bien que le mécanisme exact ne soit pas bien compris.

En général, les fonds de données ministériels et publics ne renferment pas d'information supplémentaire sur les caractéristiques physiques à proximité du site n° 0814x permettant de compléter l'information soumise par le promoteur. La rareté des données est montrée dans l'annexe B. La variation de la température et de la salinité de l'eau au site n° 0814x devrait être minimale sur les échelles de temps de la marée, mais plus marquée sur celles du vent et de la saison. Les valeurs devraient se situer dans les fourchettes indiquées dans le tableau 2.

Les données sur les vagues fournies par le promoteur pour l'extrémité orientale de la baie Whycomagh, près du site Aberdeen Nord, ne sont pas considérées comme représentatives du site n° 0814x. Elles ont été recueillies sur un site plus exposé situé environ 9 km plus loin. L'amplitude des vagues sur le site devrait être inférieure à la hauteur maximale signalée de 1,08 m, car celui-ci est abrité du vent et des vagues de tous les côtés, sauf au sud-est.

Le promoteur a déployé des courantomètres pendant 35 jours au centre de la partie sud de la concession, dans 35 m d'eau. La vitesse médiane des courants était de 1,5 cm/s, la vitesse de courant ayant tendance à diminuer avec l'augmentation de la profondeur (tableau 2). Cela indique que la dynamique globale actuelle au site n° 0814x est une « basse énergie » pour la pisciculture marine. Les vitesses de courant varient en fonction de la complexité du littoral, de la bathymétrie, des influences saisonnières et du vent, ce qui n'est peut-être pas reflété dans l'enregistrement.

D'après les profils de profondeur des données sur la vitesse de courant, la température et la salinité sur le site, il faut s'attendre à une stratification importante. Il faudrait donc tenir compte des influences de la stratification pour sélectionner la vitesse de courant lors de l'estimation des zones d'exposition associées au site n° 0814x.

Zones d'exposition prévues et interactions — milieu benthique

Zones d'exposition prévues dans le milieu benthique (ZEP benthiques)

L'estimation de la ZEP benthique est une étape de sélection initiale dans une approche axée sur le triage. On procède à une estimation prudente de premier ordre pour déterminer la superficie et l'emplacement de la zone qui peut être exposée à une substance introduite dans un site ou rejetée d'un site. Elle sert à évaluer de façon générale les effets possibles du dépôt de déchets d'alimentation et de matières fécales sur la communauté benthique et le fond marin, car ces dépôts peuvent entraîner des charges organiques et avoir des effets directs sur l'habitat et les espèces endofauniques. De plus, on suppose que la ZEP associée au rejet de pesticides et de médicaments administrés par voie alimentaire est dominée par les matières fécales et les déchets d'aliments médicamenteux.

La ZEP est une surestimation prudente qui sert à déterminer si un élément à l'intérieur d'une zone de préoccupation plus vaste justifie une amélioration supplémentaire de l'étendue spatiale, de l'intensité ou de la durée des interactions prévues. Si ce n'est pas le cas, l'analyse de la ZEP est considérée comme suffisante pour déterminer, bien qu'à une plus grande échelle spatiale, les répercussions possibles de l'activité proposée.

Les facteurs dominants qui influent sur l'estimation de l'exposition benthique au site n° 0814x sont la configuration de la ferme, les densités d'empeusement, les pratiques d'alimentation et les conditions océanographiques, comme la bathymétrie, les courants et la stratification. Le faible taux de renouvellement de l'eau dans la baie Whycomagh rend cette dernière particulièrement sensible aux apports de substances nocives, qui ne peuvent pas être rapidement dispersées par la circulation de l'eau (Parker *et al.* 2007). L'utilisation de pesticides administrés sous forme de bain, en particulier dans les sites peu profonds ou proches de zones peu profondes comme c'est le cas pour le site n° 0814x, peut également se traduire par une exposition benthique. Ce point sera examiné dans la section du présent document consacrée à la ZEP et aux interactions dans le milieu pélagique.

Nous avons procédé à une estimation de premier ordre de l'étendue spatiale des ZEP benthiques liées aux effluents organiques ainsi qu'aux pesticides et médicaments administrés par voie alimentaire pour le site n° 0814x. Les données limitées accessibles donnent à penser que les vitesses de descente des aliments et des matières fécales de la truite arc-en-ciel se situent dans des fourchettes similaires à celles du saumon atlantique. Les vitesses de descente des différentes matières particulaires rejetées par les poissons d'élevage (c.-à-d. déchets d'alimentation et matières fécales) varient, et leur répartition entre les particules rejetées est mal caractérisée. Nous avons donc utilisé la vitesse de descente minimale pour chaque catégorie de particules (tableau 4), ainsi que la profondeur maximale du site et la vitesse de courant maximale observée dans la zone pélagique indiquées dans le dossier du promoteur. Les poissons, ainsi que les matières fécales et déchets d'aliments rejetés, se trouvent dans la couche de surface de six mètres. Comme ces particules coulent des parcs en filet jusqu'au fond de la mer, nous avons considéré qu'une vitesse de courant dans la zone pélagique était représentative.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

Tableau 4. Estimations de premier ordre des distances horizontales potentiellement parcourues par les particules qui descendent, comme les déchets d'alimentation, les matières fécales ainsi que les pesticides et médicaments administrés par voie alimentaire (les taux de sédimentation sont tirés de 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).

Type de particule	Vitesse de descente minimale (cm/s)	ZEP benthiques		
		Vitesse de courant maximale observée (cm/s)	Distance parcourue horizontalement (m)	Rayon de la ZEP (m)
Déchets d'alimentation	5,3	6,3	57	860
Matières fécales	0,3	6,3	1 008	1 811
Fines et floes	0,1	6,3	3 024	3 827

Les ZEP benthiques ne quantifient pas l'intensité de la charge organique sur le site, et elles ne signifient pas que tout ce qui s'y trouve court le même risque d'exposition. L'intensité de l'exposition devrait être la plus élevée à proximité des réseaux de parcs en filet et diminuer à mesure que l'on s'en éloigne. Nous prévoyons que les effets seront les plus intenses dans la zone exposée aux déchets d'alimentation, qui correspond, de manière conservatrice, à un cercle centré sur les limites de la concession, comme le montre la figure 4.

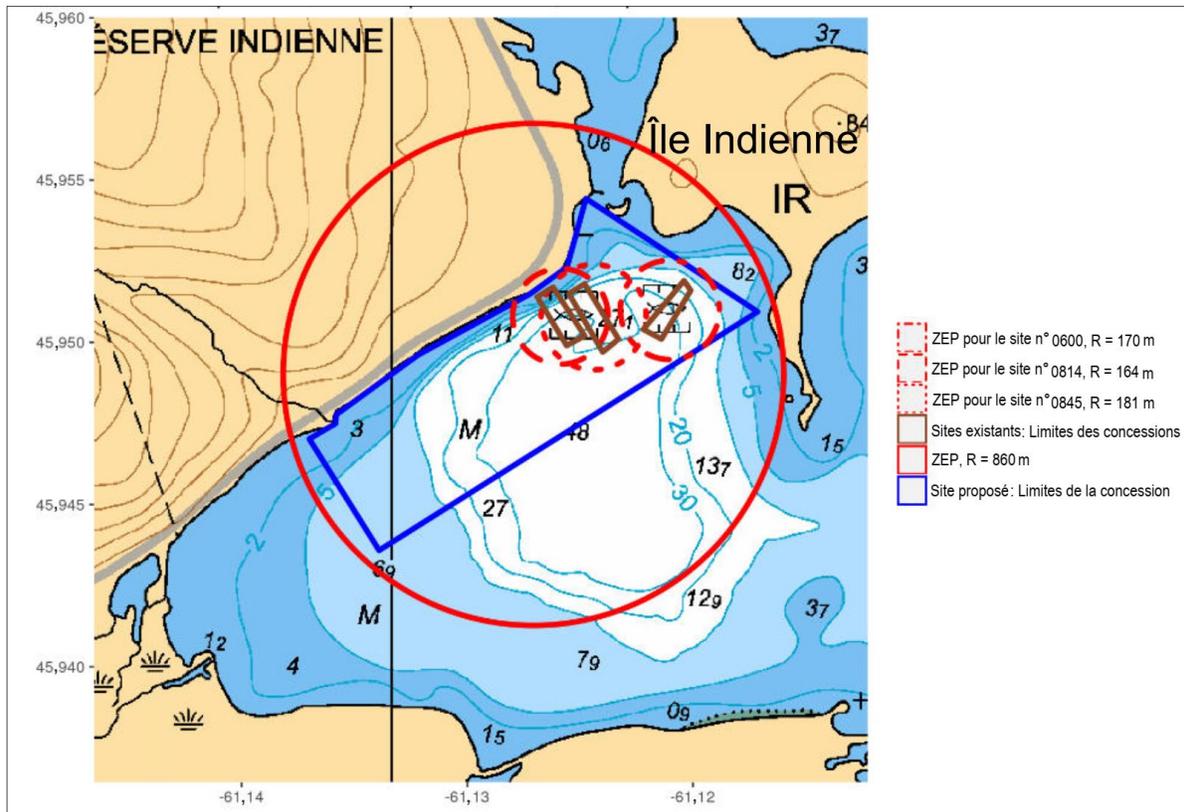


Figure 4. Estimation de premier ordre de la ZEP benthique pour le site n° 0814x, calculée à l'aide de la vitesse de descente minimale des déchets d'alimentation superposée à la carte n° 4278 du SHC.

L'emplacement des parcs en filet à l'intérieur de la concession proposée est inconnu étant donné l'intention du promoteur de les y déplacer. Nous avons donc adopté une approche de

précaution pour estimer les ZEP en ajoutant la distance parcourue horizontalement à la plus grande échelle de longueur de la concession proposée (c.-à-d. la moitié de la longueur de la concession), par rapport à l'échelle de longueur des réseaux de parcs en filet et en centrant les ZEP sur la concession.

La remise en suspension de particules de déchets au fond induite par les courants et les vagues n'est pas prise en compte dans l'estimation de premier ordre de la zone d'exposition; il est cependant peu probable que des particules de déchets aillent au-delà de la ZEP benthique estimée associée aux fines et aux floccs. Bien que certaines sections de la concession soient si peu profondes que les filets de six mètres se trouveront très près du fond marin ou le toucheront, le promoteur a déclaré qu'ils ne seront installés qu'à des endroits où la profondeur de l'eau sera d'au moins 14 m. Les parcs en filet ne devraient donc pas entraîner de redistribution des fines et des floccs de cette façon.

Nous avons également estimé les ZEP pour les sites actuels à l'aide du même enregistrement des courantomètres (figure 4). Les ZEP benthiques pour le site n° 0814x sont plus grandes que celles des sites actuels puisque la concession proposée occupe une plus grande superficie et englobe des zones plus profondes. De plus, les répercussions benthiques du site proposé devraient être plus importantes que celles des sites actuels combinés puisqu'il y aura plusieurs réseaux de parcs en filet et qu'il pourrait y avoir davantage de poissons sur le site en même temps que par le passé.

Étant donné l'emplacement des sites supplémentaires de pisciculture proposés (Aberdeen Nord [n° 1430] et Aberdeen Sud [n° 1431]) à l'extrémité orientale de la baie et la circulation de l'eau dans la région, nous ne prévoyons pas de chevauchement entre les zones de dépôt organique en milieu benthique associées aux fermes.

Aux sites actuels (n°s 0814, 0845 et 0600), les concentrations moyennes de sulfure dans les sédiments ont atteint les catégories Hypoxique et Anoxique (figure A1; annexe A). Nous ne savons pas si les stations du PSE qui ont précédemment enregistré des concentrations de sulfure égales ou supérieures à 3 000 et 6 000 µM se trouveront sous les réseaux de parcs en filet proposés, étant donné la nature non stationnaire proposée des réseaux dans la concession. Cependant, les zones du fond marin qui ont atteint ces niveaux pendant la production couvrent une grande partie de la concession proposée. Nous pouvons en déduire que, en combinaison avec la présence de dégagements gazeux, de bactéries du genre *Beggiatoa*, de déchets d'alimentation et de matières fécales aux stations de référence dans l'ensemble de la concession, la capacité de l'environnement benthique dans la concession proposée à gérer des apports accrus de matières organiques est préoccupante. D'après les rapports produits en vertu du RAA depuis 2015, aucun médicament ni pesticide administré par voie alimentaire n'a été utilisé aux sites n°s 0814, 0845 et 0600.

Interactions liées aux espèces sensibles

Dans une ZEP benthique, une espèce est considérée comme étant sensible si elle est sessile à l'un ou l'autre de ses stades biologiques et vulnérable à de faibles teneurs en oxygène, à l'étouffement, à la perte d'accès au site ou à l'exposition à des médicaments ou pesticides administrés par voie alimentaire si de tels traitements s'avéraient nécessaires. Cela inclut des espèces telles que les crustacés et les bivalves. Nous nous sommes attachés à déterminer si les données de relevé de référence, la documentation scientifique ou les fonds de données biologiques du Ministère indiquent la présence d'espèces sessiles sensibles, comme les éponges, les coraux et la zostère, ou d'un habitat essentiel d'une espèce inscrite en vertu de la

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

LEP. Lorsque les données accessibles étaient limitées, la présence d'un substrat benthique convenant à la croissance de ces espèces a été prise en compte.

Les fonds de données biologiques du Ministère sur la baie Whycomomagh sont rares, et les recherches sur les ZEP que nous avons menées dans les bases de données n'ont donné aucun résultat. La capacité de délimiter les chevauchements spatiaux actuels entre les répartitions des espèces et les ZEP benthiques pour le site n° 0814x est limitée; cependant, les données accessibles indiquent que des huîtres sauvages et la zostère y sont présentes.

Nous savons que des bancs d'huîtres existent dans la baie Whycomomagh, mais nous ne connaissons pas leur répartition actuelle dans la baie. Deux sites d'ostréiculture sont situés à l'extérieur des ZEP benthiques, au sud et à l'est du site n° 0814x. Ces sites ne sont pas actuellement en exploitation en raison d'une maladie parasitaire connue sous le nom de maladie sphère X multinuclée (MSX). Cependant, il est possible qu'ils aient été établis sur des bancs sauvages existants. En raison de sa nature sessile, l'huître est sensible à une augmentation de l'envasement, qui pourrait entraîner un étouffement dû à un dépôt excessif présent dans les ZEP benthiques. Selon les connaissances écologiques traditionnelles, l'augmentation de l'envasement a contribué au déclin de l'huître dans d'autres zones des lacs Bras d'Or (CEPI 2006). Il a également été démontré que des bivalves se trouvant à proximité d'autres parcs en filet présentaient des quantités mesurables de pesticides administrés par voie alimentaire, comme le benzoate d'émamectine. À l'heure actuelle, les renseignements sur les menaces sont principalement fondés sur les expositions aiguës; toutefois, ils n'indiquent pas un niveau de risque élevé (Burridge *et al.* 2011). Bien que les ZEP englobent des zones le long de la côte qui répondent aux critères de profondeur, la plupart des profondeurs d'eau dans les ZEP benthiques ne sont pas parmi les habitats de prédilection de l'huître dans la région (c.-à-d. principalement moins de deux mètres, bien que des huîtres aient été découvertes jusqu'à 11 m; Mackenzie *et al.* 1997). De plus, le type de substrat meuble prédominant dans la zone n'est probablement pas adapté, étant donné que les larves d'huître ont généralement besoin d'un habitat à grains plus grossiers pour s'établir. Des huîtres sauvages ne devraient donc pas être présentes en nombres importants dans les ZEP benthiques.

Nous manquons de données sur la répartition actuelle de la zostère dans les ZEP benthiques; toutefois, des relevés vidéo réalisés à l'extrémité occidentale de la baie Whycomomagh en 2007 (Vandermeulen 2016) ont révélé un chevauchement spatial potentiel entre des zones de couverture fragmentée ou continue de zostère et les ZEP benthiques associées à tous les types de particules (déchets d'alimentation, matières fécales, fines et floes). La répartition de la zostère dans la zone en 2007 (figure 5) se trouvait dans un environnement qui n'avait pas connu d'activités ni d'apports aquacoles depuis 2001. L'habitat de la zostère est sujet à une variabilité temporelle et spatiale naturelle, et nous ne savons pas si sa répartition a changé depuis que ces données ont été recueillies. Cependant, les données de référence recueillies en mai 2020 qui ont été soumises par le promoteur indiquent la présence de zostère à 4 des 21 stations échantillonnées dans l'ensemble de la concession proposée (figure 5). Ces stations étaient situées dans des zones côtières à l'intérieur de la ZEP benthique associée aux déchets d'alimentation et ont été caractérisées comme présentant une densité de zostère comprise entre 5 et 30 %. Bien que les données accessibles sur la répartition soient insuffisantes pour déterminer l'échelle des interactions potentielles, les chevauchements entre l'habitat de la zostère et les ZEP benthiques sont préoccupants étant donné que la zostère est une espèce d'importance écologique au Canada atlantique.

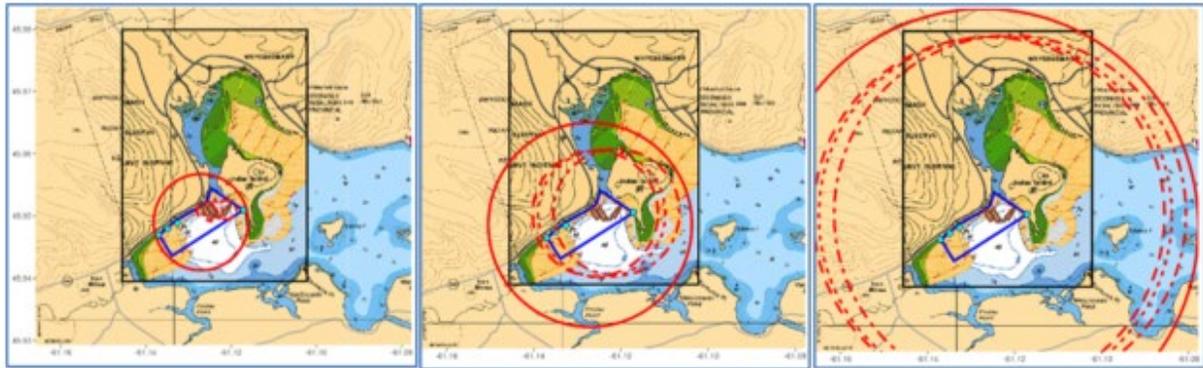


Figure 5. Carte de la couverture de zostère en 2007 dans l'extrémité occidentale de la baie Whycocomagh (Vandermeulen 2016) superposée à la carte n° 4278 du SHC. Le vert foncé et le vert clair représentent les zones de couverture continue et fragmentée de zostère, respectivement. Les concessions existantes (en brun) et la concession proposée (en bleu) sont indiquées. Les ZEP benthiques liées aux déchets d'alimentation (A), aux matières fécales (B) et aux fines et aux floccs (C) sont représentées par des cercles rouges pleins et pointillés pour les sites actuels et proposés, respectivement. Les emplacements des stations de référence où de la zostère était présente sont indiqués en cyan.

Les conditions physiques de cette région des lacs Bras d'Or sont sous-optimales pour la zostère. La salinité optimale pour la croissance de la zostère se situe entre 20 et 26 USP, bien que l'espèce puisse tolérer des valeurs inférieures pendant de courtes périodes (DFO 2009). Comme on le voit dans le tableau 2, la salinité sur le site varie de 8,8 à 23,2 USP, avec une fourchette plus basse dans les eaux de surface au printemps (8,8 à 17 USP). Il est probable que le régime de salinité contribue à la réduction du taux de croissance et à la fragmentation spatiale de l'espèce. En outre, la baie Whycocomagh est couverte de glace en hiver, et l'affouillement peut également causer une fragmentation spatiale. Outre ces facteurs physiques, la présence du crabe vert, une espèce envahissante connue pour causer des dommages étendus à l'habitat de la zostère, a été documentée dans les lacs Bras d'Or (Vercaemer et Sephton 2016). Même en l'absence d'activités anthropiques, comme l'aquaculture, il est probable que la zostère dans cette zone soit soumise à de multiples agents de stress et qu'elle présente une grande variabilité spatiale et temporelle par rapport aux zones où les conditions sont plus favorables.

De faibles niveaux d'enrichissement benthique peuvent stimuler la croissance de la zostère, mais des niveaux plus élevés peuvent être préjudiciables. Le dépôt de matières organiques peut modifier la biogéochimie des sédiments et produire des concentrations de sulfure dans les sédiments qui sont toxiques pour la zostère, inhibant sa croissance et augmentant sa mortalité (Vinther et Holmer 2008). L'augmentation de l'anoxie des sédiments peut, dans un premier temps, entraîner une baisse considérable de la biomasse souterraine de zostère, réduisant ainsi sa force d'ancrage et, dans un second temps, elle peut provoquer la mortalité des plantes. Si des médicaments ou pesticides administrés par voie alimentaire étaient utilisés, leurs ingrédients actifs pourraient toucher des herbiers de zostère et influencer leur écosystème. Il peut s'agir de modifications de la santé des plantes (capacité photosynthétique, morphologie, réserves de nutriments, etc.) qui leur permettent de persister dans un état non optimal ou qui peuvent entraîner leur mortalité par la contraction ou la disparition complète d'un herbier. Les herbiers de zostère de la côte du Canada atlantique se trouvent généralement dans des eaux peu profondes, jusqu'à 12 m (DFO 2009), bien que Vandermeulen (2016) ait noté que les

macrophytes dans les lacs Bras d'Or sont en majorité présents à des profondeurs de moins de trois mètres, ce qui pourrait résulter des conditions environnementales sous-optimales décrites ci-dessus. Du fait de cette limitation de profondeur, il est peu probable que de la zostère soit présente directement sous les parcs en filet, puisque le promoteur a indiqué dans son plan que les parcs en filet ne seront situés que dans des eaux de plus de 14 m de profondeur, ce qui correspond à la ZEP benthique liée aux déchets d'alimentation, où l'on prévoit la plus grande intensité de dépôts organiques, n'englobant que de petites zones de zostère (figure 5a). Par conséquent, les interactions dans la ZEP benthique liée aux déchets d'alimentation auront probablement peu d'effets. D'autre part, les matières fécales, les fines et les floccs dans la zone benthique seront transportés plus loin et pourraient couvrir une partie importante de l'habitat de la zostère déterminé en 2007 (figures 5B et 5C). Toutefois, l'intensité des dépôts organiques à l'extérieur de la ZEP benthique liée aux déchets d'alimentation ne devrait pas atteindre des niveaux où l'on prévoit des changements de l'état oxique ou de la biogéochimie des sédiments.

Si elles sont présentes en quantité suffisante, les particules en suspension auront également des répercussions sur le régime lumineux dans la colonne d'eau, réduisant la lumière disponible pour la photosynthèse. Cela peut être un facteur à considérer compte tenu de la présence d'un habitat de zostère dans la ZEP benthique liée aux matières fécales et dans celle liée aux fines et aux floccs. Bien que les concentrations et la durée de la suspension soient prises en compte dans l'estimation de la ZEP, la diminution du niveau de luminosité aura des effets immédiats sur la physiologie des plantes et leur capacité photosynthétique, si elle se produit (Wong *et al.* 2021). Une limitation prolongée de la lumière se répercutera sur la morphologie et la biomasse des plantes qui tentent de maintenir l'équilibre du carbone. Une faible luminosité chronique entraînera la mortalité et la perte de zostère (Wong *et al.* 2020, Wong *et al.* 2021). En particulier, aucune information sur les niveaux de luminosité ambiante, la turbidité ou la concentration des sédiments en suspension n'était accessible. Nous ne savons donc pas si la disponibilité de la lumière est influencée par le niveau actuel d'aquaculture sur le site, ni comment. Le régime lumineux peut également être modifié par la présence de matières organiques dissoutes d'origine terrestre, qui peuvent aussi nuire à la santé de la zostère en réduisant la lumière. De même, les données existantes ne nous permettent pas d'évaluer la probabilité de transport des sédiments vers des zones précises à l'intérieur de la ZEP benthique liée aux matières fécales et de celle liée aux fines et aux floccs. Cependant, la majorité de l'habitat de la zostère cartographié en 2007 est séparée des sites d'élevage existants et proposés par un chenal peu profond et l'île Indian adjacente, ce qui pourrait limiter la propagation des particules en suspension. Compte tenu de ces lacunes dans les connaissances, il n'est pas possible de prévoir les effets des changements du régime lumineux sur l'habitat de la zostère.

Les répercussions prévues de l'expansion des activités ou des concessions aquacoles seront probablement plus importantes que celles des concessions actuelles étant donné l'augmentation prévue de la charge organique sur une superficie plus étendue. La zostère dans la zone peut également être particulièrement vulnérable à des agents de stress supplémentaires ou à une intensité additionnelle des mêmes agents de stress compte tenu des mauvaises conditions fréquemment observées pour les herbiers de zostère dans les lacs Bras d'Or (Vandermeulen 2016). À l'inverse, au vu des conditions environnementales sous-optimales documentées sur le site, il se peut que l'expansion des activités aquacoles n'entraîne pas de différence mesurable dans la santé et la persistance de la zostère.

Il n'est pas possible de prédire l'ampleur des changements potentiels pour la zostère dans la zone environnante en raison du manque de cartes présentant la répartition actuelle de l'espèce,

ainsi que du manque de données sur les facteurs connus pour influencer sa santé et sa répartition, comme il est décrit ci-dessus. Du fait de ce manque de connaissances, les chevauchements spatiaux décrits sur la figure 5 et les répercussions potentielles associées au site élargi proposé (n° 0814x) sont incertains. La zostère est présente dans l'ensemble des lacs Bras d'Or et n'est pas particulièrement unique à la baie Whycomagh.

Zone d'exposition prévue et interactions — milieu pélagique

Zone d'exposition prévue liée aux pesticides dans le milieu pélagique

L'estimation d'une zone d'exposition prévue en milieu pélagique (ZEP pélagique) est une étape de sélection initiale dans une approche axée sur le triage. Une estimation prudente de premier ordre permet de prédire l'échelle spatiale des interactions potentielles entre les pesticides homologués utilisés dans la pisciculture et les espèces sensibles. Une ZEP est une surestimation prudente qui sert à déterminer si une zone de préoccupation plus vaste justifie une amélioration supplémentaire de l'étendue spatiale, de l'intensité ou de la durée des interactions prévues. Si ce n'est pas le cas, l'analyse de la ZEP est considérée comme suffisante pour déterminer, bien qu'à une plus grande échelle spatiale, les répercussions possibles de l'activité proposée.

Les deux pesticides disponibles pour les traitements sous forme de bain (au moyen d'une bâche ou d'un bateau-vivier) sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène. La taille de la ZEP dépend de la décomposition ou du taux de dilution du pesticide, du seuil de concentration choisi et du courant horizontal. La ZEP est estimée à l'aide des données sur la toxicité du pesticide le plus toxique homologué (azaméthiphos). L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada a évalué que ni les deux pesticides homologués (peroxyde d'hydrogène et azaméthiphos), ni leurs produits de dégradation ne devraient rester en suspension puisqu'ils ne se lient pas aux matières organiques ou aux sédiments et ne s'accumulent pas dans les tissus des organismes. Leur demi-vie va de quelques jours à quelques semaines, ce qui donne à penser qu'ils ne persisteront pas dans l'environnement en concentrations jugées toxiques (HCPMRA 2014, HCPMRA 2016a, HCPMRA 2016b, HCPMRA 2017).

Nous avons calculé la ZEP pélagique liée à l'azaméthiphos en supposant que la vitesse maximale du courant près de la surface persiste sur toute l'échelle de dilution ou de décomposition (figure 6). Nous avons utilisé une durée de trois heures pour estimer le temps nécessaire pour que la concentration maximale du traitement ciblé à l'azaméthiphos (100 µg/L) soit diluée jusqu'au seuil des effets environnementaux fixé par l'ARLA, soit 1 µg/L (MPO 2013).

Réponse des Sciences : Modification proposée des limites de sites de pisciculture marine dans la baie Whyccomagh

Région des Maritimes

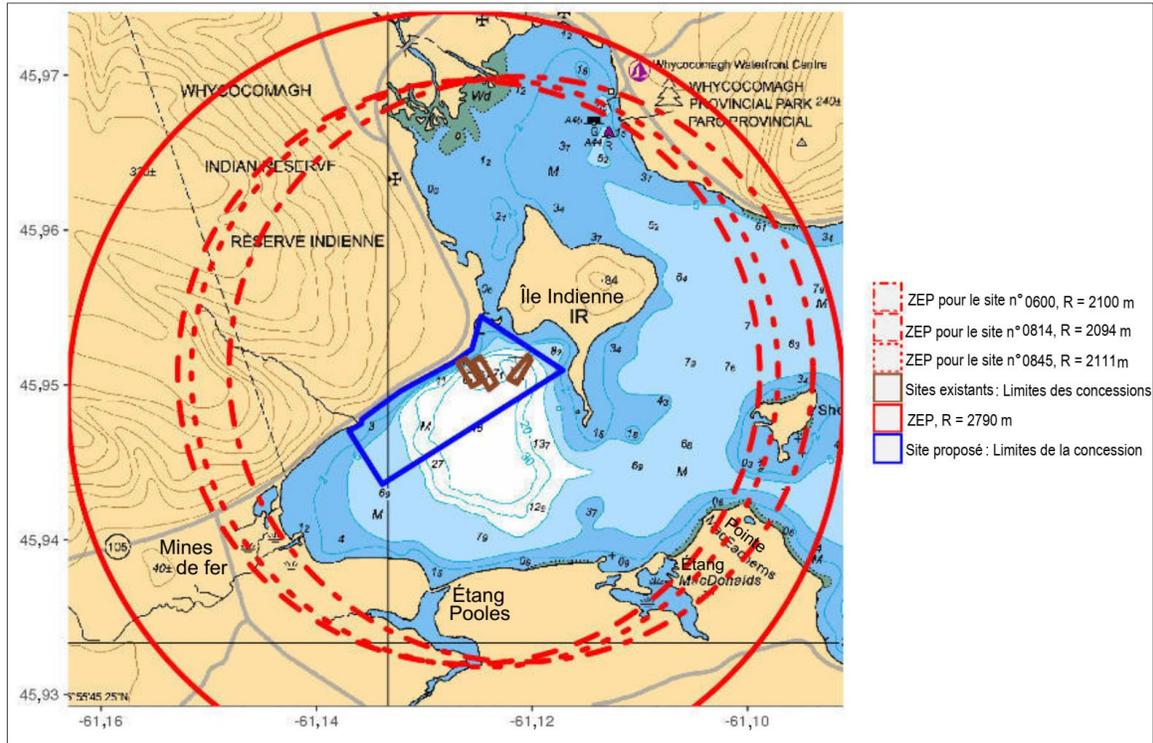


Figure 6. Estimation de premier ordre de la ZEP pélagique liée à l'azaméthiphos pour le site n° 0814x, calculée à l'aide de la vitesse maximale du courant près de la surface pendant trois heures et superposée à la carte n° 4278 du SHC.

Nous avons utilisé la vitesse du courant près de la surface, car les traitements sous forme de bain avec une bêche sont appliqués dans les eaux de surface. Nous avons calculé la ZEP pélagique en supposant que les traitements seraient administrés à l'aide d'une bêche, peu importe si tous les parcs en filet respectent les conditions d'application indiquées sur l'étiquette du produit, étant donné la zone d'exposition plus grande qui devrait résulter d'un traitement administré au moyen d'une bêche plutôt que d'un bateau-vivier.

Étant donné que nous ne connaissons pas l'emplacement des parcs en filet parce que le promoteur a l'intention de les déplacer à l'intérieur des limites de la concession, nous avons adopté une approche de précaution pour estimer la ZEP. Nous avons ajouté la distance de transport horizontal à la plus grande échelle de longueur de la concession proposée (c.-à-d. la moitié de la longueur de la concession) plutôt qu'à l'échelle de longueur des réseaux de parcs en filet, et centré la ZEP sur la concession.

Le risque d'exposition n'est cependant pas nécessairement le même dans les différentes sections de la ZEP pélagique. L'intensité de l'exposition devrait être la plus élevée à proximité des réseaux de parcs en filet et diminuer à mesure que l'on s'en éloigne. Bien que certaines sections de la concession soient suffisamment peu profondes pour que la restriction de l'ARLA visant les sites peu profonds puisse s'appliquer (pas d'application dans les parcs en filets bâchés dans des profondeurs d'eau de 10 m ou moins), le promoteur a déclaré que les parcs en filet ne seront situés que dans des eaux de plus de 14 m de profondeur. L'exposition devrait donc se produire principalement dans la zone pélagique, bien que le fond marin des eaux peu profondes (moins de 10 m) dans la ZEP pélagique puisse également être exposé aux

concentrations toxiques rejetées par le site proposé (n° 0814x) en raison de la bathymétrie et des courants. Le faible taux de renouvellement de l'eau dans la baie Whycomagh rend cette dernière particulièrement sensible aux apports de substances chimiques, qui ne peuvent pas être rapidement dispersées par la circulation de l'eau (Parker *et al.* 2007) et sont plus susceptibles de se déposer sur le fond marin et de persister.

Nous avons également estimé les ZEP pour les sites actuels à l'aide du même enregistrement des courantomètres (figure 6); la ZEP pélagique pour le site proposé (n° 0814x) sera probablement plus grande que celle des sites actuels. L'ajout de parcs en filet sur le site pourrait également accroître la durée d'exposition aux pesticides dans la ZEP pélagique si tous les parcs en filets devaient être traités. Cet élément repose sur le nombre de parcs en filet bâchés qui peuvent être traités simultanément (pas plus de deux) selon les restrictions d'application de l'ARLA.

Les estimations de l'exposition cumulative attribuable à plusieurs fermes piscicoles et d'autres sources potentielles de charge organique de pesticides n'ont pas été entièrement évaluées dans le présent examen. L'emplacement des autres sites de pisciculture proposés—Aberdeen Nord (n° 1430) et Aberdeen Sud (n° 1431)—à l'extrémité orientale de la baie et la ZEP pélagique d'environ 3 km à partir du site n° 0814x permettent de penser que des chevauchements de l'exposition associés aux rejets de pesticides sont peu probables.

D'après les rapports produits en vertu du RAA depuis 2015, aucun pesticide n'a été utilisé aux sites n°s 0814, 0845 et 0600. D'après les données sur l'historique d'utilisation de pesticides et sur les conditions environnementales du site, la probabilité de traitement à l'azaméthiphos est faible. Ce point est abordé plus en détail dans la section sur les interactions liées aux parasites et aux agents pathogènes.

Interactions liées aux espèces sensibles

Une espèce est considérée comme sensible dans une ZEP pélagique si sa sensibilité à l'exposition à des pesticides est connue au cas où un tel traitement s'avérerait nécessaire. Nous avons porté une attention particulière aux interactions possibles avec les crustacés en raison de leur plus grande vulnérabilité aux pesticides utilisés en aquaculture.

Les analyses effectuées par l'ARLA ont permis de conclure que les traitements à l'azaméthiphos avec une bêche ou un bateau-vivier présentent des niveaux de risque inférieurs au niveau de préoccupation établi pour les poissons marins, les mammifères marins et les algues, mais supérieurs au niveau de préoccupation établi pour les invertébrés pélagiques et benthiques. Dans l'environnement, l'azaméthiphos est toxique pour les crustacés non ciblés, notamment pour le homard à tous ses stades biologiques (HCPMRA 2016b, HCPMRA 2017, Burridge 2013).

Les fonds de données biologiques du Ministère sur la baie Whycomagh sont rares, et les recherches sur les ZEP que nous avons menées dans les bases de données n'ont donné aucun résultat. La capacité à délimiter les chevauchements spatiaux entre les répartitions des espèces et la ZEP pélagique pour le site n° 0814x est limitée. Un relevé réalisé en 2007 a permis de déterminer la présence de zostère dans la ZEP pélagique. Bien que la zostère soit sujette à une grande variabilité spatiale et temporelle et que cette répartition ait pu changer les années suivantes, les données de référence recueillies en mai 2020 qui ont été présentées par le promoteur ont révélé la présence de zostère à 4 des 21 stations échantillonnées dans l'ensemble de la concession proposée (figure 7). Il n'existe aucune preuve d'effet direct des pesticides en milieu pélagique sur la zostère, mais des effets indirects résultant de

Réponse des Sciences : Modification proposée des limites de sites de pisciculture marine dans la baie Whycomomagh

Région des Maritimes

changements dans les communautés associées de mésobrouteurs sont possibles. Quoique les données accessibles ne permettent pas de quantifier l'ampleur et la probabilité des effets nocifs, la présence de zostère dans la ZEP pélagique est préoccupante étant donné qu'il s'agit d'une espèce d'importance écologique au Canada atlantique.

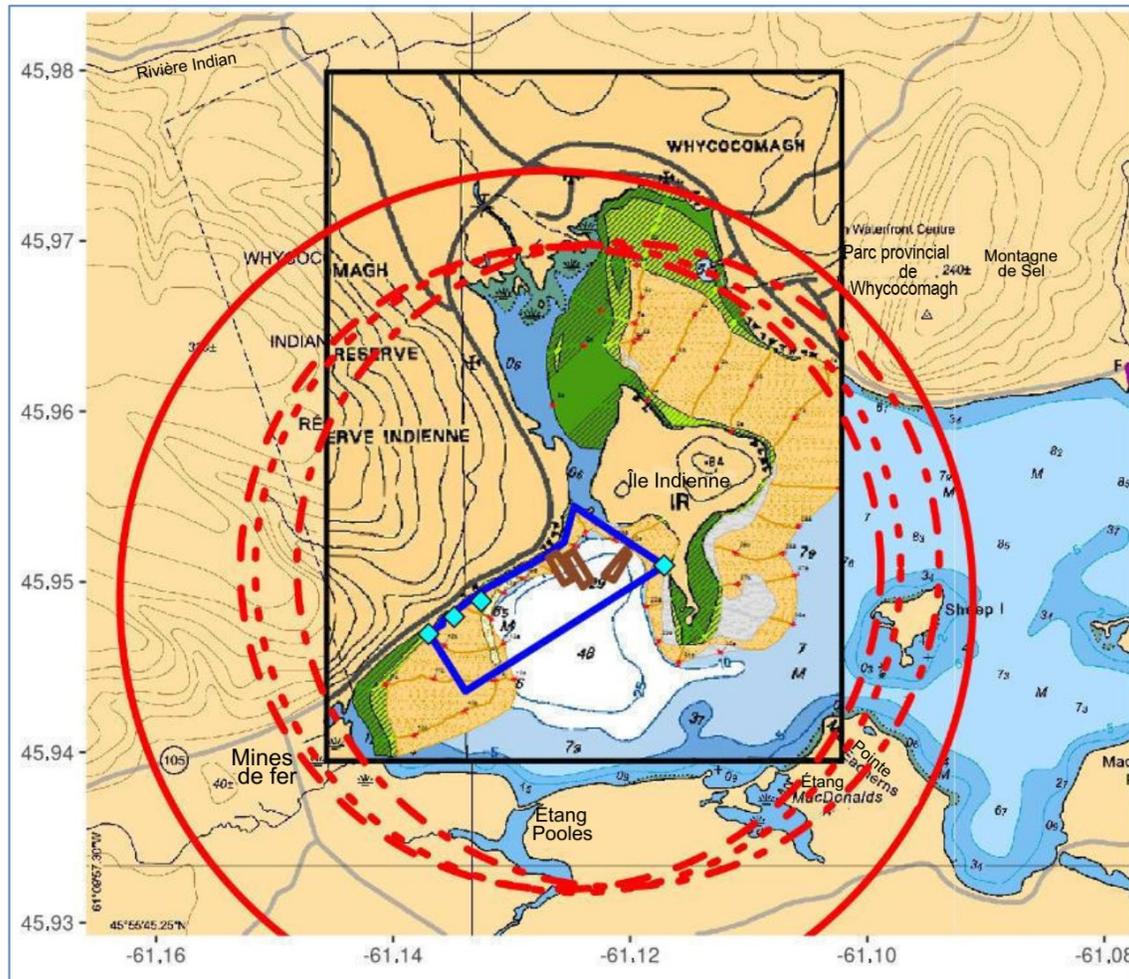


Figure 7. Carte de la couverture de zostère en 2007 dans l'extrémité occidentale de la baie Whycomomagh (Vandermeulen 2016) superposée à la carte n° 4278 du SHC. La zone couverte par le relevé de la zostère est représentée par le rectangle noir. Le vert foncé et le vert clair représentent les zones de couverture continue et fragmentée de zostère, respectivement. Les concessions actuelles sont représentées par des polygones bruns et la concession proposée par un polygone bleu. Les zones d'exposition prévues en milieu pélagique sont indiquées par des cercles rouges pointillés et plein pour les sites actuels et proposé, respectivement. Les emplacements des stations de référence où de la zostère était présente sont indiqués en cyan.

Il y a peu de documentation décrivant les effets des pesticides utilisés en aquaculture sur la zostère. Comme la plupart des plantes aquatiques, la zostère concentre les produits chimiques non essentiels dans ses tissus (Lewis et Devereux 2009). La nature ciblée des traitements à l'azaméthiphos sur les crustacés donne à penser que des effets pourraient se faire sentir sur les diverses communautés de mésobrouteurs associées à la zostère, telles que les amphipodes et les isopodes (Wong 2018). Une diminution des brouteurs pourrait entraîner une augmentation

de l'encrassement biologique des plantes, ce qui bloque la lumière et réduit ainsi leur croissance ou accroît leur mortalité. Les mésobrouteurs sont également une source de nourriture importante pour les poissons, et leur disparition pourrait avoir des effets trophiques en cascade sur les poissons qui utilisent les herbiers de zostère comme aires d'alevinage et d'alimentation. Les pesticides visant les crustacés pourraient également avoir un effet sur le crabe vert.

Étant donné la possibilité d'une large répartition de pesticides dans la baie, les herbiers de zostère et leurs composantes trophiques pourraient être touchés. Il n'est pas possible de quantifier l'ampleur des changements décrits pour la zostère dans la zone environnante en raison du manque de cartes présentant la répartition actuelle de l'espèce, du manque de données sur la macrofaune et les épiphytes, ainsi que de la complexité écologique des liens entre la zostère et les communautés fauniques qui lui sont associées. La zostère est présente dans l'ensemble des lacs Bras d'Or et n'est pas unique à la baie Whycocomagh.

Interactions liées à l'oxygène

Milieu pélagique

La dynamique de l'oxygène dissous dans la baie Whycocomagh est complexe. La teneur en oxygène dissous dans les zones profondes peut être de 0 mg/L (anoxie; Petrie et Bugden 2002), alors qu'elle varie de 2,75 à 5,16 mg/L dans les six premiers mètres de la colonne d'eau. Sur l'ensemble de la colonne d'eau, on a enregistré des valeurs extrêmes d'oxygène de 0 mg/L et 13,58 mg/L (données inédites du MPO¹, annexe B). La teneur optimale en oxygène dissous pour la truite arc-en-ciel a généralement été peu étudiée. Les recherches indiquent que 5 à 6 mg/L est la teneur minimale en oxygène dissous nécessaire pour éviter les effets négatifs sublétaux, tels que la réduction de la vitesse de nage et du taux de croissance chez les truites d'élevage. Elles révèlent également que la limite létale est de 2 à 3 mg/L, mais que la mortalité peut survenir à partir de 4 mg/L (Welker *et al.* 2019).

L'indice de l'épuisement d'oxygène (Page *et al.* 2005) fournit un indicateur de la possibilité que des poissons d'élevage provoquent un épuisement d'oxygène à l'échelle d'un parc en filet, d'une ferme ou d'une baie. Nous l'avons appliqué à la ferme piscicole proposée (n° 0814x) à l'échelle des parcs en filet individuels. Cet indice prend en compte le taux de respiration des poissons, le temps de renouvellement de l'eau, la teneur en oxygène dissous et les seuils minimaux liés aux effets sublétaux et à la mortalité. Un indice de 1 indique que le temps de respiration est égal au temps de renouvellement de l'eau, dans des circonstances idéales. Un indice de 1 peut dénoter une situation potentiellement problématique, car d'autres facteurs qui n'ont pas été pris en compte peuvent être importants. Un indice inférieur à 1 indique un potentiel d'épuisement de l'oxygène dissous et de répercussions connexes. Nous avons calculé l'indice pour cinq scénarios différents fondés sur des combinaisons de vitesse de courant, de taux de respiration et de seuils liés aux effets sublétaux et à la mortalité. Ces scénarios sont présentés à l'annexe C.

En utilisant un courant moyen représentatif, nous avons estimé qu'un épuisement de l'oxygène dissous se produira à l'échelle des parcs en filet individuels. Les scénarios montrent que des effets négatifs sublétaux sont prévus et auront un effet sur la santé et le taux de croissance des poissons sur le site en raison d'une faible teneur en oxygène, même dans des conditions de site optimales. Nous avons examiné les conditions de mortalité en modifiant le seuil d'oxygène et le

¹ MPO. Données recueillies dans le cadre du Programme de surveillance des lacs Bras d'Or 2014–2020.

taux de respiration (c.-à-d. le taux de consommation d'oxygène). Dans des conditions moyennes de vitesse de courant et de taux de respiration, la teneur en oxygène dissous pourrait être réduite à un niveau qui entraînerait la mort des poissons sur le site. En l'absence de courants (comme cela a été observé à certains moments dans l'enregistrement des courantomètres du promoteur), la teneur en oxygène dissous dans un parc en filet sur le site n° 0814x pourrait passer à un niveau causant des effets sublétaux et la mortalité en moins de 5 et 17 minutes, respectivement.

Nous nous attendons à ce que les estimations à l'échelle des parcs en filet individuels soient exacerbées pour chaque parc en filet se trouvant plus en aval. Bien que nous ne nous attendions pas à ce que l'épuisement de l'oxygène dissous sur le site se propage à l'échelle de la baie, il s'agit d'un facteur aggravant dans un environnement assujéti à des agents de stress naturels. Les teneurs ambiantes en oxygène dissous dans toute la colonne d'eau près du site sont périodiquement inférieures à celle qui est recommandée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME 2021) pour les eaux marines et estuariennes, soit 8,0 mg/L.

En outre, les dépôts organiques accrus provenant du site qui s'accumuleront dans les eaux hypoxiques et anoxiques profondes continueront à contribuer aux teneurs en oxygène réduites lorsqu'ils se décomposeront. Ces eaux profondes anoxiques, riches en sulfure d'hydrogène dégagé par l'activité bactérienne, peuvent périodiquement être poussées dans les eaux peu profondes et avoir des effets sur les parcs en filet situés près de la dépression anoxique, entraînant des épisodes de mortalité de poissons d'élevage (Université Dalhousie 2017). Les données de surveillance du MPO de 2009 à 2012 dans les lacs Bras d'Or ont dénoté la présence d'eau froide anoxique remontant dans les zones peu profondes, bien que le mécanisme de ce processus ne soit pas encore bien compris (Drozdowski *et al.* 2014). Nous ne savons pas si des poissons sauvages ont été touchés lors de ces événements.

La mesure d'atténuation proposée par le promoteur, qui consiste à ajouter de l'oxygène pur dans l'eau à la profondeur des parcs en filet, n'est proposée que pendant les périodes où les échanges gazeux sont particulièrement réduits (c.-à-d. pendant la couverture de glace en hiver) et semble viser à atténuer les effets sur les poissons d'élevage. Cependant, les périodes où la teneur en oxygène dissous est réduite ne sont pas toujours limitées aux périodes de couverture de glace et peuvent avoir une incidence sur les populations sauvages à proximité du site.

Milieu benthique

Nous prévoyons que le site élargi proposé (n° 0814x) se traduira par une augmentation de la demande en oxygène dans les sédiments en raison de l'accroissement du flux de matières exerçant une demande biochimique d'oxygène au fond de la mer et du renouvellement de l'eau restreint dans la baie. C'est préoccupant, car les communautés benthiques réagissent à la fois aux effets hypoxiques persistants de faibles teneurs en oxygène dissous qui inhibent la respiration et à la toxicité directe des sulfures eux-mêmes (Diaz et Rosenberg 1995, Hargrave *et al.* 2008). Aux niveaux d'empoisonnement antérieurs, des niveaux élevés de sulfure correspondant à des conditions de sédiments pauvres en oxygène ont été constamment signalés lors de l'échantillonnage du PSE à tous les sites actuels (figure 3).

Bannister et ses collaborateurs (2014) ont mesuré les taux de consommation d'oxygène de sédiments collectés sous des parcs en filet contenant des poissons et à des sites de référence. Sur une période de 48 heures, les taux de consommation d'oxygène des sédiments collectés

sous les parcs en filet (moyenne de 60 mmol/m²/jour) étaient nettement plus élevés que ceux des sédiments collectés dans les sites de référence (moyenne de 10 mmol/m²/jour).

Les calculs de premier ordre effectués à l'aide de ces données (annexe C) indiquent que si l'eau située immédiatement au-dessus du fond marin n'est pas remplacée (comme cela a été observé dans l'enregistrement des courantomètres du promoteur), le milieu benthique pourrait épuiser l'oxygène de la couche d'eau du fond en moins de quatre jours. Avec une faible vitesse de courant de 1 cm/s, nous estimons que le temps d'épuisement de l'oxygène dans la couche proche du fond est similaire au temps de renouvellement de l'oxygène. Par conséquent, la teneur en oxygène près du fond est probablement faible et sensible à la demande supplémentaire en oxygène des sédiments, à la vitesse des courants, au mélange vertical dans les limites du site et à l'advection des eaux pauvres en oxygène situées dans les zones profondes à l'intérieur et au-delà du site.

Une gamme de taux de consommation d'oxygène a été observée entre les différents types de fond, les sédiments plus fins comme la vase affichant des taux jusqu'à trois fois supérieurs à ceux des sédiments grossiers (Grant *et al.* 1991). La nature limoneuse des sédiments au site de référence dans l'étude de Bannister et ses collaborateurs (2014) est similaire au type de sédiments de la baie Whycomagh; cependant, les sédiments sous les parcs en filet au site de référence étaient plus grossiers que ceux de la baie Whycomagh. Il ressort des résultats des deux études que la consommation d'oxygène sous les parcs en filet dans la baie Whycomagh pourrait être sensiblement plus élevée que celle observée sous les parcs en filet dans l'étude de Bannister et ses collaborateurs (2014).

Interactions liées aux poissons d'élevage évadés

Les interactions entre les poissons d'élevage évadés et les populations sauvages peuvent être à la fois de nature génétique et écologique. Les interactions génétiques résultent de l'échange de matériel génétique (hybridation) et de la modification des pressions de la sélection (effets génétiques indirects) [Lacroix et Fleming 1998]. Les interactions écologiques peuvent inclure la transmission de maladies, la prédation ou la compétition pour l'espace, la nourriture ou les partenaires entre les poissons sauvages et les poissons d'élevage évadés (Lacroix et Fleming 1998). Ces interactions écologiques peuvent avoir des effets génétiques négatifs sur les populations sauvages (examiné dans Bradbury *et al.* 2020).

La province de la Nouvelle-Écosse procède à des empoissonnements de truite arc-en-ciel depuis le début des années 1900 bien que l'espèce ne soit pas indigène à l'est du Canada et il existe maintenant une population férale qui se reproduit avec succès dans les lacs Bras d'Or et les rivières et ruisseaux qui s'y jettent (Madden *et al.* 2010). Plusieurs rapports font état d'évasions des sites aquacoles actuels (n^{os} 0814, 0845 et 0600). Madden et ses collaborateurs (2010) ont noté que depuis le début de l'élevage de la truite arc-en-ciel dans les lacs Bras d'Or en 1972, les grands événements d'évasion ont résulté en une popularité accrue de la pêche de la truite arc-en-ciel dans la région.

Les croisements entre le saumon atlantique et la truite arc-en-ciel n'ont produit aucune descendance viable (Refstie et Gjedrem 1975, Sutterlin *et al.* 1977, Blanc et Chevassus 1982). Par conséquent, les effets génétiques directs dus au croisement entre des truites arc-en-ciel évadées et la population indigène de saumon atlantique ne sont pas préoccupants.

Des interactions écologiques peuvent se produire entre des truites arc-en-ciel évadées et le saumon atlantique indigène, quel que soit le stade biologique. Les interactions écologiques et les effets nocifs sur le saumon sauvage découlant de la concurrence exercée par la truite

arc-en-ciel introduite sont bien documentés et montrent que cette dernière a des capacités de compétition plus fortes que le saumon atlantique (Houde *et al.* 2017, van Zwol *et al.* 2012a). De plus en plus de données probantes établissent un lien entre une faible survie en mer et les effets différés des interactions physiques et biologiques subies par les saumons juvéniles en rivière (Russel *et al.* 2012, Blanchet *et al.* 2007). Au niveau individuel, il a été démontré que les stratégies comportementales et les hiérarchies de dominance du saumon sont fortement perturbées par la truite arc-en-ciel introduite, de sorte que les trajectoires de croissance sont touchées (Blanchet *et al.* 2007, van Zwol *et al.* 2012 b). Certains de ces effets ont été liés à l'élévation des hormones de stress chez le saumon en présence de la truite arc-en-ciel (van Zwol *et al.* 2012c). Il a également été démontré que la truite arc-en-ciel déloge le saumon atlantique de son habitat de prédilection et l'expose à une concurrence accrue avec d'autres salmonidés indigènes, même lorsque la truite arc-en-ciel est présente en faibles densités (Hearn et Kynard 1986, Thibault et Dodson 2013).

Nous savons que ces types d'interactions écologiques modifient le paysage sélectif, entraînant des changements dans les fréquences alléliques liées à la valeur adaptative (Bradbury *et al.* 2020). Les interactions écologiques peuvent également provoquer une réduction de l'abondance des populations de saumon atlantique et, par le fait même, de leur diversité génétique. La diminution de l'abondance des populations et de la diversité génétique causerait à son tour une sensibilité accrue à la dérive génétique et à l'impact des événements stochastiques. Compte tenu des interactions écologiques connues entre la truite arc-en-ciel et le saumon atlantique sauvage, il n'y a aucune raison de croire que le résultat génétique des interactions avec les truites arc-en-ciel d'élevage évadées serait différent de celui décrit dans Bradbury *et al.* (2020).

Les interactions et les effets potentiels susmentionnés sont particulièrement préoccupants pour la population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton, évalué comme étant en voie de disparition par le COSEPAC depuis 2010. Cette population soutient la dernière pêche récréative et des allocations des Premières Nations dans la région des Maritimes du MPO. Des efforts de surveillance sont en cours dans les rivières Middle, Baddeck et Skye, qui se jettent dans les lacs Bras d'Or à une distance de 2 à 25 km du site proposé (n° 0814x). Le nombre d'œufs requis pour la conservation n'a pas été atteint dans les rivières Middle et Baddeck en 2019, tout comme pendant les 20 années précédentes (MPO 2020b), et l'estimation des saumoneaux dans la rivière Middle en 2018 était parmi les plus basses des dernières années (bien qu'avec une grande incertitude) (MPO 2020b).

Ces dernières années, des truites arc-en-ciel adultes et juvéniles ont été observées dans les rivières Middle et Baddeck lors des dénombrements en apnée faits par l'unité d'évaluation du MPO pour la population de saumon de l'est du Cap-Breton. En 2019, des truites arc-en-ciel ont été observées bien en amont de l'estuaire (à plus de 10 km de distance, en rivière), et la présence de truites juvéniles a confirmé une reproduction naturelle. Cela renforce les inquiétudes entourant l'utilisation continue de la truite arc-en-ciel diploïde, tant pour l'ensemencement que l'aquaculture. Gibson et ses collaborateurs (2014) ont défini l'aquaculture commerciale des salmonidés comme une menace dans l'environnement marin et dulcicole pour le potentiel de rétablissement de la population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton. Malgré les efforts de surveillance en cours et les données accessibles propres aux rivières Middle, Baddeck et Skye, toutes les autres rivières à saumon connues de l'est du Cap-Breton se trouvent également dans un rayon de 250 km du site n° 0814x (figure 8), un rayon dans lequel on sait que le saumon atlantique d'élevage peut se déplacer après s'être évadé d'un site d'aquaculture.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

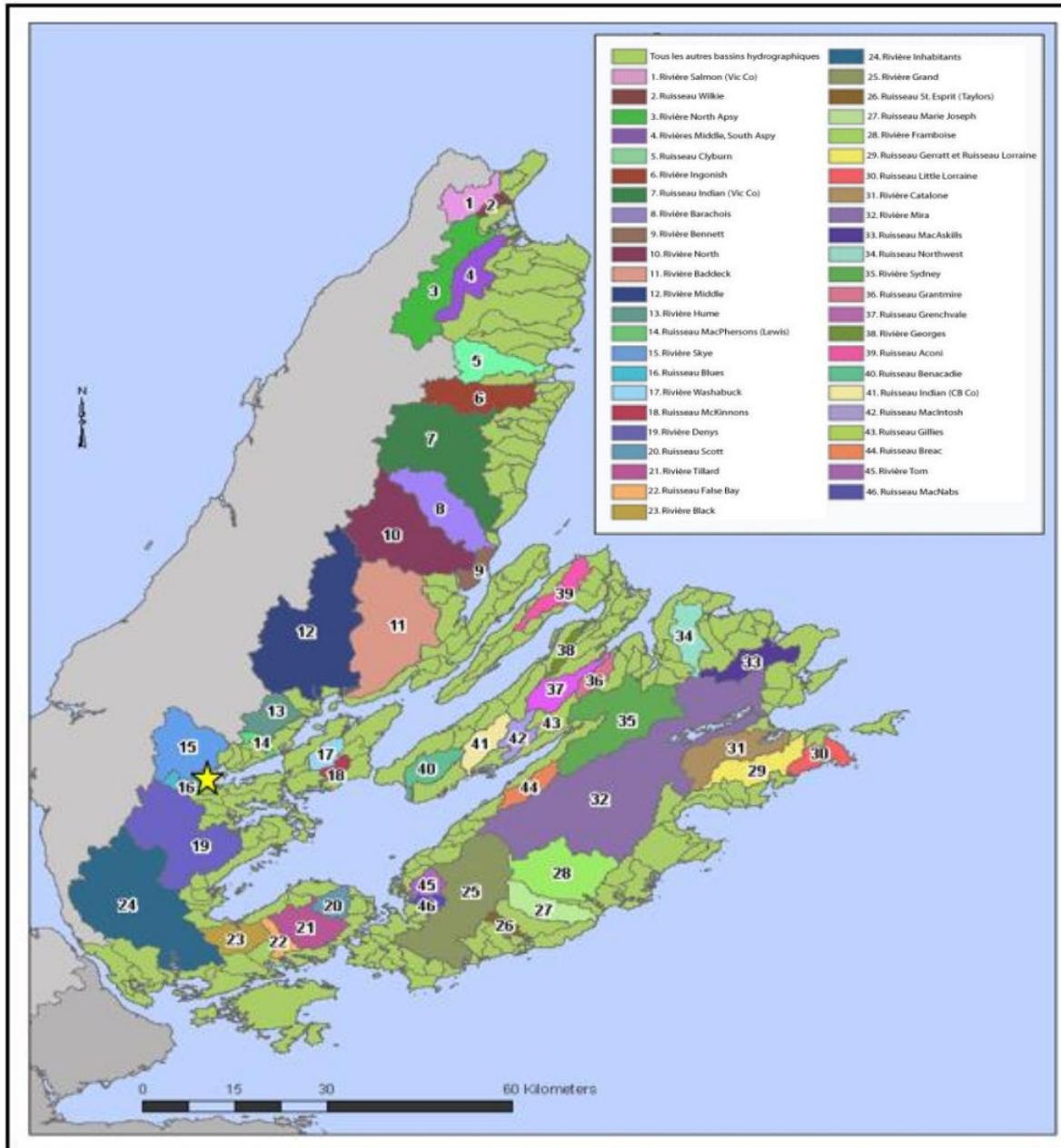


Figure 8. Emplacement des principaux bassins versants connus pour abriter la population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton (Gibson et al. 2014). L'étoile jaune représente l'emplacement du site élargi proposé (n° 0814x).

L'utilisation de poissons stériles dans l'aquaculture marine en cages est recommandée à Terre-Neuve (MPO 2016). De plus, la province du Nouveau-Brunswick prescrit l'utilisation de truites arc-en-ciel triplodes stériles uniquement dans l'aquaculture en cages, dans le cadre d'un processus visant à atténuer le risque pour les stocks sauvages, conformément à la Politique sur l'élevage de la truite arc-en-ciel au Nouveau-Brunswick (NBDERD et NBDAAF 2016). Bien qu'ils ne soient pas propres à la Nouvelle-Écosse, ces exemples renforcent l'utilisation de salmonidés stériles afin de réduire les effets néfastes de l'aquaculture sur le saumon sauvage.

Des truites arc-en-ciel stériles pourraient toujours s'évader et interagir avec les populations de saumon sauvage, mais elles ne contribueraient pas à la population férale de truite arc-en-ciel qui se reproduit dans les rivières se déversant dans les lacs Bras d'Or.

Des risques pour la population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton sont posés par les concessions actuelles, et ils devraient être au moins proportionnels à l'intensité des activités d'élevage dans la zone. Par conséquent, toute augmentation du nombre total de truites d'élevage dans la zone associée au site proposé (n° 0814x) représentera également un risque accru pour la population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton. Il convient également de replacer ces préoccupations dans le contexte des autres pressions potentielles cumulatives, comme la présence d'autres salmonidés introduits (truite brune) et l'ensemencement continu des cours d'eau de la région avec des truites arc-en-ciel diploïdes aux fins de la pêche sportive.

Interactions liées aux parasites et aux agents pathogènes

Les poissons sauvages ou d'autres poissons d'élevage de la région peuvent transmettre des maladies endémiques et le pou du poisson aux poissons d'élevage (MPO 2014b). Étant donné qu'on observe une transmission dépendante de la densité dans de nombreux systèmes hôte-agent pathogène, y compris pour le pou du poisson dans les élevages de salmonidés (Kristoffersen *et al.* 2013, Frazer *et al.* 2012), elle peut constituer un risque sanitaire important pour les poissons d'élevage et sauvages à certains seuils de densité d'hôtes (Krkošek 2010).

Le développement et la survie du pou du poisson sont influencés par la salinité et la température de l'eau. Des études ont démontré qu'une faible salinité peut empêcher le pou du poisson de prospérer, car il évite activement les salinités basses (moins de 27 ppm), et que même une exposition de courte durée à une eau peu salée compromet considérablement sa survie et son infectivité (Bricknell *et al.* 2006). Le site proposé (n° 0814x) est situé dans des eaux saumâtres de faible salinité, ce qui peut influencer la présence du pou du poisson.

Le faible taux de renouvellement de l'eau dans la baie Whycomomagh peut contribuer aux éclosions, étant donné que les parasites et les agents pathogènes ne peuvent pas être rapidement dispersés par la circulation de l'eau et peuvent donc persister plus longtemps, s'ils sont présents.

Depuis 2015, les données présentées en vertu du RAA confirment qu'aucun pesticide n'a été utilisé sur les sites actuels dans la baie Whycomomagh. Cependant, l'utilisation historique de médicaments et de pesticides approuvés n'est pas nécessairement un indicateur de futures éclosions de maladies, à mesure que la production dans la baie augmente ou que d'autres facteurs d'influence changent. L'ajout de poissons d'élevage dans une zone devrait y amplifier les agents pathogènes et les parasites endémiques en raison de l'augmentation du nombre de poissons-hôtes. L'impact sur les espèces de poissons sauvages sensibles dépendra de la durée et de l'étendue de leur exposition à la ferme, de la concentration accrue d'agents pathogènes et de parasites et de leur sensibilité relative aux infections et aux maladies dans les conditions environnementales présentes dans la baie Whycomomagh.

Interactions physiques

Les prises accessoires ou l'empêchement d'espèces sauvages (p. ex., poissons sauvages, mammifères marins, tortues, requins) associés aux infrastructures aquacoles sont aussi des interactions physiques potentielles liées à l'aquaculture.

Selon les données accessibles, le phoque commun et le phoque gris sont présents dans la baie Whycocomagh et pourraient se trouver autour du site proposé (n° 0814x). La couverture de glace dans la baie Whycocomagh de la mi-décembre à avril devrait limiter leur présence dans l'extrémité occidentale de la baie autour des infrastructures du site pendant les mois d'hiver, lorsqu'ils seront dans les lacs Bras d'Or pour se nourrir (Parker *et al.* 2007).

Les pêches récréatives et autochtones dans la région qui pourraient être déplacées à la suite de l'installation des infrastructures dans l'eau sont celles de l'anguille d'Amérique (évaluée comme étant menacée par le COSEPAC et dont l'inscription en vertu de la LEP est à l'étude), du hareng de l'Atlantique, du maquereau, de la morue franche, de la plie rouge, de l'éperlan et du saumon atlantique. Les estuaires des rivières comportant des habitats d'eau douce sont également considérés comme un habitat important pour la population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton, qui doit traverser ces zones pendant sa migration pour accomplir son cycle biologique. Les connaissances écologiques traditionnelles révèlent également qu'en plus de servir de voie de migration, les lacs Bras d'Or sont une aire de rassemblement pour les adultes en montaison et une aire d'hivernage pour les charognards (MPO 2014a). Nous ne connaissons pas les répercussions possibles de la ferme piscicole sur l'utilisation de la zone par ces espèces. À ce jour, aucun cas d'empêchement d'espèce sauvage n'a été signalé aux sites actuels.

L'ombrage causé par les infrastructures aquacoles peut limiter la disponibilité de la lumière, réduisant ainsi la densité, la biomasse, la croissance et la survie de la zostère (Rumrill et Poulton 2004, Skinner *et al.* 2013, Wisheart *et al.* 2007). Nous considérons qu'il est peu probable que les parcs en filet créent un ombrage direct, car le promoteur a précisé dans sa proposition qu'ils ne seront situés que dans des zones d'une profondeur minimale de 14 m. Nous pensons aussi qu'il y aura un faible risque que des hélices de bateau endommagent le fond, car le site comprendra un quai et il ne sera donc pas nécessaire d'utiliser des bateaux dans l'habitat de la zostère en eaux peu profondes.

Nous ignorons l'ampleur exacte de l'exposition des espèces susmentionnées au site n° 0814x et des interactions physiques connexes. Cependant, la seule augmentation de la superficie et des infrastructures permet de penser que le site proposé pourrait accroître le risque de prises accessoires, d'empêchement, de déplacement physique et de destruction de ces espèces et habitats au-delà des risques déjà posés par les sites actuels.

Interactions cumulatives potentielles

Toute la zone d'intérêt entourant le site piscicole proposé (n° 0814x) est influencée par des activités anthropiques, pour la plupart concentrées près du village de Whycocomagh. La ZEP plus vaste et étendue (ZEP pélagique) du site proposé chevauche la plupart des autres activités anthropiques se déroulant dans la région. Le nombre d'activités qui se chevauchent est modéré, la majorité (environ 70 %) de la zone d'intérêt étant influencée par au moins deux activités anthropiques concomitantes (figure 9). Le plus grand chevauchement d'activités anthropiques concomitantes se produit dans le nord de la baie, en particulier entre l'île Indian et le village de Whycocomagh. Le chevauchement d'activités anthropiques diminue à mesure que l'on se déplace vers l'est de la baie et que l'on s'éloigne des sources ponctuelles de stress. L'annexe D donne des renseignements sur la méthodologie de cette analyse.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

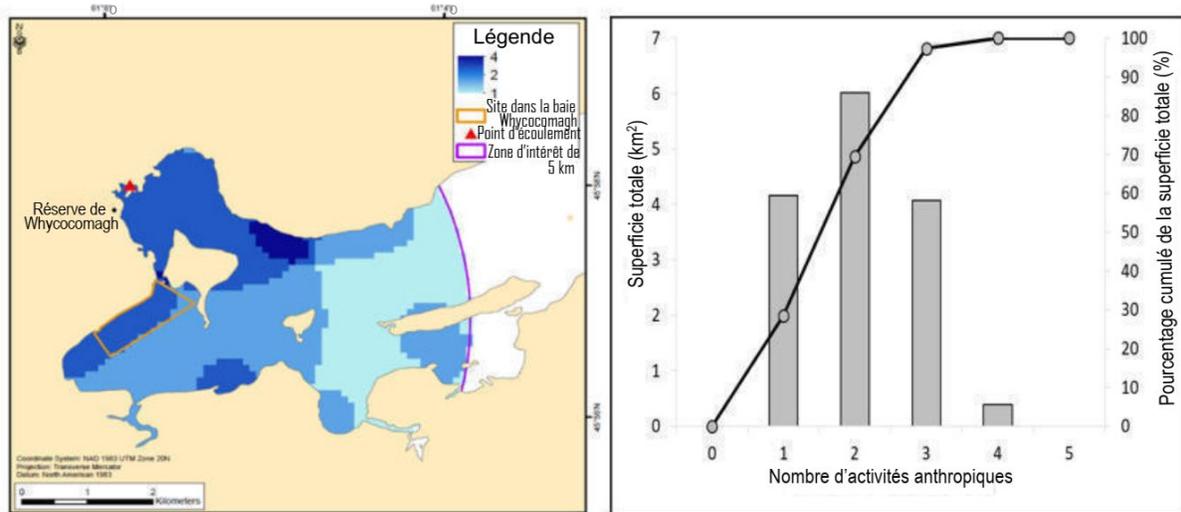


Figure 9. Gauche : Nombre d'activités anthropiques qui se chevauchent dans chaque cellule de grille de 0,01 km². La concession n° 0814x est représentée par le polygone orange. Le triangle rouge est l'emplacement du point d'écoulement (c.-à-d. l'emplacement où la rivière Skye se déverse dans la zone côtière). Droite : Superficie totale (km²; barres grises) et pourcentage cumulé de la superficie totale (% ligne noire) dans toutes les cellules de la grille avec le nombre d'activités anthropiques correspondant.

Les agents de stress liés aux activités anthropiques menées dans le milieu marin peuvent être regroupés en trois grandes catégories : physiques (modification directe d'habitats), chimiques (effets sur la qualité de l'eau et des sédiments) et biologiques (modifications d'espèces non ciblées). Toutes les activités anthropiques prises en compte dans cette analyse ont été liées à plus d'un agent de stress, et toutes les activités exercent des influences dans les trois catégories (tableau 5).

Tableau 5. Comparaison des agents de stress associés aux activités anthropiques déterminées dans cette analyse. Les agents de stress liés à la pisciculture, à la conchyliculture, à la navigation de plaisance et aux activités terrestres ont été résumés d'après Ban et al. (2010), tandis que ceux liés à la route Transcanadienne l'ont été d'après Trombulak et Frissell (2000).

Agents de stress		Activités				
		Pisciculture	Conchyliculture	Navigation de plaisance†	Activités terrestres*	Route
Physiques (modification directe d'habitats)	Perturbation benthique	X	X	X	X	-
	Collisions			X		-
	Apport/diminution d'eau douce					X
	Changement dans les courants/la circulation	X	X	X		-
	Lumière	X		X		-
	Débris marins		X	X	X	X

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycocomagh**

Région des Maritimes

Agents de stress		Activités				
		Pisciculture	Conchyliculture	Navigation de plaisance [†]	Activités terrestres*	Route
	Bruit	X	X	X	X	X
Chimiques (qualité de l'eau et des sédiments)	Bactéries	X		X	X	-
	Contaminants	X		X	X	X
	Nutriments	X	X	X	X	X
	Huile/déchets	X	X	X	X	X
	Déchets organiques	X	X	X	X	X
	Transport de sédiments (turbidité)	X	X	X	X	X
Biologiques (modifications d'espèces non ciblées)	Changements comportementaux (prédateur ou proie)	X	X	X		-
	Prélèvement de biomasse (mortalité accessoire)	X	X	X	X	X
	Maladies et parasites	X				-
	Interactions génétiques	X				-
	Espèces envahissantes	X	X	X	X	-

* Combinaison des agents de stress liés aux collectivités humaines, à l'exploitation minière terrestre et aux activités agricoles pour refléter les activités connues dans les bassins versants de la baie Whycocomagh.

† Combinaison des agents de stress liés aux petits quais, aux rampes, aux quais, à la navigation de plaisance et au kayak pour refléter les activités connues et supposées dans la baie Whycocomagh.

Dans l'ensemble, la pisciculture et la navigation de plaisance produisent la plus grande proportion des effets des agents de stress sur l'écosystème, suivies par les apports terrestres et des routes, respectivement (tableau 5). La conchyliculture, bien qu'elle puisse en général avoir plus de répercussions que les intrants terrestres et les routes, ne cause probablement pas d'effets pour le moment, car les exploitations ostréicoles dans la baie ne sont pas en activité à l'heure actuelle.

Le chevauchement de la pisciculture et de la navigation de plaisance semble présenter le plus grand potentiel de répercussions sur la baie Whycocomagh; cependant, le chevauchement spatial de la pisciculture avec les apports terrestres est plus important. L'effet cumulé de ces trois activités (pisciculture, navigation de plaisance et apports terrestres) est probablement à l'origine de l'empreinte anthropique la plus importante. Compte tenu de sa circulation d'eau minimale et de son faible taux de renouvellement de l'eau, la baie Whycocomagh peut être particulièrement sensible aux effets additifs, cumulatifs ou interactifs du ruissellement (excès de nutriments et de sédiments), de la pollution et des déchets humains générés par la navigation de plaisance et les apports terrestres, combinés avec ceux générés par la pisciculture.

Bien que nous ignorions actuellement l'ampleur de la navigation de plaisance dans la baie Whycocomagh, elle est probablement très saisonnière, suivant la saison touristique typique de

la Nouvelle-Écosse. Individuellement, les répercussions du tourisme et des activités récréatives maritimes sont considérées comme mineures, mais leur effet cumulatif, souvent concentré sur de courtes périodes et dans des zones localisées, peut avoir des effets néfastes sur les espèces et les habitats. Ces effets peuvent inclure la pollution due aux fuites de carburants et d'huiles, ainsi qu'aux déchets humains (Leon et Warnken 2008), les dommages au fond marin causés par des hélices et la perturbation et la destruction du benthos par l'ancrage (Bishop 2008, Lewin *et al.* 2019), de même que la propagation secondaire d'espèces non indigènes (Clarke Murray *et al.* 2011, Burgin et Hardiman 2011). L'ajout d'activités aquacoles dans la baie pourrait également aggraver ces apports. Par exemple, l'ajout de structures physiques sur le site n° 0814x pourrait créer davantage d'habitats artificiels pouvant être colonisés par des tuniciers invasifs, dont certains sont déjà présents dans la baie Whycocomagh (Sephton *et al.* 2015). Ces effets combinés peuvent contribuer à la propagation et à l'établissement ultérieurs d'autres espèces non indigènes déjà présentes ailleurs dans les lacs Bras d'Or.

L'érosion provoquée par le ruissellement et les sédiments se répercutant sur la qualité de l'eau en raison de l'utilisation humaine des terres est déjà classée comme une menace élevée pour les deux bassins versants environnants qui se déversent dans la baie Whycocomagh (Sterling *et al.* 2014). Bien que l'étendue du chevauchement spatial total soit faible, la présence directe du site n° 0814x à proximité immédiate de la route peut entraîner des problèmes périodiques et intenses, mais localisés, de dépôt ou de qualité de l'eau. Il pourrait en résulter un stress cumulatif sur les espèces et les habitats benthiques, s'il coïncide avec l'application de pesticides ou de médicaments ou l'empoisonnement des parcs situés à proximité de la route pendant les périodes de pointe du ruissellement provenant de la route. L'augmentation proposée de la pisciculture dans la baie devrait également accroître la sédimentation, ce qui pourrait entraîner des apports supplémentaires de sédiments et de nutriments, au moins dans la zone immédiate entourant le site n° 0814x. L'excès de nutriments provenant du ruissellement des terres contribue aux sources d'azote dans la baie Whycocomagh (Williamson *et al.* 2017, Nagel *et al.* 2018), et l'expansion de la pisciculture dans la baie ajoutera également à la charge totale en azote d'origine anthropique existante, rehaussant le risque d'eutrophisation.

Les sources de pollution par les eaux usées dans la baie Whycocomagh comprennent le mauvais fonctionnement des systèmes d'égouts ou de traitement, les fosses septiques et les champs d'épuration résidentiels, ainsi que les toilettes extérieures (EDM 2008). Depuis février 2019, Environnement et Changement climatique Canada a ordonné la fermeture de la récolte de tous les coquillages à Whycocomagh et dans certaines sections du littoral adjacent au village, invoquant une source de pollution sanitaire (ECCC 2020). Ces sections chevauchent l'emplacement de la concession proposée (n° 0814x) et indiquent que des effluents d'eaux usées humaines sont présents dans la zone. En plus de contribuer à la contamination bactérienne de la baie, ces apports peuvent exacerber les teneurs réduites en oxygène observées dans la baie Whycocomagh, à laquelle la pisciculture contribue également.

Bien qu'un grand nombre de ces interactions cumulatives aient probablement déjà eu lieu compte tenu de la présence des sites actuels (n°s 0814, 0845 et 0600), l'agrandissement des infrastructures d'élevage, l'ajout de poissons et l'intensification de la navigation opérationnelle devraient renforcer encore davantage les interactions avec les autres activités anthropiques dans la baie.

La présente analyse ne porte pas spécifiquement sur l'ampleur relative de chacun des effets des agents de stress énumérés ci-dessus. Nombre de ces effets varient dans l'espace et dans le temps, et les données accessibles sur les effets aigus et chroniques de ces agents de stress sont complexes. Le MPO mène actuellement des travaux en vue de déterminer comment ces

effets s'accumulent et interagissent pour produire des effets cumulatifs; il s'agit d'un domaine de recherche et d'analyse en cours au MPO.

Conclusions

Question 1. *D'après l'information scientifique et les données sur le site proposé qui sont accessibles, quelle est la zone d'exposition prévue liée à l'utilisation de produits approuvés pour le traitement sanitaire de poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences possibles pour les espèces sensibles?*

- La ZEP benthique liée à l'administration par voie alimentaire de traitements sanitaires pour les poissons et la ZEP pélagique liée à l'administration de pesticides sous forme de bain ont respectivement un rayon de 860 et 2 790 m à partir du centre du site proposé. L'intensité de l'exposition devrait être la plus élevée à proximité des réseaux de parcs en filet et diminuer à mesure que l'on s'en éloigne.
- L'emplacement proposé du site exposera probablement l'environnement benthique des zones peu profondes autour du site à des concentrations de médicaments et de pesticides toxiques pour les espèces et les stades biologiques benthiques sensibles s'ils sont présents.
- L'ajout de parcs en filet pourrait entraîner une augmentation de la durée d'exposition à des pesticides à des niveaux toxiques si l'ensemble du site devait être traité.
- En raison de son faible taux de renouvellement de l'eau, la baie Whycomomagh est particulièrement sensible aux apports chimiques passifs et persistants, le cas échéant.
- Il y a peu de données probantes sur l'existence d'espèces directement sensibles aux produits de traitement sanitaire des poissons administrés par voie alimentaire dans les ZEP benthique et pélagique.
- D'après les rapports produits en vertu du RAA depuis 2015, aucun traitement sanitaire n'a été utilisé aux sites actuels. Cela peut être en partie lié à la faible occurrence du pou du poisson en raison des conditions environnementales sur le site.

Question 2. *D'après les données accessibles, quels sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces en péril, les espèces halieutiques, les espèces d'importance écologique et les habitats associés qui se trouvent dans la zone d'exposition prévue en milieu benthique et qui sont vulnérables à l'exposition au dépôt de matières organiques? Comment cela se compare-t-il à l'importance de ces espèces et habitats dans la zone environnante (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus de l'activité aquacole proposée sur ces espèces et habitats sensibles?*

- La ZEP benthique liée au dépôt de matières organiques provenant des déchets d'alimentation a un rayon de 860 m autour du centre du site proposé. L'intensité de l'exposition devrait être la plus élevée à proximité des réseaux de parcs en filet et diminuer à mesure que l'on s'en éloigne.
- En raison de son faible taux de renouvellement de l'eau, la baie Whycomomagh est particulièrement sensible aux apports de substances nocives.
- La baie Whycomomagh fait partie de la ZIEB des lacs Bras d'Or, mais elle est classée au deuxième rang des bassins les moins importants en raison de la diversité limitée de ses habitats et de sa capacité réduite à soutenir un biote diversifié et productif.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

- De la zostère a été trouvée dans les ZEP benthiques liées à tous les types de particules. Les interactions entre la zostère et le dépôt de déchets d'alimentation devraient avoir peu d'effets. Les matières fécales, les fines et les flocs seront transportés plus loin et pourraient couvrir une partie importante de l'habitat de la zostère. Toutefois, les dépôts ne devraient pas se produire à des niveaux où l'on prévoit des changements de l'état oxygène ou de la biogéochimie des sédiments.
- L'habitat de la zostère pourrait subir une réduction du régime lumineux en raison des matières fécales en suspension, des fines et du floc. Il n'est pas possible de prédire la probabilité ou l'ampleur des effets ou des changements du régime lumineux sur l'habitat de la zostère, car nous manquons de données sur les niveaux de luminosité actuels et sur le transport des sédiments.
- Nous nous attendons à une importante variabilité spatiale et temporelle de la répartition et de l'état de la zostère en raison de facteurs naturels dans la région qui sont sous-optimaux pour l'espèce.
- L'habitat de la zostère n'est pas unique à la baie Whycomomagh dans les lacs Bras d'Or.

Question 3. *Comment les effets du site aquacole proposé sur ces espèces se comparent-ils aux effets d'autres sources anthropiques dans la région (y compris les exploitations piscicoles existantes)? Les zones d'influence se chevauchent-elles et, si tel est le cas, quelles en sont les conséquences possibles?*

- Toute la zone d'intérêt autour du site est influencée par des activités anthropiques avec des chevauchements importants.
- Nous ne prévoyons pas de chevauchement entre les ZEP liées aux activités aquacoles proposées pour le site n° 0814x et les sites n° 1430 (Aberdeen Nord) et n° 1431 (Aberdeen Sud).
- Les effets cumulatifs les plus importants dans la baie Whycomomagh devraient résulter d'agents de stress tels que les espèces envahissantes, l'aggravation des problèmes de qualité de l'eau et la réduction de l'oxygène qui découlent des activités associées à la pisciculture, à la navigation de plaisance et aux apports terrestres.
- L'importance de ces interactions cumulatives potentielles n'a pas été évaluée.

Question 4. *Pour étayer l'analyse du risque d'empêchement dans les infrastructures aquacoles proposées, quelles espèces pélagiques en péril utilisent la zone en question, pour quelle durée et à quel moment?*

- Les espèces présentes dans la baie Whycomomagh sont le saumon atlantique sauvage, le phoque commun et le phoque gris, l'anguille d'Amérique, le hareng de l'Atlantique, le maquereau, la morue franche et l'éperlan.
- La couverture de glace à l'extrémité occidentale de la baie Whycomomagh devrait limiter la présence du phoque commun et du phoque gris autour des infrastructures du site pendant les mois d'hiver, lorsqu'ils sont dans les lacs Bras d'Or pour se nourrir.
- La population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton, qui utilise la zone à divers stades de son cycle biologique et comme voie de migration, pourrait être déplacée en raison de l'augmentation importante de la superficie totale louée et des infrastructures du site. Nous ne connaissons pas l'ampleur des conséquences que cela pourrait avoir.

Question 5. *Quelles populations de salmonidés se trouvent dans la zone géographique où les poissons d'élevage évadés sont susceptibles de migrer? Quelles sont la taille et les tendances de l'état de ces populations dans la zone d'exposition aux évadés du site proposé? L'une de ces populations est-elle inscrite à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril?*

- Toutes les rivières à saumon atlantique de la ECB se trouvent à des distances de dispersion potentielles des évadés de la truite arc-en-ciel. Les populations de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton, sont évaluées comme étant en voie de disparition par le COSEPAC et constitue la dernière pêche récréative et des allocations pour les Premières Nations dans la région des Maritimes.
- Il n'existe aucune preuve d'interactions génétiques directes entre la truite arc-en-ciel et le saumon atlantique. Par conséquent, les effets génétiques directs dus au croisement entre des truites arc-en-ciel évadées et la population indigène de saumon atlantique ne sont pas préoccupants.
- Les interactions écologiques et les effets nocifs sur le saumon sauvage de la concurrence exercée par la truite arc-en-ciel introduite sont bien documentés. Il est prouvé que ces types d'interactions écologiques peuvent entraîner des effets génétiques indirects qui finissent par réduire l'abondance des populations de saumon atlantique et, ainsi, leur diversité génétique.
- Alors que les concessions actuelles posent déjà des risques pour la population de saumon atlantique de l'est du Cap-Breton, toute augmentation du nombre total de truites d'élevage dans la zone associée au site proposé (n° 0814x) représentera également un risque accru pour cette population.

Question 6. *On sait qu'il y a déjà eu des problèmes d'oxygène dans les milieux benthiques et pélagiques des sites actuels. Compte tenu de l'approche proposée pour la gestion du site et de l'augmentation du nombre de poissons qui y seront élevés (un million de poissons), quelle est la demande en oxygène pour la zone et qu'est-ce que cela signifie pour l'équilibre de l'oxygène dans la zone (la demande en oxygène dépassera-t-elle l'oxygène disponible)?*

- Nous estimons que l'épuisement de l'oxygène dissous dans les parcs en filet atteindra des niveaux susceptibles de provoquer des effets sublétaux pour les poissons d'élevage, et que des conditions de mortalité pourraient également se produire à certains moments.
- Les teneurs en oxygène dissous à proximité du fond sont probablement faibles et sensibles à des facteurs tels que les apports supplémentaires de matières organiques qui entraînent une augmentation de la demande benthique en oxygène, la vitesse des courants, le mélange vertical et l'advection des eaux profondes hypoxiques et anoxiques à l'intérieur et au-delà du site.
- Les eaux profondes anoxiques peuvent périodiquement être poussées dans les eaux peu profondes et avoir des effets sur les poissons d'élevage et sur les populations sauvages se trouvant dans les environs.
- Ces effets prévus à l'échelle des parcs en filet individuels sont des facteurs aggravants susceptibles d'exacerber les conditions hypoxiques et anoxiques qui existent déjà dans la baie Whycomomagh.

Sources d'incertitude

Zones d'exposition prévues et estimations de la teneur en oxygène

Les résultats des calculs fondés sur les données du promoteur sont un sous-ensemble de la gamme complète des résultats de calcul potentiels. Les ZEP reposent sur les données des courantomètres fournies par le promoteur. Le manque de données océanographiques supplémentaires accessibles pour la baie Whycocomagh contribue à l'incertitude entourant la représentativité de l'enregistrement des courantomètres et des analyses qui en dépendent. L'enregistrement fourni par le promoteur provient d'un seul site où les mesures ont été prises sur une période de 30 jours. Cela signifie que les estimations prudentes des ZEP ne tiennent pas compte des variations saisonnières et spatiales des courants, et qu'il est peu probable qu'elles soient pleinement représentatives de la variabilité temporelle et spatiale qui peut être pertinente pour estimer les zones d'exposition et de dépôt. Toutes les considérations relatives à l'oxygène sont sujettes à l'incertitude concernant plusieurs facteurs, notamment la variabilité des courants d'eau et du débit, la teneur en oxygène et la consommation d'oxygène (par les poissons et les fonds marins). Les courantomètres n'ont pas enregistré de données sur les courants près du fond (à moins d'un mètre du fond marin), ce qui peut contribuer à l'incertitude liée aux estimations simples de l'oxygène près du fond marin. De plus, le mécanisme et les répercussions de la remontée périodique d'eau anoxique et riche en contaminants dans la baie Whycocomagh ne sont pas bien compris. L'état des connaissances permettant d'évaluer les répercussions possibles des pesticides et médicaments administrés par voie alimentaire évolue. C'est pourquoi les effets potentiels des pesticides et des médicaments n'ont pas été évalués de manière plus approfondie.

Répartition des espèces et des habitats

Les zones côtières ne sont généralement pas convenablement échantillonnées aux échelles spatiales et temporelles les plus pertinentes pour l'aquaculture (c.-à-d. des dizaines à des centaines de mètres et des heures à des mois). Les diverses sources de données dont le MPO dispose pour évaluer la présence d'espèces et d'habitats et l'utilisation de ces derniers dans ces zones ne mentionnent généralement pas l'information à ces échelles. Ces zones ne sont pas échantillonnées complètement dans l'espace ou dans le temps lors des relevés; il faut donc tirer des renseignements supplémentaires sur la présence et l'utilisation des habitats (fraie, migration, alimentation) d'études à plus grande échelle. Par conséquent, il existe une incertitude quant à la répartition des espèces dans les zones des sites actuels et la zone du site proposé.

Interactions entre poissons sauvages et poissons d'élevage

Nous manquons généralement d'information sur la taille et la répartition des populations de saumon atlantique sauvage. De meilleures estimations de l'abondance des populations de saumon atlantique sauvage et de la présence de poissons d'élevage évadés dans les rivières à saumon de la région des Maritimes permettraient d'améliorer l'évaluation des risques liés à la génétique et aux populations. Il existe également d'importantes lacunes dans les connaissances sur les niveaux de maladie et d'infestation par le pou du poisson chez le saumon atlantique sauvage et d'élevage; il serait donc utile de surveiller et de déclarer ces niveaux. La sensibilité de nombreuses espèces sauvages aux effets potentiels des activités aquacoles est également largement inconnue.

Interactions cumulatives potentielles

Les cartes illustrant les activités anthropiques devraient être considérées comme une estimation préliminaire et prudente des utilisations anthropiques dans la zone d'intérêt. De nombreuses activités anthropiques à l'échelle régionale et mondiale susceptibles de chevaucher des activités à l'échelle locale ont été exclues de cette analyse, en raison des limites associées à l'accessibilité des données ou à la résolution spatiale. Les activités passées pouvant avoir des effets à long terme (p. ex., contamination sédimentaire), les effets résultant de perturbations naturelles (p. ex., tempêtes, vague de chaleur marine) et les activités épisodiques susceptibles de créer des perturbations peu fréquentes, mais intenses n'ont pas non plus été inclus dans la présente analyse. Les distances tampons utilisées dans l'analyse peuvent être une estimation prudente. Nous avons utilisé des hypothèses selon lesquelles l'influence des activités anthropiques se diffuse également dans toutes les directions, bien qu'il soit probable que les courants côtiers et les panaches des rivières influencent la diffusion des effets, particulièrement près du littoral. Bien qu'il existe des preuves de différents types d'interaction courants (p. ex., synergique, antagoniste), il faudrait mener des recherches supplémentaires pour déterminer les types et l'ampleur des interactions entre les activités principales. De plus, nous n'avons pas accès à suffisamment d'information pour connaître les effets que toutes les activités anthropiques menées dans la zone peuvent avoir sur les différentes composantes du milieu marin, ou sur la résorption appropriée de leurs effets.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

Collaborateurs

Nom	Organisme d'appartenance
Brager Lindsay (responsable)	Sciences du MPO, région des Maritimes
Barrell Jeffrey	Sciences du MPO, région du Golfe
Barrett Melanie	Sciences du MPO, région des Maritimes
Bennett Lottie	Sciences du MPO, région des Maritimes
Burgetz Ingrid	Sciences du MPO, région de la capitale nationale
Drozdowski Adam	Sciences du MPO, région du Golfe
Fitzgerald Jennifer	Examen réglementaire du MPO, Programme de protection du poisson et de son habitat, région des Maritimes
Gomez Catalina	Sciences du MPO région des Maritimes
Guijarro-Sabaniel Javier	Sciences du MPO, région des Maritimes
Haigh Susan	Sciences du MPO, région des Maritimes
Hardie David	Sciences du MPO, région des Maritimes
Kelly Noreen	Sciences du MPO, région des Maritimes
Law Brent	Sciences du MPO, région des Maritimes
MacEachern Ellen	Sciences du MPO, région des Maritimes
Moreau Darek	Sciences du MPO, région des Maritimes
O'Flaherty-Sproul Mitchell	Sciences du MPO, région des Maritimes
Page Fred	Sciences du MPO, région des Maritimes
Parker Edward	Gestion des pêches du MPO, région des Maritimes
Pilcher Scott	Sciences du MPO, région de la capitale nationale
Raab Dustin	Sciences du MPO, région des Maritimes
Trudel Marc	Sciences du MPO, région des Maritimes
Wong Melisa	Sciences du MPO, région des Maritimes
Worcester Tana	Sciences du MPO, région des Maritimes
Wringe Brendan	Sciences du MPO, région des Maritimes

Approuvé par

Alain Vézina
Directeur régional des Sciences, région des Maritimes
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Téléphone : 902-426-3490

Date : 31-Mar-2021

Sources de renseignements

Alexander, D.R., Kerekes, J.J., and Sabeen B.C. 1986. Description of selected lake characteristics and occurrence of fish species in 781 Nova Scotia Lakes. Proc. N.S. Inst. Sci. 36(2): 63–106.

Ban, N. and Alder, J. 2008. How wild is the ocean? Assessing the intensity of anthropogenic marine activities in British Columbia, Canada. Aquat. Conserv. 18(1):55–85.

Ban, N.C., Alidina, H.M., and Ardron, J.A. 2010. Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. Mar. Policy. 34(5): 876–886.

Région des Maritimes

- Bannister, R.J., Valderemarsen, T., Hansen, P.K., Holmer, M., and Ervik, A. 2014. Changes in benthic sediment conditions under an Atlantic salmon farm at a deep, well-flushed coastal site. *Aquacult. Environ. Interact.* 5: 29–47.
- 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: 2408–2419.
- Bishop, M.J. 2008. Displacement of epifauna from seagrass blades by boat wake. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 354(1): 111–118.
- Blanc, J.M. and Chevassus, B. 1982. Interspecific hybridization of salmonid fish. II. Survival and growth up to the 4th month after hatching in F1 generation hybrids. *Aquaculture.* 29: (3–4)383–387.
- Blanchet, S., Loot, G., Grenouillet, G., and Brosse, S. 2007. Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. *Ecol. Freshw. Fish.* 16(2): 133–143.
- Bradbury, I. R., Burgetz, I., Coulson, M.W., Verspoor, E., Gilbey, J., Lehnert, S.J, Kess, T., Cross, T.F., Vasemagi, A., Solberg, M.F., Fleming, I.A., and McGinnity, P. 2020. Beyond hybridization: the genetic impacts of nonreproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. *Aquacult. Env. Interac.* 12: 429–445.
- Bricknell, I., Dalesman, S., O’Shea, B., Pert, C.C., and Mordue Luntz, A.J. 2006. Effect of environmental salinity on sea lice *Lepeoptheirus salmonis* settlement success. *Dis. Aquat. Org.* 71(3): 201–212.
- Burgin, S. and Hardiman, N. 2011. The direct physical, chemical and biotic impacts on Australian coastal waters due to recreational boating. *Biodivers. Conserv.* 20(4): 683–701.
- Burridge, L. 2013. [A Review of Potential Environmental Risks Associated with the use of Pesticides to Treat Atlantic Salmon Against Infestations of Sea Lice in Southwest New Brunswick, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/050. iv + 25 p.
- Burridge, L.E., Doe, K.G., and Ernst, W. 2011. [Pathway of Effects of Chemical Inputs from the Aquaculture Activities in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/017. vi + 57 p.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2021. [Dissolved Oxygen: Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life](#). (Accessed on March 25, 2021).
- CEPI (Collaborative Environmental Planning Initiative). 2006. Bras d’Or Lakes Traditional Ecological Knowledge Workshop Proceedings, May 3-4, 2006. Prepared for the Collaborative Environmental Planning Initiative by Penny Doherty and Jason Naug.
- Chen, Y.S., Beveridge, M.C.M., and Telfer, T.C. 1999. Settling rate characteristics and nutrient content of the faeces of Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. and the implications for modelling of solid waste dispersion. *Aquac. Res.* 30: 395–398.
- 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: 114–117.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A., and Therriault, T.W. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers. Distrib.* 17(6): 1161–1172.

Région des Maritimes

- Clarke Murray, C., Agbayani, S., Alidina, H.M., and Ban, N.C. 2015. Advancing marine cumulative effects mapping: An update in Canada's Pacific waters. *Mar. Policy*. 58: 71–77.
- 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: 211–239.
- Dalhousie University. 2017. [Fieldwork Report : Sampling Cape Breton's Whycomomagh Bay 2017](#). (Accessed on March 25, 2021).
- Denny, S., Clark, K.J., Power, M.J., and Stephenson, R.L. 1998. [The Status of the Herring in the Bras d'Or Lakes in 1996–1997](#). *Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc.* 98/80.
- DFO. 2002. [Cod in Sydney Bight \(Div. 4Vn May–October\). DFO Science Stock Status Report A3-02 \(2002\) \(Revised\)](#).
- DFO. 2004. [Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Ecosystem Status Rep.* 2004/006.
- DFO. 2006. [Proceedings of the Maritimes Regional Advisory Process: Evaluation of the Ecosystem Overview and Assessment Report for the Bras d'Or Lakes, Nova Scotia: 2–3 November 2005](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser.* 2006/007.
- Diaz, R.J. and Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33: 245–303.
- Drozdowski, A., Horne E., and Bugden, G.L. 2014. Monitoring the Bras d'Or Lakes: 2009–2012. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3087: vi + 24 p.
- ECCC (Environment and Climate Change Canada). 2020. [Map of Shellfish Harvest Area Closures](#). (Accessed on May 25, 2020).
- EDM (Environmental Design and Management Ltd.). 2008. Bras d'or Lakes Development Standards. Final Report. 121 p.
- Fanning, L.P., Mohn, R.K., and MacEachern, W.J. 2003. [Assessment of 4VsW cod to 2002](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2003/027.
- Findlay, R.H. and Watling, L. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos, p. 47–78. *In: Hargrave, B.T. Ed. 1994, Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1949:xi + 125 p.*
- Forman, R.T. and Deblinger, R.D. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. *Conserv. Biol.* 14(1): 36–46.
- Frazer, N.L., Morton, A. and Krkošek, M. 2012. Critical thresholds in sea lice epidemics: evidence, sensitivity and subcritical estimation. *Proc. Biol. Soc.* 279(1735): 1950–1958.
- Gibson, A.J.F., Horsman, T., Ford, J., and Halfyard, E.A. 2014. [Recovery Potential Assessment for Eastern Cape Breton Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\): Habitat Requirements and Availability; and Threats to Populations](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2014/071.
- Grant, J., Emerson, C.W., Hargrave, B.T., and Shortle, J. L. 1991. Benthic oxygen consumption on continental shelves off Eastern Canada. *Cont. Shelf Res.* 11: 1083–1097.
- Gurbutt, P. and Petrie, B. 1995. Circulation in the Bras d'Or Lakes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 41: 611–630.

Région des Maritimes

- Gurbutt, P., Petrie, B., and Jordan, F. 1993. The Physical Oceanography of the Bras d'Or Lakes: Data analysis and modeling. Can. Tech. Rep. Hydro. Ocean Sci. No. 147.
- Hansen, P.K., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T. and Stigebrandt, A. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming. II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture*. 194: 75–92.
- Hargrave, B. T. 2010. Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.* Vol. 1: 33–46.
- Hargrave, B.T., Holmer, M., and Newcombe, C.P. 2008. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Mar. Pollut. Bull.* 56(5): 810–824.
- Hastings, K., King, M., and Allard, K. 2014. Ecologically and biologically significant areas in the Atlantic coastal region of Nova Scotia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3107: xii + 174 p.
- HCPMRA. 2014. Hydrogen Peroxide, Proposed Registration Document, PRD2014-11, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- HCPMRA. 2016a. Hydrogen Peroxide, Registration Decision, PRD2016-18, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- HCPMRA. 2016b. Azamethiphos, Proposed Registration Document, PRD2016-25. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- HCPMRA. 2017. Azamethiphos, Registration Decision, PRD2017-13. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- Hearn, W.E. and Kynard, B.E. 1986. Habitat utilization and behavioral interaction of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in tributaries of the White River of Vermont. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1988–1998.
- Houde, A.L.S, Wilson, C. and Neff, B. 2017. Performance of four salmonid species in competition with Atlantic Salmon. *J. Great Lakes Res.* 43: 211–215.
- Kindschi, G.A., Smith, C. E., and Koby, R.F. Jr. 1991. Oxygen Consumption of Two Strains of Rainbow Trout Reared at Four Densities with Supplemental Oxygen, *The Progressive Fish-Culturist*, 53(4): 210–215.
- Krauel, D.P. 1975. The Physical Oceanography of the Bras d'Or Lakes 1972–1974. Fisheries & Marine Service, Resource Development Technical Report 570.
- Kristoffersen, A.B., Rees, E.E., Stryhn, H., Ibarra, R., Campisto, J.-L., Revie, C.W., and St-Hilaire, S. 2013. Understanding sources of sea lice for salmon farms in Chile. *Preventative Vet. Med.* 111: 165–175.
- Krkošek, M. 2010. Host Density Thresholds and Disease Control for Fisheries and Aquaculture. *Aquacult. Environ. Interact.* 1: 21–32.
- Lacroix, G.L. and Fleming, I.A. 1998. Ecological and behavioural interactions between farmed and wild Atlantic Salmon: consequences for wild salmon. *Canadian Stock Assessment Secretariat 98/162*. Fisheries and Oceans Canada. ISSN 1480–4883.
- Lambert, T.C. 2002. Overview of the ecology of the Bras d'Or Lakes with Emphasis on the Fish. *Proc. Of the N.S. Inst. Sci.* 42: 65–99.

Région des Maritimes

- 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. Env. Interact.* 6: 29–42.
- Law, B.A., Hill, P.S., Milligan, T.G., Zions, V.S. 2016. Erodibility of aquaculture waste from different bottom substrates. *Aquacult. Env. Interact.* 8: 575–584.
- Leon, L.M. and Warnken, J. 2008. Copper and sewage inputs from recreational vessels at popular anchor sites in a semi-enclosed Bay (Qld, Australia): estimates of potential annual loads. *Mar. Pollut. Bull.* 57(6-12): 838–845.
- Lewin, W.C., Weltersbach, M.S., Ferter, K., Hyder, K., Mugerza, E., Prellezo, R., Radford, Z., Zarauz, L., and Strehlow, H.V. 2019. Potential environmental impacts of recreational fishing on marine fish stocks and ecosystems. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 27(3): 287–330.
- Lewis, M. A. and Devereux, R. 2009. Nonnutrient anthropogenic chemicals in seagrass cosystems: fate and effects. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(3): 644–661.
- MacKenzie, C.L., Burrell, V.G., Rosenfield, A., and Hobart, W.L. 1997. The history, present condition, and future of the molluscan fisheries of North and Central America and Europe, Volume 1, Atlantic and Gulf Coasts. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Rep. 127.
- Madden, R.J., MacMillan, J.L., and Apaloo, J. 2010. Examining the occurrence of wild rainbow trout in the Bras d’Or Lakes, Nova Scotia: Using scale pattern analysis to differentiate hatchery and wild populations. In proceedings of Wild Trout. Conserving Wild Trout.
- 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. 2013. [Exposition potentielle et effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : pesticides contre le pou du poisson \(partie II\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2013/049.
- MPO. 2014a. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon atlantique de l’est du Cap-Breton](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2013/072.
- MPO. 2014b. [Surveillance du pou du poisson et mesures non chimiques](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2014/006.
- MPO. 2016. [Utilisation proposée de saumons de l’Atlantique triploïdes de souche européenne des cages d’aquaculture en milieu marin dans la baie Placentia \(T.-N.-L.\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2016/034.
- MPO. 2020a. [Mise à jour de l’état du stock des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2020/031.
- MPO. 2020b. [Mise à jour de l’état du stock des populations de saumon de l’Atlantique \(*Salmo salar*\) des ZPS 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2020/002.
- Nagel, E.J., Murphy, G., Wong, M.C., and Lotze, H.K. 2018. Nitrogen loading rates for twenty-one seagrass inhabited bays in Nova Scotia, Canada. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3260.
- NBDERD (New Brunswick Department of Energy and Resource Development) and NBDAAF (New Brunswick Department of Agriculture, Aquaculture and Fisheries). 2016. [New Brunswick Rainbow Trout Aquaculture Policy](#). (Accessed March 25, 2021).

Région des Maritimes

- NSDFAA (Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture). 2021. [Site Mapping Tool](#). (Accessed on March 25, 2021).
- NSDFAB (Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture). 2021. [Aquaculture Management](#). (Accessed March 25, 2021).
- NSDFAC (Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture). 2021. [Environmental Monitoring Program Data](#). (Accessed on March 23, 2021).
- Page, F.H., Losier, R., McCurdy, P., Greenberg, D., Chaffey, J., and Chang, B. 2005. Dissolved oxygen and salmon cage culture in the southwestern New Brunswick portion of the Bay of Fundy. Springer-Verlag, in Handbook of Environmental Chemistry 5(M): 1–28.
- Parker, M., Westhead, M., Doherty, P. and Naug, J. 2007. Ecosystem Overview and Assessment Report for the Bras d'Or Lakes, Nova Scotia. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2789.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 16: 229–311.
- Petrie, B. and Bugden G. 2002. The physical oceanography of the Bras d'Or Lakes. Proc. N.S. Inst. Sci. 42(1): 9–36.
- Province of Nova Scotia 2021. Nova Scotia Topographic Database (NSTDB). Accessed 8 June 2021.
- Raleigh, R.F., T. Hickman, R.C. Solomon, and P.C. Nelson. 1984. Habitat suitability information: Rainbow trout. U.S. Fish Wildl. Serv. FWS/OBS-82/10.60. 64 pp.
- Refstie, T. and Gjedrem, T. 1975. Hybrids between Salmonidae species. Hatchability and growth rate in the freshwater period. Aquaculture. 6: 333–342.
- Rumrill, S. S. and Poulton, V. K. 2004. Ecological role and potential impacts of molluscan shellfish culture in the estuarine environment of Humboldt Bay, CA. US Department of Agriculture, Western Regional Aquaculture Center, Seattle, WA.
- Russel, I., Aprahamian, M., Barry, J., Davidson, I., Fiske, P., Ibbotson, A., Kennedy, R., Maclean, J., Morse, A., Otero, J., Potter, T., and Todd, C. 2012. The influence of the freshwater environment and the biological characteristics of Atlantic Salmon smolts on their subsequent marine survival. ICES J. Mar. Sci. 69(9): 1563–1573.
- Sabean, B.C. 1983. Bras d'Or Lake Rainbow Trout Fishery. Nova Scotia Department of Lands and forests, Technical Note No. 17.
- Sephton, D., Stiles, L., and Vercaemer, B. 2015. Biofouling monitoring for aquatic invasive species (AIS) in DFO Maritimes Region, Nova Scotia: May–December 2011. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3082: vii + 71 p.
- Skinner, M. A., Courtenay, S. C., and McKindsey, C. W. 2013. Reductions in distribution, photosynthesis, and productivity of eelgrass *Zostera marina* associated with oyster *Crassostrea virginica* aquaculture. Mar. Ecol. Prog. Ser. 486: 105–119.
- 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.

- Sterling, S.M., Garroway, K., Guan, Y., Ambrose, S.M., Horne, P., and Kennedy, G.W. 2014. A new watershed assessment framework for Nova Scotia: A high-level, integrated approach for regions without a dense network of monitoring stations. *J. Hydrol.* 519: 2596–2612.
- Strain, P.M., Bugden, G., Brylinsky, M., and Denny, S. 2001. Nutrient, dissolved oxygen, trace metal and related measurements in the Bras d'Or Lakes, 1995–1997. *Can. Data Rep. Fish Aquat. Sci.* 1073: iv + 52 p.
- Strain, P.M. and Yeats, P.A. 2002. The chemical oceanography of the Bras d'Or Lakes. *Proc. N.S. Inst. Sci.* 42(1): 37–64.
- Sutherland, T.F., Amos, C.F., Ridley, C., Droppo, I.G. and Peterson, S.A. 2006. The settling behaviour and benthic transport of fish feed pellets under steady flows. *Estuar. Coast.* 29: 810–819.
- Sutterlin, A.M., MacFarlane, L.R., and Harmon, P. 1977. Growth and salinity tolerance in hybrids within *Salmo* sp. and *Salvelinus* sp. *Aquaculture.* 12: 41–52.
- Svendsen, J.C., Steffensen, J.F., Aarestrup, K., Frisk, M., Etzerodt, A. and Jyde, M. 2012. Excess posthypoxic oxygen consumption in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): recovery in normoxia and hypoxia. *Can. J. Zool.* 2012(90): 1–11.
- Taguchi, M. and Liao, J. C. 2011. Rainbow trout consume less oxygen in turbulence: The energetics of swimming behaviors at different speeds. *J. Exp. Biol.* 214(9): 1428–1436.
- Thibault, I. and Dodson, J. 2013. Impacts of Exotic Rainbow Trout on Habitat Use by Native Juvenile Salmonid Species at an Early Invasive Stage. *T. Am. Fish. Soc.* 142(4): 1141–1150.
- Tremblay M.J., K. Paul and P. Lawton. 2005. Lobsters and other invertebrates in relation to bottom habitat in the Bras d'Or Lakes: Application of video and SCUBA transects. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2645: iv + 47 p.
- Trombulak, S.C. and Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14(1): 18–30.
- Vandermeulen, H. 2016. Relevés des zones littorales du lac Bras d'Or par vidéo à balayage latéral et par échosondeur. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3183: viii + 39 p.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D., and Wilson, C.C. 2012a. The effect of competition among three salmonids on dominance and growth during the juvenile life stage. *Ecol. Freshw. Fish* 21: 533–540.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D. and Wilson, C.C. 2012b. The effect of nonnative salmonids on social dominance and growth of juvenile Atlantic Salmon. *T. Am. Fish. Soc.* 141: 907–918.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D., and Wilson, C.C. 2012c. The influence of non-native salmonids on circulating hormone concentrations in juvenile Atlantic Salmon. *Anim. Behav.* 83: 119–129.
- Vercaemer, B. and Sephton, D. 2016. European Green crab (*Carcinus maenas*) monitoring in the Maritimes Region 2008–2015. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3147: v + 56 p.
- Vinther, H. F. and Holmer, M. 2008. Experimental test of biodeposition and ammonium excretion from blue mussels (*Mytilus edulis*) on eelgrass (*Zostera marina*) performance. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 364(2): 72–79.

Région des Maritimes

- Welker, T.L., Overturf, K., and Abernathy, J. 2019. Effect of aeration and oxygenation on growth and survival of rainbow trout in a commercial serial-pass, flow-through raceway system. *Aquacult. Report*. Vol. 14.
- Wildish, D.J., Hargrave, B.T., and Pohle, G. 2001. Cost-effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 469–476.
- Williamson, S.C., Rheuban, J.E., Costa, J.E., Glover, D.M., and Doney, S.C., 2017. Assessing the impact of local and regional influences on nitrogen loads to Buzzards Bay, MA. *Front. Mar. Sci.* 3: 279.
- Wisehart, L. M., Dumbauld, B. R., Ruesink, J. L., and Hacker, S. D. 2007. Importance of eelgrass early life history stages in response to oyster aquaculture disturbance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 344: 71–80.
- Wong, M. C. 2018. Secondary Production of Macrobenthic Communities in Seagrass (*Zostera marina*, Eelgrass) Beds and Bare Soft Sediments Across Differing Environmental Conditions in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 41: 536–548.
- Wong, M. C., Griffiths, G. and Vercaemer, B. 2020. Seasonal Response and Recovery of Eelgrass (*Zostera marina*) to Short-Term Reductions in Light Availability. *Estuar. Coast.* 43(1): 120–134.
- Wong, M. C., Vercaemer, B. M., & Griffiths, G. (2021). Response and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) to chronic and episodic light disturbance. *Estuaries and Coasts*, 44(2), 312–324.

Annexe A : Interactions liées à l'enrichissement organique

Benthic condition ^a	Geochemical status ^b	Oxygen stress ^c	Sediment condition ^d	Geochemical category ^e	Macrofauna diversity ^f	Oxic category ^g	'Free' S (µM)	Eh _{NHE} (mV)	
Normal	Oxic	Pre-hypoxic	Very good	Normal	High	Oxic A	100	225	
							150	200	
							250	175	
							400	150	
							625	125	
Normal	Post-oxic	Aperiodic	Good	Oxic	Good	Oxic A/B threshold	750	100	
						Oxic B	875	75	
							1250	25	
						Oxic B/ hypoxic A threshold	1500	0	
						Hypoxic A	1750	-25	
Transitory	Sulfidic	Moderate	Less good	Hypoxic	Moderate	Hypoxic B	2500	-75	
							Hypoxic A/B threshold	3000	-100
								4000	-150
Polluted	Sulfidic	Severe	Bad	Hypoxic	Poor	Anoxic	5000	-175	
							Anoxic threshold	6000	-185
								7000	-195
Grossly polluted	Methanic	Persistent anoxia	Very bad	Anoxic	Bad	Anoxic	8500	-200	
								10000	-210

^aPearson & Rosenberg (1978), ^bBerner (1981), ^cDiaz & Rosenberg (1995), ^dHansen et al. (2001), ^eWildish et al. (2001), ^fRosenberg et al. (2004), ^gHargrave et al. (2008a)

Figure A1. Nomenclature des gradients d'enrichissement organique du milieu benthique d'après Hargrave (2010).

Annexe B : Données physiques

Des données supplémentaires sur les caractéristiques physiques (température, salinité, oxygène dissous) de la zone entourant le site n° 0814x dans la baie Whycomomagh ont été obtenues auprès des sources ci-dessous (emplacements indiqués sur la figure B1).

- Strain *et al.* (2001) — mesures de l'oxygène enregistrées de 1995 à 1997 au printemps, en été et en automne (six stations).
- Données inédites du MPO recueillies dans le cadre du programme de surveillance des lacs Bras d'Or :
 - données sur le profil vertical de mai 2014 (trois stations);
 - données de séries chronologiques près du fond de novembre 2014 à mai 2015 (deux stations);
 - données sur le profil vertical à partir de mars 2020 (une station).



Figure B1. Renseignements sur la provenance des données accessibles sur l'oxygène dissous dans la baie Whycomomagh utilisées dans cette analyse. Les ancres représentent les emplacements des stations et le polygone orange représente le site proposé (n° 0814x).

Les données présentées sur la figure ci-dessus (figure B1) illustrent la rareté spatiale des données accessibles tandis que les données présentées ci-dessous (figures B2 et B3) soulignent la rareté temporelle des enregistrements que l'on peut utiliser pour parvenir à une compréhension globale de la zone et des incertitudes qui en découlent sur le plan de la variabilité.

Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomagh

Région des Maritimes

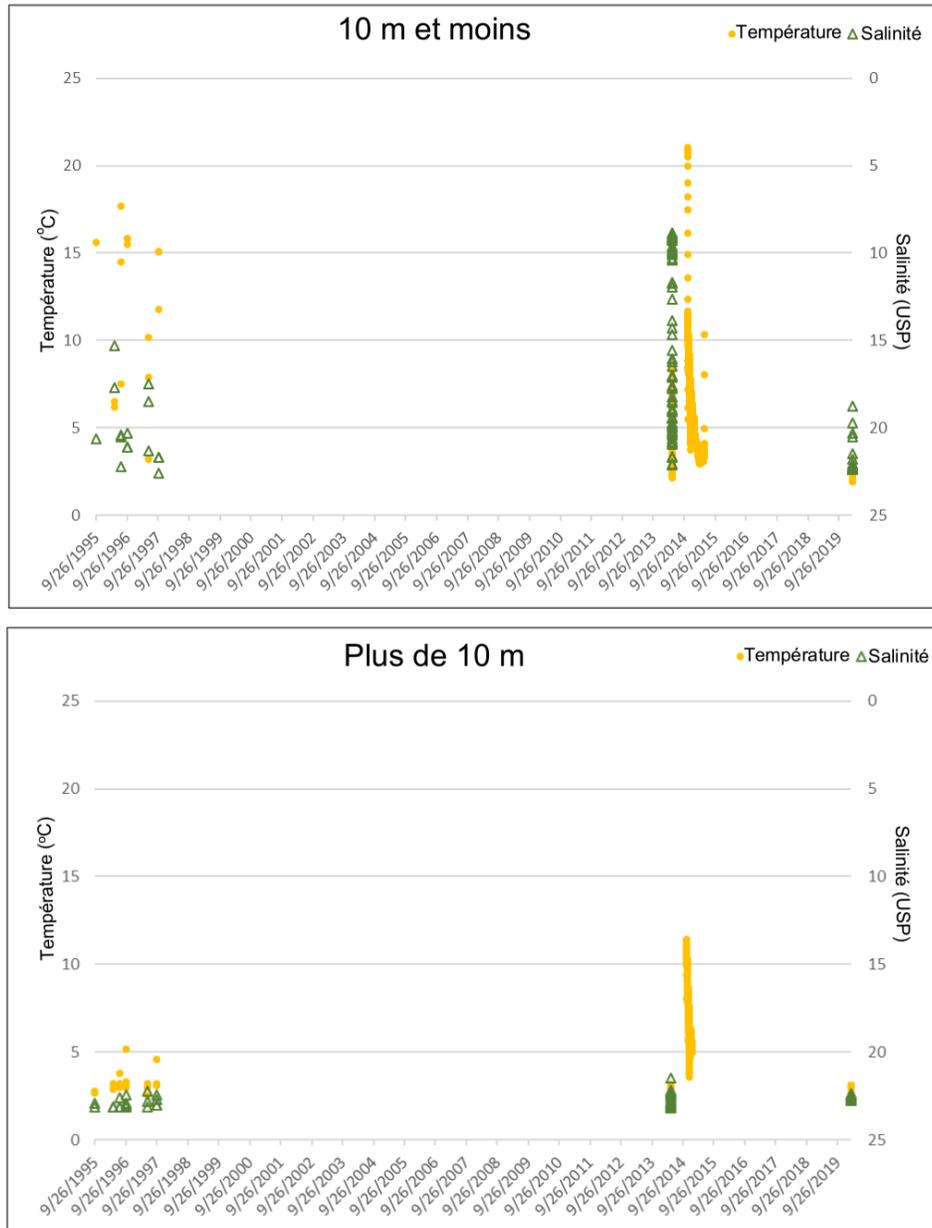


Figure B2. Données sur la température (en jaune) et la salinité (en vert) accessibles dans le temps à des emplacements proches du site proposé (n° 0814x). Les données ont été réparties entre les eaux près de la surface (dix premiers mètres; graphique du haut) et les eaux à des profondeurs supérieures à dix mètres (graphique du bas).

Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomagh

Région des Maritimes

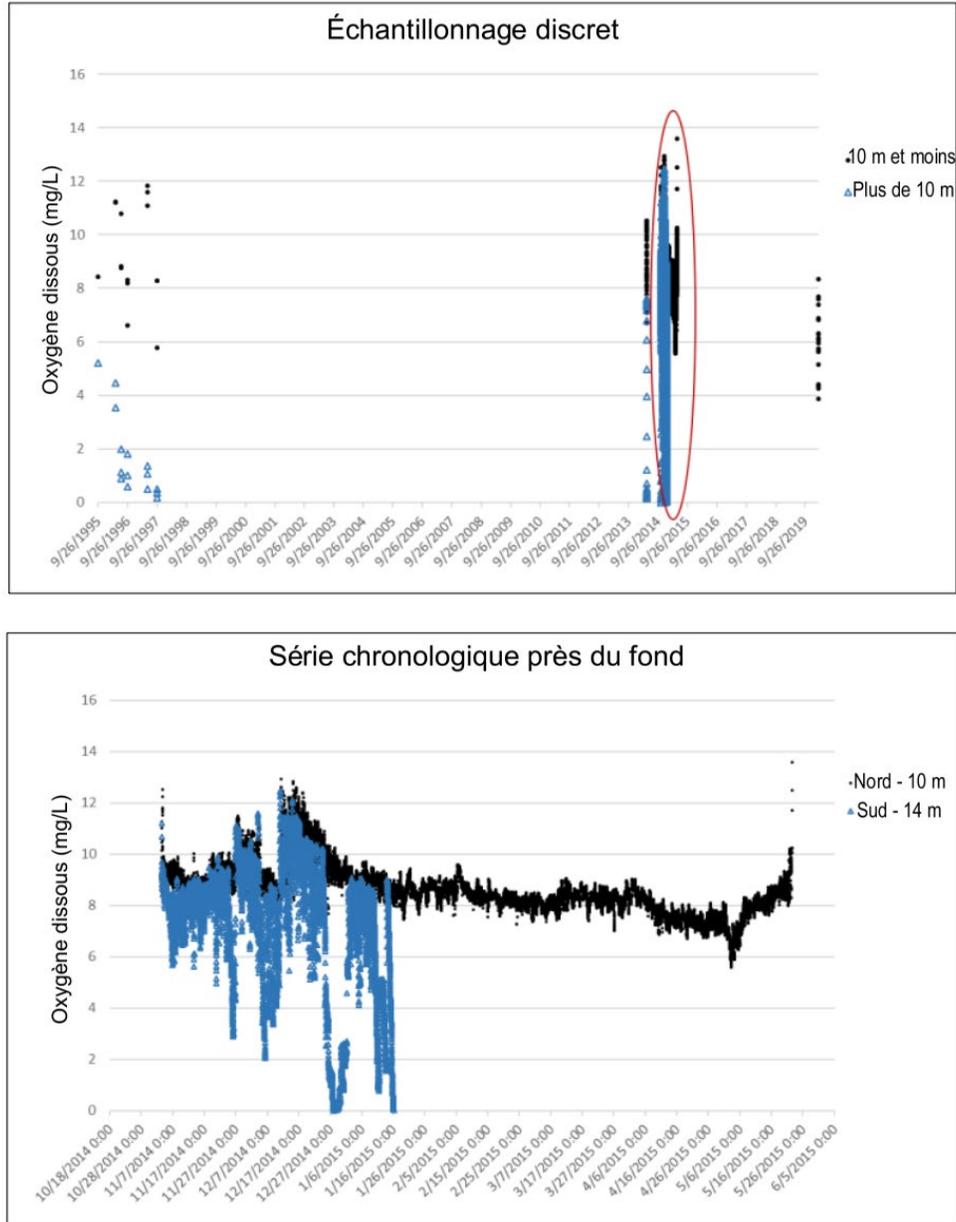


Figure B3. Données sur l'oxygène dissous (mg/L) accessibles à des emplacements près du site proposé (n° 0814x). Les données encerclées dans le graphique du haut représentent les données des séries chronologiques qui ont été collectées près du site et qui sont présentées dans le graphique du bas. L'instrument du côté sud a cessé de fonctionner le 16 janvier 2015.

Annexe C : Calculs relatifs à l'oxygène

Milieu pélagique

L'indice de l'épuisement d'oxygène (Page *et al.* 2005) fournit un indicateur de la possibilité que des poissons d'élevage provoquent un épuisement de l'oxygène à l'échelle d'un parc en filet, d'une ferme ou d'une baie. L'indice de l'épuisement d'oxygène (I_{DO}) est défini comme le rapport entre le temps nécessaire pour ramener la concentration d'oxygène à un seuil donné sans renouvellement de l'eau, $T_{thres}(s)$, et le temps de renouvellement de l'eau approprié, $T_{fl}(s)$:

$$I_{DO} = \frac{T_{thres}}{T_{fl}}$$

avec

$$T_{thres} = \frac{C_0 - C_{thres}}{\frac{R}{3600} \frac{\rho_{fish}}{1000}}$$

où C_0 est la teneur en oxygène dissous à l'écart de l'élevage (mg/L), C_{thres} est la teneur minimale requise (mg/L), R est le taux de respiration des poissons par volume d'eau (mg/kg/h) et ρ_{fish} est la densité d'empeisonnement du parc en filet (kg/m³) [Page *et al.* 2005]. Ici, le taux de renouvellement de l'eau est calculé comme suit :

$$T_{fl} = \frac{D_{cage}}{U}$$

où D_{cage} est le diamètre de la cage à poisson (m) et U est la vitesse du courant ambiant (m/s). Un indice de 1 signifie que le temps de respiration est égal au temps de renouvellement de l'eau, dans des circonstances idéales. Un indice inférieur à 1 indique un potentiel d'épuisement de l'oxygène dissous et de répercussions connexes.

Pour la baie Whycocomagh, nous avons calculé l'indice de l'épuisement d'oxygène pour un parc en filet selon divers scénarios (tableau C1) à l'aide d'une gamme de valeurs de paramètres tirées des données soumises par le promoteur, recueillies par le MPO et extraites de la documentation. D'après les données recueillies par le MPO, la composition de l'oxygène dissous dans la baie Whycocomagh est complexe. Les zones profondes peuvent être parfaitement anoxiques (c.-à-d. que la teneur en oxygène dissous est de 0 mg/L). Dans les six premiers mètres de la colonne d'eau, la teneur en oxygène dissous varie de 2,75 à 5,16 mg/L, avec une moyenne de 4,29 mg/L. Sur l'ensemble de la colonne d'eau, les valeurs extrêmes d'oxygène enregistrées sont de 0 mg/L et 13,05 mg/L. Nous avons estimé la vitesse du courant à partir des données soumises par le promoteur : dans les six premiers mètres de la colonne d'eau, elle varie entre 0 et 18,4 cm/s, avec une moyenne de 3,16 cm/s. La consommation d'oxygène dissous par la truite arc-en-ciel est comprise entre 213 et 233 mg/kg/h, avec des valeurs aussi basses que 108,6 et aussi élevées que 362,8 (Kindschi *et al.* 1991, Taguchi et Liao 2011, Svendsen *et al.* 2012). La teneur optimale en oxygène dissous pour la truite arc-en-ciel est peu étudiée. Raleigh *et al.* (1984) a indiqué que la teneur optimale en oxygène dissous est d'au moins 7 mg/L à des températures de 15 °C ou moins. Pour des températures supérieures à 15 °C, la teneur optimale en oxygène dissous est d'au moins 9 mg/L. La truite arc-en-ciel évitera les eaux dont la teneur en oxygène dissous est inférieure à 5 mg/L et on sait que des teneurs d'environ 3 mg/L et moins sont létales (Raleigh *et al.* 1984). Selon des recherches plus récentes, pour ne pas subir d'effets négatifs, les truites d'élevage ont besoin

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycocomagh**

Région des Maritimes

d'une teneur minimale en oxygène dissous de 5 à 6 mg/L; la limite létale est de 2 à 3 mg/L, mais la mortalité peut se produire à 4 mg/L (Welker et al. 2019).

Tableau C1. Calculs de l'indice de l'épuisement d'oxygène sur le site proposé (n° 0814x) pour cinq scénarios. Les fourchettes de la vitesse du courant sont fondées sur les données fournies par le promoteur pour les six premiers mètres de la colonne d'eau; les teneurs en oxygène dissous sont quant à elles fondées sur les données du MPO, également pour les six premiers mètres de la colonne d'eau. Les taux de respiration de la truite arc-en-ciel sont tirés de la documentation (Kindschi et al. 1991, Tet Liao 2011, Svendsen et al. 2012).

	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Scénario 5
Vitesse du courant De 0 à 18,6 cm/s	18,6	3,16 (moyenne)	3,16 (moyenne)	0	0
Teneur en oxygène dissous ambiant De 2,75 à 5,16 mg/L	5,16	5,16	5,16	5,16	5,16
Taux de respiration De 108,6 à 362,8 mg/kg/heure	108,6	108,6	223 (moyenne)	108,6	223 (moyenne)
Seuil d'effets sublétaux (oxygène dissous) 5 à 6 mg/L	5	5	-	5	-
Seuil de mortalité (oxygène dissous) 2 à 4 mg/L	-	-	4	-	4
Indice de l'épuisement d'oxygène	2,84	0,49	1,72	S.O.	S.O.

Milieu benthique

Pour évaluer l'impact potentiel d'une ferme piscicole sur les teneurs en oxygène en milieu benthique, on suppose qu'un taux de consommation d'oxygène benthique de $60 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ($1\,343,46 \text{ ml}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) est représentatif des conditions sous un parc en filet et que $10 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ est un taux de référence représentatif. Ainsi, une exploitation pourrait augmenter la consommation d'oxygène benthique d'environ $50 \text{ mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. En supposant que l'eau dans le premier mètre au-dessus des sédiments a une teneur en oxygène dissous ambiant de $5 \text{ ml}\cdot\text{L}^{-1}$ ($5\,000 \text{ ml}\cdot\text{m}^{-3}$) et que l'eau ne bouge pas, c'est-à-dire que l'eau n'est pas remplacée, la respiration benthique épuiserait l'oxygène dans le premier mètre d'eau au-dessus du fond sous les parcs en filet en 3,7 jours environ. Si la teneur en oxygène dissous ambiant était inférieure à $5 \text{ ml}\cdot\text{L}^{-1}$ ou si l'épuisement atteignait un seuil plutôt que zéro, ce temps serait plus court. Par exemple, si le seuil était de $4 \text{ ml}\cdot\text{L}^{-1}$, le temps d'épuisement serait inférieur à 1 jour (0,7 jour). Cependant, comme l'eau sous les parcs en filet est en mouvement, l'oxygène se renouvelle en même temps qu'il est consommé. Pour une vitesse du courant de fond et une

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whyccomagh**

Région des Maritimes

longueur d'élevage représentatives de $1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ et 1 000 m, respectivement, le temps nécessaire à une parcelle d'eau pour traverser le site est d'environ 1,2 jours. Ainsi, le temps nécessaire pour épuiser l'oxygène de la couche proche du fond est du même ordre de grandeur que le temps nécessaire au renouvellement de l'oxygène. Donc, la teneur en oxygène à proximité du fond peut être faible et est sensible à la demande en oxygène, à la vitesse du courant, au mélange vertical à l'intérieur des limites du site et à l'advection horizontale des eaux pauvres en oxygène situées dans les eaux profondes à l'intérieur et au-delà du site.

Annexe D : Occurrence cumulative des activités anthropiques

Une représentation visuelle des profils d'utilisations anthropiques peut aider à illustrer la répartition des activités anthropiques dans l'océan et à déterminer leurs chevauchements. Les données spatiales sur les activités maritimes menées dans un rayon de 5 km du site n° 0814x (ci-après la « zone d'intérêt ») ont été recueillies à partir d'un répertoire plus vaste des activités anthropiques élaboré pour la région des Maritimes (Province of Nova Scotia 2021). Les activités anthropiques choisies sont celles qui sont réalisées à l'échelle locale, c'est-à-dire à de petites échelles spatiales (moins de 10 km) ou à partir de sources ponctuelles susceptibles de produire une zone d'effet localisée, comme les activités récréatives maritimes, l'aquaculture ou les structures benthiques. Nous avons inclus les données les plus récentes ou les renseignements les plus à jour dans la mesure du possible.

Les effets des activités anthropiques sur le milieu marin vont souvent au-delà de leur occurrence immédiate. Nous avons utilisé une « zone d'influence » pour estimer l'empreinte réelle des agents de stress (que nous supposons être) causés par une activité. Pour estimer l'étendue géographique de chaque activité au-delà de son emplacement, nous avons ajouté une zone tampon qui rayonne à partir de la source ponctuelle de l'activité. La distance la plus éloignée de l'origine de l'activité a été déterminée pour la même activité ou l'activité la plus semblable d'après les examens approfondis présentés dans Ban et Alder (2008), Ban *et al.* (2010) ou Clarke Murray *et al.* (2015) [rayon tampon; voir le tableau D1]. Le rayon pour le site de pisciculture proposé a été tiré de la ZEP pélagique, car il chevauche également la ZEP benthique et représente donc l'occurrence maximale des agents de stress benthiques et pélagiques.

La zone d'influence des activités terrestres sur les environnements côtiers est plus difficile à déterminer que celle des activités qui se déroulent directement dans les eaux marines. Les activités anthropiques terrestres réalisées dans les bassins versants entourant la baie Whycomagh sont décrites précédemment dans le document. Afin d'estimer une zone d'influence pour les effets potentiels du ruissellement et de la pollution provenant de ces sources terrestres, nous avons utilisé l'emplacement du point d'écoulement de la rivière Skye se déversant dans la baie Whycomagh dans la zone d'intérêt, et fondé le rayon tampon sur l'ordre des cours d'eau (d'après Clarke Murray *et al.* 2015). Bien que la majorité des effets des routes dans le bassin versant soient inclus dans la zone tampon du point d'écoulement, il y a plusieurs sections de la baie où la route Transcanadienne est très proche du rivage; les eaux de ruissellement de cette source se déversent directement dans la baie Whycomagh, au lieu de traverser d'abord le bassin versant. Nous avons estimé les effets résultant de la proximité de la route le long des sections du littoral où cette dernière se trouve à une distance 30 m ou moins à l'aide des informations de Forman et Deblinger (2000) et en établissant un tampon rectangulaire s'étendant sur 500 m dans la baie à partir du littoral.

Nous avons appliqué une approche axée sur le SIG (ESRI ArcGIS version 10.6.1) pour cartographier chaque activité et sa zone tampon. La carte a ensuite été convertie en carte matricielle (grille de 100 m sur 100 m). Lorsque les activités (et leurs zones tampons) se chevauchaient, nous avons ajouté les valeurs de la cellule de grille pour estimer le nombre total d'activités anthropiques qui se chevauchaient par cellule de la grille.

**Réponse des Sciences : Modification proposée
des limites de sites de pisciculture marine
dans la baie Whycomomagh**

Région des Maritimes

Tableau D1. Activités anthropiques se déroulant dans la zone d'intérêt et rayon tampon appliqué au-delà du lieu d'occurrence de chaque activité. Le rayon tampon est la distance la plus éloignée de l'effet d'une activité à partir de son origine.

Catégorie d'activité	Activité	Rayon tampon (m)
Aquaculture	Sites piscicoles	2 790
	Sites conchylicoles	500
Circulation de bateaux	Loisirs (navigation de plaisance, kayak)*	2 000
Terrestre	Apports d'eaux usées et ruissellement provenant de l'utilisation des terres (industrie, agriculture, couverture urbaine, routes)	5 873
	Route Transcanadienne	500

* Comprend aussi les effets des petits quais, des rampes et des quais situés dans cette zone tampon.

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région des Maritimes
Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
1, promenade Challenger, C.P. 1006
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Téléphone : 902-426-7070

Courriel : XMARMRAP@dfo-mpo.gc.ca

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

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-660-40563-6 N° cat. Fs70-7/2021-041F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2021. Examen par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine dans la baie Whycomomagh des lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/041.

Also available in English:

DFO. 2021. DFO Maritimes Region Review of the Proposed Marine Finfish Aquaculture Boundary Amendment, Whycomomagh Bay, Bras d'Or Lakes, Nova Scotia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2021/041.