



# EXAMEN SCIENTIFIQUE PAR LA RÉGION DES MARITIMES DE PÊCHES ET OCÉANS CANADA DES NOUVEAUX SITES PROPOSÉS DE PISCICULTURE MARINE, BAIE WHYCOCOMAGH, LACS BRAS D'OR, NOUVELLE-ÉCOSSE

## Contexte

La Première Nation We'koqma'q a présenté une demande à la province de la Nouvelle-Écosse pour l'ajout de deux nouveaux sites (n<sup>os</sup> 1430 et 1431) dans la baie Whycocomagh des lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse. Cela s'ajoute à leurs sites existants (n<sup>os</sup> 0814, 0845 et 0600), pour lesquels des propositions de modification des limites ont déjà été examinées (MPO 2021b).

Conformément au protocole d'entente entre le Canada et la Nouvelle-Écosse sur le développement de l'aquaculture, le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse (MPANE) a transmis cette demande à Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins de la réalisation d'un examen et de la formulation d'un avis relativement au mandat législatif du MPO. Cette demande est complétée par les renseignements recueillis par le promoteur conformément au *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA).

Afin d'éclairer l'examen de cette demande par le MPO, le Bureau de gestion de l'aquaculture de la région a demandé l'avis du Secteur des sciences du MPO sur les zones d'exposition prévues (ZEP) associées aux diverses activités piscicoles, ainsi que les répercussions prévues sur les espèces et leur habitat, y compris les espèces vulnérables inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), les espèces susceptibles d'être capturées, et les milieux qui les abritent.

Plus précisément, les questions suivantes sont posées.

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

**Question 2.** D'après les renseignements disponibles pour chaque site, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*, les espèces ciblées par les pêches, ainsi que les espèces d'importance écologique et leur habitat qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matière organique? Quelle comparaison peut-on établir avec l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités aquacoles proposées sur ces espèces et habitats sensibles?

**Question 3.** Dans quelle mesure les répercussions des sites piscicoles proposés sur les espèces vulnérables sont-elles comparables aux répercussions d'autres sources anthropiques (y compris les établissements piscicoles existants)? Les zones d'influence chevauchent-elles la zone liée à ces activités et, si tel est le cas, quelles sont les conséquences possibles?

**Question 4.** Pour soutenir l'analyse du risque d'empêchement dans l'infrastructure aquacole proposée, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?

**Question 5.** Quelles sont les populations de salmonidés présentes à l'intérieur de la zone géographique que les saumons d'élevage qui se sont échappés pourraient rejoindre? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état des populations présentes dans la zone d'exposition à des individus d'élevage pour les sites proposés? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril?

La présente réponse des Sciences découle du processus régional de réponse des Sciences du 21–22 juin 2021 sur l'examen par la région des Maritimes du MPO des sites de pisciculture marine proposés dans la baie Whycomagh du lac Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse.

## Historique

La Première Nation We'koqma'q demande l'ajout de deux nouveaux sites pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), soit 1430 nord d'Aberdeen et 1431 sud d'Aberdeen. Les sites proposés sont situés dans la baie Whycomagh, lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse, à l'est de l'île Indian et d'Aberdeen. Le plan de développement global du promoteur pour la baie Whycomagh comprend également la fusion des sites existants nos 0814, 0845 et 0600 en un site agrandi no 0814x à l'ouest de l'île Indian, qui a déjà été examiné séparément des sites nos 1430 et 1431. Les sites existants sont en exploitation depuis plus d'une décennie dans la région. L'emplacement des sites proposés no 1430 nord et no 1431 sud d'Aberdeen et la proximité du site no 0814x sont indiqués à la figure 1.



Figure 1. Carte des concessions de sites de pisciculture marine dans la baie de Whycomagh, lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse. Les polygones vert pâle représentent les concessions proposées de poissons à nageoires demandées par la Première Nation We'koqma'q. Les sites n<sup>os</sup> 1430 et 1431 sont encerclés en rouge, et les autres représentent le site proposé n<sup>o</sup> 0814x. Le site expérimental n<sup>o</sup> 5010 est également indiqué comme occupant une partie du site proposé n<sup>o</sup> 1430. Les cartes ont été extraites du site Web de l'outil de cartographie des sites du ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse le 11 février 2021. Les étoiles indiquent un emplacement approximatif des seuils peu profonds.

Un site expérimental (n<sup>o</sup> 5010) pour évaluer l'utilisation de cages à cercles polaires de différentes tailles est exploité à l'emplacement du site proposé n<sup>o</sup> 1430 Nord depuis 2019, couvrant environ 10 hectares. Les ajouts proposés aux sites n<sup>os</sup> 1430 et 1431 augmenteraient la superficie totale en concession à l'extrémité est de la baie à environ 68 hectares.

L'infrastructure concédée est actuellement proposée comme une rangée de 10 cages à la fois aux n<sup>os</sup> 1430 et 1431; cependant, l'emplacement et la configuration du réseau de cages peuvent ne pas être statiques. L'intention est de faire en sorte que les parcs en filetensemencés soient à emplacement variable à l'intérieur des limites de la concession afin de permettre la mise en jachère des sections, en fonction des résultats de la surveillance environnementale, tandis que d'autres sections à l'intérieur des concessions sontensemencées. La figure 2 montre les plans d'aménagement du site avec bathymétrie.

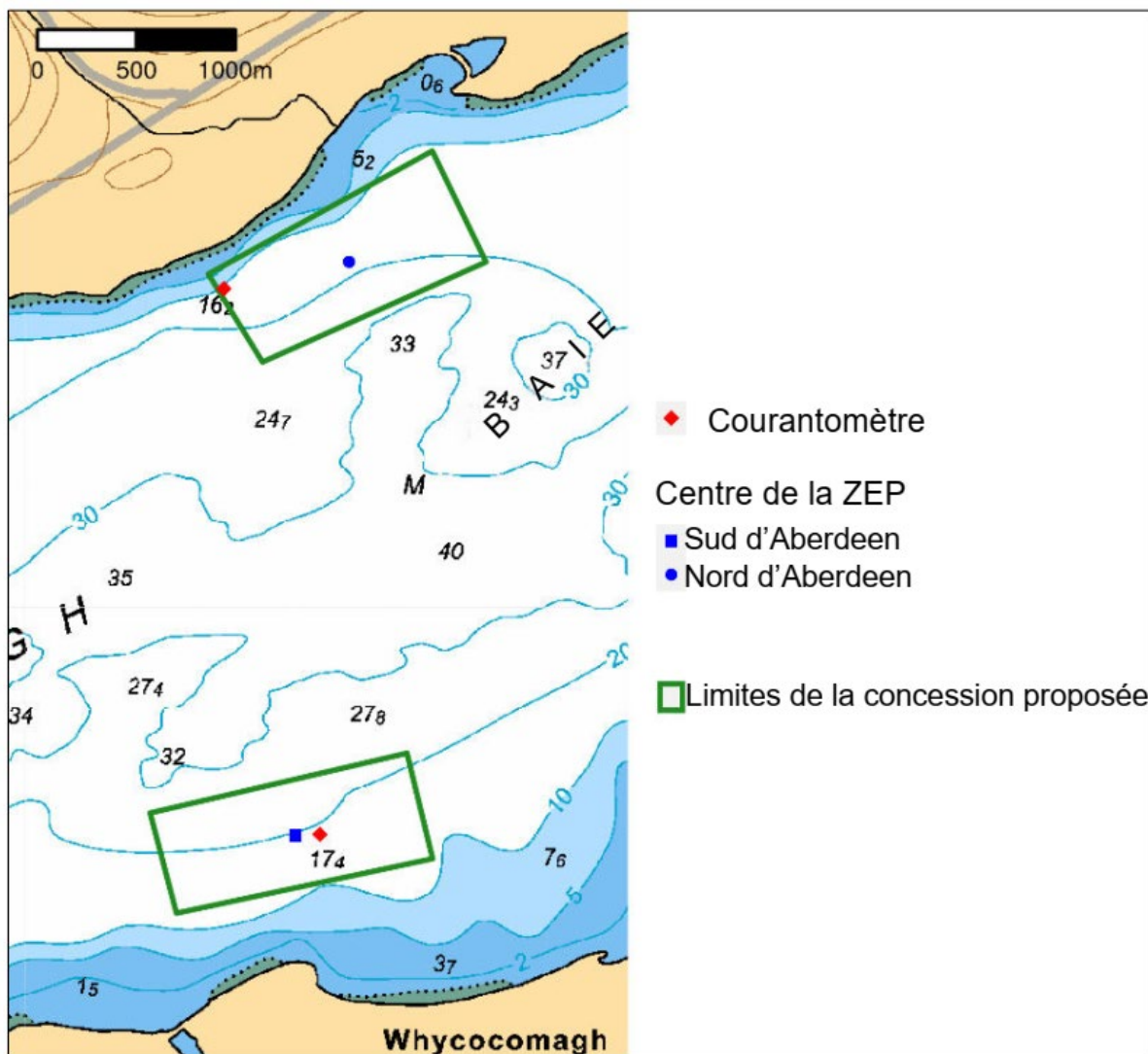


Figure 2. Zone de concession proposée (en vert) superposée au graphique n° 4278 du SHC (la profondeur est indiquée en mètres). Les centres de chaque concession pour les calculs de la zone exposée prévue et les emplacements des mètres de courant déployés par le promoteur sont également indiqués en bleu et en rouge, respectivement.

Les sites sont situés dans une zone de fond relativement homogène. Le relevé de référence du promoteur a été mené en octobre 2018. Les fiches journalières des échantillonneurs de sédiments décrivent le fond marin comme étant constitué principalement de boue noire à brune (n = 6 stations pour le nord d'Aberdeen; n = 5 stations pour le sud d'Aberdeen). Les liens entre les concentrations de sulfure dans les sédiments et les conditions générales des sédiments, comme l'état oxygène et la diversité de la macrofaune dans les sites d'aquaculture, sont bien documentés (Pearson et Rosenberg 1978, Hansen *et al.* 2001, Wildish *et al.* 2001, Hargrave *et al.* 2008). Bien que décrites comme étant composées de boue noire, les concentrations de sulfure dans les sédiments mesurées au cours de l'étude de référence variaient de 2 à 79  $\mu\text{M}$ ,

ce qui indique des concentrations d'oxique A fondées sur les catégories d'oxique de Hargrave (2010).

Le nombre maximal proposé de truites arc-en-ciel qui devraient se trouver sur chaque site à tout moment est de 550 000, selon le nombre maximal proposé de poissons par enclos à filet, pour un total de 1 100 000 poissons entre les deux sites. Cela s'ajoute aux 720 000 truites arc-en-ciel au site n° 0814x proposé, pour un maximum potentiel de 1 820 000 truites arc-en-ciel d'élevage dans la baie Whycomomagh. La nature échelonnée et complexe de l'ensemencement tout au long de l'année en raison de facteurs comme la couverture de glace et les périodes de grossissement de 5 à 10 mois fait qu'il est difficile de savoir combien de poissons seront sur chaque site à un moment donné tout au long de l'année.

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. La ZIEB des lacs Bras d'Or est une mer intérieure unique d'une importance particulière pour le hareng de l'Atlantique, la morue franche, les oursins de mer et les zostères (DFO 2006). Étant donné l'importante hétérogénéité des écosystèmes des lacs Bras d'Or, les baies ont été évaluées séparément. Bien que la baie Whycomomagh soit une zone unique des lacs, elle n'a pas la diversité de l'habitat ou les qualités nécessaires pour soutenir un biote diversifié et productif, et la nature fermée de la baie Whycomomagh limite encore plus l'impact qu'elle a sur l'écosystème des lacs Bras d'Or dans son ensemble (DFO 2006). Pour ces raisons, la baie Whycomomagh a été classée au deuxième rang pour ce qui est de la ZIEB la moins importante des lacs. Quoi qu'il en soit, le MPO (2004) explique que les ZIEB sont un outil permettant d'attirer l'attention sur une zone particulièrement importante sur le plan écologique ou biologique, afin de faciliter l'adoption d'un degré d'aversion pour le risque plus élevé que la normale dans la gestion des activités dans ces zones.

Les relevés biologiques menés dans les lacs Bras d'Or de poissons, d'algues, de copépodes, de polychètes et de foraminifères montrent que la baie Whycomomagh est l'une des deux zones où l'on trouve le moins de variétés d'espèces (Parker *et al.* 2007). À l'heure actuelle, la baie Whycomomagh a également des pêches limitées. Le homard, l'huître, le pétoncle et le crabe commun sont les espèces d'invertébrés benthiques commerciales les plus importantes dans les lacs Bras d'Or. Parmi ces espèces, seule la production d'huîtres sauvages a été importante dans la baie Whycomomagh (Parker *et al.* 2007), mais elles ont été surexploitées dans leurs habitats indigènes dans les Lacs et il n'existe maintenant que de petites enclaves sauvages (Lambert 2002). Les sites proposés sont situés dans la grille de déclaration statistique 363 de la zone de pêche du homard (ZPH) 27, où la saison commerciale s'étend du 15 mai au 15 juillet. Au cours des cinq dernières années, jusqu'à cinq permis ont déclaré avoir pêché dans la zone 363, ce qui représente 0,1 % à 0,4 % des débarquements annuels totaux dans la ZPH 27. Dans la grille 363, on sait que le homard est pêché aussi près du site proposé que Little Narrows (figure 1). La pêche commerciale du poisson de fond et la pêche pélagique dans les lacs Bras d'Or ont inclus la plie rouge d'hiver, la morue et le hareng. Parmi ces espèces, les relevés au chalut effectués de 1952 à 2000 ont identifié la morue et la plie grise dans la baie Whycomomagh (Parker *et al.* 2007). La pêche à la plie rouge a pris fin en 1992, et la pêche dirigée pour la morue de la subdivision 4VsW et la subdivision 4Vn a été fermée en 1993 en raison de l'épuisement des stocks (Fanning *et al.* 2003, MPO 2002). L'estuaire de la rivière Skye, dans la baie Whycomomagh, permet la pêche récréative limitée de l'anguille d'Amérique,

du maquereau et de l'éperlan. L'Unama'ki Institute of Natural Resources (UINR) a déterminé que la zone est importante pour l'anguille d'Amérique, le saumon de l'Atlantique, le hareng, le maquereau, la morue, l'éperlan, l'huître, la tortue peinte et serpentine et le piégeage de la loutre (Gestion des océans, communication personnelle). Un atelier parrainé par l'Initiative de planification environnementale coopérative (CEPI) des lacs Bras d'Or a eu lieu en 2006 pour recueillir des données sur l'environnement des lacs Bras d'Or et les terres des bassins hydrographiques fondées sur les connaissances écologiques traditionnelles. Les connaissances écologiques traditionnelles étaient considérées comme étant les connaissances au sujet de l'environnement des lacs Bras d'Or détenues par les habitants de la région, lesquels sont familiers avec l'environnement vu qu'ils y vivent et y travaillent depuis de nombreuses années. On s'attendait également que les connaissances transmises par les générations antérieures aux participants puissent être saisies (CEPI, 2006). Pendant l'atelier, il a été constaté que la majorité de ces populations ont connu un déclin (CEPI, 2006). De plus, des observations de la Gestion des ressources du MPO font état d'efforts de pêche au homard à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) le long du rivage, près des sites proposés.

L'anguille d'Amérique est actuellement évaluée comme étant menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et est à l'étude en vue d'une inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Le saumon de l'Atlantique de l'est du Cap-Breton (ECB) occupe des rivières qui se déversent dans les lacs Bras d'Or (MPO 2014a) et sont situées dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 21. Selon les connaissances écologiques traditionnelles, le nombre et la taille des saumons de l'Atlantique dans la région ont diminué (CEPI, 2006; Parker et coll. 2007).

Le saumon de l'Atlantique de l'ECB a été évalué comme étant en voie de disparition par le COSEPAC lors de la plus récente évaluation du saumon en 2010. En 2019, toutes les rivières de la ZPS 19 ont été fermées à la pêche au saumon toute l'année, à l'exception des rivières Middle, Baddeck et Nord. Ces trois rivières étaient ouvertes à la pêche avec remise à l'eau à certaines périodes de l'année. Les allocations à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) étaient offertes aux Premières Nations sur ces trois rivières; toutefois, la récolte à des fins ASR a été découragée là où les rivières ne devraient pas dépasser leurs besoins en matière d'œufs de conservation dans un plan de récolte de conservation du saumon de l'Atlantique, Plamu, 2019–2020, et aucune récolte de saumon en montaison n'a été déclarée par les communautés autochtones de l'ECB pour 2019 (MPO 2020a).

La truite arc-en-ciel est une espèce introduite sur la côte de l'Atlantique. Par le passé, des évasions totalisant plus d'un million d'individus des exploitations aquacoles commerciales de la truite arc-en-ciel dans les lacs Bras d'Or ont été enregistrées. On a observé que ces évadés avaient formé une population férale qui se reproduisait à la fin des années 1980 (Sabeau 1983, cité dans Alexander *et al.* 1986), qui existe encore aujourd'hui. Il y a eu des évasions dans les sites existants de la baie Whycomagh. Les renseignements disponibles sur les évasions déclarées au cours des dernières années indiquent des évasions uniques en 2017 et en 2018, et des évasions multiples en 2019, dont le nombre varie de centaines à des dizaines de milliers.

La présentation du promoteur indique que le phoque gris et le phoque commun sont les seuls mammifères marins qui transitent par la baie Whycomagh. Les données de référence recueillies en 2018 aux sites proposés n<sup>os</sup> 1430 et 1431 indiquent la présence commune d'étoiles de mer. Cela concorde avec le fait que les échinodermes ont été une biomasse

d'invertébrés dominante recueillie lors des relevés des lacs Bras d'Or (Tremblay 2004). Des coquilles de bivalves et des brins de zostères « lâches », « clairsemées » ou « mortes » étaient également fréquemment relevés aux stations de relevé de référence.

La baie Whycomagh est reconnue 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 abritent une diversité d'espèces qui ne se trouvent habituellement pas dans d'autres habitats (Parker *et al.* 2007). On en sait peu sur l'abondance et la répartition actuelles des zostères dans la baie Whycomagh et dans l'ensemble des lacs Bras d'Or. Des relevés vidéo effectués en 2007, 2009 et 2010 ont indiqué la présence de zostères dans certaines parties de la baie Whycomagh (Vandermeulen 2016). On sait que les zostères ont toujours constitué d'importantes frayères pour le hareng (Denny *et al.* 1998) et peuvent aussi contribuer de façon importante à la productivité des lacs Bras d'Or. La zostère est désignée comme une espèce d'importance écologique (EIE) en raison des nombreuses fonctions écologiques qu'elle offre, y compris l'habitat des poissons et de leurs proies.

D'autres activités humaines pouvant avoir des répercussions sur les habitats et les espèces de la région comprennent la charge anthropique en éléments nutritifs, le ruissellement des routes côtières, la navigation de plaisance, la pêche au homard et d'autres activités aquacoles. Les apports terrestres du sous-bassin hydrographique proviennent des activités forestières et agricoles, des parcs et des sentiers (et d'autres activités touristiques), des mines abandonnées, des lignes de transport d'énergie, des sites soupçonnés d'être contaminés et d'une densité croissante de la population et des routes (Parker *et al.* 2007, Kelly *et al.* 2021).

Les principales caractéristiques océanographiques, d'infrastructure agricole et de croissance des nouveaux sites examinés dans les analyses suivantes sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1. Principales caractéristiques océanographiques, d'infrastructures agricoles et de croissance des sites proposés (S.O. = sans objet).

Caractéristique	N° 1430 nord d'Aberdeen	N° 1431 sud d'Aberdeen	Renseignements supplémentaires	Source
<b>Portée d'élévation du niveau de la mer (m)</b>	0,57	0,57	S.O.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Drozdowski <i>et al.</i> (2014)</li> </ul>
<b>Profondeur de la concession (m)</b>	5,0–28,0 18,0 m (au centre)	11,0–28,0 20,0 m (au centre)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Par rapport au zéro des cartes verticales (marée normale la plus basse)</li> <li>• Profondeur de calcul de ZEP = 37 m (nord) et 32 m (sud)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Graphique du SHC n° 4278 (2016)</li> <li>• Soumission du promoteur</li> </ul>
<b>Vitesse du courant (cm/s)</b>			<ul style="list-style-type: none"> <li>• Courants de surface mesurés à 13,7 m (nord) et 15,7 m (sud) au-dessus du fond</li> <li>• Courants dans la zone pélagique mesurés à 9,7 m au-dessus du fond.</li> <li>• Courants de fond mesurés à 2,7 m au-dessus du fond.</li> <li>• Orientation dominante du flux vers le sud-ouest (nord) et vers l'est-ouest (sud)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Soumissions du promoteur (41 jours de consignation chacun)</li> <li>• Juillet/août 2018 (Sud)</li> <li>• Octobre–Décembre 2018 (Nord)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Surface</b></li> </ul>	0,1–42,0	0,0–22,6		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Zone pélagique</b></li> </ul>	0,1–40,8	0,0–10,2		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Bas</b></li> </ul>	0,1–35,4	0,0–7,7		
<b>Salinité (USP)</b>	8,8–23,2	8,8–23,2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Une couche de surface de salinité plus faible est présente au printemps (USP de 8,8 à 17).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Strain <i>et al.</i> (2001)</li> </ul>



Caractéristique	N° 1430 nord d'Aberdeen	N° 1431 sud d'Aberdeen	Renseignements supplémentaires	Source
			<ul style="list-style-type: none"> <li>Les valeurs dans la soumission du promoteur provenaient de Tremblay 2002 (non propres au site).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Données du MPO pour 2014 et 2020 à moins de 10 km (annexe A)</li> </ul>
Température (°C)	-0,6–25,0	-0,6–25,0	<ul style="list-style-type: none"> <li>Couverture de glace pendant les mois d'hiver (maximum au début de mars)</li> <li>Les valeurs dans la soumission du promoteur provenaient des données recueillies par le MPANÉ au site n° 1430.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Strain <i>et al.</i> (2001)</li> <li>Données du MPO pour 2014 et 2020 à moins de 10 km (annexe A)</li> <li>Soumission du promoteur</li> </ul>
Oxygène dissous (mg/L)	0–13,6	0–13,6	<ul style="list-style-type: none"> <li>Habituellement anoxique à moins de 25 m</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Strain <i>et al.</i> (2001)</li> <li>Données du MPO pour 2014 et 2020 à moins de 10 km (annexe A)</li> </ul>
Type de substrat	Boue	Boue	S.O.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Soumission du promoteur</li> </ul>
Configuration du réseau de parcs en filet	Réseau de 1 par 10	Réseau de 1 par 10	<ul style="list-style-type: none"> <li>Les réseaux ne seront pas statiques dans les limites des concessions.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Soumission du promoteur</li> </ul>
Circonférence de chaque parc en filet (m)	100	100	S.O.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Soumission du promoteur</li> </ul>

Caractéristique	N° 1430 nord d'Aberdeen	N° 1431 sud d'Aberdeen	Renseignements supplémentaires	Source
Profondeur des parcs en filet (m)	8	8	S.O.	• Soumission du promoteur
Période de grossissement (mois)	5–10	5–10	S.O.	• Soumission du promoteur
Nombre maximal de poissons sur le site	550 000	550 000	S.O.	• Soumission du promoteur
Nombre de poissons pour l'empoissonnement initial (poissons/parc)	55 000	55 000	S.O.	• Soumission du promoteur
Poids moyen à la récolte (kg)	2,0	2,0	S.O.	• Soumission du promoteur
Biomasse maximale prévue (kg)	1 100 000	1 100 000	S.O.	• Soumission du promoteur
Volume du parc en filet individuel (m <sup>3</sup> )	6 350	6 350	S.O.	• Soumission du promoteur

---

<b>Caractéristique</b>	<b>N° 1430 nord d'Aberdeen</b>	<b>N° 1431 sud d'Aberdeen</b>	<b>Renseignements supplémentaires</b>	<b>Source</b>
<b>Densité d'empoisonnement maximale (kg/m<sup>3</sup>)</b>	18,0	18,0	S.O.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Soumission du promoteur</li></ul>

---

## Sources de données

L'information à l'appui de cette analyse comprend les données et l'information du promoteur, les fonds de données du MPO, la documentation publiée et l'information du registre provenant de la base de données de la LEP. De plus, les fichiers d'information à l'appui soumis au MPO pour examen et utilisés dans son examen sont présentés au tableau 2.

Tableau 2. Tableau sommaire des dossiers d'information soumis au MPO.

Description	Nom du fichier
<i>Trousse du plan de développement proposé</i>	1) North Aberdeen Development Plan FINAL.pdf 2) AQ1431Application, Development Plan, Appendix A – E.pdf 3) Revisions to 1430 1431.pdf
Données brutes du courantomètre recueillies par le promoteur	1) North Aberdeen – Speed Direction and Waves.xlsx 2) South Aberdeen – Current Speed and Direction.xlsx
Présentation de données d'enquête de référence	1) Waycobah new lease coords and maps with depths.xlsx 2) WBN A3_Video and sediment sampler log sheet.docx 3) WBS A4_Video and sediment sampler log sheet.docx 4) B2 Video Monitoring Summary of Observations for Baseline sample Site WBN.docx 5) B2 Video Monitoring Summary of Observations for Baseline sample Site WBS.docx 6) WBN A4 Video Monitoring Transect_Summary of Observations for Station.docx 7) WBS A4 Video Monitoring Transect_Summary of Observations for Station.docx 8) Data for Organix North Aberdeen.xlsx 9) Data for Organix South Aberdeen.xlsx 10) WBN_10_10_18.xlsx 11) WBN_10_23_18_2016_NSDFAAudit_Data_Check.xlsx 12) WBS_10_23_18_2016_NSDFAAudit_Data_Check.xlsx

Les bases de données suivantes du MPO ont fait l'objet d'une recherche dans les registres des espèces dans les zones d'exposition prévues (ZEP) des sites proposés n° 1430 et n° 1431 et n'ont produit aucun relevé :

- Relevé par le navire de recherche (NR) sur les écosystèmes
- Base de données des relevés de l'industrie (BDRI)
- Système d'information sur les pêches maritimes (SIPMAR)

- Base de données sur les observations de baleines

### Description du site

La baie Whycocomagh est séparée du reste du chenal St. Patrick's à l'est par un seuil peu profond (environ 12 m de profondeur) à Little Narrows. Il existe également un seuil au milieu de la baie (environ 7 m de profondeur) qui sépare davantage une paire de bassins profonds (40 et 48 m). Les sites no 1430 et n° 1431 sont situés dans la partie est de la baie, dans une zone présentant des caractéristiques à la fois profondes et peu profondes. Les sites sont situés au nord et au sud du bassin de 40 m de profondeur. L'emplacement approximatif de ces seuils est illustré à la figure 1.

Les seuils à Little Narrows et au milieu de la baie isolent efficacement les zones profondes de la baie du reste des lacs Bras d'Or et limitent le rinçage. Cet isolement bathymétrique signifie qu'il n'y a pas de connexion horizontale directe avec d'autres zones en eau profonde, et cela a donné lieu à un environnement de mélange limité et au temps de rinçage le plus long (environ deux ans) dans les lacs. Cet échange d'eau lente facilite les caractéristiques hypoxiques et anoxiques de ces plans 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 ouest de la baie Whycocomagh est habituellement anoxique à moins de 25 m, une caractéristique naturelle qui semble constante au fil du temps. Les données indiquent également que les concentrations d'oxygène dans la partie profonde de la moitié est ont diminué de jusqu'à 70 % de leur valeur potentielle maximale (Krauel, 1975, Lambert 2002, Petrie et Bugden 2002, Strain et Yeats 2002). On sait que cette eau hypoxique et anoxique profonde est périodiquement poussée dans les eaux peu profondes lors de phénomènes comme des tempêtes importantes, bien que le mécanisme exact ne soit pas bien compris. Les sites existants à l'extrémité ouest de la baie Whycocomagh ont connu des problèmes d'oxygène par le passé, y compris des cas de mortalité de poissons d'élevage sur place.

Les renseignements sur les vagues fournis par le promoteur ont été recueillis sur le site proposé no 1430 nord d'Aberdeen à l'extrémité est de la baie Whycocomagh. Il est raisonnable de supposer que les vagues observées au site no 1431 sud d'Aberdeen seraient semblables en fonction de leur proximité à moins de 2 km l'un de l'autre. La hauteur maximale des vagues mesurée sur le site était de 1,08 m à la fin de l'automne et au début de l'hiver.

Des courantomètres ont été déployés dans 18 m d'eau pendant 41 jours chacun aux sites no 1430 nord et no 1431 sud. L'évaluation préliminaire des données actuelles pour le no 1430 a permis de relever certaines anomalies potentielles dans les trois compartiments de profondeur supérieurs, de sorte que les données de courant près de la surface ont été tirées du bac à 13,7 m du fond marin, à environ 4,5 m de la surface. Les données ont été recueillies de juillet à août 2018 et d'octobre à décembre 2018 aux sites no 1431 sud et no 1430 nord, respectivement. La différence de synchronisation explique probablement les différences de vitesses de courant maximales observées, les vitesses de courant mesurées au site no 1430 nord étant plus élevées que celles du site no 1431 sud (tableau 1). Il s'agit d'une occasion unique de tenir compte des influences saisonnières dans l'étendue spatiale potentielle de l'exposition et de démontrer que les vitesses du courant varient en fonction de la complexité des

influences saisonnières, du vent et des tempêtes qui peuvent ou non être prises en compte dans les dossiers. Compte tenu de la proximité des sites, il n'est pas déraisonnable de supposer qu'à un moment donné, les vitesses de courant aux deux sites seraient semblables.

Sur le site no 1431 sud, à toutes les profondeurs, 64 à 97 % des vitesses de courant observées étaient de 0 à 5 cm/s et moins de 1 % étaient supérieures à 15 cm/s. Bien que les vitesses de courant enregistrées au no 1430 nord aient été plus rapides que celles mesurées au no 1431 sud, avec une proportion beaucoup plus faible (de 33 à 50 %) des vitesses de courant observées dans la plage de 0 à 5 cm/s, la majorité des vitesses de courant observées (de 77 à 94 %) étaient également inférieures à 15 cm/s. Au no 1431 sud, la vitesse moyenne du courant atteignait 4,6 cm/s près de la surface, avec une tendance à la baisse de la vitesse du courant avec des profondeurs croissantes. À l'emplacement no 1430 nord, à l'exception d'un ralentissement près du fond, les vitesses moyennes du courant variaient peu en profondeur et allaient de 9,2 à 10,7 cm/s. La dynamique actuelle globale au no 1430 et au no 1431 est « faible en énergie » en ce qui concerne la pisciculture marine.

En général, il n'y a pas d'information complémentaire aux données soumises par le promoteur sur les caractéristiques physiques à proximité des sites 1430 et 1431 dans les fonds de données ministériels et publics. Les plages de température de l'eau, de salinité et d'oxygène dissous indiquées au tableau 1 proviennent de données recueillies dans la moitié ouest de la baie Whycomagh (annexe A). On peut raisonnablement s'attendre à ce que les caractéristiques physiques soient semblables compte tenu de la proximité des sites (c.-à-d. < 10 km). On s'attend à ce que la température et la salinité de l'eau aux sites no 1430 et no 1431 présentent des variations minimales sur les échelles temporelles marémotrices, et des variations plus importantes sur les échelles temporelles poussées par le vent et saisonnières. L'examen des images satellites et des renseignements fournis par le promoteur indique la présence d'une couverture de glace variable en hiver.

La quantité de stratification varie selon la saison, mais toutes les données indiquent une couche de surface moins dense (annexe A). On peut s'attendre à des profils de stratification semblables aux sites proposés en fonction de la bathymétrie semblable et des modèles généraux de circulation dans la région (Petrie et Bugden 2002); par conséquent, les estimations des zones exposées aux sites proposés no 1430 et no 1431 devraient tenir compte des influences de stratification en ce qui concerne le choix de la vitesse du courant d'eau.

### **Zones d'exposition prévues benthiques et interactions**

La ZEP benthique est une estimation de premier ordre de la taille et de l'emplacement des zones benthiques qui peuvent être exposées au dépôt de déchets alimentaires et de matières fécales rejetées par un site, ce qui peut entraîner une charge organique. En outre, on suppose que la ZEP associée au rejet des médicaments présents dans la nourriture est dominée par le dépôt de déchets d'aliments médicamenteux et de fèces. La charge organique et le dépôt de médicaments dans l'alimentation peuvent avoir des effets directs sur l'habitat et les espèces infaunales de la communauté benthique et du fond marin. Ces zones d'exposition prévues sont des surestimations prudentes utilisées comme outil pour déterminer, bien qu'à une plus grande

échelle spatiale, les zones de chevauchement potentiel avec les espèces et les habitats sensibles à ces expositions.

### Zone d'exposition prévue benthique

Les facteurs dominants qui influenceront sur les estimations de l'exposition benthique sont l'aménagement des installations, les pratiques d'alimentation et les conditions océanographiques comme la bathymétrie, les courants d'eau et la stratification. Le faible taux de rinçage de la baie Whycocomagh la rend particulièrement sensible aux apports de substances nocives, car ils ne peuvent pas être rapidement dispersés par le mouvement de l'eau (Parker *et al.* 2007). L'exposition benthique peut également se produire dans le cas de l'utilisation de pesticides administrés dans les bains de traitement, s'ils sont utilisés, en particulier dans des sites situés au-dessus ou à proximité de profondeurs peu profondes, comme les sites proposés. Toutefois, cela sera pris en compte dans la section sur la ZEP pélagique et les interactions du présent examen.

Des estimations de premier ordre de l'étendue spatiale de la ZEP benthique liée aux effluents organiques et aux médicaments présents dans l'alimentation provenant des sites proposés n<sup>os</sup> 1430 nord et 1431 sud d'Aberdeen ont été calculées. Les données disponibles limitées indiquent que les taux de descente des aliments et des matières fécales de la truite arc-en-ciel se situent dans des intervalles semblables à ceux du saumon de l'Atlantique. Les vitesses de descente de différentes matières particulières libérées de poissons d'élevage (c.-à-d. déchets alimentaires et excréments) varient, et la répartition des vitesses de descente entre les particules libérées est mal caractérisée. Par conséquent, on a utilisé la vitesse de descente minimale pour chaque catégorie de particules (tableau 3) ainsi que la profondeur maximale à moins de 500 m du site proposé et la vitesse maximale du courant en milieu pélagique dans le dossier du promoteur. Le poisson et le rejet de déchets alimentaires et d'excréments se trouvent dans la couche de surface de 8 m. Étant donné que ces particules descendent des parcs en filet jusqu'au fond marin, une vitesse du courant en milieu pélagique dans le dossier du promoteur a été choisie comme étant représentative.

*Tableau 3. Estimations de premier ordre des distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui s'enfoncent, comme les pelotes, les fèces et les médicaments entrant dans l'alimentation et les pesticides rejetés par l'exploitation aquacole (taux de sédimentation obtenus de différents ouvrages; Findlay et Watling 1994, Chen et al. 1999, Cromey et al. 2002, Chen et al. 2003, Sutherland et al. 2006, Law et al. 2014, Bannister et al. 2016, Law et al. 2016, Skøien et al. 2016). A. est le site 1430 North Aberdeen et B. est le site 1431 South Aberdeen.*

A.	N° 1430 NORD D'ABERDEEN (profondeur maximale à moins de 500 m = 37 m)			
Type de particule	Vitesse de descente min. (cm/s)	Courant maximal observé (cm/s)	Distance horizontale parcourue (m)	Rayon de la zone d'exposition prévue (m)
Aliments	5,3	40,8	285	782
Fèces	0,3	40,8	5 032	5 529

<b>A. N° 1430 NORD D'ABERDEEN (profondeur maximale à moins de 500 m = 37 m)</b>				
<b>Fines et flocc</b>	0,1	40,8	15 096	15 593
<b>B. N° 1431 SUD D'ABERDEEN (profondeur maximale à moins de 500 m = 32 m)</b>				
<b>Type de particule</b>	Vitesse de descente min. (cm/s)	Courant maximal observé (cm/s)	Distance horizontale parcourue (m)	Rayon de la zone d'exposition prévue (m)
<b>Aliments</b>	5,3	10,2	62	580
<b>Fèces</b>	0,3	10,2	1 088	1 606
<b>Fines et flocc</b>	0,1	10,2	3 264	3 782

Les ZEP sont une zone circulaire généralement centrée au milieu du réseau de parcs en filet proposé et représentent la limite extérieure d'exposition potentielle. Dans ce cas-ci, une approche de précaution a été adoptée pour estimer les ZEP en centrant la concession proposée étant donné l'intention du promoteur de déplacer le réseau de parcs en filet à l'intérieur des limites de la concession. La distance maximale entre le centre et le bord des limites de la concession proposée a été ajoutée à la distance de déplacement pour obtenir le rayon de la ZEP. Bien que représentée par un cercle, l'empreinte benthique est plus probablement une ellipse incurvée dont la forme dépend du courant local.

La ZEP benthique ne fournit pas d'estimation de l'intensité de la charge organique dans le site, et les zones n'impliquent pas que le même risque d'exposition est présent partout dans la zone. On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente, à l'exception des zones de chevauchements prévues où des expositions cumulatives peuvent avoir lieu. On s'attend à ce que l'intensité des répercussions soit la plus élevée dans la ZEP de déchets alimentaires, et il s'agit de manière prudente d'un cercle centré sur la concession, comme le montre la figure 3.



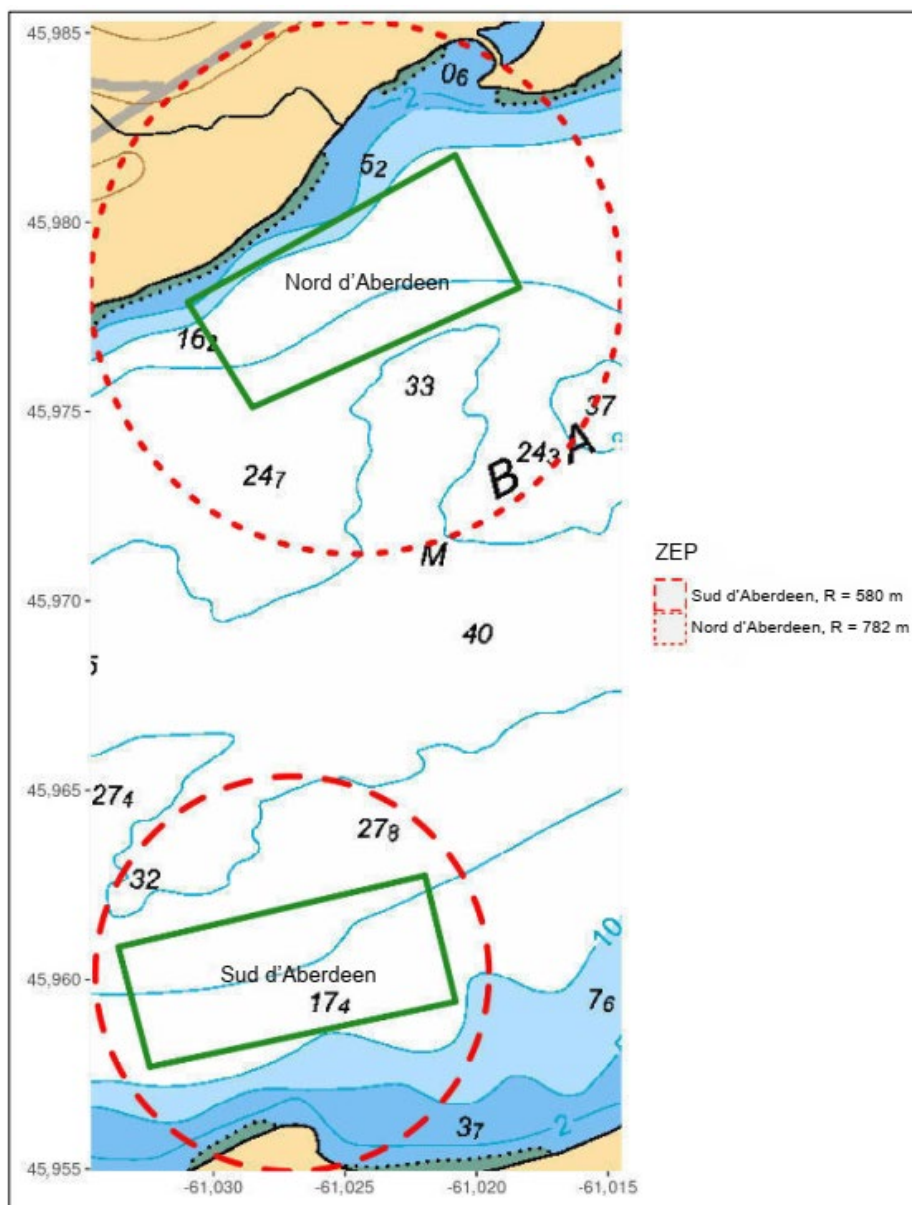


Figure 3. Les ZEP benthiques pour les sites proposés n° 1430 nord et n° 1431 sud d'Aberdeen utilisant le taux minimal d'enfoncement des déchets alimentaires sont indiquées en rouge sur la carte 4278 du SHC (la profondeur est en mètres). Les ZEP ont été estimées pour l'automne-hiver au site n° 1430 nord d'Aberdeen, et pour l'été au site n° 1431 sud d'Aberdeen.

D'après les ZEP de déchets alimentaires, il n'y a pas de chevauchement entre les zones de dépôt benthique où l'on prévoit de l'étouffement et des changements dans l'état oxygène en raison de la charge organique (figure 3). Cependant, l'étendue spatiale des ZEP fondée sur les excréments donne une meilleure indication de la superficie totale qui pourrait être exposée aux médicaments entrant dans l'alimentation. On prévoit des chevauchements possibles dans les zones de dépôt d'excréments (figure 4).

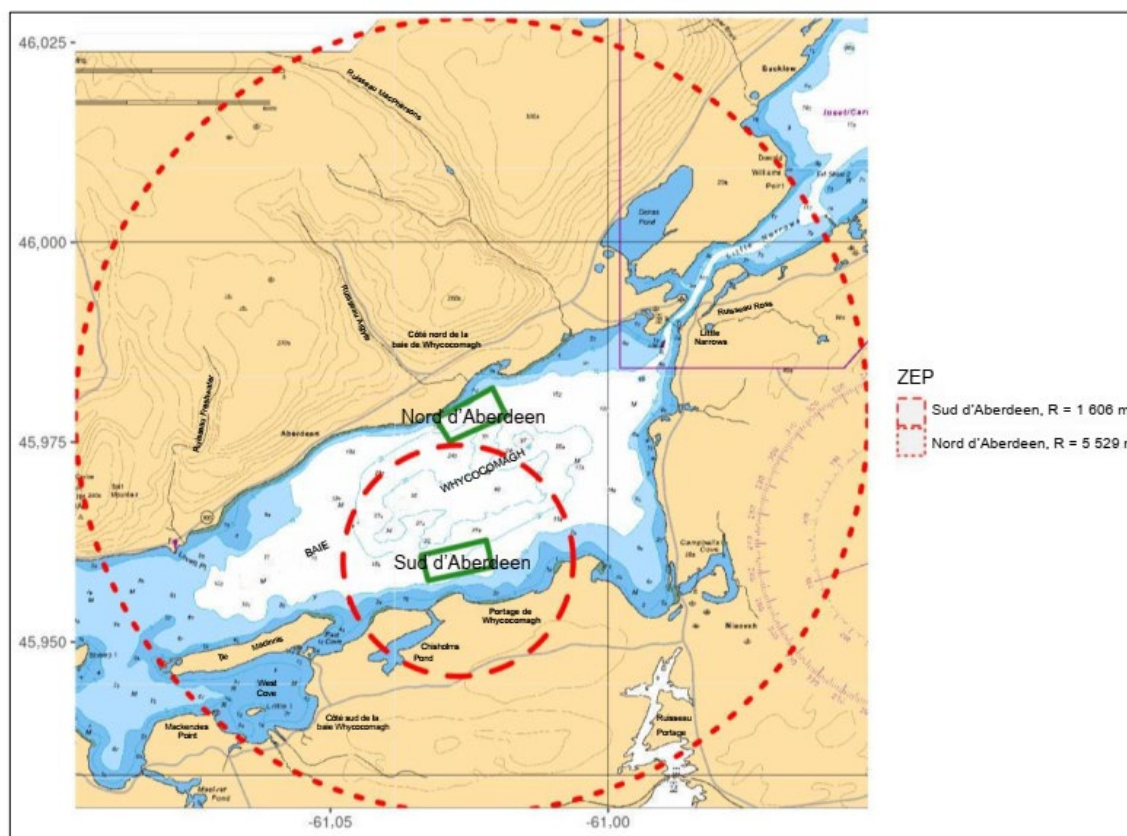


Figure 4. Les ZEP benthiques pour les sites proposés n° 1430 nord et n° 1431 sud d'Aberdeen utilisant le taux minimal d'enfoncement des matières fécales sont indiquées en rouge sur la carte 4278 du SHC (la profondeur est en mètres). Les ZEP ont été estimées pour l'automne-hiver au site n° 1430 nord d'Aberdeen, et pour l'été au site n° 1431 sud d'Aberdeen.

L'étendue des ZEP benthiques au site n° 1430 nord donne une indication de la zone complète qui peut être exposée à des dépôts de matière pendant l'automne-hiver, comparativement au site n° 1431 sud, qui donne une indication de la zone exposée pendant l'été. Cependant, l'application du rayon de la ZEP estimé pendant les mois d'été aux deux sites prédit toujours un chevauchement de la ZEP en ce qui concerne le dépôt d'excréments. À l'inverse, l'utilisation de la vitesse de courant maximale observée pendant les mois d'automne et d'hiver pour estimer les ZEP pour le site n° 1431 sud se traduirait par des ZEP plus importantes pour ce site et engloberait certaines zones qui ne sont pas couvertes par les figures 3 et 4. Il convient également de noter qu'il peut y avoir des chevauchements dans les zones d'exposition des fines et floccs entre les sites proposés d'Aberdeen et les sites situés à l'extrémité ouest de la baie Whycomagh.

La remise en suspension des sédiments de fond induite par le courant et par les vagues n'est pas explicitement prise en compte pour ces estimations de premier ordre de l'exposition. Cependant, il est peu probable que les particules de déchets s'étendent au-delà des ZEP benthiques estimées pour la présence de fines et de floccs. Les effets potentiels globaux de la

redistribution et du dépôt floculant sont inconnus, mais on ne prévoit pas qu'ils se produisent à des niveaux où des changements importants sont prévus.

La superficie totale benthique touchée dans la baie Whycomomagh devrait augmenter en fonction des ajouts proposés à la zone de concession et de la production sur le site existant à l'extrémité ouest (examinés séparément) et de l'ajout de ces deux nouveaux sites. Les zones du milieu benthique dans les sites existants à l'extrémité ouest de la baie Whycomomagh ont historiquement signalé des niveaux élevés de sulfures, atteignant des concentrations plus grandes ou égales à 3000 et 6000  $\mu\text{M}$ . L'emplacement des sites proposés n° 1430 et n° 1431 à l'extrémité est de la baie Whycomomagh démontre des similitudes en ce qui concerne le type de fond, l'hypoxie et l'anoxie, et le rinçage restreint. Il est donc raisonnable de suggérer que des défis semblables pourraient être relevés à ces endroits avec l'ajout de poissons et le dépôt subséquent de matière organique.

Depuis 2015, les rapports du RAA indiquent que les sites existants de la baie de Whycomomagh n'ont pas utilisé de médicaments entrant dans l'alimentation.

### **Interactions avec des espèces sensibles**

Les espèces sont considérées comme étant vulnérables dans la ZEP benthique si elles sont sessiles à n'importe quel stade biologique et sont sensibles à un faible taux d'oxygène, à l'étouffement, à la perte d'accès au site ou à l'exposition aux médicaments entrant dans l'alimentation, le cas échéant. Cela comprend des espèces comme les crustacés et les bivalves. On a également tenu compte de la présence de certaines espèces sessiles sensibles, comme les éponges, les coraux et la zostère, et de l'habitat essentiel des espèces inscrites à la LEP dans les données d'enquête de base, les ouvrages scientifiques et les banques de données biologiques du Ministère. Lorsque les données disponibles étaient limitées, on a examiné si le type de substrat benthique convenait à la croissance de ces espèces.

Les fonds ministériels de données biologiques de la baie Whycomomagh sont rares, et les recherches dans les bases de données des ZEP n'ont révélé aucun dossier. La capacité de délimiter les chevauchements spatiaux actuels entre la répartition des espèces et les ZEP benthiques pour les sites n° 1430 et n° 1431 est limitée; cependant, les renseignements disponibles indiquent que des huîtres, des homards et des zostères sauvages sont présents dans la ZEP benthique.

On sait que les bancs d'huîtres existent depuis longtemps dans la baie Whycomomagh, mais on ne connaît pas la répartition actuelle dans la baie. Des concessions d'huîtres américaines qui auraient pu être établies sur des bancs sauvages existants sont présentes dans la baie Whycomomagh, mais sont situées à l'extérieur des ZEP benthiques à l'ouest des sites proposés. Ces sites ne sont pas actuellement en production en raison d'une maladie parasitaire connue sous le nom de « sphère X multinucléée » (MSX). Étant donné leur nature sessile, les huîtres sont sensibles à l'envasement accru qui pourrait entraîner l'étouffement en raison des dépôts excessifs qui existent dans la ZEP benthique. Selon les connaissances écologiques traditionnelles, l'augmentation des dépôts de limon a contribué au déclin des huîtres dans d'autres secteurs des lacs Bras d'Or (CEPI, 2006).

Il a également été démontré que les bivalves qui se trouvent à proximité de parcs en filet ailleurs contiennent des quantités mesurables de pesticides dans l'alimentation, comme le benzoate d'émamectine (BE). À l'heure actuelle, les renseignements sur les dangers sont principalement fondés sur les expositions aiguës; toutefois, ils n'indiquent pas un niveau de risque élevé (Burridge *et al.* 2011). Bien que la ZEP englobe des zones le long du rivage qui répondent aux critères de profondeur pour l'huître (c.-à-d. principalement < 2 m, bien que certaines sont trouvées jusqu'à 11 m; Mackenzie *et al.* 1997), et que la présence de coquilles de bivalves a été notée dans l'étude de référence, la majorité des profondeurs d'eau dans la ZEP benthique se trouvent à l'extérieur de l'aire de répartition privilégiée pour les huîtres dans la région. De plus, le type de substrat principalement mou dans la région ne convient probablement pas étant donné que les larves d'huîtres ont habituellement besoin d'habitats à grains plus grossiers pour s'établir. Pour ces raisons, on ne prévoit pas la présence d'huîtres sauvages dans de grandes agrégations dans la ZEP benthique.

On sait que la pêche au homard se fait le long de la rive, près des sites proposés, et à Little Narrows, ce qui indique la présence probable de homards dans la ZEP benthique. Il a été démontré dans des études en laboratoire que les médicaments contre le pou de mer présents dans les aliments, comme le BE, ont des effets toxiques mortels sur les crustacés et peuvent induire des effets sublétaux, y compris la mue prématurée (Burridge *et al.* 2000, Waddy *et al.* 2002, Burridge *et al.* 2008). De plus, l'augmentation de la sédimentation associée aux activités d'aquaculture proposées pourrait empêcher la fixation des larves de homard. Cependant, l'habitat de fond près des sites proposés où l'on prévoit les plus fortes intensités d'exposition n'est pas considéré comme un habitat idéal pour l'établissement du homard (ou le jeune homard), étant donné leur sélection préférentielle (mais non exclusive) pour les substrats de fond dur. Par conséquent, bien que le homard puisse être présent, on ne prévoit pas qu'il le soit dans de grandes agrégations dans la ZEP benthique.

On sait que la zostère est présente dans l'ensemble des lacs Bras d'Or et qu'elle ne se limite pas à la baie Whycocomagh elle-même. Des relevés vidéo effectués dans la baie Whycocomagh en 2009 et 2010 (Vandermeulen 2016) ont indiqué un chevauchement spatial possible entre les zones de couverture de zostères éparses et continues et les ZEP benthiques pour tous les types de particules (p. ex., aliments, fèces, fines et floccs; figures 5a à c). Les données de référence soumises par le promoteur et recueillies en 2018 décrivent également des zostères selon les termes « brins de », « lâches », « clairsemées » ou « mortes » à un certain nombre de stations échantillonnées dans les concessions proposées (figure 5a à c). L'examen des données du relevé de référence montre la présence de varech de zostère à des profondeurs sous lesquelles les zostères peuvent pousser, ce qui confirme la présence de zostère à proximité et indique que des débris de zostère peuvent se déposer ici.

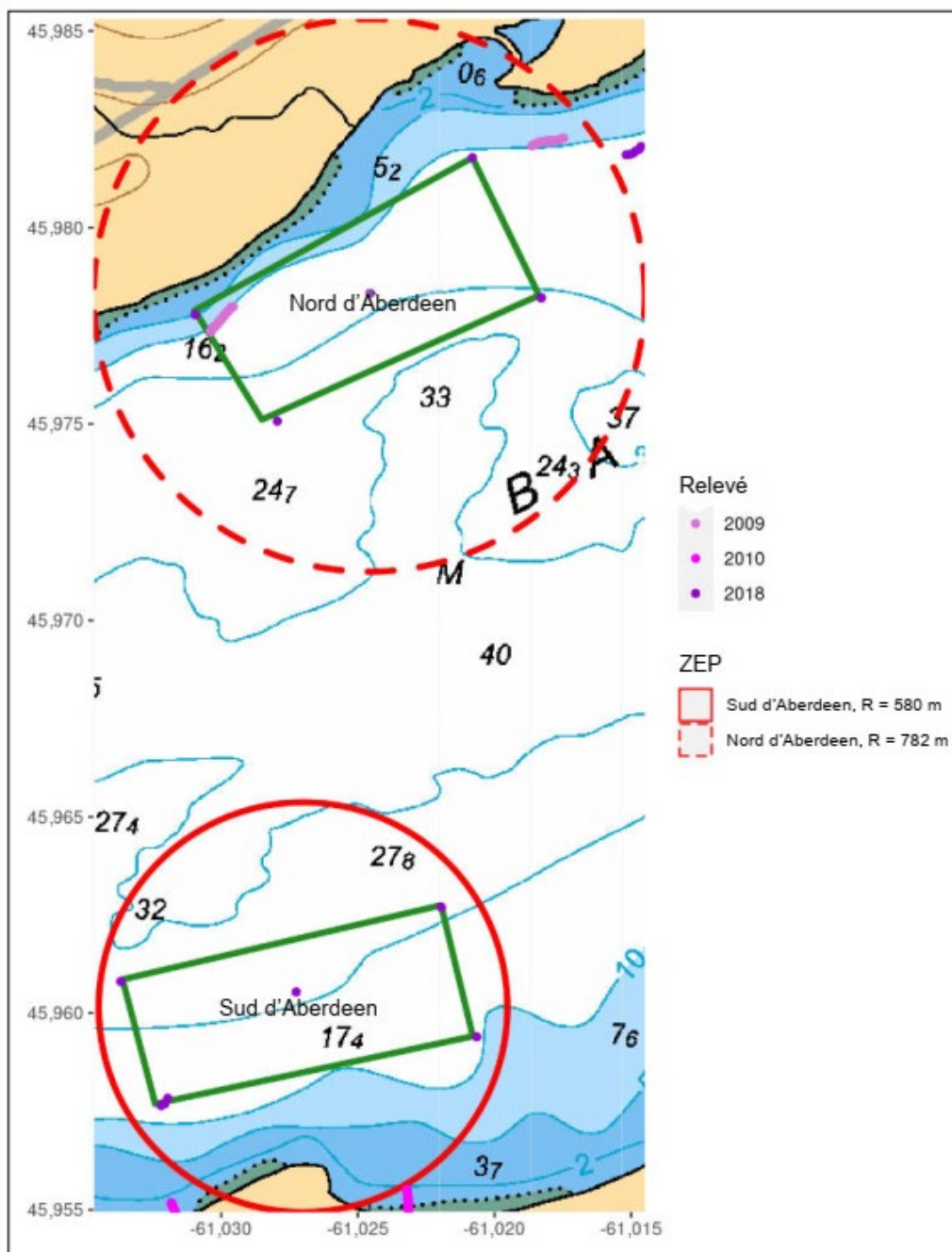


Figure 5a. L'emplacement des herbiers de zostères identifiés dans la baie Whycomomagh à partir des relevés effectués en 2009 et en 2010 (Vandermeulen 2016) et en 2018 (relevé de référence soumis par le promoteur) est superposé à la carte no 4278 du SHC (la profondeur est en mètres). Les concessions proposées sont indiquées en vert. Les ZEP benthiques pour l'alimentation sont indiquées en cercles rouges pointillés et solides pour les sites d'Aberdeen du Nord et du Sud, respectivement.



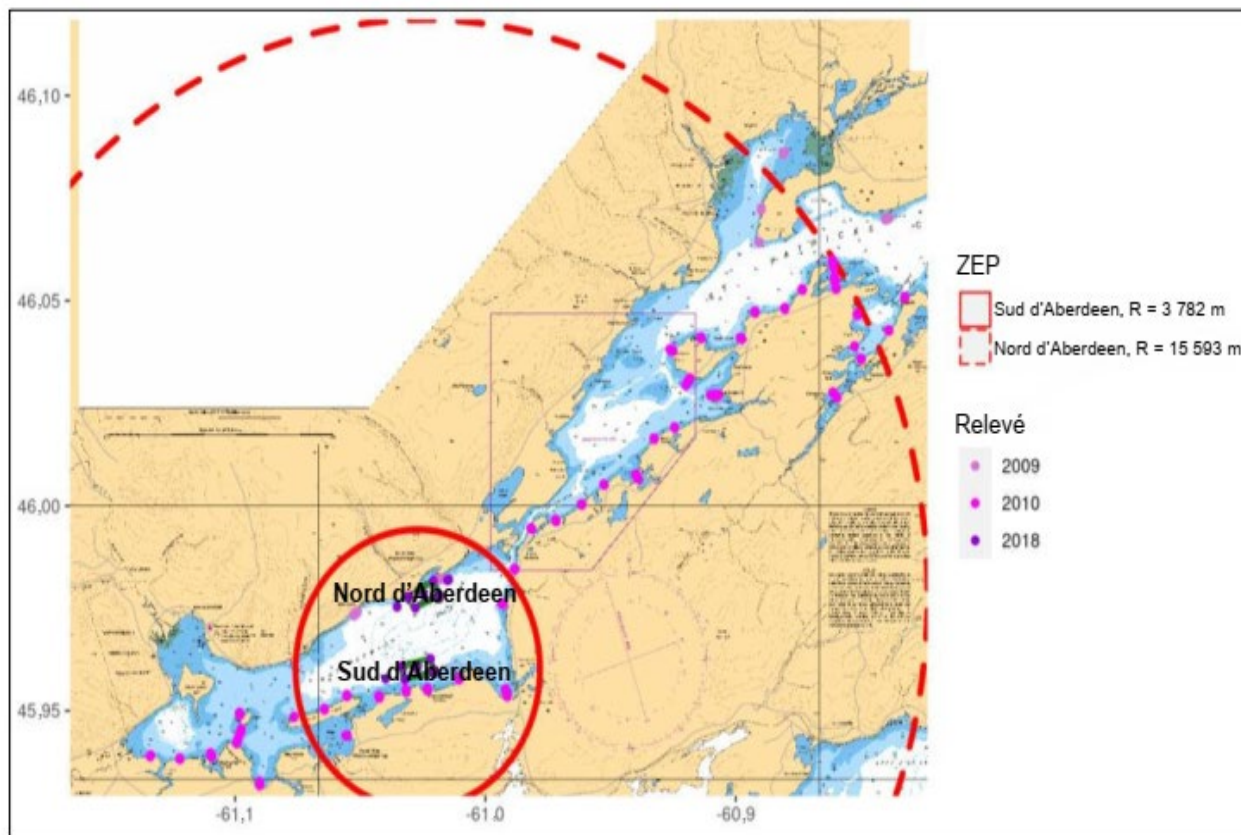


Figure 5c. L'emplacement des herbiers de zostères identifiés dans la baie Whycomomagh à partir des relevés effectués en 2009 et en 2010 (Vandermeulen 2016) et en 2018 (relevé de référence soumis par le promoteur) est superposé à la carte n° 4278 du SHC (la profondeur est en mètres). Les concessions proposées sont indiquées en vert. Les ZEP benthiques pour les fines et les floccs sont représentées en cercles rouges pointillés et solides pour les sites d'Aberdeen du Nord et du Sud, respectivement.

Les herbiers de zostère le long de la côte du Canada atlantique se trouvent généralement dans des eaux peu profondes pouvant atteindre 12 m (MPO 2009). Toutefois, Vandermeulen (2016) a noté la présence de la majorité des macrophytes dans les lacs Bras d'Or dans des profondeurs inférieures à 3 m. Cette limitation de la profondeur signifie qu'il est peu probable que les zostères soient présentes directement sous les parcs en filet, et les interactions dans la ZEP benthique pour l'alimentation auront probablement peu d'effets. Les excréments, les fines et les floccs benthiques seront transportés plus loin, ce qui pourrait englober un plus grand nombre d'endroits de l'habitat de zostères historiquement désigné (figures 5b et 5c); toutefois, le dépôt organique à l'extérieur de la ZEP benthique pour l'alimentation ne devrait pas se produire à des niveaux où l'état toxique ou la biogéochimie des sédiments sont prévus. Compte tenu de la bathymétrie de la région et de la limite apparente de 3 m de profondeur pour la présence de zostères dans les lacs Bras d'Or, l'habitat potentiel de zostères dans la ZEP est en grande partie limité à la lisière peu profonde immédiatement adjacente à la terre.

L'enrichissement benthique provenant des dépôts de matières organiques peut avoir des effets variables sur les zostères, allant de la stimulation de la croissance à de faibles niveaux à la mortalité à des niveaux élevés (Vinther et Holmer 2008). Si elles sont présentes en quantité suffisante, les particules en suspension peuvent également avoir une incidence sur le climat lumineux sous-marin, ce qui réduit la disponibilité de la lumière pour la photosynthèse et a des répercussions sur la croissance, la morphologie et la persistance des zostères (Wong *et al.* 2020). L'utilisation de médicaments dans les aliments peut également avoir une incidence sur les communautés connexes, comme les brouteurs.

Même en l'absence d'activités anthropiques, comme l'aquaculture, il est probable que les zostères de cette région sont soumises à de multiples facteurs de stress et qu'elles devraient présenter une grande variabilité spatiale et temporelle comparativement aux régions où les conditions sont plus propices. La salinité optimale pour la croissance des zostères varie de 20 à 26 usp, bien qu'elle puisse tolérer des valeurs plus faibles pendant de courtes périodes (MPO 2009). Bien qu'aucune mesure de la salinité propre au site ne soit disponible sur le site, la salinité à l'intérieur de la baie varie de 8,8 à 23,2 usp avec une plage inférieure dans les eaux de surface au printemps (de 8,8 à 17 usp) (tableau 1). Il est probable que le régime de salinité contribuerait à réduire les taux de croissance et la fragmentation spatiale. La baie Whycomagh connaît une couverture de glace saisonnière en hiver, ce qui peut contribuer à la fragmentation spatiale par l'affouillement. De plus, le régime de lumière naturelle peut également être affecté par la présence de matières organiques dissoutes d'origine terrestre. Outre ces facteurs physiques, la présence du crabe vert européen envahissant, qui est capable de causer un stress à l'habitat des zostères, a également été documentée dans les lacs Bras d'Or (Vercaemer et Sephton 2016).

Les zostères de la région peuvent être particulièrement vulnérables aux facteurs de stress supplémentaires ou à l'intensité supplémentaire des mêmes facteurs de stress étant donné les mauvaises conditions observées dans les herbiers de zostères des lacs Bras d'Or (Vandermeulen 2016). Toutefois, compte tenu des conditions environnementales sous-optimales documentées sur le site, l'expansion des activités d'aquaculture pourrait ne pas entraîner une différence mesurable de la santé et de la persistance des zostères.

### **Zones d'exposition prévues pélagiques et interactions**

La ZEP pélagique est une estimation de premier ordre de la taille et de l'emplacement des zones pélagiques qui pourraient être exposées à des concentrations potentiellement toxiques de pesticides homologués, s'ils sont utilisés. De plus, il peut y avoir des zones benthiques peu profondes susceptibles d'être exposées. Le rejet de produits antiparasitaires d'un site peut avoir des répercussions directes sur les espèces vulnérables dans la colonne d'eau et sur le fond marin. Ces zones d'exposition prévues sont des surestimations prudentes utilisées comme outil pour déterminer, bien qu'à une plus grande échelle spatiale, les zones de chevauchement potentiel avec les espèces et les habitats sensibles à ces expositions.



## Zones d'exposition prévues pélagiques pour les pesticides

Les deux pesticides dont l'utilisation est autorisée pour les bains de traitement (p. ex., au moyen de bâches et de bateaux-viviers) sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène. La taille de la zone d'exposition prévue dépend de la décomposition ou du taux de dilution du pesticide, du seuil de concentration choisi et du choix de la profondeur du courant à l'horizontale. La zone d'exposition prévue est estimée à l'aide des données sur la toxicité de l'azaméthiphos, le pesticide le plus toxique homologué. L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada a déterminé que ni les deux pesticides homologués (peroxyde d'hydrogène et azaméthiphos), ni leurs produits de décomposition, ne devraient rester en suspension puisqu'ils ne se lient pas avec des matières organiques ou des sédiments et ne s'accumulent pas dans les tissus des organismes. Leur demi-vie est de l'ordre de quelques jours à quelques semaines, ce qui influence leur persistance dans l'environnement à des concentrations considérées comme toxiques (ARLA 2014, ARLA 2016a,b, ARLA 2017).

Étant donné que l'application de traitements par bain de bêche a lieu dans les eaux de surface, la vitesse maximale du courant près de la surface est utilisée dans le calcul de la ZEP pélagique pour l'azaméthiphos, et on suppose qu'elle persistera pendant toute la durée de l'échelle de dilution ou de décroissance (figure 6). Une durée de trois heures a été utilisée pour estimer le temps requis pour que la concentration maximale d'azaméthiphos cible de 100 µg/L soit diluée au seuil des effets environnementaux de l'ARLA de 1 µg/L (MPO 2013a).

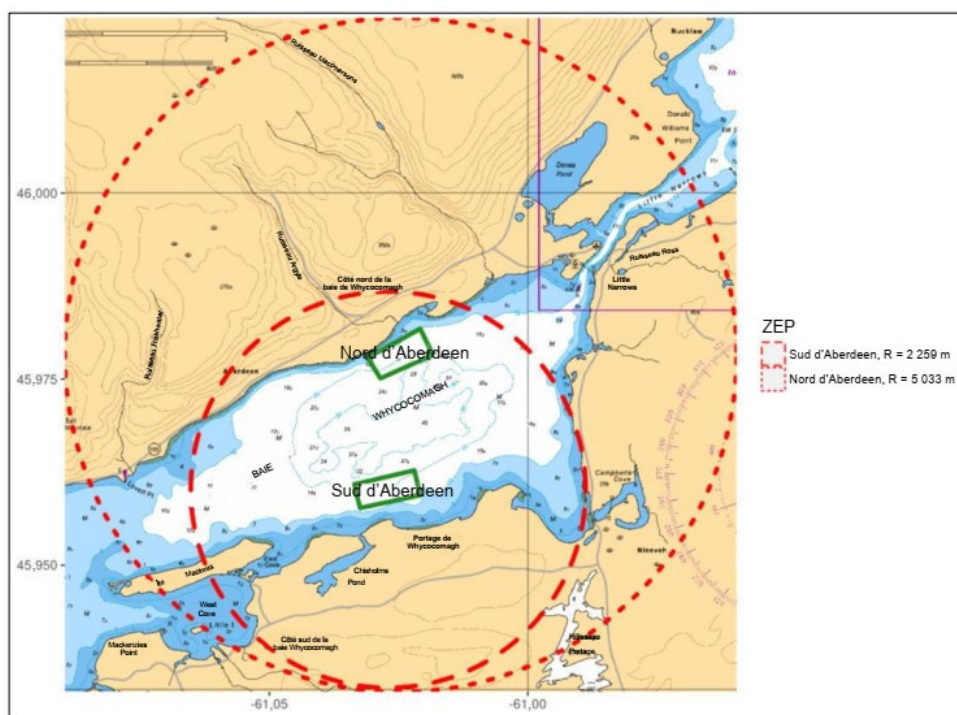


Figure 6. Les ZEP pélagiques pour les sites proposés n° 1430 nord et n° 1431 sud d'Aberdeen sont illustrées en rouge sur la carte 4278 du SHC (la profondeur est en mètres). Les ZEP ont été estimées pour l'automne-hiver au site n° 1430 nord d'Aberdeen, et pour l'été au site n° 1431 sud d'Aberdeen.

La ZEP pélagique est calculée en supposant l'utilisation de baignoires de traitement au moyen de bâches, que tous les parcs en filet satisfassent ou non aux conditions de traitement de l'ARLA pour l'application, étant donné la zone d'exposition plus importante qui devrait découler des baignoires de traitement au moyen de bâches par rapport aux bateaux-viviers.

La ZEP pélagique est généralement estimée en ajoutant la distance de transport horizontale à l'échelle de longueur la plus longue du réseau de parcs en filet proposé. Puisque l'emplacement des parcs en filet dans les concessions est inconnu étant donné l'intention du promoteur de déplacer les réseaux à l'intérieur des limites des concessions, une approche de précaution a été adoptée pour estimer la ZEP. La distance de transport horizontal a été ajoutée à l'échelle de longueur la plus longue de la concession proposée (c.-à-d. la plus grande distance entre le centre de la concession et la limite), plutôt qu'à l'échelle de longueur des réseaux de parcs en filet, et en centrant la ZEP sur la concession.

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

L'exposition devrait se produire principalement dans la zone pélagique; toutefois, les zones de la ZEP pélagique où la bathymétrie est inférieure à 10 m peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques. La restriction imposée par l'ARLA sur l'utilisation d'azaméthiphos dans des sites peu profonds (c.-à-d. aucune application pour les parcs en filet recouvert d'une bâche à une profondeur d'eau de  $\leq 10$  m) peut s'appliquer à certains parcs en filet. Le faible taux de rinçage de la baie Whycocomagh la rend aussi particulièrement sensible aux intrants chimiques, car ils ne peuvent pas être rapidement dispersés par le mouvement de l'eau (Parker *et al.* 2007), et les intrants chimiques pourraient être plus susceptibles d'interagir avec les communautés locales de fond.

Si le traitement est utilisé simultanément aux deux sites, on prévoit des chevauchements d'exposition associés aux rejets de pesticides (figure 6). L'étendue des ZEP pélagiques au site n° 1430 nord donne une indication de la zone complète qui peut être exposée à des dépôts de matière pendant l'automne-hiver, comparativement au site n° 1431 sud, qui donne une indication de la zone exposée pendant l'été. L'application du rayon de la ZEP estimé pendant les mois d'été aux deux sites prévoit toujours des chevauchements entre les ZEP. À l'inverse, l'utilisation de la vitesse maximale du courant observée pendant les mois d'automne et d'hiver pour estimer la ZEP pour le site no 1431 sud se traduirait par une ZEP plus grande pour ce site et engloberait certaines zones qui ne sont pas couvertes par la figure 6. Il convient toutefois de noter que la couverture de glace saisonnière dans la baie Whycocomagh peut rendre impossible l'utilisation de pesticides administrés dans les baignoires de traitement pendant les mois d'hiver.

Depuis 2015, les rapports du RAA concernant l'application de pesticides indiquent que les sites existants dans la baie Whycocomagh n'ont pas nécessité l'utilisation de pesticides comme l'azaméthiphos.

### Interactions avec des espèces sensibles

Les espèces ont été considérées comme étant vulnérables dans la ZEP pélagique si on sait qu'elles sont sensibles à l'exposition aux pesticides, dans le cas où un traitement serait nécessaire. Une attention particulière a été accordée à la possibilité d'interactions avec les crustacés en raison de leur sensibilité relative plus élevée aux pesticides utilisés en aquaculture.

Les bains de traitement à l'azaméthiphos au moyen de bâches présentent des niveaux de risque inférieurs au niveau préoccupant (NP) établi pour les poissons marins (y compris les larves de poissons), les mammifères marins et les algues, mais ils sont supérieurs au NP pour les invertébrés pélagiques et benthiques. Dans l'environnement, l'azaméthiphos est toxique pour les crustacés non ciblés, y compris tous les stades du cycle de vie du homard (ARLA 2016b, ARLA 2017, Burridge 2013, MPO 2021a).

Les fonds ministériels de données biologiques de la baie Whycomagh sont rares, et les recherches dans les bases de données des ZEP n'ont révélé aucun dossier. La capacité de délimiter les chevauchements spatiaux entre la répartition des espèces et les ZEP pélagiques pour les sites 1430 et 1431 est limitée. Le homard présent dans la région de Little Narrows peut être exposé à des niveaux toxiques de pesticides, mais il est peu probable qu'il se trouve dans de grands regroupements dans la majorité de la ZEP pélagique. Des relevés effectués en 2009, 2010 et 2018 ont permis d'identifier des zostères vivantes et des varechs dans la ZEP pélagique (figure 7). Il n'y a aucune preuve d'un effet direct des pesticides pélagiques sur les zostères; cependant, des effets indirects pourraient se produire en modifiant les communautés de mésobrouteurs qui y sont associées.

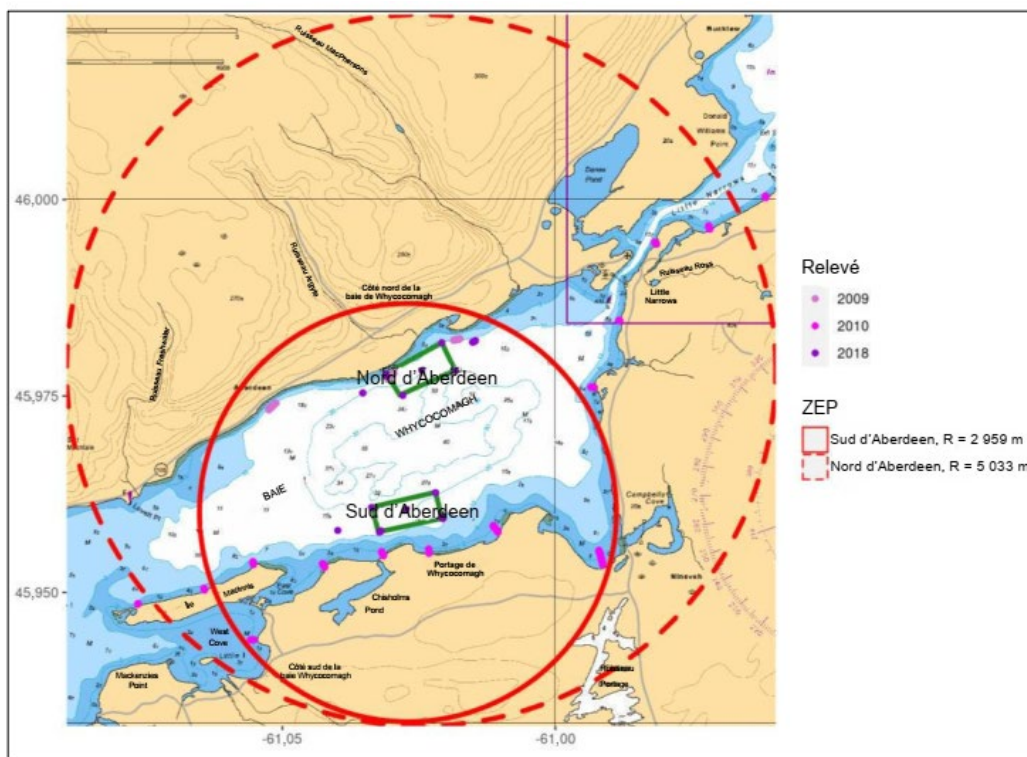


Figure 7. L'emplacement des zostères identifiées dans la baie Whycomomagh à partir des relevés effectués en 2009 et en 2010 (Vandermeulen 2016) et en 2018 (relevé de référence soumis par le promoteur) est superposé à la carte n° 4278 du SHC (la profondeur est en mètres). Les concessions proposées sont indiquées en vert. Les ZEP pélagiques sont représentées en cercles rouges pointillés et solides pour les sites du Nord d'Aberdeen et du Sud, respectivement.

Il existe peu de documentation décrivant les effets des pesticides d'aquaculture sur les herbiers marins. Comme la plupart des plantes aquatiques, les herbiers marins concentrent des produits chimiques non essentiels dans leurs tissus (Lewis et Devereux 2009). La nature ciblée des traitements à l'azaméthiphos sur les crustacés suggère que les diverses communautés de mésobrouleurs associées aux zostères, comme les amphipodes et les isopodes, pourraient être touchées (Wong 2018). Une perte de brouleurs pourrait entraîner une augmentation de l'encrassement des plantes, ce qui ombragerait les plantes et entraînerait une réduction de la croissance ou une augmentation de la mortalité. Les mésobrouleurs sont également une importante source de nourriture pour les poissons, et la perte de brouleurs pourrait avoir des effets trophiques en cascade pour les poissons qui utilisent les herbiers de zostère comme aires de reproduction et aires d'alimentation. Les pesticides visant les crustacés pourraient également avoir un effet sur le crabe vert, une espèce envahissante.

Étant donné la possibilité d'une large distribution de pesticides dans la baie, les herbiers de zostère ou leurs composantes trophiques pourraient être touchés. On sait que la zostère est présente dans l'ensemble des lacs Bras d'Or et qu'elle n'est pas unique à la baie Whycomomagh.

## Interactions avec les poissons échappés

Les interactions entre les poissons d'élevage échappés et les populations sauvages peuvent être à la fois génétiques et écologiques. Les interactions génétiques résultent de l'échange de matériel génétique (hybridation) ou de l'altération des pressions de sélection (effets génétiques indirects) (Lacroix et Fleming 1998). Les interactions écologiques peuvent comprendre le transfert de maladies, la prédation ou la compétition pour l'espace, la nourriture ou les partenaires entre les poissons sauvages et les poissons d'élevage échappés (Lacroix et Fleming 1998). Ces interactions écologiques peuvent avoir des répercussions génétiques négatives sur les populations sauvages (examinées dans Bradbury *et al.* 2020).

Les croisements entre le saumon de l'Atlantique et la truite arc-en-ciel n'ont pas produit de progéniture viable (Refstie et Gjedrem 1975, Sutterlin *et al.* 1977, Blanc et Chevassus 1982). Par conséquent, les effets génétiques directs attribuables aux croisements entre la truite arc-en-ciel échappée et la population indigène de saumon de l'Atlantique ne sont pas préoccupants. Cependant, la truite arc-en-ciel échappée pourrait se reproduire avec les populations sauvages de truite arc-en-ciel qui existent dans les rivières menant aux lacs Bras d'Or et y contribuer, ce qui pourrait entraîner une augmentation de la taille de la population.

Des interactions écologiques peuvent se produire entre la truite arc-en-ciel échappée et le saumon de l'Atlantique indigène, peu importe le stade de la vie. Les interactions écologiques et les effets nocifs sur le saumon sauvage de la concurrence de la truite arc-en-ciel envahissante introduite sont bien documentés, et ils montrent que la truite arc-en-ciel a des capacités concurrentielles plus fortes que le saumon de l'Atlantique (Houde *et al.* 2017, Van Zwol *et al.* 2012a). De plus en plus de données probantes établissent un lien entre la faible survie en mer et les effets retardés des interactions physiques et biologiques vécues par les saumons juvéniles dans les rivières (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 envahissante, 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 associés à des hormones de stress élevées chez le saumon lorsque des truites envahissantes étaient présentes (Van Zwol *et al.* 2012c). Il a également été démontré que la truite arc-en-ciel déloge le saumon de l'Atlantique de son habitat de prédilection et le place dans une concurrence accrue avec d'autres salmonidés indigènes, même à de faibles densités de truites (Hearn et Kynard 1986, Thibault et Dodson 2013).

Il a été démontré que ces types d'interactions écologiques modifient le paysage sélectif, ce qui entraîne des changements dans les fréquences d'allèles liées à la condition physique (Bradbury *et al.* 2020). Les interactions écologiques peuvent également réduire la taille de la population de saumon de l'Atlantique et, par conséquent, réduire sa diversité génétique. La réduction de la taille de la population et de la diversité génétique entraînerait à son tour une sensibilité accrue à la dérive génétique et à l'incidence des événements stochastiques. Compte tenu des interactions écologiques connues entre la truite arc-en-ciel et le saumon sauvage de l'Atlantique, il n'y a aucune raison de croire que les résultats génétiques des interactions avec la truite arc-en-ciel d'élevage échappée seraient différents de ceux décrits dans Bradbury *et al.* (2020).

Bien qu'elle ne soit pas indigène de l'Est du Canada, la truite arc-en-ciel a étéensemencée en Nouvelle-Écosse depuis le début des années 1900, et il y a maintenant une population sauvage qui se reproduit avec succès dans les lacs Bras d'Or ainsi que dans les rivières et les ruisseaux qui s'y déversent (Madden et MacMillan 2010). De plus, de multiples évasions ont été signalées dans les sites aquacoles existants de la baie Whycomomagh. Madden et MacMillan (2010) ont fait remarquer que depuis que l'aquaculture de la truite arc-en-ciel a été introduite dans les lacs Bras d'Or en 1972, de grandes échappées ont été associées à une popularité accrue de la pêche de la truite arc-en-ciel dans la région. Les données de la Norvège suggèrent que la truite arc-en-ciel pourrait s'échapper à des taux plus élevés que le saumon de l'Atlantique (Jensen *et al.* 2010, Skilbrei et Wennevik 2006).

Au cours des dernières années, des truites arc-en-ciel adultes et juvéniles ont été observées dans les rivières Middle, Baddeck et Skye pendant le dénombrement des saumons de l'ECB par l'unité d'évaluation du MPO. En 2020, certaines observations de la truite arc-en-ciel dans les rivières Middle et Baddeck se trouvaient bien en amont de l'estuaire (plus de 10 km de la rivière), et la présence de truites juvéniles confirme qu'il y a reproduction naturelle. De plus, des données historiques indiquent la présence de la truite arc-en-ciel dans les rivières Indian, Gillis et Breac (Sabeau 1983, Levy et Gibson 2014). Cela concorde avec les conclusions de Jonsson *et al.* (1993), qui ont découvert que des truites arc-en-ciel échappées à maturité reproductive entraînent dans des rivières en Norvège, ce qui soulève des préoccupations au sujet de l'utilisation continue de la truite arc-en-ciel diploïde dans l'ensemencement et l'aquaculture.

Le comportement de dispersion de la truite arc-en-ciel après l'échappée est moins bien étudié que celui du saumon de l'Atlantique; cependant, un examen de la dispersion des salmonidés échappés suggère que la truite arc-en-ciel pourrait se disperser plus lentement que le saumon de l'Atlantique (Dempster *et al.* 2018). Les données présentées par (Dempster *et al.* 2018) indiquent que la majorité des truites arc-en-ciel échappées se sont dispersées environ 48 heures après leur échappée, comparativement à moins de 24 heures pour le saumon. Cela dit, le comportement de dispersion de la truite arc-en-ciel est également variable, certains poissons demeurant au site de la cage pendant un certain temps, tandis que d'autres se sont dispersés rapidement, et le nombre de poissons qui sont restés sur le site diminue avec le temps (Blanchfield *et al.* 2009, Patterson et Blanchfield 2013). La truite arc-en-ciel peut se disperser largement (Patterson et Blanchfield 2013, Veinott et Porter 2013), les individus ayant été capturés jusqu'à 1 760 km du lieu de l'évasion (Jonsson *et al.* 1993). Le taux de survie observé après l'évasion est mitigé (Blanchfield *et al.* 2009, Bridger *et al.* 2001); cependant, la truite arc-en-ciel échappée a survécu pendant des mois, voire des années (Jonsson *et al.* 1993, Patterson et Blanchfield 2013), et a réussi sa transition vers la nourriture sauvage (Nabaes Jodar *et al.* 2020, Rikardsen et Sandring 2006) et sa croissance (Blanchfield *et al.* 2009, Jonsson *et al.* 1993, Patterson et Blanchfield 2013).

Les interactions susmentionnées et les répercussions potentielles sont particulièrement préoccupantes pour le saumon de l'Atlantique de l'ECB, qui a été évalué comme étant en voie de disparition par le COSEPAC depuis 2010. Le saumon de l'ECB soutient les dernières allocations de pêche récréative et des Premières Nations dans la région des Maritimes du MPO. Des activités de surveillance sont en cours dans les rivières Skye, Middle et Baddeck, qui pénètrent dans les lacs Bras d'Or à environ 6, 15 et 20 km, respectivement, à partir des sites

d'aquaculture proposés n° 1430 et n° 1431. Les rivières Middle et Baddeck étaient en deçà de leurs besoins en œufs de conservation en 2019 et l'ont été au cours des 20 années précédentes (Pêches et Océans Canada 2020b), et l'estimation de 2018 pour les saumoneaux de la rivière Middle était l'une des plus faibles des dernières années (bien qu'avec une grande incertitude) (Pêches et Océans Canada 2020b).

Gibson *et al.* (2014) ont identifié l'aquaculture commerciale des salmonidés comme une menace dans le milieu marin et en eau douce pour le potentiel de rétablissement du saumon de l'Atlantique de l'ECB. Bien qu'il y ait des efforts de surveillance continus et des renseignements disponibles propres aux rivières Middle, Baddeck et Skye, toutes les autres rivières à saumon connues de l'ECB (figure 8) se situent également à l'intérieur des distances que la truite arc-en-ciel d'élevage peut parcourir après s'être échappée des sites d'aquaculture.

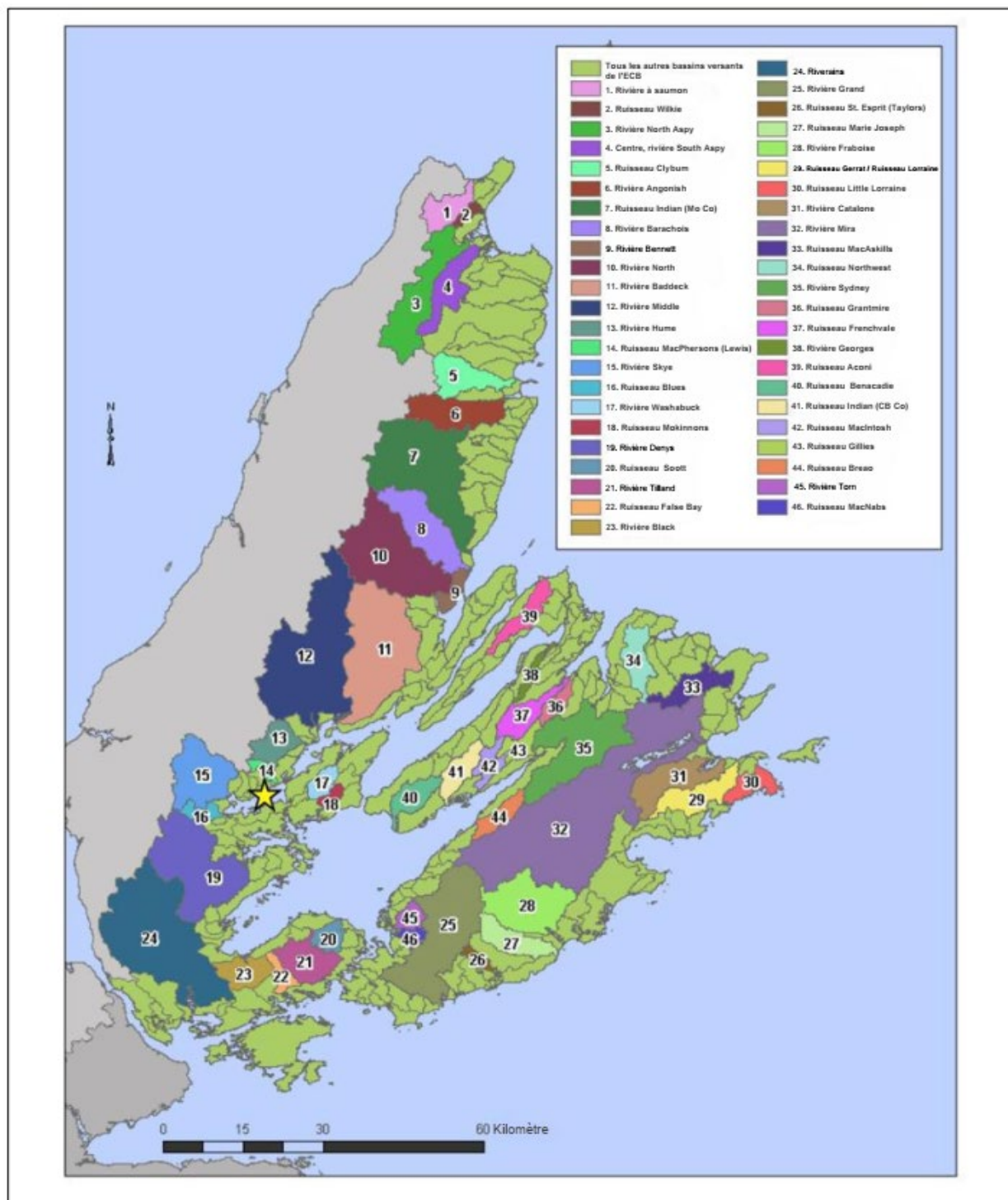


Figure 8. Emplacement des principaux bassins hydrographiques associés aux rivières du saumon de l'Atlantique de l'est du Cap-Breton (Gibson et al. 2014). L'étoile jaune représente l'emplacement des sites d'aquaculture proposés n<sup>os</sup> 1430 et 1431.



L'utilisation de poissons stériles dans l'aquaculture en cage marine a été recommandée à Terre-Neuve (MPO 2016). De plus, la province du Nouveau-Brunswick prescrit l'utilisation de truites arc-en-ciel triploïdes stériles uniquement dans l'aquaculture en cage dans le cadre d'un processus visant à atténuer les risques pour les stocks sauvages, comme il est décrit dans la Politique sur l'élevage de la truite arc-en-ciel au Nouveau-Brunswick (NBDERD et MAAPNB 2016). Bien qu'ils ne soient pas propres à la Nouvelle-Écosse, ces exemples renforcent l'utilisation de salmonidés stériles en aquaculture afin de réduire au minimum les effets néfastes de l'aquaculture sur le saumon sauvage. Bien que la truite arc-en-ciel stérile puisse encore s'échapper et interagir avec les populations de saumon sauvage, elle ne contribuerait pas à la population de truite arc-en-ciel sauvage qui se reproduit dans les rivières menant aux lacs Bras d'Or. Les efforts de recapture ont eu peu de succès ailleurs (Dempster *et al.* 2018). De plus, les efforts visant à déterminer l'abondance des saumons échappés en Norvège ont mené à la capture de la truite arc-en-ciel et du saumon de l'Atlantique, et par conséquent, tout effort de récupération de la truite arc-en-ciel doit tenir compte des répercussions potentielles sur les populations locales de saumon de l'Atlantique (Skilbrei et Wennevik 2006).

Bien que les risques pour le saumon de l'ECB existent dans les concessions actuelles de la baie Whycomagh, ils devraient être au moins proportionnels à l'intensité des activités d'élevage dans la région. Par conséquent, toute augmentation du nombre total de truites d'élevage dans la zone associée aux sites proposés 1430 et 1431 représentera également un risque accru pour le saumon de l'ECB. Ces préoccupations doivent également être contextualisées par d'autres pressions potentielles cumulatives, comme la présence d'autres salmonidés introduits (truite brune) et l'ensemencement continu supplémentaire de truites arc-en-ciel diploïdes dans la région aux fins de la pêche sportive.

### **Interactions avec les organismes nuisibles et les agents pathogènes**

Les poissons d'élevage peuvent contracter des maladies endémiques ou des infestations de parasites, comme les poux de mer de poissons sauvages ou d'autres poissons d'élevage de la région (MPO 2014b). On observe une transmission dépendante de la densité dans de nombreux systèmes d'agents pathogènes-hôtes, y compris le pou du poisson dans les fermes salmonicoles (Kristoffersen *et al.* 2013, Frazer *et al.* 2012). Cela peut poser un risque important pour la santé des poissons d'élevage et des poissons sauvages lorsque les charges d'agents pathogènes ou de parasites dépassent certains niveaux, qui peuvent être atteints plus rapidement avec un plus grand nombre d'hôtes dans une région (Krkošek 2010).

Le faible taux de rinçage de la baie Whycomagh peut contribuer aux éclosions, étant donné que les parasites et les agents pathogènes ne peuvent pas être rapidement dispersés par le mouvement de l'eau et peuvent donc persister plus longtemps, s'ils sont présents. Cependant, la salinité plus faible des eaux saumâtres de la baie Whycomagh devrait maintenir les niveaux de poux du poisson à de faibles niveaux. Des études ont démontré qu'une faible salinité peut empêcher le pou du poisson de prospérer, car il évite activement les faibles salinités (< 27 ppm), et même l'exposition à court terme à de faibles niveaux de salinité de l'eau compromet considérablement la survie et l'infectivité de l'hôte (Bricknell *et al.* 2006).

Depuis 2015, les données disponibles du RAA confirment qu'aucun produit antiparasitaire n'a été utilisé dans les sites existants de la baie de Whycocomagh. L'abondance exacte du pou de mer est inconnue, et le lien avec l'utilisation historique de médicaments et de pesticides approuvés pourrait ne pas être un prédicteur d'éclosions futures de maladies à mesure que la production dans la baie augmente ou que d'autres facteurs déterminants changent. On peut s'attendre à ce que l'ajout de poissons d'élevage dans une région amplifie à la fois les agents pathogènes endémiques et les organismes nuisibles dans cette région, en raison de l'augmentation du nombre de poissons-hôtes. Cependant, l'incidence sur les espèces de poissons sauvages vulnérables 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 vulnérabilité relative aux infections et aux maladies dans les conditions environnementales de la baie de Whycocomagh, qui sont toutes inconnues à l'heure actuelle.

### Interactions physiques

Les prises accessoires ou l'empêchement d'espèces sauvages associés à l'implantation des infrastructures sont également des interactions possibles associées aux sites aquacoles. Le déplacement potentiel des activités de pêche ou des espèces de l'habitat en raison de l'ajout d'infrastructures est également abordé ici.

Les renseignements disponibles indiquent que des phoques gris et des phoques communs sont présents dans la baie Whycocomagh et pourraient l'être autour des sites proposés n<sup>os</sup> 1430 et 1431. La couverture de glace saisonnière dans la baie Whycocomagh de la mi-décembre à avril pourrait limiter leur présence dans la baie autour de l'infrastructure du site pendant les mois d'hiver, alors qu'on sait qu'ils sont les plus abondants dans les lacs Bras d'Or pour l'alimentation (Parker *et al.* 2007).

Les pêches récréatives et autochtones dans la zone qui peuvent être déplacées en raison de la mise en place d'infrastructures dans l'eau comprennent l'anguille d'Amérique (jugée menacée par le COSEPAC et en voie d'être inscrite sur la liste de la *LEP*), le homard, le hareng, le maquereau, la morue, la plie rouge, l'éperlan et le saumon de l'Atlantique.

Les estuaires associés aux rivières contenant des habitats d'eau douce sont également considérés comme un habitat important pour le saumon de l'Atlantique de l'ECB, car une migration réussie dans ces zones est nécessaire pour compléter le cycle de vie. Les connaissances écologiques traditionnelles indiquent également que, en plus de servir de voie migratoire, les lacs Bras d'Or servent d'aire de rassemblement pour les adultes en montaison et d'aire d'hivernage pour les charognards (MPO 2014a).

L'ampleur exacte de l'exposition et des interactions physiques entre le poisson et l'infrastructure aux sites proposés n<sup>os</sup> 1430 et 1431 est inconnue. À ce jour, aucun enchevêtrement d'espèces sauvages n'a été signalé dans les sites existants de la baie Whycocomagh. Toutefois, l'augmentation importante de la superficie totale en concessions et de l'infrastructure provenant de ces sites proposés suggère un plus grand potentiel d'interactions entre ces espèces et l'infrastructure, si ces espèces étaient présentes.

## Interactions cumulatives potentielles

Toute la zone d'intérêt entourant les deux sites d'aquaculture (1430 nord et 1431 sud) est influencée par l'activité humaine (figure 9). La vaste ZEP pélagique des sites proposés entraîne un chevauchement spatial entre les zones de concessions proposées, ainsi qu'avec toutes les autres activités humaines qui se déroulent dans la zone d'intérêt.

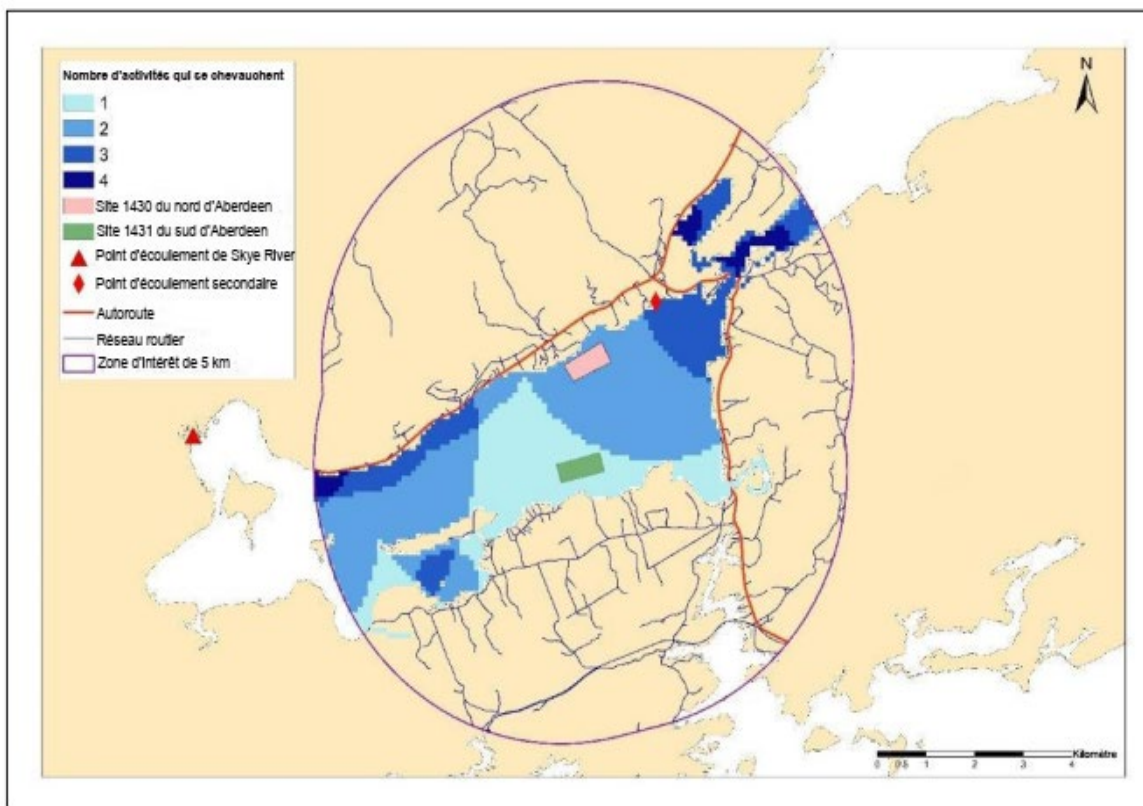


Figure 9. Nombre d'activités humaines qui se chevauchent dans chaque cellule de quadrillage de 0,01 km<sup>2</sup> (rayon de 5 km du centre de chaque site). Les limites de la concession sont représentées par les rectangles verts (n° 1431) et roses (n° 1430). Les symboles rouges (triangle et losange) représentent les points d'écoulement (c.-à-d. l'endroit où la rivière Skye et le cours d'eau secondaire se déversent dans la baie).

Le nombre d'activités qui se chevauchent est modéré, environ 50 % de la zone d'intérêt étant influencé par deux activités humaines coexistantes dans toute cellule donnée de la grille (figure 10). La plupart des activités humaines sont concentrées à deux endroits : Little Narrows et la zone la plus à l'ouest en direction de Whycomomagh (figure 9). L'aquaculture des poissons, puis l'aquaculture des poissons chevauchant la charge en éléments nutritifs, couvrent la plus grande zone spatiale le long d'un corridor central dans la zone d'intérêt (figure 9). L'annexe B fournit des détails sur la méthodologie de cette analyse.

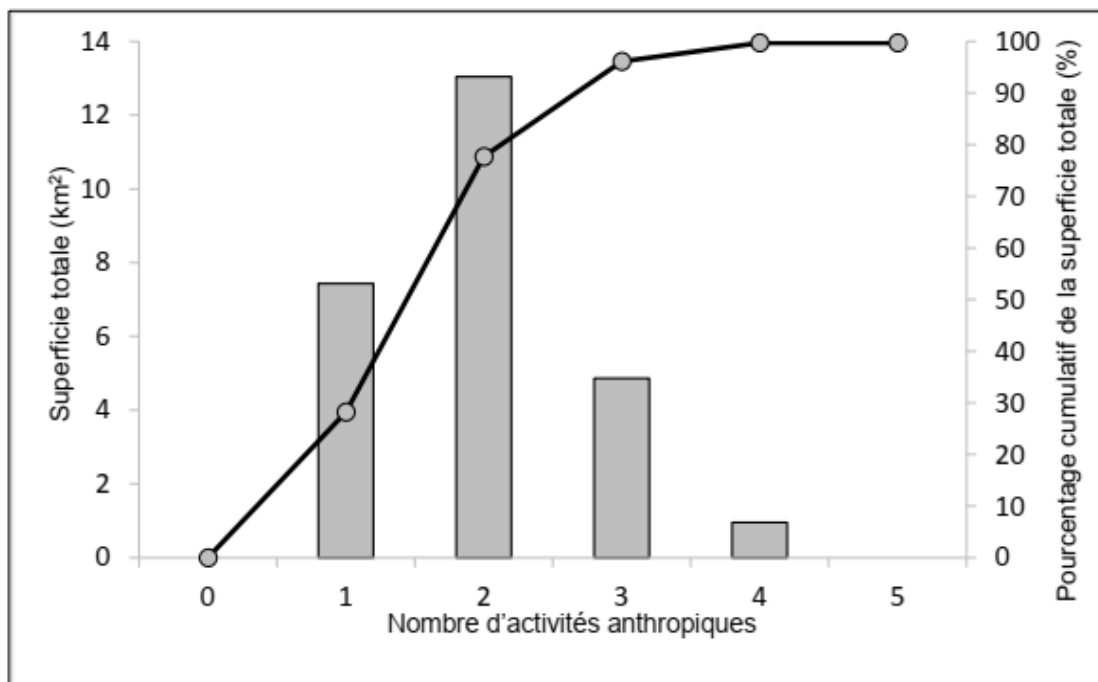


Figure 10. Superficie totale (km<sup>2</sup>; barres grises) et pourcentage cumulé de la superficie totale (%; ligne noire, cercles gris) dans toutes les cellules de la grille avec le nombre d'activités anthropiques correspondant.

Les facteurs de stress liés aux activités humaines en milieu marin peuvent être regroupés en trois grandes catégories : physique (altération directe des milieux), chimique (répercussions sur la qualité de l'eau et des sédiments) et biologique (changements des espèces non ciblées). Toutes les activités humaines prises en compte dans la présente analyse ont été liées à plus d'une incidence des facteurs de stress, et six de ces activités ont une influence dans les trois catégories (tableau 4).

Tableau 4. Comparaison des facteurs de stress associés aux activités humaines déterminées dans la présente analyse. Les facteurs de stress liés à la pisciculture, à la conchyliculture, à la navigation de plaisance et à la charge en éléments nutritifs ont été résumés par Ban et al. (2010), tandis que ceux liés à la route transcanadienne ont été résumés par Trombulak et Frissell (2000). Tiret (-) = aucun facteur de stress identifié.

Catégorie	Agent de stress	Activités					
		Pisciculture	Conchyliculture	Circulation des bateaux <sup>†</sup>	Charge en éléments nutritifs*	Route côtière	Pêche au homard
Physique (altération directe des milieux)	Perturbation des zones benthiques	X	X	X	X	-	X
	Collisions	-	-	X	-	-	X
	Apport/diminution d'eau douce	-	-	-	-	X	-
	Changement des courants et de la circulation	X	X	X	-	-	-
	Lumière	X	-	X	-	-	-
	Débris marins	X	X	X	-	X	X
	Bruit	X	X	X	-	X	X
Chimique (qualité de l'eau et des sédiments)	Bactéries	X	-	X	X	-	X
	Contaminants	X	-	X	-	X	X
	Nutriments	X	X	X	X	X	X
	Huile/déchets	X	X	X	X	X	X
	Déchets organiques	X	X	X	X	X	X
	Transport des sédiments (turbidité)	X	X	X	X	X	X
	Changements de comportement (prédateur ou proie)	X	X	X	-	-	-
	Élimination de la biomasse (mortalité accidentelle)	X	X	X	-	X	X

Catégorie	Agent de stress	Activités					
		Pisciculture	Conchyliculture	Circulation des bateaux <sup>†</sup>	Charge en éléments nutritifs*	Route côtière	Pêche au homard
Biologique (changements des espèces non ciblées)	Maladies et parasites	X	-	-	-	-	-
	Interactions génétiques	X	-	-	-	-	-
	Espèces envahissantes	X	X	X	-	-	-

<sup>†</sup> facteurs de stress combinés des catégories d'activités liées aux petits quais, aux rampes, aux quais, aux bateaux de pêche et à la navigation de plaisance de Ban *et al.* (2010)

\* facteurs de stress de la catégorie de l'agriculture de Ban *et al.* (2010).

L'aquaculture existante de poissons à nageoires, la circulation des bateaux et la pêche au homard génèrent le plus grand nombre de types de facteurs de stress chimiques pouvant influencer sur la qualité de l'eau et des sédiments (tableau 4). La circulation des bateaux est également connue pour causer le plus grand nombre de facteurs de stress physiques, tandis que les activités d'aquaculture de poissons à nageoires sont liées à la plus grande proportion de différents facteurs de stress biologiques (tableau 4). Dans l'ensemble, les activités d'aquaculture de poissons à nageoires et la circulation des bateaux peuvent être responsables de la plus grande proportion des répercussions des différents facteurs de stress, tandis que la charge en éléments nutritifs peut générer la plus faible proportion de facteurs de stress différents sur les espèces et les habitats (tableau 4). Les facteurs de stress les plus courants liés aux six activités humaines sont les apports d'éléments nutritifs, l'huile et les déchets, les déchets organiques et le transport des sédiments (agent de stress chimique; les six activités), les perturbations benthiques, les débris et le bruit (agent de stress physique; cinq activités sur six), et l'élimination de la biomasse par mortalité accidentelle (facteur de stress biologique; cinq des six activités) (tableau 4).

À l'heure actuelle, il existe peu de données scientifiques permettant d'évaluer l'ampleur relative des effets de chaque facteur de stress. Cependant, on peut évaluer l'incidence relative de chaque activité humaine sur une vaste échelle spatiale (p. ex., l'ensemble de la zone d'intérêt) en examinant la répartition spatiale de l'activité multipliée par un score d'impact spécifique, qui estime la vulnérabilité aux activités humaines de différents milieux connus comme étant présents dans la baie de Whycomagh (Kappel *et al.* 2012; voir l'annexe B pour plus de détails). L'utilisation des milieux saisit également indirectement les répercussions sur les espèces connexes. Individuellement, la charge en éléments nutritifs, suivie de l'aquaculture des poissons à nageoires, puis de la circulation des bateaux, contribue le plus en pourcentage au score de l'incidence relative totale (tableau 5; figure 11).

Tableau 5. Score moyen de l'incidence relative ( $\pm$ ET [écart-type]) pour six activités humaines se déroulant dans la baie de Whycomomagh. Le score de l'incidence relative calculé comme produit du poids d'incidence moyenne ( $\pm$ ET) et la proportion de la superficie totale sur laquelle chaque activité a lieu dans le domaine d'intérêt. Les poids d'incidence moyenne sont calculés à l'aide des poids d'incidence individuels du facteur de stress et de l'habitat (tirés de Kappel et al. 2012) pour sept types d'habitats différents dans la baie Whycomomagh (plage, habitat marin plat, marais salé, zostère, habitat algal, habitat benthique meuble du littoral, benthique dur du littoral).

Activité humaine	Catégorie de facteurs de stress de Kappel et al. (2012)	Poids d'incidence moyenne ( $\pm$ ET)	Proportion de la superficie totale	Score d'incidence relative moyenne ( $\pm$ ET)
Aquaculture de poissons à nageoires	Aquaculture : poissons à nageoires (prédateurs)	0,90 (0,81)	0,97	0,87 (0,78)
Conchyliculture	Aquaculture de mollusques	1,92 (0,41)	0,04	0,07 (0,01)
Pêche au homard	Pêche : poissons démersaux, non destructive, niveau faible de prises accessoires	2,15 (0,07)	0,03	0,07 (0,002)
Charge en éléments nutritifs	Apport en nutriments : dans les eaux oligotrophes	1,95 (0,89)	0,69	1,35 (0,61)
Route côtière	Entrée de pollution : déchets, etc. (ruissellement urbain)	3,40 (0,99)	0,09	0,30 (0,09)
Circulation des bateaux	Tourisme : navigation de plaisance	2,03 (0,44)	0,15	0,31 (0,07)



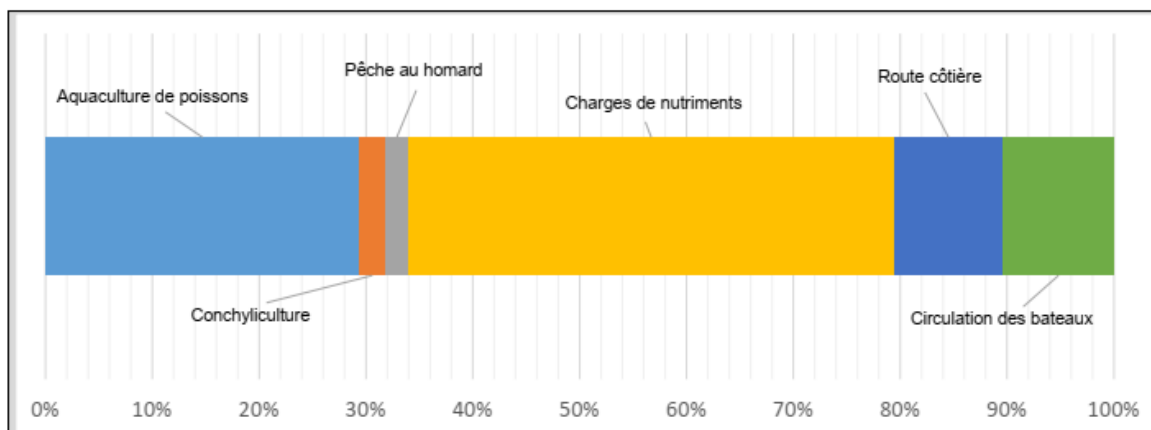


Figure 11. Pourcentage de contribution à l'incidence relative des activités humaines individuelles. La moyenne de l'incidence est établie pour sept types d'habitats différents (plage, habitat marin plat, marais salé, zostère, habitat algal, habitat benthique meuble du littoral, habitat benthique dur du littoral), et pondérée par leur étendue spatiale mesurée en proportion de la superficie totale d'intérêt. Les valeurs des scores d'incidence relative pour chaque activité sont indiquées dans le tableau 5.

Toutefois, ces activités se chevauchent dans l'espace (figure 9), et leurs répercussions ne se produiraient pas isolément. Ainsi, lorsqu'on les examine de façon cumulative, le grand chevauchement spatial de l'aquaculture des poissons à nageoires et de la charge en éléments nutritifs mène au score d'incidence relative le plus élevé, suivi de l'incidence cumulative de l'aquaculture des poissons à nageoires, de la charge en éléments nutritifs et du trafic maritime (figure 12; tableau B3). D'après la présente analyse, l'incidence cumulative de l'aquaculture des poissons à nageoires, de la charge en éléments nutritifs et du trafic maritime pourrait avoir l'empreinte anthropique la plus importante sur l'écosystème de la baie Whycomagh.

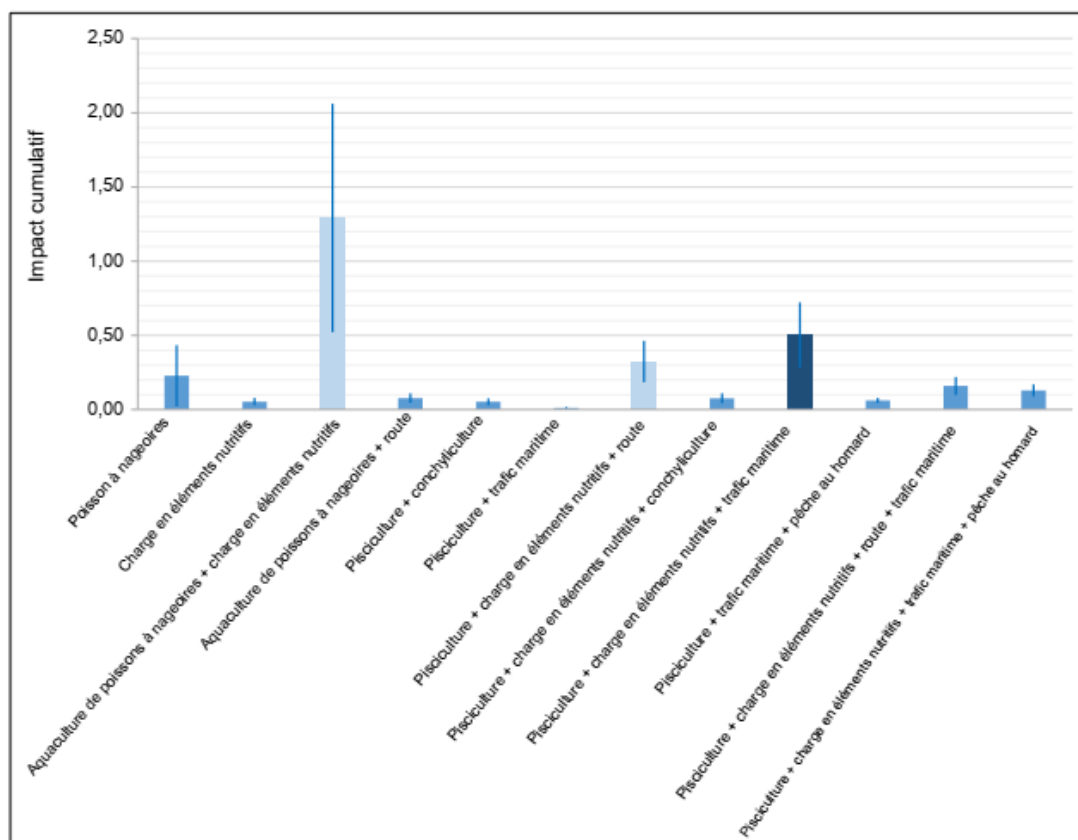


Figure 12. Scores de l'incidence cumulative relative pour différentes combinaisons d'activités humaines qui se chevauchent (voir la figure 10). Les barres bleu pâle indiquent des combinaisons d'activités humaines qui pourraient avoir des répercussions importantes sur la qualité de l'eau et des sédiments; la barre bleu foncé indique une combinaison qui pourrait avoir des répercussions importantes sur les propriétés physiques et chimiques des habitats (comme l'indique le tableau 4).

La baie Whycocomagh est caractérisée par une circulation minimale de l'eau et de faibles taux de rinçage, ce qui la rend sensible à divers apports (p. ex., excès d'éléments nutritifs, polluants d'origine hydrique, contaminants organiques, etc.) qui ne peuvent être rapidement dispersés par le mouvement de l'eau (Parker *et al.* 2007). Par conséquent, la qualité des eaux côtières et des sédiments dans la baie Whycocomagh est plus à risque en raison des effets cumulatifs du ruissellement (excès d'éléments nutritifs et de sédiments), de la pollution et des déchets humains générés par différentes utilisations des terres et la circulation maritime, en combinaison avec ceux générés par l'aquaculture des poissons à nageoires.

L'excès d'éléments nutritifs provenant du ruissellement des terres contribue aux sources d'azote (N) dans la baie Whycocomagh. Le ruissellement et l'érosion des sédiments qui ont une incidence sur la qualité de l'eau en raison de l'utilisation des terres par les humains sont déjà considérés comme une menace élevée pour les deux bassins versants environnants qui se déversent dans la baie Whycocomagh (Sterling *et al.* 2014). Les charges anthropiques d'azote provenant du bassin versant environnant sont estimées à 88 259 ( $\pm$  29 205) kg N an<sup>-1</sup> (ou un rendement de 3,8 kg N ha bassin versant<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>; Kelly *et al.* 2021). L'ajout d'une plus grande

aquaculture de poissons à nageoires dans la baie Whycomomagh ajoutera également à la charge anthropique totale d'azote dans la baie, ce qui pourrait accroître le risque de problèmes d'eutrophisation.

Les sources de pollution des eaux usées dans la baie Whycomomagh comprennent des systèmes d'égout ou de traitement défectueux, des fosses septiques résidentielles et des champs d'épuration, ainsi que des toilettes extérieures (EDM 2008). Pour la baie Whycomomagh, on estime que les sources d'eaux usées humaines représentent 62 % de la charge annuelle totale d'azote (Kelly *et al.* 2021). De plus, l'analyse des dénombrements moyens de coliformes fécaux de 2014 à 2018 (Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques; ECCC 2019) suggère que, malgré des valeurs surtout faibles au cours de cette période, certaines années ont connu des valeurs moyennes plus élevées, ce qui a entraîné une détérioration de la qualité de l'eau (figure 13).

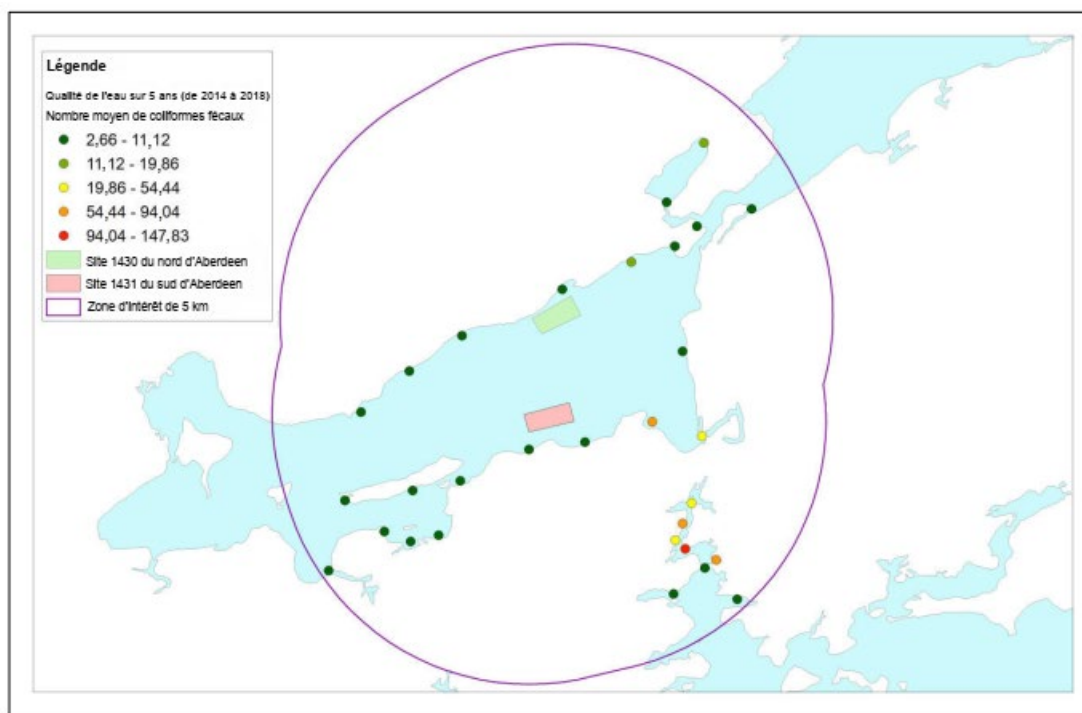


Figure 13. Nombre moyen de coliformes fécaux (2014–2018) aux stations d'échantillonnage du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques dans la zone d'intérêt de 5 km. Les sites dont les valeurs sont < 14 NPP (nombre le plus probable : 100 mL<sup>-1</sup>) sont considérés comme non contaminés et de bonne qualité.

Ces zones chevauchent les ZEP pélagiques des concessions proposées et indiquent la présence d'effluents d'eaux usées humaines dans la zone. En plus de contribuer à la contamination bactérienne de la baie, de tels apports, en combinaison avec la charge en éléments nutritifs, peuvent également exacerber les concentrations réduites d'oxygène observées dans la baie Whycomomagh, où l'aquaculture des poissons à nageoires contribue également.

Les petits bâtiments contribuent à réduire la qualité de l'eau en raison de la pollution causée par la fuite de carburants et d'huiles, de peintures antisalissures (contenant du cuivre) et de déchets humains (effluents d'égout) (Leon et Warnken 2008). Bien que l'ampleur du trafic maritime de plaisance soit actuellement inconnue, elle est vraisemblablement très saisonnière, suivant la saison touristique typique de la Nouvelle-Écosse (de mai à octobre, avec des périodes de pointe de juin à août). Bien que les répercussions de la navigation de plaisance soient considérées comme mineures, souvent concentrées sur de courtes périodes et dans des zones localisées, leur incidence cumulative peut avoir des effets néfastes sur les espèces ou les milieux. Les répercussions estimées de la circulation des bateaux sont probablement sous-estimées en raison du manque d'information disponible sur l'ampleur de la navigation de plaisance dans le secteur.

La navigation contribue également à la propagation secondaire des espèces non indigènes (Clarke Murray *et al.* 2011, Burgin et Hardiman 2011). L'activité d'aquaculture ajoute ou enlève des structures physiques (p. ex., cordes, bouées, ancres) qui peuvent être colonisées par divers assemblages biologiques, ce qui peut avoir une incidence sur l'écosystème local (MPO 2010). Le tunicier envahissant *Botryllus schlosseri* est déjà présent dans la baie Whycocomagh (Sephton *et al.* 2015); l'effet combiné de la circulation nautique et des structures aquacoles peut contribuer à la propagation et à l'établissement subséquent d'autres espèces non indigènes de salissures déjà présentes ailleurs dans les lacs Bras d'Or.

## Conclusions

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

- Les fonds marins, jusqu'à environ 5,5 km des sites proposés, peuvent être exposés aux médicaments dans l'alimentation qui sont présents dans les excréments, s'ils sont utilisés.
- Les niveaux de pesticides qui sont toxiques pour les espèces vulnérables peuvent se déplacer jusqu'à environ 5,0 km des sites proposés, s'ils sont utilisés.
- La couverture de glace saisonnière dans la baie Whycocomagh peut limiter l'utilisation de pesticides administrés dans les bains de traitement pendant les mois d'hiver.
- On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente, à l'exception des zones de chevauchements prévues où des expositions cumulatives peuvent avoir lieu.
- On prévoit des chevauchements dans les zones d'exposition prévues des produits de traitement de la santé du poisson (médicaments dans l'alimentation et pesticides administrés dans les bains de traitement), s'ils sont utilisés aux deux sites.
- Le faible taux de rinçage de la baie Whycocomagh la rend particulièrement sensible au dépôt de médicaments dans l'alimentation qui sont passifs et persistants, s'ils sont utilisés.

- Les renseignements disponibles donnent à penser qu'il y a peu de preuves d'espèces qui sont directement vulnérables aux produits de traitement de la santé des poissons dans les zones benthiques et pélagiques.
- Depuis 2015, les rapports du RAA indiquent que les sites existants n'ont pas utilisé de produits de traitement pour la santé du poisson. Cela peut être en partie lié à la faible occurrence du pou du poisson en raison des conditions environnementales du site.

**Question 2 :** *D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces inscrites à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril, les espèces ciblées par les pêches, ainsi que les espèces d'importance écologique et leur habitat qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matière organique? Quelle comparaison peut-on établir avec l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités aquacoles proposées sur ces espèces et habitats sensibles?*

- Les fonds marins, jusqu'à environ 780 m des sites proposés, peuvent être exposés à des dépôts de matières organiques en raison des déchets alimentaires. On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente.
- L'empreinte benthique totale dans la baie de Whycomagh devrait augmenter, mais les chevauchements dans les zones d'exposition aux matières organiques en raison des déchets de nourriture ne sont pas prévus.
- Le faible taux de rinçage de la baie Whycomagh la rend particulièrement sensible à la charge organique.
- La baie Whycomagh fait partie de la ZIEB des lacs Bras d'Or; toutefois, elle est classée au deuxième rang des bassins les moins importants en raison de la diversité limitée de son habitat et de sa capacité à soutenir un biote diversifié et productif.
- Des zostères ont été repérées dans les ZEP benthiques pour tous les types de particules. On s'attend à une variabilité spatiale et temporelle importante de la répartition et de l'état des zostères en raison de facteurs naturels dans la région qui sont sous-optimaux pour les zostères.
- Les interactions entre les zostères et le dépôt de déchets alimentaires devraient avoir des répercussions limitées. Les excréments, les fines et les flocs seront transportés plus loin et pourraient englober une partie importante de l'habitat des zostères; toutefois, il n'est pas possible de prédire la probabilité ou l'ampleur des effets ou des changements en raison du manque de données existantes sur la répartition actuelle des zostères et sur le transport des sédiments.
- L'habitat des zostères n'est pas unique à la baie Whycomagh dans les lacs Bras d'Or.

**Question 3 :** *Dans quelle mesure les répercussions des sites piscicoles proposés sur les espèces vulnérables sont-elles comparables aux répercussions d'autres sources anthropiques*

*(y compris les établissements piscicoles existants)? Les zones d'influence chevauchent-elles la zone liée à ces activités et, si tel est le cas, quelles sont les conséquences possibles?*

- Toute la zone d'intérêt autour du site est influencée par les activités humaines qui se chevauchent considérablement.
- On ne prévoit pas de chevauchement dans les zones d'exposition prévues pour les activités d'aquaculture proposées aux sites 1430 et 1431 et au site 0814x à l'extrémité ouest de la baie, à l'exception du transport de fines et de flocons.
- Les activités humaines comprennent une combinaison de sources terrestres et marines, soit la charge anthropique en éléments nutritifs, le ruissellement des routes côtières, la navigation de plaisance, la pêche au homard et l'aquaculture marine.
- D'après la présente analyse, l'incidence cumulative de l'aquaculture des poissons à nageoires, de la charge en éléments nutritifs et du trafic maritime pourrait avoir l'empreinte anthropique la plus importante sur l'écosystème de la baie Whycomagh, l'aquaculture des poissons à nageoires représentant une composante importante de l'incidence cumulative.

**Question 4 :** *Pour soutenir l'analyse du risque d'empêchement dans l'infrastructure aquacole proposée, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?*

- Les espèces présentes dans la baie Whycomagh comprennent le saumon sauvage de l'Atlantique, le phoque commun et le phoque gris, l'anguille d'Amérique, le hareng de l'Atlantique, le maquereau, la morue de l'Atlantique et l'éperlan.
- La couverture de glace saisonnière à l'extrémité est de la baie Whycomagh peut limiter la présence de phoques communs et de phoques gris autour de l'infrastructure du site pendant les mois d'hiver, lorsqu'on sait qu'ils sont les plus abondants dans les lacs Bras d'Or pour l'alimentation.
- Le saumon de l'Atlantique de l'ECB qui utilise la zone à diverses étapes de son cycle de vie ou comme voie migratoire peut être déplacé en raison de l'augmentation importante de la superficie totale en concessions et de l'infrastructure du site dans la baie.

**Question 5 :** *Quelles sont les populations de salmonidés présentes à l'intérieur de la zone géographique que les saumons d'élevage qui se sont échappés pourraient rejoindre? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état des populations présentes dans la zone d'exposition à des individus d'élevage pour les sites proposés? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril?*

- Les concessions proposées font partie de l'unité désignable du saumon sauvage de l'Atlantique de l'ECB, qui est à l'étude en vue de son inscription à la LEP. Les populations de saumon de l'Atlantique de l'ECB sont évaluées comme étant en voie de disparition par le COSEPAC et constituent les dernières allocations de pêche récréative et des Premières Nations dans la région des Maritimes. D'autres salmonidés sont présents, mais ne sont pas évalués ici.
- Les rivières Middle et Baddeck étaient en deçà de leurs besoins en œufs de conservation pour le saumon de l'ECB en 2019 et l'ont été au cours des 20 années précédentes, et

l'estimation de 2018 pour les saumoneaux de la rivière Middle a été estimée parmi les plus faibles des dernières années (mais avec une grande incertitude).

- Toutes les rivières à saumon de l'ECB se trouvent à une distance de dispersion potentielle des truites arc-en-ciel échappées des sites proposés.
- Il n'y a aucune preuve d'interactions génétiques directes entre la truite arc-en-ciel et le saumon de l'Atlantique.
- Les interactions écologiques et les effets nocifs sur le saumon sauvage de la concurrence de la truite arc-en-ciel envahissante introduite sont bien documentés. Il y a des preuves que ces types d'interactions écologiques peuvent entraîner des effets génétiques indirects qui, au bout du compte, réduisent la taille de la population de saumon de l'Atlantique et, par conséquent, réduisent sa diversité génétique.
- Il y aura des risques accrus pour le saumon sauvage avec l'augmentation proposée du nombre de truites arc-en-ciel d'élevage dans la baie Whycomomagh.

## **Sources d'incertitude**

### **Zones d'exposition prévues**

Les résultats des calculs fondés sur les données du promoteur constituent un sous-ensemble de la gamme complète des résultats de calcul potentiels. Les zones d'exposition prévues sont fondées sur les données des courantomètres fournies par le promoteur. Le dossier actuel du promoteur est établi à un seul endroit sur une période de 30 jours. Cela signifie que les estimations du premier ordre supposent que le courant est homogène dans l'espace et constant dans les saisons, et qu'il est peu probable qu'il soit entièrement représentatif de la variabilité temporelle et spatiale qui pourrait être pertinente pour l'estimation des zones d'exposition et de dépôt. Les données disponibles sont souvent insuffisantes pour évaluer la probabilité de transport des sédiments vers des zones précises à l'intérieur des zones d'exposition prévues. De plus, on ne sait pas si l'alimentation flottante ou par coulage sera utilisée. Si une alimentation flottante est utilisée, les calculs des zones d'exposition benthiques dans le cadre de cet examen peuvent être sous-estimés.

L'état des connaissances en ce qui concerne l'amélioration de l'évaluation du potentiel des effets des médicaments et des pesticides dans les aliments évolue. Par conséquent, une évaluation plus détaillée des effets potentiels des pesticides et des médicaments n'a pas été effectuée.

### **Répartition des espèces et des habitats**

Les régions côtières ne sont généralement pas adéquatement échantillonnées aux échelles spatiales et temporelles les plus pertinentes à l'égard de l'aquaculture, c'est-à-dire sur des dizaines à des centaines de mètres et sur des périodes allant de quelques heures à plusieurs mois. L'information sur les échelles temporelles et spatiales ne fait généralement pas partie des diverses sources de données dont dispose le MPO pour évaluer la présence des espèces ou leur utilisation de l'habitat dans ces zones. Les données fondées sur les relevés ne permettent pas d'échantillonner complètement la zone dans l'espace ou dans le temps, et des

renseignements supplémentaires sur la présence et l'utilisation de l'habitat (c.à.d. frai, migration, alimentation) doivent être tirés d'études à plus grande échelle.

À l'heure actuelle, il y a un manque de données disponibles sur la répartition actuelle des zostères dans la baie Whycomagh. L'habitat des zostères est sujet à la variabilité temporelle et spatiale naturelle, et on ne sait pas si la répartition a changé depuis les relevés précédents. De plus, il y a un manque de données sur les facteurs connus pour influencer sur la santé et la répartition des zostères (c.-à-d. l'intensité de la lumière, la turbidité, etc.). En raison de ce qui précède, il est impossible de prévoir l'ampleur complète des changements potentiels des zostères dans la zone environnante, en particulier en raison des activités d'aquaculture proposées.

### **Interactions entre poissons sauvages et poissons d'élevage**

À part les rivières Skye, Middle et Baddeck, on manque généralement d'information sur la taille et la répartition des populations de saumon sauvage de l'Atlantique. De meilleures estimations de la taille des populations de saumons de l'Atlantique sauvages et de la présence de poissons d'élevage évadés dans les rivières fréquentées par les saumons dans la région des Maritimes permettraient d'améliorer l'évaluation des risques sur le plan génétique et démographique. Il existe également d'importantes lacunes dans les connaissances concernant les niveaux d'infestation de poux de mer chez le saumon sauvage et d'élevage, et la surveillance de ces niveaux ainsi que la production de rapports sur ces niveaux seraient utiles.

### **Interactions cumulatives potentielles**

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 de la disponibilité des données ou de la résolution spatiale. Les activités historiques qui peuvent avoir des effets hérités (p. ex., contamination sédimentaire), les répercussions des perturbations naturelles (p. ex., tempêtes, vague de chaleur marine) ou les activités épisodiques qui peuvent créer des perturbations peu fréquentes, mais intenses (p. ex., déversement de pétrole) n'ont pas été incluses dans la présente analyse. L'étendue géographique des activités humaines est probablement une estimation minimale. Les distances tampons utilisées dans l'analyse peuvent être une estimation prudente, car les études initiales sur lesquelles les estimations ont été fondées n'ont pas été conçues pour mesurer les distances détectables maximales des répercussions des activités humaines. De plus, on suppose que 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 impacts, particulièrement près du littoral. Dans l'ensemble, la carte de l'activité humaine devrait être considérée comme une estimation préliminaire et prudente des utilisations humaines dans le domaine d'intérêt. Malgré les limites énoncées ci-dessus, cet exercice de cartographie peut cerner les secteurs particulièrement préoccupants où l'on peut s'attendre à des répercussions cumulatives importantes découlant de multiples activités humaines qui se chevauchent.

Bon nombre de ces répercussions varieront dans l'espace et le temps (p. ex., augmentation de la circulation de bateaux liée à la pêche saisonnière ou aux activités récréatives, augmentation de l'afflux de la charge en nutriments ou ruissellement urbain au printemps en raison de la fonte



des neiges, etc.) et pourraient ainsi être préoccupantes à certains moments de l'année. En outre, peu d'information est disponible sur les effets aigus par rapport à chroniques de ces facteurs de stress (p. ex., bruit, lumière, débris marins, changements relatifs aux courants et à la circulation).

### Collaborateurs

Nom	Organisme d'appartenance
Brager, Lindsay (responsable)	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Barrell, Jeffrey	Secteur des sciences du MPO, région du Golfe
Drozdowski, Adam	Secteur des 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	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Haigh, Susan	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Kelly, Noreen	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Law, Brent	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Moreau, Darek	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Murphy, Grace	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
O'Flaherty-Sproul Mitchell	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Page, Fred	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Parker, Edward	Gestion de l'aquaculture du MPO, région des Maritimes
Raab, Dustin	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Trudel, Marc	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Wong, Melisa	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Worcester, Tana	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Wringe, Brendan	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Zisseron, Ben	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes

## Approuvé par

Francine Desharnais  
Directrice régionale des sciences  
Région des Maritimes du MPO  
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) Tél. : 902-220-8371

Date : Le 27 avril 2022

## 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.C. and Alder, J. 2008. How wild is the ocean? Assessing the intensity of anthropogenic marine activities in British Columbia, Canada. Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems. 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. Marine Policy, 34(5), 876–886.
- 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 Journal of Marine Science, 73: 2408–2419.
- 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, 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. Ecology of Freshwater Fish 16: 133–143.
- Blanchfield, P.J., Tate, L.S., and Podemski, C.L. 2009. Survival and behaviour of Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) released from an experimental aquaculture operation. This paper is part of the series “Forty Years of Aquatic Research at the Experimental Lakes Area”. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 66(11): 1976–1988.
- Bradbury, I.R., Burgetz, I.J., Coulson, M.A., Verspoor, E., Gilbey, J., Lehnert, S.J., Kess, T., Cross, T., Vasemägi, A., Solberg, M.F., Fleming, I.A., and McGinnity, P. (2020). Beyond hybridization: the genetic impacts of nonreproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. Aquaculture Environment Interactions, 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* success. Dis. Aquat. Org. 71(3):201–212.

- Bridger, C.J., Booth, R.K., McKinley, R.S., and Scruton, D.A. 2001. Site fidelity and dispersal patterns of domestic triploid Steelhead Trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) released to the wild. *ICES J. Mar. Sci.* 58(2): 510–516.
- Burgin, S. and Hardiman, N. 2011. The direct physical, chemical and biotic impacts on Australian coastal waters due to recreational boating. *Biodiversity and conservation*, 20(4), pp.683–701.
- Burrige, L.E. 2013. [A review of potential environmental risks associated with the use of pesticides to treat Atlantic Salmon against infestations of Sea Lice in southwest New Brunswick, Canada.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/050. iv + 25 p.
- Burrige, L.E., Haya, K., Waddy, S.L., and Wade, J. 2000. The lethality of anti-Sea Lice formulations Salmosan® (azamethiphos) and Excis® (cypermethrin) to stage IV and adult Lobsters (*Homarus americanus*) during repeated short-term exposures. *Aquaculture* 182: 27–35.
- Burrige, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2008. The effect of repeated exposure to the organophosphate pesticide, azamethiphos, on survival and spawning in female American Lobsters (*Homarus americanus*). *Ecotox. Environ. Saf.* 69: 411–415.
- Burrige, 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.
- 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. *Aquaculture Research* 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. *Journal of Applied Ichthyology* 19: 114–117.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A., and Therriault, T.W. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17(6), pp.1161–1172.
- 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. *Marine Policy*, 58, pp.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.
- Dempster, T., Arechavala-Lopez, P., Barrett, L.T., Fleming, I.A., Sanchez-Jerez, P., and Uglem, I. 2018. Recapturing escaped fish from marine aquaculture is largely unsuccessful: alternatives to reduce the number of escapees in the wild. *Rev. Aquacult.* 10(1): 153–167.

- 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. 32 p.
- 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.
- 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. 2019. [Programme de Classification des Eaux Coquillières – Données de la qualité des eaux marines en Nouvelle-Écosse](#). Consulté en mars 2021.
- 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. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2003/027, Fisheries and Oceans Canada. ISSN 1499–3848.
- Findlay, R.H. and Watling, L. 1994. Toward a process level model to predict the effects of Salmon net-pen aquaculture on the benthos. In: Hargrave, B.T. Ed., Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 47–77.
- Frazer, N.L., Morton, A., and Krkošek, M. 2012. Critical thresholds in Sea Lice epidemics: evidence, sensitivity and subcritical estimation. Proc. R. Soc. B. 279: 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. vii + 141 p.
- 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. 61p.
- Gurbutt, P. and Petrie, B. 1995. Circulation in the Bras d'Or Lakes. Estuarine, Coastal and Shelf Science 41: 611–630.
- 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-On growing 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: 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.

- 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1988–1998.
- Houde, A.L.S, Wilson, C., and Neff, B. 2017. Performance of four Salmonid species in competition with Atlantic Salmon. *J of Great Lakes Res.* 43: 211–215.
- Jensen, Ø., Dempster, T., Thorstad, E.B., Uglem, I., and Fredheim, A. 2010. Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention. *Aquacult. Env. Interac.* 1(1): 71–83.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P., and Aass, P. 1993. Coastal movement and growth of domesticated Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) in Norway. *Ecol. Freshwater Fish* 2(4): 152–159.
- Kappel, C.V., Halpern, B.S., Selkoe, K.A., and Cooke, R.M. 2012. Eliciting Expert Knowledge of Ecosystem Vulnerability to Human Stressors to Support Comprehensive Ocean Management. In: Perera A., Drew C., Johnson C. (eds) *Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology*. Springer, New York, NY.
- Kelly, N.E., Guijarro-Sabaniél, J., and Zimmerman, R. 2021. Anthropogenic nitrogen loading and risk of eutrophication in the coastal zone of Atlantic Canada. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 263, p.107630.
- Krauel, D.P. 1975. The Physical Oceanography of the Bras d'Or Lakes 1972–1974. Fisheries & Marine Service, Resource Development Technical Report 570: xiii + 357p.
- 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 Veterinary Medicine* 111: 165–175.
- Krkošek, M. 2010. Host Density Thresholds and Disease Control for Fisheries and Aquaculture. *Aquacult. Env. 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: 65–98.
- 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., and 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. *Marine pollution bulletin*, 57(6–12), pp.838–845.

- Levy, A.L. and Gibson, A.J.F. 2014. [Recovery potential assessment for Eastern Cape Breton Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\*\): Status, past and present abundance, life history, and trends.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/099. v + 72 p.
- Lewis, M. A. and Devereux, R. 2009. Nonnutrient anthropogenic chemicals in seagrass ecosystems: fate and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 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, 234 p.
- Madden, R.J. and MacMillan, J.L. 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. *Proceedings of Wild Trout. Conserving Wild Trout.*
- MPO, 2002. [Morue du Sydney Bight \(Div. 4Vn, mai-octobre\).](#) MPO- Sciences, Rapport sur l'état des tocks A3-02 (2002) (Révisé).
- MPO, 2004. [Identification des zones d'importance écologique et biologique.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapp. sur l'état des écosystèmes 2004/006.
- MPO. 2009. [La zostère \(\*Zostera marina\*\) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique?](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2009/018.
- MPO. 2010. [Avis scientifique sur les séquences d'effets liés à l'aquaculture des poissons, des mollusques et des crustacés.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/071.
- 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.
- MPO. 2021a. [Avis pour informer l'élaboration d'un programme de surveillance après le rejet de médicaments et de pesticides par les sites de pisciculture marine à l'appui du Règlement sur les activités d'aquaculture.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2021/013.

- MPO. 2021b. [Examen par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine dans la baie Whycomagh des lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/041.
- Nabaes Jodar, D.N., Cussac, V.E., and Becker, L.A. 2020. Into the wild: escaped farmed Rainbow Trout show a dispersal-associated diet shift towards natural prey. *Hydrobiologia* 847(1): 105–120.
- 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](#).
- NSDFA (Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture). [Site Mapping Tool](#). Consulté le 11 février, 2021.
- 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: xxii + 223 pp.
- Patterson, K. and Blanchfield, P.J. 2013. [Oncorhynchus mykiss escaped from commercial freshwater aquaculture pens in Lake Huron, Canada](#). *Aquacult. Env. Interac.* 4(1): 53–65. Consulté le 11 février, 2021.
- 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.
- PMRA. 2014. Hydrogen Peroxide, Proposed Registration Document, PRD2014–11, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016a. Hydrogen Peroxide, Registration Decision, PRD2016–18, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016b. Azamethiphos, Proposed Registration Document, PRD2016–25. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2017. Azamethiphos, Registration Decision, PRD2017–13. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- Refstie, T. and Gjedrem, T. 1975. Hybrids between Salmonidae species. Hatchability and growth rate in the freshwater period. *Aquaculture* 6, 333–342.
- Rikardsen, A.H. and Sandring, S. 2006. Diet and size-selective feeding by escaped hatchery Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). *ICES J. Mar. Sci.* 63(3): 460–465.
- 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 Journal of Marine Science*, 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. 10p.
- 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.
- Serdynska, A. and Coffen-Smout, S. 2017. Mapping Inshore Lobster Landings and fishing effort on a Maritimes region statistical grid (2012–2014). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3177: 28 pp.
- Skilbrei, O.T. and Wennevik, V. 2006. The use of catch statistics to monitor the abundance of escaped farmed Atlantic Salmon and Rainbow Trout in the sea. ICES J. Mar. Sci. 63(7): 1190–1200.
- 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. Aquaculture Engineering 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. Journal of hydrology, 519, pp. 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. Estuaries and Coasts 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.
- Thibault, I. and Dodson, J. 2013. Impacts of Exotic Rainbow Trout on Habitat Use by Native Juvenile Salmonid Species at an Early Invasive Stage, Transactions of the American Fisheries Society, 142:4, 1141–1150 behaviour. Ecology of Freshwater Fish 14: 283–288.
- Tremblay, W.J. 2002. Large epibenthic invertebrates in the Bras D'Or Lakes. Proc. N.S. Inst. Sci. 42: 65–100.
- Tremblay, M. J. 2004. Lobsters and other invertebrates in relation to bottom habitat in the Bras d'Or Lakes: Application of video and SCUBA transects. Report on the 2002–03 and 2003–04 Joint Project Agreement between Eskasoni Fish and Wildlife Commission and Fisheries and Oceans Canada. Sept. 2004. Fisheries and Oceans Canada. Invertebrate Fisheries Division. Bedford Institute of Oceanography. 53p.



- Trombulak, S.C. and Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), pp.18–30.
- 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. *Ecology of Freshwater 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. *Transactions of the American Fisheries Society* 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. *Animal Behaviour* 83: 119–129.
- Vandermeulen, H. 2016. Video-sidescan and echosounder surveys of nearshore Bras d'Or Lake. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3183: viii + 39 p.
- Veinott, G. and Porter, R. 2013. Discriminating Rainbow Trout Sources Using Freshwater and Marine Otolith Growth Chemistry. *N. Am. J. Aquacult.* 75(1): 7–17.
- 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 + 56p.
- Vinther, H. F. and Holmer, M. 2008. Experimental test of biodeposition and ammonium excretion from blue mussels (*Mytilus edulis*) on Eelgrass (*Zostera marina*) performance. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 364(2), 72–79.
- Waddy, S.L., Burridge, L.E., Hamilton, M.N., Mercer, S.M., Aiken, D.E., and Haya, K. 2002. Emamectin benzoate induces molting in American Lobster, *Homarus americanus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1096–1099.
- 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.
- 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. *Estuaries and Coasts*, 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. *Estuaries and Coasts*, 43(1), 120–134.

## Annexe A : Données physiques

La rareté spatiale et temporelle des données disponibles pour une compréhension globale de la zone est importante à noter, car elle contribue aux incertitudes qui en découlent en matière de variabilité.

Les données sur la température et la salinité recueillies à l'extrémité ouest de la baie Whycomagh (figure A1) ont été utilisées pour compléter les données minimales recueillies dans le secteur entourant immédiatement les sites n<sup>os</sup> 1430 et 1431. Des profils verticaux de ces caractéristiques physiques ont été enregistrés à partir de 1995-1997 au printemps, à l'été et à l'automne (Strain *et al.* 2001) et recueillies dans le cadre du Programme de surveillance des lacs de Bras d'Or du MPO (2014 et 2020).

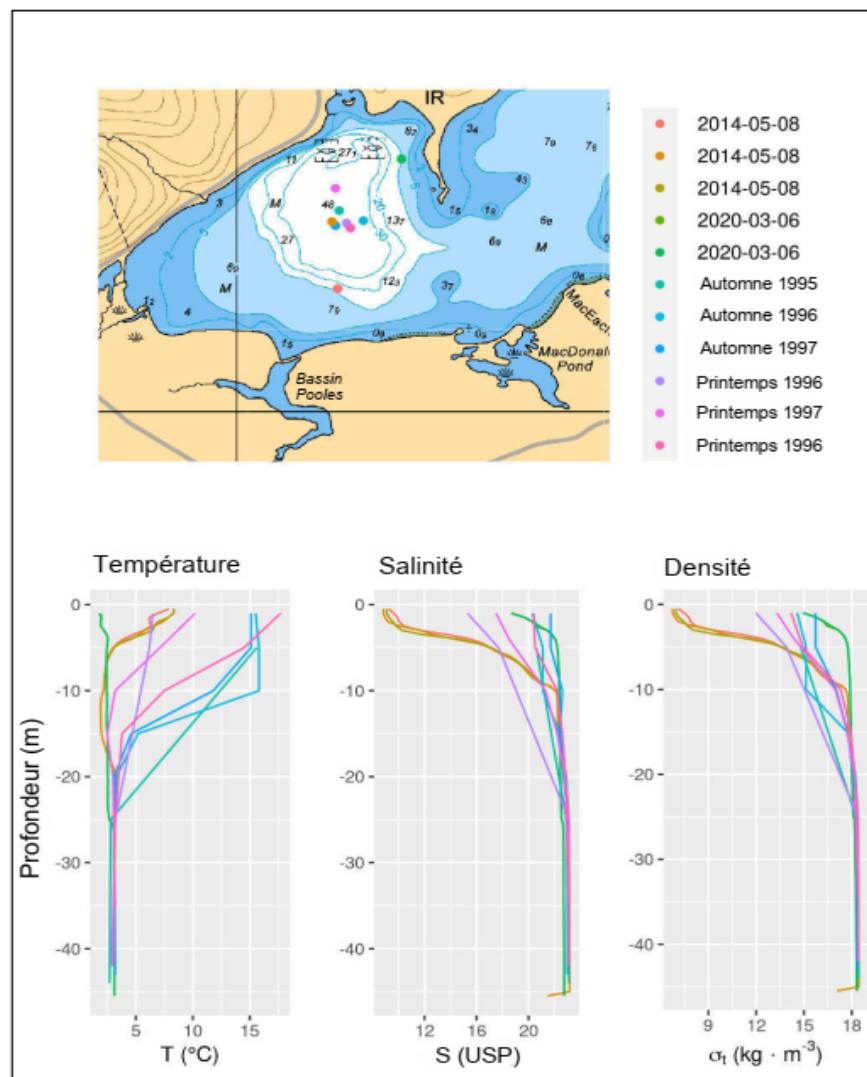


Figure A1. Profils verticaux de la température, de la salinité et de la densité mesurés à l'extrémité ouest de la baie Whycomagh.

L'oxygène dissous a également été mesuré pendant les profils verticaux décrits ci-dessus, et deux autres séries chronologiques près du fond ont été recueillies de novembre 2014 à mai 2015 au nord et au sud du bassin anoxique profond (figure A2).

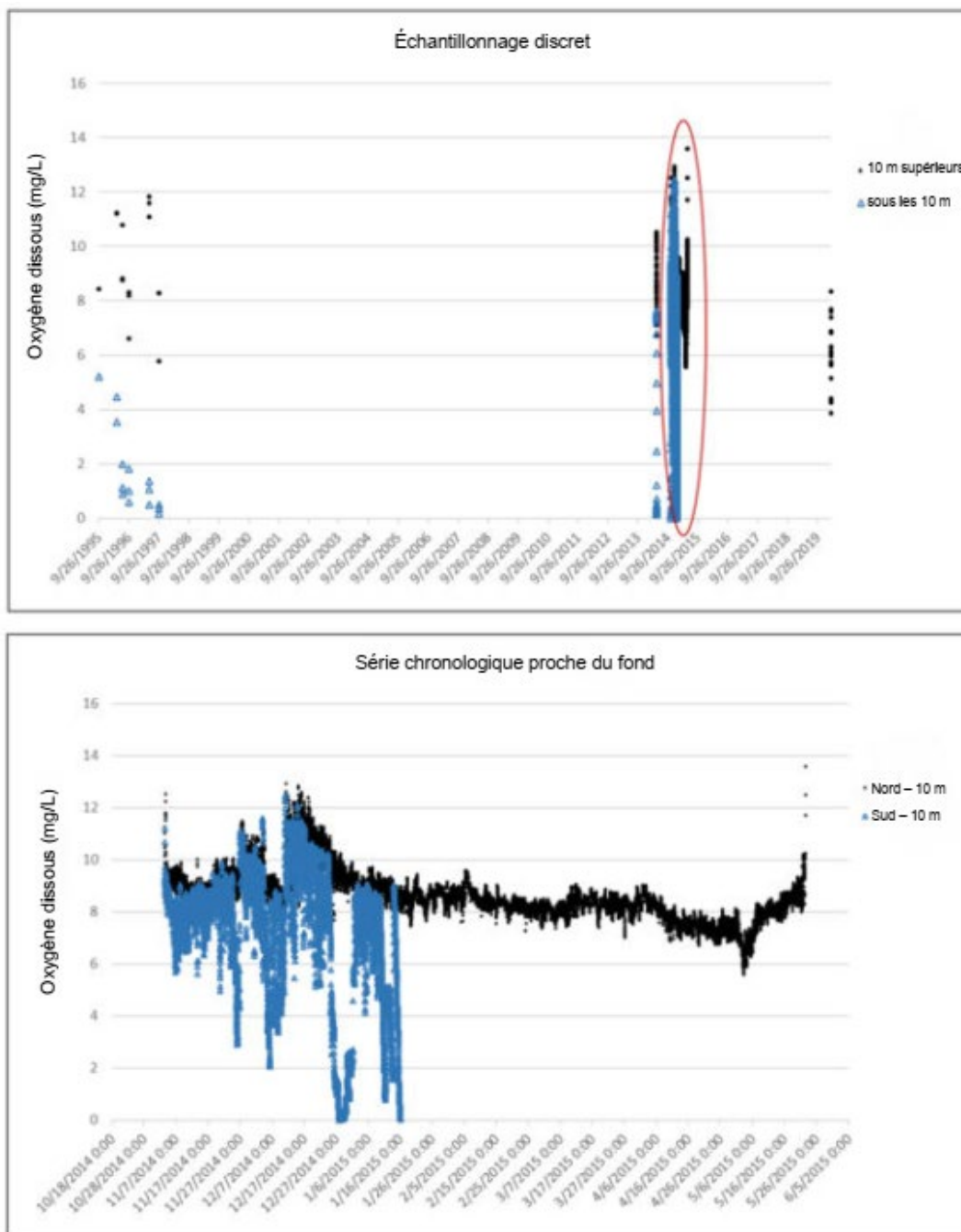


Figure A2. Les données sur l'oxygène dissous (mg/L) sont disponibles à proximité du site proposé n° 0814x. Les données encadrées dans le panneau supérieur représentent les données chronologiques recueillies près du site et indiquées dans le panneau inférieur. L'instrument du côté sud-est s'est éteint le 16 janvier 2015.

## Annexe B : Occurrence cumulative des activités anthropiques

### Identification des sources anthropiques

Une représentation visuelle du schéma de l'utilisation humaine peut aider à illustrer la répartition des activités humaines dans l'océan et à repérer les chevauchements entre elles. Les données spatiales sur les activités maritimes dans un rayon de 5 km pour les deux sites (ci-après la « zone d'intérêt ») ont été colligées à partir d'un inventaire plus vaste des activités humaines élaboré pour la région des Maritimes (MPO données non publiées<sup>1</sup>). Les activités humaines 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'impact localisée, comme les activités récréatives marines, l'aquaculture ou les structures benthiques. Les données les plus récentes ou les renseignements à jour ont été inclus dans la mesure du possible.

### Chevauchement des activités humaines

L'incidence de l'activité humaine en milieu marin dépasse souvent son occurrence immédiate. Une « zone d'influence » a été utilisée pour estimer l'empreinte réelle du facteur de stress (préssumé) causé par une activité. Pour estimer l'étendue géographique de chaque activité au-delà de son emplacement d'occurrence, 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 données disponibles ou les examens approfondis présentés dans Ban et Alder (2008), Ban *et al.* (2010) et/ou Clarke Murray *et al.* (2015) (« rayon de la zone tampon »; voir le tableau B1).

Une approche du SIG (ESRI ArcGIS version 10.6.1) a été utilisée pour cartographier chaque activité et sa zone tampon connexe. La carte a ensuite été convertie en une matrice (grille de 100 m x 100 m). Lorsque les activités (et leurs zones tampons) se chevauchaient, les valeurs de la cellule de la grille ont été additionnées pour estimer le nombre total d'activités humaines se chevauchant par cellule de la grille.

---

<sup>1</sup> MPO. Données recueillies dans le cadre du projet de cartographie des impacts cumulatifs du Programme des agents de stress sur les écosystèmes 2019-2022.

Tableau B1. Les activités humaines se déroulant dans la zone d'intérêt et le rayon de la zone tampon appliqué au-delà du lieu où se produit l'activité. Le rayon tampon est la limite la plus éloignée de l'impact d'une activité depuis son origine.

Catégorie	Couche de l'activité humaine	Description de la couche	Rayon de la zone tampon (m)
Marin	Aquaculture de poissons à nageoires	Concessions nos 1430 et 1431. Aquaculture de poissons Modèle de ZEP pélagique pour pesticides sur 3 heures, basé sur les vitesses de courant maximales.	Nord : 5033 Sud : 2 966
		Autres concessions à l'intérieur (n° 0193) ou à proximité (n° 0814) de la zone d'intérêt dont les tampons se chevauchent	N° 0193 : 2000 N° 0814 : 2790
	Conchyliculture	Emplacement de la concession n° 1295, actuellement ensemencée d'un petit nombre d'huîtres à des fins de recherche	500
	Circulation des bateaux	Les ports pour petits bateaux et les rampes de mise à l'eau (sources ponctuelles) captent l'activité à trois endroits : Marina de Whycomagh, gare maritime de Little Narrows et marina de la mine de gypse de Little Narrows.	2 000
Pêche	Pêche au homard	<a href="#">Polygone</a> (Serdynska et Coffen-Smout 2017)	0
Terrestre	Route côtière	Route transcanadienne à $\leq 30$ m du littoral, avec zone tampon rectangulaire	500
	Charge en éléments nutritifs	Comprend les activités dans le bassin versant qui introduisent de l'azote dans la baie, y compris l'agriculture, les établissements humains, les eaux usées, le ruissellement des routes, des bâtiments et d'autres surfaces imperméables. La couche contient deux points d'écoulement s'écoulant dans la baie Whycomagh, avec un rayon tampon basé sur l'ordre du cours d'eau de la rivière (après Clarke Murray <i>et al.</i> 2015) : un à la rivière Skye (la zone tampon extérieure chevauche la zone d'intérêt) et un ruisseau de deuxième ordre plus petit du côté nord de la baie près de Little Narrows.	Skye : 5 870 Secondaire 3 037

### Estimation de l'incidence relative des activités humaines

Les activités humaines dans l'océan sont présumées causer du stress sur les écosystèmes marins. Une analyse documentaire a été effectuée pour examiner les facteurs de stress liés aux six activités humaines différentes qui ont lieu dans le domaine d'intérêt. Les effets des facteurs de stress liés à la pisciculture et à la conchyliculture, à la pêche au homard, au trafic maritime et à la charge en éléments nutritifs ont été résumés par Ban *et al.* (2010; tableau S4), tandis que ceux liés à la route transcanadienne ont été résumés à partir de Trombulak et Frissel (2000).

L'incidence relative des activités humaines sur le milieu marin dépend de la répartition spatiale des activités, de l'intensité de ces activités dans un endroit particulier et de la vulnérabilité de la composante de l'écosystème à une activité particulière. Afin de comparer les répercussions relatives des activités humaines qui se produisent dans la baie de Liverpool (p. ex., à l'échelle de la baie), les scores de vulnérabilité des facteurs de stress et de l'habitat générés antérieurement pour la région de Cape Cod/sud du golfe du Maine au moyen d'une approche de sollicitation d'expertise (Kappel *et al.* 2012) ont été appariés aux activités humaines existantes et aux types de milieux connus qui se produisent dans la baie de Whycocomagh. Les types d'habitats dans la zone d'intérêt comprenaient la plage, le marais salé, l'habitat marin plat, les herbiers marins, l'habitat algal, le fond dur du littoral et le fond meuble du littoral (Parker *et al.* 2007). Les activités humaines dans la zone d'intérêt ont été appariées à la catégorie de stress la plus proche énumérée dans Kappel *et al.* (2012), en fonction du facteur de stress prédominant lié à cette activité (tableau 4). Chaque couple stressueur-habitat a été évalué en fonction de sa probabilité de chevauchement dans l'espace; si aucun chevauchement n'a été jugé probable (p. ex., plages et pêche au homard, herbiers marins et routes côtières), ce couple stressueur-habitat a été retiré de toute analyse plus poussée. Le poids d'incidence du facteur de stress a ensuite été calculé en moyenne pour l'ensemble des habitats pour chaque activité humaine (tableau 5); une moyenne pour l'ensemble des habitats a été utilisée, car il manquait des cartes spatiales exactes de l'emplacement de tous les habitats dans la zone d'intérêt. L'intensité de chaque activité était considérée comme uniforme dans l'ensemble de la baie (c.-à-d. étant donné la valeur de 1) en raison du manque d'information préalable sur l'ampleur (ou la force ou l'intensité) des différents facteurs de stress dans la région. La répartition spatiale des facteurs de stress a ensuite été examinée de deux façons différentes. Premièrement, pour comparer les incidences relatives entre les catégories d'activité humaine *individuellement*, on a multiplié les pondérations moyennes de l'incidence des facteurs de stress par la valeur de la région proportionnelle afin de générer les scores relatifs de l'incidence des facteurs de stress (tableau 5; figure 11). Deuxièmement, pour examiner les effets *cumulatifs* de l'aquaculture de poissons à nageoires avec d'autres activités humaines, on a calculé l'étendue spatiale (exprimée en proportion de la superficie totale) de toutes les différentes combinaisons d'activités humaines qui se chevauchaient avec l'aquaculture de poissons à nageoires (voir la figure 9). Pour chaque combinaison d'activités à 2, 3 et 4 voies, les poids d'incidence moyenne correspondants des facteurs de stress ont été additionnés, puis multipliés par la zone proportionnelle respective (figure 9; tableau B2).

*Tableau B2. Score moyen de l'incidence relative cumulative ( $\pm$ ET) pour des combinaisons de six activités humaines se déroulant dans la baie de Whycomagh. Les scores d'incidence cumulative ont été calculés en fonction du poids d'incidence cumulative et de la proportion de la superficie totale sur laquelle chaque combinaison d'activités se déroule dans la zone d'intérêt. Les poids d'incidence cumulative sont calculés en additionnant les poids d'incidence individuelle des facteurs de stress (selon le tableau B2) calculés pour différents types d'habitats dans la baie Whycomagh (plage, habitat marin plat, marais salé, zostère, habitat algal, habitat benthique meuble du littoral, habitat benthique dur du littoral).*

<b>Combinaison d'activités</b>	<b>Proportion de la superficie totale</b>	<b>Poids d'incidence cumulative (<math>\pm</math>ET)</b>	<b>Score d'incidence cumulative (<math>\pm</math>ET)</b>
Poisson à nageoires	0,254	0,90 (0,81)	0,23 (0,21)
Charge en éléments nutritifs	0,028	1,95 (0,89)	0,05 (0,02)
Aquaculture de poissons à nageoires + charge en éléments nutritifs	0,453	2,85 (1,70)	1,29 (0,77)
Aquaculture de poissons à nageoires + route	0,018	4,30 (1,80)	0,08 (0,03)
Aquaculture de poissons à nageoires + conchyliculture	0,019	2,82 (1,22)	0,05 (0,02)
Aquaculture de poissons à nageoires + trafic maritime	0,004	2,93 (1,25)	0,012 (0,005)
Aquaculture de poissons à nageoires + charge en éléments nutritifs + route	0,052	6,25 (2,69)	0,32 (0,14)
Aquaculture de poissons à nageoires + charge en éléments nutritifs + conchyliculture	0,016	4,77 (2,11)	0,08 (0,03)
Aquaculture de poissons à nageoires + charge en éléments nutritifs + circulation des bateaux	0,103	4,88 (2,14)	0,50 (0,22)
Aquaculture de poissons à nageoires + trafic maritime + pêche au homard	0,012	5,08 (1,32)	0,06 (0,02)
Aquaculture de poissons à nageoires + charge en éléments nutritifs + route + circulation de bateaux	0,019	8,28 (3,13)	0,16 (0,06)
Aquaculture de poissons à nageoires + charge en éléments nutritifs + trafic maritime + pêche au homard	0,018	7,03 (2,21)	0,13 (0,04)

**Le présent rapport est disponible auprès du :**

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

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

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

ISSN 1919-3815

ISBN 978--0-660-43688-3 N° cat. Fs70-7/2022-022F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2022. Examen scientifique par la région des Maritimes de Pêches et Océans Canada des nouveaux sites proposés de pisciculture marine, baie Whycocomagh, lacs Bras d'Or, Nouvelle-Écosse. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/022.

*Also available in English:*

DFO. 2022. DFO Maritimes Region Science Review of the Proposed Marine Finfish Aquaculture New Sites, Whycocomagh Bay, Bras d'Or Lakes, Nova Scotia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2022/022.