



EXAMEN DE QUATRE NOUVEAUX SITES DE PISCICULTURE MARINE PROPOSÉS DANS LA BAIE ST. MARY'S, DANS LE COMTÉ DE DIGBY EN NOUVELLE-ÉCOSSE

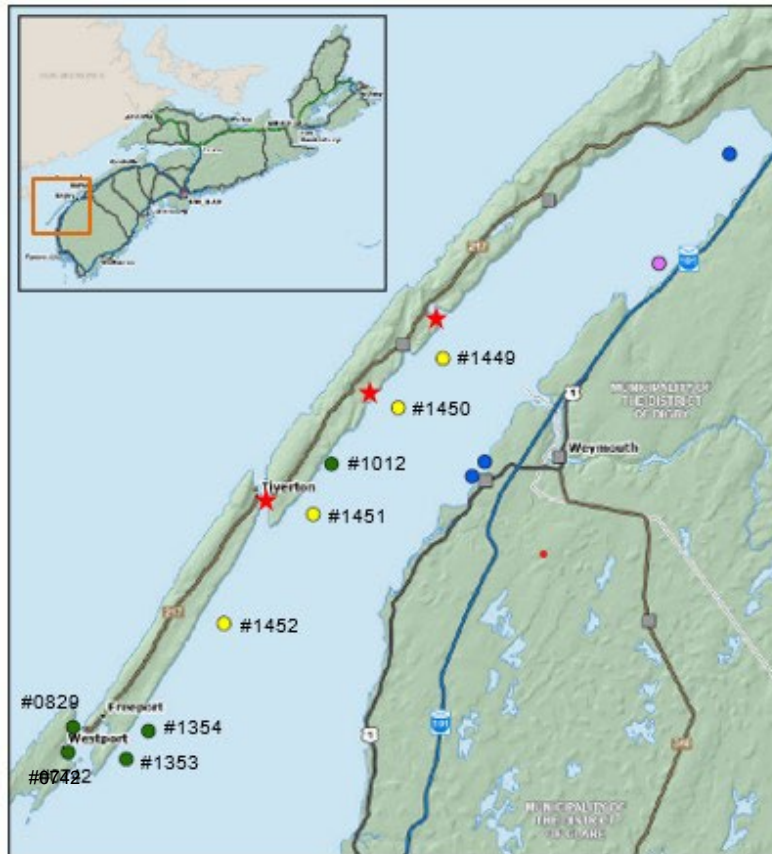


Figure 1. Emplacement de quatre nouveaux sites de pisciculture marine proposés dans la baie St. Mary's, en Nouvelle-Écosse, représentés par des cercles jaunes (○). Les cercles verts (●) indiquent les sites existants, les cercles bleus (●) et violets (●), les sites de conchyliculture existants et les carrés gris (■), les installations d'aquaculture terrestre. Les étoiles rouges (★) sont les emplacements approximatifs des installations saisonnières de conservation des homards à proximité. Les cartes topographiques de base ont été extraites de [l'outil de cartographie des sites du ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse \(NSDFA\)](#) le 22 novembre 2022.

CONTEXTE

Canadian Salmon Ltd. a demandé à la province de la Nouvelle-Écosse de louer quatre nouveaux sites de pisciculture marine (n° 1449, 1450, 1451 et 1452) dans la baie St. Mary's, dans le comté de Digby, en Nouvelle-Écosse (figure 1), et a présenté des demandes de permis connexes pour l'élevage de saumon atlantique (*Salmo salar*) et de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), pour une production totale maximale de 3 millions de poissons. Le

promoteur a indiqué qu'il a l'intention d'élever principalement du saumon atlantique. 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 (NSDFA) a transmis cette demande à Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins d'examen et d'avis relativement au mandat législatif du MPO. Ces demandes ont été complétées par les renseignements recueillis par le promoteur conformément au Règlement sur les activités d'aquaculture (RAA).

Le présent avis scientifique découle du processus régional d'examen par les pairs qui s'est tenu du 19 au 21 mars 2024 pour l'examen scientifique par la région des Maritimes du MPO des nouveaux sites de pisciculture marine proposés dans la baie St. Mary's, dans le comté de Digby, en Nouvelle-Écosse.

SOMMAIRE

- Canadian Salmon Ltd. a présenté une demande à la province de la Nouvelle-Écosse afin de louer quatre nouveaux sites de pisciculture marine dans la baie St. Mary's, dans le comté de Digby, en Nouvelle-Écosse, et a présenté des demandes de permis connexes pour l'élevage de saumon atlantique (*Salmo salar*) et de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), pour une production totale maximale de 3 millions de poissons. Le promoteur a indiqué qu'il a l'intention d'élever principalement du saumon atlantique. La baie St. Mary's est un bras de mer exposé aux vagues du large, d'une longueur d'environ 60 km et d'une largeur de 15 km avec de grandes hauteurs de la marée et des vitesses du courant moyennes à élevées.
- Pour éclairer l'examen de cette demande par le MPO, la Direction des sciences a identifié les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB), les espèces en péril et un certain nombre d'espèces de poissons et d'espèces benthiques pertinentes dans la région. La sensibilité des espèces à l'enrichissement organique, à l'exposition aux drogues administrées dans l'alimentation (benzoate d'émamectine) et aux pesticides (azaméthiphos et peroxyde d'hydrogène) utilisés pour lutter contre le pou du poisson chez les poissons d'élevage a été prise en compte. De plus, les interactions génétiques directes entre les saumons sauvages et d'élevage, l'empêchement des poissons dans les infrastructures et les agents de stress anthropiques cumulatifs ont également été pris en considération. L'avis a principalement tenu compte de l'élevage du saumon atlantique et un peu moins de celui de la truite arc-en-ciel.
- Une zone d'exposition prévue (ZEP) estime la distance qu'un produit chimique dissous ou une matière particulaire pourrait parcourir à partir d'un site de pisciculture marine proposé. L'approche de la ZEP est une méthode de précaution et sert à caractériser l'exposition potentielle des espèces et écosystèmes marins aux activités aquacoles correspondantes. Elle ne fournit pas d'analyse détaillée de l'impact, de l'intensité ou du risque qui sont associés à l'exposition potentielle.
- Une ZEP benthique est une estimation des zones benthiques (fonds marins) qui peuvent être exposées aux dépôts de déchets d'aliments, de matières fécales et de substances liées (p. ex. médicaments) rejetés par un site aquacole proposé. Deux ZEP benthiques ont été estimées (une pour les déchets d'aliments pour poisson et une pour les matières fécales). Il n'y a pas de chevauchement entre les ZEP benthiques propres aux sites en ce qui concerne les déchets d'aliments potentiels, mais il y a un chevauchement dans le cas des matières fécales. Lorsque l'on examine ces ZEP, la majeure partie du fond marin de la baie

St. Mary's pourrait être exposée à des dépôts de matières fécales. Des zones côtières adjacentes à l'extérieur de la baie St. Mary's pourraient également être exposées.

- Une ZEP pélagique est une estimation des zones pélagiques (colonne d'eau) qui peuvent être exposées à des pesticides de bain homologués à partir d'un site aquacole proposé à des niveaux accrus auxquels des effets néfastes sont possibles, en cas d'utilisation. Les ZEP pélagiques démontrent que la majeure partie de la zone pélagique et une partie du benthos des eaux moins profondes dans la baie St. Mary's pourraient être exposées. Des zones côtières adjacentes à l'extérieur de la baie St. Mary's pourraient également être exposées.
- Une augmentation du nombre d'infrastructures aquacoles pourrait accroître le risque d'empêchement pour certaines espèces en péril, notamment le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) et la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), qui ont été détectés à proximité des sites aquacoles proposés. Les signalements d'empêchements de mammifères marins, de tortues de mer et de requins dans les engins de pisciculture marine au Canada atlantique demeurent faibles ou nuls pour ces espèces de grande taille.
- Les sites proposés, ainsi que les ZEP connexes, se trouvent dans la zone de pêche du homard (ZPH) 34 (la ZPH 34 représente plus de 20 % du total des débarquements canadiens). Dans la ZPH 34, la présence et la densité de homards d'Amérique (*Homarus americanus*) sont toujours plus élevées dans la baie St. Mary's que dans la zone extracôtière. On observe une plus grande abondance de homards à tous les stades de leur cycle biologique, y compris des femelles œuvées, dans la baie. Les profils d'établissement des juvéniles indiquent également que la colonne d'eau sus-jacente est un habitat important pour les stades larvaires pélagiques.
- Les sites aquacoles proposés se trouvent dans la zone de production de pétoncles (ZPP) 3, qui est importante pour le pétoncle géant sauvage (*Placopecten magellanicus*); cette zone est un habitat important pour tous les stades biologiques de l'espèce. Les pétoncles sont relativement sédentaires; trois des quatre concessions proposées chevauchent des zones où les pétoncles, jeunes et adultes, sont très abondants. Dans la baie St. Mary's, les pétoncles présentent certains des attributs de qualité physique les plus élevés que l'on trouve dans la baie de Fundy et ses approches.
- Le crabe nordique (*Cancer borealis*), le crabe commun (*Cancer irroratus*) et le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) ont également été observés dans la baie St. Mary's et dans les ZEP. Des espèces de crevettes et de krill ont aussi été identifiées dans la ZEP benthique et la ZEP pélagique : crevette soyeuse (*Dichelopandalus leptocerus*), crevette des sables (*Crangon septemspinosa*), crevette nordique (*Pandalus borealis*); krill nordique (*Meganyctiphanes norvegica*) et krill (*Euphausiacea sp.*). La baie St. Mary's est également une zone productive pour la mye commune (*Mya arenaria*), la palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*), la mactre d'Amérique (*Spisula solidissima*) et la moule bleue (*Mytilus edulis*). On trouve également des poissons de fond et de petites espèces pélagiques dans la baie.
- Dans les ZEP benthiques pour les déchets d'aliments, les homards juvéniles benthiques et d'autres crustacés confinés à leur abri peuvent être vulnérables à des impacts localisés tels que l'hypoxie due à l'augmentation des dépôts organiques en raison de leurs déplacements limités et de leur sélection préférentielle de leur abri. La sédentarité des pétoncles et d'autres bivalves les rend vulnérables à des dépôts organiques excessifs.

- Dans les ZEP benthiques, le benzoate d'émamectine peut avoir des effets toxiques sur les organismes non ciblés, en particulier les crustacés. Il peut provoquer une mue prématurée, une réduction des taux de croissance et la mortalité. Les bivalves sont actuellement considérés comme moins sensibles au benzoate d'émamectine, mais les données sont limitées.
- Dans les ZEP pélagiques, l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène peuvent avoir des effets toxiques sur les organismes non ciblés, y compris tous les stades biologiques des crustacés (p. ex. homard, crevette, krill, crabe). Les femelles œuvées (portant des œufs), en particulier, sont plus sensibles à l'azaméthiphos pendant les mois d'été en fonction des cycles de reproduction et de mue. Des impacts sur les bivalves sont possibles, mais les données sont limitées.
- Les populations présentes dans l'UD proposée du saumon atlantique des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et dans les UD du saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy et de l'intérieur de la baie de Fundy, se trouvent dans la zone que les fugitifs des quatre fermes aquacoles proposées pourraient atteindre. Les fermes elles-mêmes sont physiquement situées dans l'UD des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué les UD des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et de l'extérieur de la baie de Fundy comme étant en voie de disparition, et celle de l'intérieur de la baie de Fundy est inscrite comme étant en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP).
- D'après la modélisation de la démographie et de la génétique des populations, les impacts du croisement entre des saumons atlantiques d'élevage fertiles fugitifs et des saumons sauvages se produisent lorsque la proportion de saumons d'élevage dans une rivière dépasse 10 % de la population sauvage. La modélisation de la dispersion des fugitifs à deux taux d'évasion différents prévoit qu'un grand nombre de rivières des UD de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest devraient déjà être au-dessus du seuil d'impact.
- Selon le même modèle de dispersion, avec l'ajout des quatre sites aquacoles proposés, la proportion de fugitifs augmentera dans la plupart des rivières situées à moins de 200 km des sites proposés dans la baie St. Mary's, dans les UD des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et de l'extérieur de la baie de Fundy, et dans une moindre mesure dans l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy.
- On ne prévoit pas de croisement entre des truites arc-en-ciel fugitives et des saumons atlantiques sauvages. Cependant, les interactions entre eux peuvent tout de même avoir des répercussions écologiques ou génétiques indirectes sur les populations de saumons sauvages.
- Une analyse de l'intensité relative des activités humaines et des agents de stress anthropiques, réalisée à l'aide de la cartographie des effets cumulatifs, dans la région de la baie St. Mary's, délimitée par la ZEP pélagique, a estimé que les sites existants et proposés ont contribué à hauteur de 5,1 % à la cote de l'impact cumulatif total, un chiffre inférieur à celui de certains autres agents de stress humains. Cette analyse a également mis en évidence la grande complexité actuelle des utilisations humaines et les effets relatifs des agents de stress qui se chevauchent sur les habitats benthiques et pélagiques dans la région de la baie St. Mary's. Après l'ajout des sites proposés, le plus grand changement dans la cote de l'impact cumulatif était à plusieurs kilomètres des concessions proposées, où la pisciculture marine supplémentaire, le réchauffement des eaux, l'acidification et la

pêche entrant en contact avec le fond peuvent interagir et avoir des effets sur les espèces présentes dans les habitats pélagiques, à fond dur et à fond meuble.

- Les changements climatiques ont été considérés comme un facteur des changements prévus dans la baie St. Mary's qui pourraient modifier les interactions entre l'écosystème et les sites aquacoles proposés. Le réchauffement prévu de l'océan en raison des changements climatiques pourrait accroître l'abondance des homards dans la baie St. Mary's, notamment un temps de séjour plus précoce et plus long pour les femelles œuvées, avec un potentiel d'interactions accrues de tous les stades biologiques avec les fermes (p. ex. interactions physiques et utilisation d'agents thérapeutiques liés au moment de la libération des larves). Les pétoncles géants et les bivalves sont vulnérables à l'acidification des océans, qui devrait augmenter. Cependant, le potentiel d'eutrophisation et d'acidification localisée résultant des blooms phytoplanctoniques liés aux apports d'éléments nutritifs dans les exploitations aquacoles est considéré comme faible. Le réchauffement climatique et la disponibilité de l'eau douce en général peuvent avoir une influence sur le pou du poisson, les maladies et l'utilisation subséquente de pesticides et de drogues. La probabilité accrue d'effets et de gravité des tempêtes, l'augmentation projetée de la hauteur des vagues et l'élévation prévue du niveau de la mer peuvent toutes avoir une incidence sur les infrastructures aquacoles et aggraver le risque potentiel d'évasions sans des mesures d'atténuation supplémentaires.
- Diverses sources de données et méthodologies ont été intégrées au présent rapport. Chacune de ces composantes comporte des incertitudes qui devraient être prises en compte lors de l'interprétation de cette information.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Canadian Salmon Ltd. a présenté une demande à la province de la Nouvelle-Écosse afin de louer quatre nouveaux sites de pisciculture marine (n° 1449, 1450, 1451 et 1452) dans la baie St. Mary's, dans le comté de Digby, en Nouvelle-Écosse (figure 1), et a présenté des demandes de permis connexes pour l'élevage de saumon atlantique (*Salmo salar*) et de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), pour une production totale maximale de 3 millions de poissons. Le promoteur a indiqué qu'il a l'intention d'élever principalement du saumon atlantique.

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 (NSDFA) a transmis cette demande à Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins d'examen et d'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) et à une [Norme relative à la surveillance de l'aquaculture](#) connexe.

Afin de guider l'examen de cette demande par le MPO, le Bureau régional de gestion de l'aquaculture du MPO a demandé l'avis de la Direction régionale des sciences sur les zones d'exposition prévues des sites proposés et les poissons et habitats du poisson vulnérables qui pourraient être exposés à certaines catégories d'agents de stress, définies dans l'[Avis scientifique sur les séquences d'effets liés à l'aquaculture des poissons, des mollusques et des crustacés](#) (MPO 2010a). Plus précisément, il a posé les questions suivantes à la Direction des sciences :

1. D'après les données disponibles pour les sites et l'information scientifique, quelles sont les zones d'exposition prévues 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?

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 matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir avec la présence de ces espèces et de leur habitat dans les environs (autrement dit, sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités piscicoles proposées sur ces espèces et habitats sensibles?
3. Dans quelle mesure les répercussions du site piscicole proposé sur ces espèces sont-elles comparables aux répercussions d'autres sources anthropiques (y compris les exploitations piscicoles existantes)? Les zones d'influence chevauchent-elles la zone liée à ces activités et, si tel est le cas, quelles sont les conséquences possibles?
4. Pour soutenir l'analyse du risque d'empêchement dans l'infrastructure aquacole proposée, quelles sont les espèces aquatiques pélagiques en péril inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* qui sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?
5. Quelles sont les populations de congénères présentes à l'intérieur de la zone géographique où les fugitifs sont susceptibles de s'échapper? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état des populations présentes dans la zone d'exposition à des individus d'élevage fugitifs 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*? À quels impacts ou risques potentiels les interactions génétiques directes avec des individus d'élevage échappés des sites proposés exposent-elles ces populations sauvages?

Le présent avis scientifique adopte des zones d'exposition potentielles benthiques et pélagiques de précaution pour repérer et identifier les caractéristiques, espèces et habitats marins qui pourraient être exposés à certaines activités de pisciculture marine (dépôt de matière organique et utilisation de produits de traitement sanitaire des poissons) associées aux quatre nouveaux sites proposés dans la baie St. Mary's, en Nouvelle-Écosse. Le rapport sert d'examen préalable des caractéristiques, espèces et habitats marins dont les décideurs devraient avoir connaissance pour examiner les demandes.

L'information contenue dans le présent rapport sert à déterminer les effets potentiels des projets de pisciculture marine sur le milieu marin environnant, dont le MPO tient compte dans son examen des demandes et la formulation de son avis pour la province de la Nouvelle-Écosse. Les décisions concernant les quatre nouveaux sites de pisciculture marine proposés dans la baie St. Mary's relèvent du comité indépendant d'examen de l'aquaculture de la Nouvelle-Écosse, un organisme décisionnel indépendant ayant pour mandat de prendre les décisions relatives aux demandes de pisciculture marine dans la province (voir : [Nova Scotia Aquaculture Review Board](#) [en anglais seulement]).

ANALYSE

Sources des données

L'information à l'appui de cette analyse comprend les données et renseignements du promoteur, les fonds de données du MPO, ainsi que la documentation accessible au public et

les données ouvertes. Les renseignements fournis par le promoteur étaient la trousse de demande et les données des relevés de référence, qui étaient disponibles sur la page Web de la NSDFA (voir : [Information for the Public | Aquaculture Applications in Progress | Adjudicative Applications in Progress](#) [en anglais seulement]). En complément de la demande du promoteur et des données des relevés de référence, le MPO a également reçu des enregistrements bruts des courantomètres tirés des fichiers de données du promoteur. Outre les données et l'information du promoteur, un outil de découverte de données mis au point par le MPO a été utilisé pour rechercher des observations d'espèces dans les ZEP des quatre nouveaux sites proposés. Les sources des données comprenaient les bases de données internes du MPO, les laboratoires de recherche gouvernementaux et universitaires et les bases de données de sources ouvertes. De plus amples renseignements sur l'outil de découverte de données se trouvent dans Stoyel *et al.* (2022).

Description des nouveaux sites de pisciculture marine proposés

La baie St. Mary's, en Nouvelle-Écosse, est située directement à côté du golfe du Maine et de la baie de Fundy, entre la péninsule de Digby et le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. C'est un bras de mer étroit d'environ 60 km de long et 15 km de large. Les quatre sites proposés sont situés le long de la rive sud-est de la péninsule de Digby et de Long Island et occuperaient une zone d'environ 80 hectares (ha) chacun, soit un ajout total de 320 ha loués dans la baie St. Mary's. Chaque concession serait composée de 12 enclos en filets dans une configuration en réseau de 2 x 6 enclos, soit un ajout total proposé de 48 enclos en filets de pisciculture marine dans la baie St. Mary's.

Le plan de production proposé comporte une mise en œuvre progressive, en commençant par un empoissonnement de 500 000 saumons atlantiques la première année au site n° 1451 seulement et une augmentation éventuelle à jusqu'à 750 000 poissons aux quatre sites en trois à quatre ans (pour un total de 3 millions de poissons d'élevage). La période de grossissement prévue est estimée entre 10 et 18 mois à compter de l'empoissonnement, avec une période de jachère d'un à trois mois ou selon les exigences de la surveillance environnementale. Le promoteur a aussi indiqué qu'il envisage l'élevage de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), une espèce introduite sur la côte de l'Atlantique, aux sites proposés dans un souci de versatilité et de garantie de production. Il souligne toutefois que cela n'aura pas d'incidence sur les chiffres de production totale.

Il y a actuellement cinq concessions de pisciculture marine et quatre de conchyliculture dans la baie St. Mary's et Grand Passage, ainsi que trois installations d'aquaculture terrestre le long de la rive de la baie St. Mary's (figure 1). La pisciculture marine est pratiquée dans la région depuis le milieu des années 1990. Les nombres de poissons empoissonnés par le passé aux sites existants ont varié selon les cycles de production et les concessions; toutefois, le plan de production proposé représenterait à peu près un doublement de l'élevage de saumon atlantique dans la baie St. Mary's et Grand Passage.

À l'intérieur des concessions proposées, la profondeur par rapport au zéro hydrographique de la carte n° 4118 du Service hydrographique du Canada (SHC) varie d'environ 11 à 47 m, la profondeur la plus faible se trouvant au site n° 1449 et la plus grande au site n° 1451 (figure 2). Les sites proposés se trouvent tous à moins de 1 km de la côte, où l'on observe des profondeurs moins grandes.

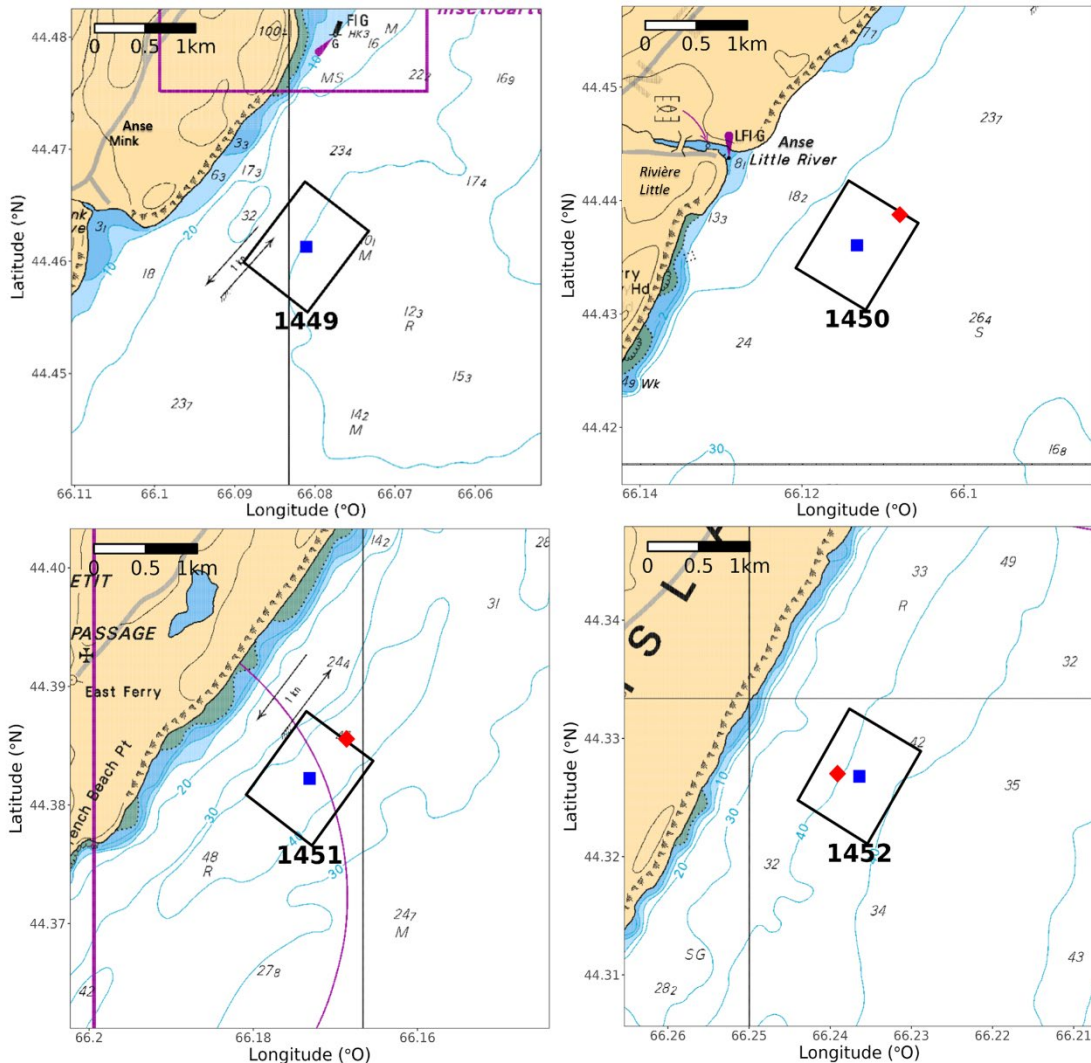


Figure 2. Limites des concessions proposées pour les sites n° 1449, 1450, 1451 et 1452, superposées sur la carte n° 4118 du SHC (la profondeur est indiquée en mètres). Les emplacements des courantomètres déployés par le promoteur et du centre des réseaux de cages proposés sont indiqués par les points rouges et bleus, respectivement. Aucun courantomètre n'a été déployé au site proposé n° 1449.

Les données de référence recueillies par le promoteur en 2022 dans les zones des concessions proposées et à proximité immédiate indiquent que les sites se trouvent dans une zone dont le type de fond et les caractéristiques de l'écosystème sont variables (argile, limon, sable, cailloux, galets, rochers et débris de coquille). Le fond marin sous les sites n° 1449, 1450 et 1451 est principalement caractérisé comme un fond meuble, avec des sédiments facilement perturbés, tandis que le site proposé n° 1452 est principalement caractérisé comme un fond dur. Cependant, les quatre sites ont été évalués comme ayant un mélange de types de sédiments. Cette caractérisation correspond aux classifications de substrat existantes pour la baie St. Mary's (Greenlaw et Harvey 2022). Les autres caractéristiques du fond marin observées lors de la collecte de données de référence sous les sites sont d'importantes caractéristiques de bioturbation comme des tubes de polychètes, des structures de terriers et des matières fécales (en particulier aux sites n° 1450 et 1451), des concentrations élevées de coquillages concassés

au site n° 1449 par rapport aux autres sites et des lits de macrophytes autour de blocs aux sites n° 1450 et 1452. Les observations de la faune et de la flore au cours des relevés vidéo des données de référence aux sites proposés ont révélé la présence d'arthropodes, de vers, de pétoncles, de méduses, de cirripèdes, de bivalves, de crabes, d'étoiles de mer, d'holothuries, de moules et de divers poissons plats non identifiés, ainsi que d'une macroflore clairsemée et non attachée.

Les caractéristiques de l'eau aux quatre sites proposés devraient être similaires en raison de leur proximité dans la baie, avec des variations sur les échelles de temps des marées, des saisons et des régimes éoliens. Le régime des courants sera différent au site n° 1452 pendant le reflux, car le sillage de Petit Passage croise la limite de la concession. Les plages de salinité et de température tirées des données collectées dans la baie St. Mary's et déclarées dans la demande du promoteur sont présentées dans le tableau 1. Dans ces plages, la salinité devrait être plus élevée aux sites proposés plus près de l'ouverture de la baie St. Mary's. Bien que la température maximale de l'eau observée à des profondeurs de l'eau similaires à celles des concessions proposées soit de 17 °C, certaines zones moins profondes de la baie St. Mary's à l'extérieur des sites proposés peuvent atteindre jusqu'à 20 °C. Les caractéristiques de la masse d'eau dans la baie St. Mary's changeront probablement avec le temps sous l'effet des changements climatiques à grande échelle.

La baie St. Mary's est caractérisée comme des « eaux libres », qui sont définies comme ayant une couverture de glace en surface inférieure à 10 %. Les cartes du Service canadien des glaces de 2004 à 2019 démontrent une présence annuelle irrégulière de glace de mer dans la baie. L'analyse près des côtes au cours de quatre années de présence de glace déterminée indique que l'étendue de la glace était limitée le long de la rive est de la baie (CMAR 2021), suggérant une faible probabilité de glace de mer pendant l'hiver aux quatre sites proposés le long de la rive ouest (figure 1).

Les données sur les vents d'Environnement et Changement climatique Canada recueillies entre 2001 et 2020 sur l'île Brier, qui est plus exposée aux vents du nord que les sites aquacoles proposés, ont indiqué des vents dominants du nord-ouest dans la baie de Fundy et le golfe du Maine, bien que les vents les plus forts proviennent du sud. Les vents d'ouest-nord-ouest sont prédominants en hiver, et les vents du sud en été. On prévoit de forts vents du nord-ouest aux sites tout au long des mois d'hiver; toutefois, les sites proposés sont relativement protégés par la péninsule de Digby et Long Island contre les vagues de vent provenant du nord et de l'ouest. En revanche, les vagues de vent arrivant du nord-est devraient être fortes en raison de l'augmentation du fetch éolien de l'intérieur vers la baie extérieure. Les sites peuvent également être particulièrement vulnérables aux vagues provenant du sud et du sud-ouest, en raison du fetch sud-sud-ouest plus important et de la houle du large qui peut parvenir directement dans la baie (CMAR 2020). Les vagues et la houle seront sans doute les plus hautes aux sites les plus au sud et devraient se dissiper à mesure qu'elles avanceront plus loin dans la baie et dans les eaux moins profondes.

Le promoteur a recueilli les données des courantomètres à trois des quatre sites proposés. Les profileurs de courant à effet Doppler (ADCP) ont été déployés le 18 juin 2021 pendant 90 jours aux sites n° 1450 et 1451 et le 4 août 2021 pendant 50 jours au site proposé n° 1452 (figure 2). Compte tenu de la proximité des sites (moins de 3 km d'une limite à l'autre), il est raisonnable de supposer que les vitesses du courant au site n° 1449 sont semblables à celles du site n° 1450. Les données du courantomètre du site n° 1450 ont indiqué que les vitesses médianes du courant diminuaient légèrement avec la profondeur, tandis que les vitesses médianes

mesurées aux sites n° 1451 et 1452 variaient peu dans l'ensemble de la colonne d'eau, bien que des vitesses plus grandes aient été observées près de la surface.

Le milieu marin de la baie St. Mary's peut être classé comme ayant des courants à énergie moyenne à forte, avec des vitesses observées entre 15 et 30 cm/s dans 37 %, 44 % et 32,6 % des enregistrements des ADCP et à plus de 30 cm/s dans 37,4 %, 31,2 % et 44,5 % des enregistrements des ADCP des sites n° 1450, 1451 et 1452, respectivement. À tous les sites, les courants affichaient peu de variation verticale dans leur direction. Ils se déplaçaient principalement vers le nord-nord-est et le nord-est pendant le flux (entrant dans la baie), surtout vers le sud-sud-ouest et le sud-ouest pendant le reflux (sortant de la baie). Les vitesses du courant varient en raison de la morphologie du littoral et de la bathymétrie, ainsi que des influences des saisons, du vent et des tempêtes. Les résultats préliminaires de la modélisation hydrodynamique montrent que les vitesses maximales du courant dans Petit Passage, de même que sur la côte nord de l'île Brier et de la péninsule de Digby, peuvent dépasser les courants maximaux observés aux sites proposés d'un facteur de trois à cinq (c.-à-d. plus forts). Dans la baie St. Mary's, les courants maximaux observés sont dans un facteur de deux des courants maximaux modélisés, sauf dans le sillage de Petit Passage, où les courants observés sont plus forts.

La stratification semble faible aux sites proposés d'après les profils de vitesse du courant, de température et de salinité dans les données sur la colonne d'eau. C'est pourquoi il n'est pas nécessaire de tenir compte de la stratification pour choisir la vitesse du courant dans les zones d'exposition prédites plus loin. Les principales caractéristiques océanographiques, des infrastructures d'élevage et de grossissement des quatre nouveaux sites proposés sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1. Principales caractéristiques océanographiques, des infrastructures d'élevage et de grossissement des sites proposés. Les renseignements proviennent de la trousse de demande du promoteur, sauf indication contraire. S.O. signifie « sans objet » (c.-à-d. aucun renseignement supplémentaire à déclarer).

Caractéristique	Site n° 1449	Site n° 1450	Site n° 1451	Site n° 1452	Remarques supplémentaires
Amplitude maximale de la marée (m)	6,4	6,4	6,3	6,8	<ul style="list-style-type: none"> L'amplitude n'inclut pas les hausses soudaines du niveau de la mer. Calculée à partir des données des ADCP (données du capteur de pression).
Profondeur dans la zone de la concession (m)	11,0–28,0	20,0–26,0	31,0–47,0	37,0–43,0	<ul style="list-style-type: none"> Par rapport au zéro hydrographique des cartes (marée normale la plus basse) sur la carte du SHC.
Vitesse du courant (cm/s)					<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée n'a été recueillie au site n° 1449 (on a utilisé l'enregistrement du n° 1450 du fait de la proximité).
<ul style="list-style-type: none"> Près de la surface 	0,4–70,4 (5 m)	0,4–70,4 (5 m)	0,0–88,7 (7 m)	0,1–146,2 (6 m)	<ul style="list-style-type: none"> Mesurée à une profondeur spécifiée par rapport à la surface.
<ul style="list-style-type: none"> Zone pélagique 	0,2–68,8 (11,11 à 14,11 m)	0,2–68,8 (11,11 à 14,11 m)	0,3–63,1 (23,11 à 26,11 m)	0,1–126,9 (20,23 à 22,23 m)	<ul style="list-style-type: none"> Mesurée dans une tranche d'eau spécifiée à partir du fond.
<ul style="list-style-type: none"> Près du fond 	0,4–50,3 (3,11 m)	0,4–50,3 (3,11 m)	0,0–51,5 (3,11 m)	0,4–115,3 (5,23 m)	<ul style="list-style-type: none"> Mesurée à une profondeur spécifiée à partir du fond.
Sens du courant					<ul style="list-style-type: none"> Aucune donnée n'a été recueillie au site n° 1449 (on a utilisé l'enregistrement du n° 1450 du fait de la proximité).
<ul style="list-style-type: none"> Flux 	NE	NE	NE	NNE-NE	<ul style="list-style-type: none"> S. O.
<ul style="list-style-type: none"> Reflux 	SSO-SO	SSO-SO	SSO-SO	SSO-SO	<ul style="list-style-type: none"> S. O.
Hauteur de l'onde significative maximale sur 10 et 50 ans (m)	1,28 (ENE) 1,62 (ENE)	1,4 (S) 1,73 (ENE)	1,97 (S) 2,24 (S)	1,92 (SSO) 2,25 (SSO)	<ul style="list-style-type: none"> Résultats de STWave modélisés dans la demande du promoteur. La valeur entre parenthèses est la provenance.
Salinité (USP)	28,8–32,5	28,8–32,5	28,8–32,5	28,8–32,5	<ul style="list-style-type: none"> Salinité dans la concession conchylicole n° 5008.
Température dans la zone de la concession (°C)	1,0–17,0	1,0–17,0	1,0–17,0	1,0–17,0	<ul style="list-style-type: none"> D'après les ensembles de données à court terme du portail de données ouvertes de la Nouvelle-Écosse, les données historiques à long terme du modèle ERA5 et les données satellitaires à long terme.
Type de substrat	Argile, limon, sable, galets, cailloux, débris de coquillages	Argile, limon, sable, blocs, débris de coquillages	Argile, limon, sable, cailloux, débris de coquillages	Sable, cailloux, galets, débris de coquillages	<ul style="list-style-type: none"> Vidéo du fond marin et échantillons ponctuels provenant du relevé de référence du promoteur.

Caractéristique	Site n° 1449	Site n° 1450	Site n° 1451	Site n° 1452	Remarques supplémentaires
Configuration du réseau d'enclos en filets	2 x 6	2 x 6	2 x 6	2 x 6	<ul style="list-style-type: none"> Les smolts sont d'abord introduits dans 6 enclos en filets avant d'être éventuellement répartis dans les 12 enclos en filets (selon de la densité).
Circonférence individuelle des enclos en filets (m)	120–160	120–160	120–160	120–160	<ul style="list-style-type: none"> Cercles polaires plus petits utilisés au premier site (n° 1451).
Profondeur des enclos en filets (m)	15	15	15	15	<ul style="list-style-type: none"> Des filets anti-prédateurs seront utilisés – aucune profondeur précisée.
Période de grossissement dans les cages marines (mois)	10 à 18 mois	10 à 18 mois	10 à 18 mois	10 à 18 mois	<ul style="list-style-type: none"> Dépend de la taille des smolts et du moment de l'empoissonnement.
Nombre maximal de poissons sur le site	750 000	750 000	750 000	750 000	<ul style="list-style-type: none"> Le plan est de commencer avec 500 000 sur le premier site (n° 1451) et d'augmenter par la suite.
Nombre de poissons pour l'empoissonnement initial (poissons/enclos)	62 500–125 000	62 500–125 000	62 500–125 000	62 500–125 000	<ul style="list-style-type: none"> 125 000 poissons x 6 enclos en filets lors de l'empoissonnement initial, et éventuellement 62 500 x 12 enclos en filets.
Taille initiale à l'empoissonnement (g)	120–450	120–450	120–450	120–450	<ul style="list-style-type: none"> Dépend du moment de l'empoissonnement.
Poids moyen à la récolte (kg)	4,8	4,8	4,8	4,8	<ul style="list-style-type: none"> S. O.
Biomasse maximale (kg)	3 600 000	3 600 000	3 600 000	3 600 000	<ul style="list-style-type: none"> Nombre maximal de poissons sur le site x poids moyen de la récolte. Aucune mortalité n'a été prise en compte.
Densité d'empoissonnement maximale (kg/m³)	25,0	25,0	25,0	25,0	<ul style="list-style-type: none"> 10 à 20 kg/m³ pendant la phase exploratoire.

Zones d'exposition prévues (ZEP) pour la matière organique et les produits de traitement sanitaire des poissons

Pendant les activités de pisciculture marine, des matières organiques telles que les aliments non consommés (c.-à-d. les déchets d'aliments) et les matières fécales sont rejetées dans les eaux environnantes et peuvent couler sur le fond marin. Cette matière organique est, à son tour, utilisée par les organismes benthiques; toutefois, si elle s'accumule, elle peut modifier l'habitat benthique en appauvrissant l'oxygène dissous disponible, en accroissant les concentrations de sulfure « libre » dans les sédiments des habitats des fonds meubles et en augmentant la présence de tapis de bactéries de type *Beggiatoa* spp., de complexes de polychètes opportunistes et de matière floculante dans les habitats des fonds durs. C'est pourquoi la matière organique est considérée comme une substance polluante. En vertu du RAA fédéral et des règlements provinciaux, l'industrie aquacole est tenue de surveiller le fond marin des sites de pisciculture marine en fonction de seuils réglementaires établis qui exigent des mesures de gestion s'ils sont dépassés.

Des produits de traitement sanitaire des poissons peuvent également être administrés pendant les opérations aquacoles pour lutter contre les parasites et les agents pathogènes, comme dans la plupart des formes de monoculture. Au Canada, la gestion et le contrôle réglementaire de la santé du poisson relèvent des gouvernements provinciaux et fédéral. L'efficacité de la gestion intégrée des déprédateurs et de la gestion de la santé dans l'industrie de la pisciculture marine repose sur l'utilisation de stratégies chimiques (p. ex. drogues, pesticides, antibiotiques, désinfectants) et non chimiques comme des approches physiques, biologiques, de gestion des sites et d'élevage. Un tableau récapitulatif du mode d'action, de la concentration et de la posologie du traitement, ainsi que des renseignements récents sur la dégradation et la métabolisation des produits chimiques dont l'utilisation est autorisée au Canada se trouvent à l'annexe I.

Avant d'administrer des drogues et des pesticides, le RAA exige que l'industrie envisage d'abord des mesures de rechange viables, non chimiques. Au Canada, seule l'utilisation des produits enregistrés en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* et de la *Loi sur les aliments et drogues* et qui sont réglementés par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) et par la Direction des médicaments vétérinaires (DMV) de Santé Canada est autorisée, afin de préserver le meilleur état de santé et de bien-être des poissons dans les installations d'aquaculture. Ces produits ne sont utilisés que sous l'autorité et la supervision d'un vétérinaire agréé. Les vétérinaires tiennent compte d'une variété de renseignements propres au site, notamment le comportement des poissons, les conditions environnementales, les dossiers du site et l'information provenant des visites mensuelles du site et d'un dialogue continu avec les gestionnaires du site, afin de déterminer la prescription appropriée pour maintenir la santé des poissons d'élevage. De plus amples renseignements sur les procédures de prescription et d'administration des drogues et des pesticides au Canada se trouvent dans Beattie et Bridger (2023).

En vertu du RAA, chaque élevage de poissons à nageoires dans des enclos en filets au Canada doit déclarer son utilisation de drogues et de pesticides tous les ans. Le Système intégré d'information sur l'aquaculture (AQUIIS) a commencé à enregistrer les renseignements en 2015 et la première année complète de données a été collectée en 2016. Dans le contexte canadien de la pisciculture marine, le terme « drogue » s'applique généralement à tout produit administré dans l'alimentation, y compris les antibiotiques et les médicaments antiparasitaires. Le terme « pesticide » s'applique à un produit antiparasitaire qui est administré comme traitement dans un bain.

Les estimations des zones d'exposition prévues (ZEP) font partie d'une approche de triage visant à déterminer si les gestionnaires des zones côtières, les utilisateurs et les décideurs sont préoccupés par les rejets (déchets alimentaires, matières fécales, drogues et pesticides) d'un site de pisciculture marine proposé (Page *et al.* 2023a). Le MPO a utilisé l'approche des ZEP dans des évaluations précédentes de sites de pisciculture marine (MPO 2020a, 2021a, 2022a, 2022b, 2023a) comme approche de précaution pour déterminer les régions afin d'examiner les zones potentielles d'exposition des espèces et écosystèmes marins aux activités en enclos en filets ouverts. Les ZEP ont été utilisées pour la première fois pour évaluer des sites proposés de pisciculture marine à Terre-Neuve en 2019 (MPO 2022c, Page *et al.* 2023a). Depuis cette première évaluation, les calculs des ZEP ont évolué au fil du temps, car les hypothèses de calcul concernant la durée de toxicité et la variation spatiale des courants ont changé.

La ZEP se veut un modèle simple qui prédit les zones potentielles d'exposition des espèces et écosystèmes marins à la matière organique, aux drogues et aux pesticides rejetés par la pisciculture marine en enclos ouverts. En termes simples, une ZEP est un cercle qui définit une zone spatiale autour d'un site aquacole proposé où les écosystèmes et espèces marins peuvent être exposés à diverses activités aquacoles. Le rayon de la ZEP, R_{ZEP} , est calculé comme suit :

$$R_{ZEP} = L_{réseau} + D$$

où $L_{réseau}$ est l'échelle de longueur maximale du réseau de cages et D est une distance de déplacement calculée. Une ZEP ne sert pas à prédire l'intensité de l'exposition, la durée de l'exposition ou l'impact de l'exposition des écosystèmes ou espèces marins qui se trouvent dans la zone; elle est plutôt utilisée pour déterminer les caractéristiques et les attributs marins qui peuvent être exposés aux activités aquacoles. Ces estimations ne tiennent pas compte des caractéristiques terrestres qui peuvent constituer des obstacles naturels à l'exposition et il faut donc prendre en compte les caractéristiques telles que les limites côtières à l'intérieur de la ZEP dans l'examen plus large de l'exposition potentielle. De plus, bien que les ZEP soient utilisées pour estimer l'exposition, encore une fois, celle-ci ne doit pas être interprétée comme un impact ou même comme le fait que toutes les zones sont exposées dans une ZEP, compte tenu de la nature simplifiée de ces estimations. Une description plus complète du modèle de ZEP se trouve dans Page *et al.* (2023a).

Lorsque les ZEP sont utilisées en combinaison avec l'information sur la présence de stades biologiques et d'habitats des espèces et sur d'autres activités humaines, l'aquaculture peut avoir des impacts sur ces entités sensibles exposées à diverses activités aquacoles. Si, d'après l'analyse initiale du triage de l'exposition présentée ici, certains des chevauchements individuels ou cumulatifs déterminés s'avèrent préoccupants, une analyse scientifique plus détaillée peut être réalisée afin d'explorer davantage le degré et la nature des impacts potentiels ou des mesures d'atténuation qui pourraient devoir être envisagées, à la demande des gestionnaires, des utilisateurs et des décideurs.

Les sections suivantes sur la ZEP sont rédigées dans le contexte de l'élevage en mer du saumon atlantique; aucune considération particulière n'a été accordée à la truite arc-en-ciel.

Zones benthiques d'exposition prévues (ZEP benthiques)

Une zone benthique d'exposition prévue (ZEP benthique) est une estimation de premier ordre de la taille et de l'emplacement des zones benthiques qui peuvent être exposées à des dépôts de déchets d'aliments, de matières fécales et autres particules (médicaments) rejetés dans les limites d'un site aquacole proposé; les particules fines n'ont pas été prises en compte. La distance de déplacement, D est donnée par la formule suivante pour une ZEP benthique :

$$D = \frac{uH}{W_s}$$

où u est la vitesse maximale du courant, W_s est la vitesse de descente minimale approximative des matières particulaires alimentaires et fécales, et H est la profondeur maximale de l'eau à proximité du lieu de rejet des matières particulaires (Page *et al.* 2023a). L'échelle de temps du dépôt des particules rejetées sur le fond marin est donnée par H/W_s . Étant donné que la ZEP est une circonférence théorique qui entoure le centroïde d'un site aquacole proposé, on n'utilise pas la direction du débit dans les calculs. Une ZEP benthique indique la zone où une charge organique sur le fond marin peut être présente et, si des drogues sont administrées dans l'alimentation dans le cadre des opérations aquacoles, une ZEP benthique indique le domaine de dépôt potentiel des déchets alimentaires et des matières fécales, ainsi que les médicaments qui leur sont associés. Il est reconnu que les dépôts de matière organique et de drogues administrées dans l'alimentation peuvent avoir des répercussions directes sur l'habitat benthique et le benthos (MPO 2010a, Weitzman *et al.* 2019, Giles *et al.* 2021), bien que le degré d'impact ne soit pas particulièrement mis en évidence dans le présent rapport. De même, la décomposition, la remise en suspension, la floculation et la redistribution des matières déposées provenant des exploitations aquacoles ne sont pas prises en compte.

Un examen des données tirées du système AQUIS sur l'utilisation d'antibiotiques dans l'alimentation entre 2018 et 2022 dans les sites aquacoles de la Nouvelle-Écosse montre qu'environ 50 % des sites ont administré des antibiotiques, notamment trois des sites existants dans la baie St. Mary's. Un seul site de la baie St. Mary's a déclaré plus d'un traitement antibiotique, soit deux traitements consécutifs à moins de deux jours l'un de l'autre. Un examen des données sur l'utilisation de produits de lutte antiparasitaire dans les aliments au cours de la même période a révélé une utilisation minimale de ces produits à tous les sites aquacoles de la Nouvelle-Écosse. Parmi les sites existants dans la baie St. Mary's, un seul a déclaré une utilisation unique, en août 2022. Bien que l'utilisation de drogues dans l'alimentation animale ait été faible jusqu'à présent, elle demeure une possibilité à l'avenir et, par conséquent, les ZEP sont prises en compte dans cet examen.

Les ZEP benthiques associées aux déchets d'aliments et aux matières fécales pour les quatre sites proposés ont été estimées à l'aide des paramètres d'entrée communs et propres au site résumés ci-après (tableaux 2 et 3). Les vitesses de descente de différentes matières particulaires rejetées par les sites habituels de pisciculture marine (déchets alimentaires et matières fécales) varient et leur répartition entre ces particules rejetées est mal caractérisée. Les vitesses de descente minimales pour différentes matières particulaires ont été tirées des valeurs publiées pour chaque type de particule (Findlay et Watling 1994, Chen *et al.* 1999, Cromey *et al.* 2002, Chen *et al.* 2003, Sutherland *et al.* 2006, Law *et al.* 2014, Bannister *et al.* 2016, Law *et al.* 2016, Skoien *et al.* 2016). Nous avons utilisé la profondeur maximale de l'eau dans un rayon de 500 m de chaque site proposé et une vitesse maximale observée du courant dans la zone pélagique pour chaque site figurant dans les données du promoteur recueillies à chaque site proposé. Étant donné que les enclos en filets proposés et les poissons occuperaient les 15 m supérieurs de l'eau, les déchets d'aliments et les matières fécales rejetés traverseraient toute la colonne d'eau. C'est pourquoi nous avons utilisé les vitesses du courant dans la zone pélagique pour estimer les ZEP benthiques.

**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Région des Maritimes

Tableau 2. Sommaire des paramètres d'entrée communs utilisés pour calculer les estimations des ZEP benthiques pour les sites proposés.

Description et unité des paramètres d'entrée communs	Valeurs d'entrée utilisées pour calculer les estimations de la ZEP benthique
Circonférence individuelle des enclos en filets (m)	130
Rayon de l'enclos en filets (m)	21
Nombre d'enclos en filets dans le réseau de cages (largeur sur longueur)	2 x 6
Distance de séparation entre les centres des cages (m)	65
Longueur du réseau de cages (m)	367
Largeur du réseau de cages (m)	106
Échelle de longueur maximale du réseau de cages, $L_{réseau}$ (m)	191

Tableau 3. Sommaire des paramètres d'entrée propres à chaque site utilisés pour calculer les estimations des ZEP benthiques par type de particule pour les sites proposés.

Site proposé	Type de particule	Entrées de données W_s (cm/s)	Entrées de données H (m)	Entrées de données u (cm/s)	Entrées calculées Durée de la descente (min)	Entrées calculées D (m)	Estimations R_{ZEP} (m)
n° 1449	Aliments	5,3	49,4	68,8	16	641	832
n° 1450	Aliments	5,3	29,4	68,8	9	382	573
n° 1451	Aliments	5,3	27,3	63,1	9	325	516
n° 1452	Aliments	5,3	49,8	126,9	16	1 192	1 383
n° 1449	Matières fécales	0,3	49,4	68,8	274	11 329	11 520
n° 1450	Matières fécales	0,3	29,4	68,8	163	6 742	6 933
n° 1451	Matières fécales	0,3	27,3	63,1	152	5 742	5 933
n° 1452	Matières fécales	0,3	49,8	126,9	277	21 065	21 256

La ZEP benthique est une zone circulaire centrée au milieu d'un réseau d'enclos en filets proposé, représentant la limite externe de l'exposition potentielle aux matières particulaires déposées provenant des opérations aquacoles (aliments et matières fécales). Nous avons ajouté une distance maximale de 191 m entre le centre et le bord du réseau de cages proposé à la distance maximale possible parcourue horizontalement par une particule pour obtenir le rayon de la zone d'exposition prévue. La ZEP, un cercle, englobe généralement l'empreinte benthique réelle des sites de pisciculture marine, qui est habituellement une ellipse irrégulière

dont la forme dépend du courant local (p. ex. marées). En réalité, l'intensité de l'exposition de l'habitat benthique aux dépôts aquacoles devrait être plus grande près des réseaux d'enclos en filets eux-mêmes, diminuant à mesure que la distance par rapport aux enclos en filets augmente. Cependant, dans certains cas où les ZEP benthiques de sites aquacoles adjacents se chevauchent, un effet cumulatif de l'exposition benthique peut être observé.

D'après la vitesse de descente d'une particule pour l'alimentation, il n'y a pas de chevauchement entre les ZEP benthiques estimées des quatre sites (panneau de gauche; figure 3). En revanche, la vitesse de descente plus faible des particules pour les matières fécales se traduit par des ZEP benthiques plus grandes, présentant un chevauchement entre les ZEP benthiques des quatre sites proposés (panneau de droite; figure 3).

C'est au site n° 1452 que l'on trouve la plus grande ZEP benthique pour les matières fécales, en raison de la vitesse du courant maximale la plus élevée observée à ce site (tableau 1). La ZEP benthique pour les matières fécales du site n° 1452 englobe entièrement les sites adjacents, chaque ZEP benthique étant estimée indépendamment des autres à l'aide de paramètres physiques uniques à chaque site. Encore une fois, là où les ZEP benthiques se chevauchent, il existe un potentiel d'effets cumulatifs des sites adjacents sur le benthos (de même qu'à l'emplacement des autres sites aquacoles existants dans la baie St. Mary's). En général, si l'on tient compte des sites de pisciculture marine existants et des quatre nouveaux proposés, la majeure partie du fond marin de la baie St. Mary's pourrait être exposée aux dépôts de matières fécales (figure 3).

Bien que les ZEP benthiques des quatre sites proposés s'étendent au-delà de la péninsule de Digby et dans la baie de Fundy, les limites côtières sont telles que les dépôts sont plus probables sur le benthos dans la baie St. Mary's que dans les zones situées à l'extérieur de la baie. Certains dépôts de matières fécales peuvent arriver dans le nord de la péninsule de Digby et dans la baie de Fundy en empruntant Petit Passage en provenance des sites n° 1451 et 1452, et Grand Passage à partir du site n° 1452, bien que les dépôts d'excréments soient probablement limités à un rayon de 20 km de la côte le long de la péninsule de Digby et de Long Island. Certaines matières fécales pourraient aussi être transportées du site n° 1452 et se déposer au sud à l'extérieur de l'embouchure de la baie. Les matières fécales des sites n° 1449 et 1450 ne devraient pas se déposer à l'extérieur de la baie St. Mary's, car les ZEP n'englobent pas Petit Passage et n'atteignent pas l'embouchure de la baie.

Les zones où des impacts directs de la charge organique sont possibles se trouvent probablement à l'intérieur des ZEP benthiques plus petites calculées pour les aliments. Les liens entre l'enrichissement organique, les concentrations de sulfure dans les sédiments et les conditions globales des sédiments, comme l'état oxique et la diversité de la macrofaune dans les sites aquacoles, sont bien documentés (Pearson et Rosenberg 1978, Hansen *et al.* 2001, Wildish *et al.* 2001, Hargrave *et al.* 2008), et nous utilisons donc les concentrations de sulfure dans les sédiments comme indicateur de l'état oxique et de la biodiversité dans les sédiments meubles. En vertu du RAA et des règlements provinciaux, les exploitants de l'industrie de l'aquaculture sont tenus de surveiller les concentrations de sulfure dans les sédiments marins près des sites de pisciculture marine afin d'évaluer l'impact potentiel de la matière organique sur l'environnement benthique. Si les seuils réglementaires (c.-à-d. les limites de concentration) sont dépassés, des mesures de gestion sont requises.

Les concentrations moyennes de sulfure dans les sédiments mesurées lors des relevés de référence aux quatre nouveaux sites aquacoles proposés indiquent des niveaux A (c.-à-d. inférieures ou égales à 750 µM de sulfures « libres ») d'après les catégories oxiques de Hargrave (2010). [Les données du Programme de surveillance environnementale \(PSE\)](#)

disponibles sur le [portail de données ouvertes de la Nouvelle-Écosse](#) de 2009 à 2022 démontrent également que la grande majorité des sédiments échantillonnés sous les sites existants dans la baie St. Mary's et les environs sont demeurés à des niveaux A ou B (c.-à-d. inférieurs ou égaux à 1 500 μM de sulfures « libres »). L'échantillonnage effectué au site aquacole existant n° 1354 dans la baie St. Mary's en 2017 a indiqué une seule station avec des niveaux hypoxiques B supérieurs ou égaux à 3 000 μM de sulfures « libres » et a par la suite signalé un rétablissement à l'état oxygène A l'année suivante. De même, l'échantillonnage en 2022 a également démontré que les sites aquacoles existants n° 1354 et 1012 dans la baie St. Mary's avaient déclaré une seule station avec des niveaux B; l'échantillonnage de suivi en 2023 n'a pas encore été mené et les résultats ont été communiqués à des fins de comparaison.

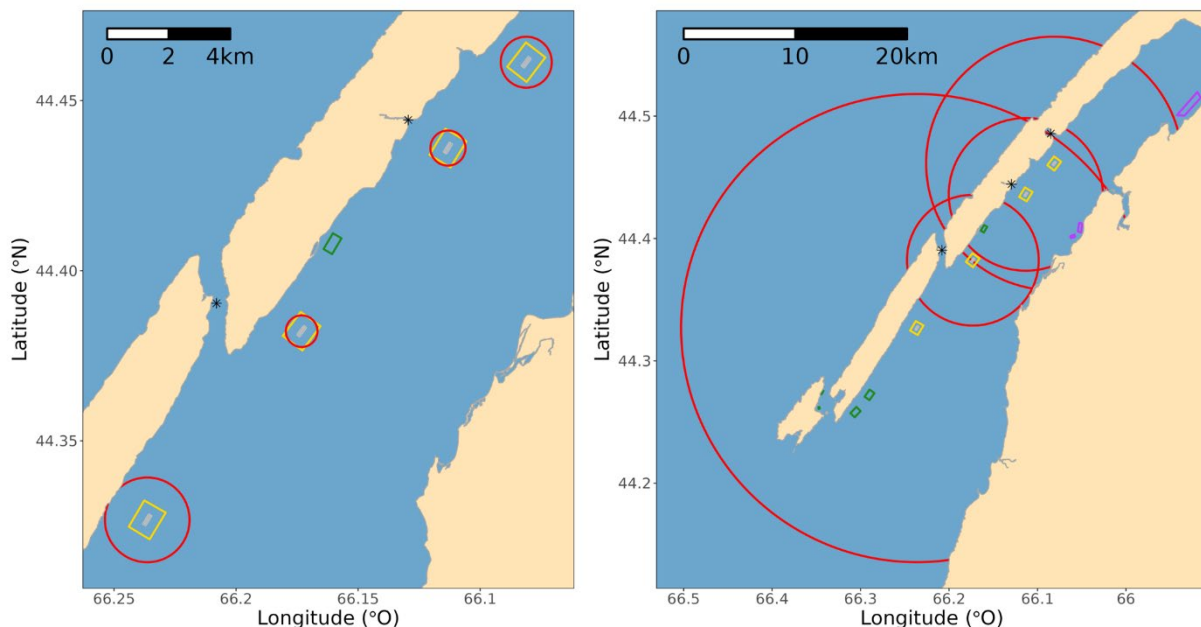


Figure 3. Les ZEP benthiques sont indiquées par les cercles rouges pour les quatre nouveaux sites proposés dans la baie St. Mary's, pour les déchets d'aliments (panneau de gauche) et les matières fécales (panneau de droite). Les limites proposées des concessions et les emplacements des réseaux d'enclos en filets sont représentés par les rectangles jaunes et gris, respectivement. Les concessions existantes d'élevage de poissons à nageoires et de mollusques et crustacés sont indiquées en vert foncé et en violet, respectivement. L'emplacement approximatif des installations saisonnières de conservation des homards est indiqué par des astérisques noirs. L'échelle est différente dans les panneaux de gauche et de droite.

D'après les données sur les sulfures dans les sédiments et l'état oxygène correspondant des sites existants dans la baie St. Mary's, bien que les concentrations aient été élevées à certains endroits, elles n'ont pas toujours affiché d'effets négatifs de l'enrichissement organique sur les sédiments marins et l'endofaune dans la région. Étant donné que les sites proposés se trouvent dans des conditions océanographiques similaires et à des niveaux de production comparables à ceux de ces sites existants, on peut prévoir les mêmes résultats aux sites proposés.

Zones pélagiques d'exposition prévues (ZEP pélagiques)

Une zone pélagique d'exposition prévue (ZEP pélagique) est une estimation de premier ordre de la superficie et de l'emplacement des zones pélagiques qui pourraient être exposées à des concentrations potentiellement toxiques de pesticides de bain homologués, s'ils sont utilisés

aux sites aquacoles proposés; les zones benthiques peu profondes pourraient elles aussi être exposées. Comme les ZEP benthiques, les ZEP pélagiques sont des zones d'exposition estimées qui servent d'outil aux décideurs pour déterminer les chevauchements potentiels avec les espèces et habitats marins qui sont sensibles à de telles expositions. Le rejet de pesticides de bain à partir d'un site de pisciculture marine peut avoir des répercussions directes sur les habitats et espèces sensibles, à divers stades biologiques, dans la colonne d'eau et sur le fond marin.

Un examen des données du système AQUIS sur l'utilisation des pesticides en Nouvelle-Écosse a montré qu'entre 2018 et 2022, aucun site aquacole en Nouvelle-Écosse, y compris dans la baie St. Mary's, n'a utilisé de pesticides sous forme de bain. Cependant, cette utilisation reste une possibilité à l'avenir et, par conséquent, les ZEP sont prises en compte dans cet examen.

Seuls les pesticides homologués sont inclus dans le calcul des ZEP pélagiques. Les deux pesticides homologués disponibles pour les traitements en baignades (p. ex. bain dans un enclos bâché et vivier) aux sites proposés sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène. Les ZEP pélagiques sont calculées en supposant que les traitements sont administrés sous forme de bain dans un enclos bâché, que tous les enclos en filets satisfassent ou non aux conditions de traitement de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) pour ce type d'application. Des études sur le terrain (Page *et al.* 2015) et des modèles simples initiaux (Page *et al.* 2023a) ont indiqué que les pesticides rejetés par un traitement en vivier se diluent plus rapidement que ceux rejetés par un traitement dans un enclos bâché. La taille de la ZEP pélagique dépend du taux de décomposition ou de dilution du pesticide utilisé, du volume de l'eau de traitement, de la concentration du traitement ciblé, du seuil de concentration des effets environnementaux et de la vitesse présumée du courant à l'horizontale. Les ZEP pélagiques devraient ainsi être plus petites pour les traitements en vivier que pour les traitements dans un enclos bâché. L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a déterminé que ni les deux pesticides homologués (azaméthiphos et peroxyde d'hydrogène), ni leurs produits de dégradation ne devraient rester en suspension puisqu'ils ne se lient pas aux matières organiques ou aux sédiments et ne s'accumulent pas dans les tissus des organismes. Les demi-vies de ces deux pesticides sont de l'ordre de quelques jours à quelques semaines, ce qui influence leur persistance dans le milieu marin à des concentrations jugées toxiques (ARLA 2014, 2016a, b, 2017).

Pour l'azaméthiphos comme pour le peroxyde d'hydrogène, le taux de décomposition du principe actif est faible par rapport au taux de dilution (voir les demi-vies à l'annexe I). Nous avons donc utilisé une échelle de temps de la dilution pour passer d'une concentration du traitement ciblé à une valeur de la Norme de qualité de l'environnement (NQE; Hamoutene *et al.* 2023a) pour calculer la ZEP pélagique pour les deux pesticides homologués. La ZEP pélagique a été calculée à l'aide d'une valeur prudente de la NQE qui assure un niveau de protection de 95 % des espèces (selon les données disponibles) tel qu'inféré des valeurs de la CD5 (c.-à-d. la concentration dangereuse à laquelle 5 % des espèces sont touchées ou potentiellement touchées; TGD 2018). Les valeurs de la NQE pour les deux pesticides incluent des facteurs d'évaluation de 2 et 5 pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, respectivement (Hamoutene *et al.* 2023a). Ainsi, la ZEP pélagique indique la possibilité que les espèces et habitats sensibles soient exposés à des concentrations supérieures au seuil prudent de la NQE.

Les valeurs de la NQE utilisées dans ce rapport sont inférieures à celles appliquées dans les examens antérieurs des sites aquacoles réalisés par la Direction des sciences du MPO et, par conséquent, les temps de dilution sont beaucoup plus longs que le temps de dilution de

3 heures estimé précédemment pour l'azaméthiphos (MPO 2020a, 2021a, 2022a, 2022b, 2023a). Des temps de dilution de 10,83 h et de 26,87 h pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, respectivement, ont été estimés à l'aide d'un modèle de dilution des pesticides (Haigh *et al.* 2024) avec les paramètres d'entrée (tableaux 4 et 5) et hypothèses suivants :

- La cage de traitement est un cylindre d'un périmètre de 130 m et d'une profondeur de 6 m, ce qui correspond à 60 % de la profondeur de la cage selon le protocole de traitement en enclos en filets dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick (Page *et al.* 2015).
- La concentration de traitement est de 10^5 ng/L et de $1,5 \times 10^9$ ng/L pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, respectivement.
- La valeur de la NQE est de 10^2 ng/L et de $1,5 \times 10^5$ ng/L pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, respectivement (Hamoutene *et al.* 2023a).
- On suppose que le panache de pesticide a une forme cylindrique.
- On suppose que la concentration de pesticide a une distribution gaussienne à l'horizontale.
- On suppose que le panache de pesticide se développe selon la relation d'Okubo à l'horizontale.
- On suppose que la concentration de pesticide est uniformément répartie à la verticale et que la profondeur du panache augmente en fonction de la relation présentée dans Page *et al.* (2023b).
- On suppose que le panache de pesticide contient des concentrations supérieures à celle de la NQE jusqu'à ce que la concentration maximale (au centre du panache) soit égale à la celle de la NQE. Après, on suppose que le panache n'est pas toxique.

Nous avons utilisé les vitesses maximales du courant pour calculer les ZEP benthiques. Dans les évaluations précédentes des sites aquacoles réalisées par le MPO, les vitesses maximales du courant ont également été utilisées pour le calcul des ZEP pélagiques. Cependant, les temps de dilution plus longs donnent des ZEP qui englobent des régions qui sont très peu susceptibles d'être exposées. En particulier, la baie St. Mary's est un environnement à grande amplitude des marées, dominé par les marées M2 qui ont une période de 12,42 h. Le temps de dilution calculé pour l'azaméthiphos (10,83 h) se rapproche de la période de la marée et celui du peroxyde d'hydrogène (26,86 h) dépasse deux périodes de la marée. Compte tenu de la nature des marées de la baie St. Mary's, les ZEP pélagiques ont été calculées à l'aide d'un déplacement vectoriel progressif maximal (et non des vitesses maximales du courant), qui tient compte des marées dans les courants.

*Tableau 4. Sommaire des paramètres d'entrée communs utilisés pour calculer les estimations des ZEP pélagiques pour les sites proposés. On utilise α et β pour caractériser la relation empirique dépendante du temps de la variance radiale équivalente déterminée par Okubo (1968, 1971). Pour obtenir de plus amples renseignements sur les modèles de dispersion des pesticides rejetés par la pisciculture marine, voir Haigh *et al.* (2024).*

Description et unité des paramètres d'entrée communs	Valeurs d'entrée utilisées pour calculer les ZEP pélagiques
Réseau de cages	Dimensions
Circonférence individuelle des enclos en filets (m)	130
Rayon de l'enclos en filets (m)	21

Région des Maritimes **Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Description et unité des paramètres d'entrée communs	Valeurs d'entrée utilisées pour calculer les ZEP pélagiques
Profondeur du traitement dans les enclos en filets (m)	6
Nombre d'enclos en filets dans le réseau de cages (largeur sur longueur)	2 x 6
Distance de séparation entre les centres des cages (m)	65
Longueur du réseau de cages (m)	367
Largeur du réseau de cages (m)	106
Échelle de longueur maximale du réseau de cages, $L_{réseau}$ (m)	191
Concentration du pesticide	Concentration
Dose de traitement à l'azaméthiphos (ng/L)	10^5
NQE pour l'azaméthiphos (ng/L)	10^2
Dose de traitement au peroxyde d'hydrogène (ng/L)	$1,5 \times 10^9$
NQE pour le peroxyde d'hydrogène (ng/L)	$1,5 \times 10^5$
Paramètres du modèle de diffusion du pesticide	Valeurs d'entrée
Modèle d'Okubo pour le paramétrage de la dispersion horizontale	$\alpha = 5,6 \times 10^{-6}; \beta = 2,22$
Distribution gaussienne de la concentration horizontale	$n = 1,5$
Modèle de croissance verticale	$K_2 = 0,01 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$

Tableau 5. Données d'entrée calculées utilisées pour estimer les ZEP pélagiques, par pesticide, pour les sites proposés.

Site proposé	Pesticide	Données d'entrée calculées Temps de dilution (heures)	Données d'entrée calculées Profondeur max. du panache (m)	D (m)	Estimations $R_{ZEP}(m)$
1449	Azaméthiphos	10,83	25,74	10 681	10 872
1450	Azaméthiphos	10,83	25,74	10 681	10 872
1451	Azaméthiphos	10,83	25,74	10 703	10 894
1452	Azaméthiphos	10,83	25,74	13 317	13 507
1449	Peroxyde d'hydrogène	26,87	37,10	17 506	17 697
1450	Peroxyde d'hydrogène	26,87	37,10	17 506	17 697
1451	Peroxyde d'hydrogène	26,87	37,10	14 670	14 861
1452	Peroxyde d'hydrogène	26,87	37,10	23 850	24 041

Pour les ZEP pélagiques, la distance de déplacement, D , est le déplacement vectoriel progressif maximal calculé à l'aide de l'enregistrement du courantomètre et du temps de dilution. La comparaison avec les résultats du suivi des particules à l'aide d'un modèle des volumes finis d'océanologie côtière (FVCOM; Pptrack, version 1.2.1) de la région indique que, bien que la ZEP à vecteur progressif puisse sous-estimer l'étendue de la zone d'exposition pour un seul site, les ZEP pour tous les sites pris ensemble englobent approximativement les zones d'exposition potentielles (figure 4). Il convient de noter que l'utilisation de vecteurs progressifs pour calculer les ZEP pélagiques devrait être évaluée au cas par cas. Pour la baie St. Mary's, les ZEP à vecteur progressif produisent une approximation raisonnable des zones d'exposition potentielles autour des sites aquacoles proposés en raison de l'emplacement des sites proposés et des conditions hydrographiques locales.

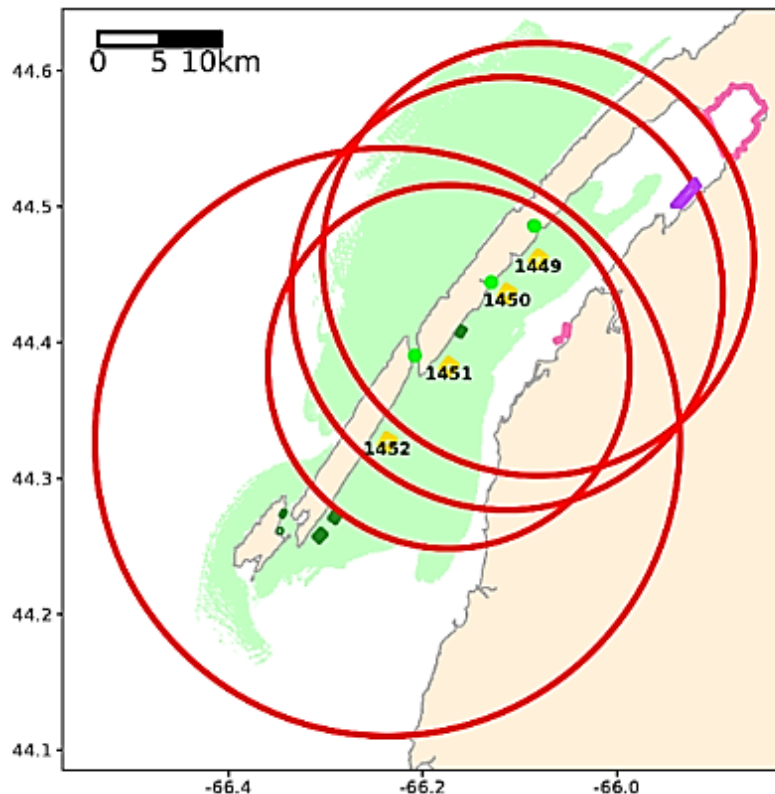


Figure 4. Emplacements prévus des panaches de pesticide (en vert clair) pour les traitements au peroxyde d'hydrogène à partir de tous les sites proposés en fonction du suivi des particules à l'aide de la sortie du modèle FVCOM. Les cercles rouges représentent les ZEP calculées à l'aide du déplacement vectoriel progressif maximal pour chaque site. Les sites proposés sont indiqués en jaune et les sites existants d'élevage de poissons à nageoires et de mollusques et crustacés sont indiqués en vert foncé et en rose/violet, respectivement. L'emplacement approximatif des installations saisonnières de conservation des homards est aussi indiqué par des points vert clair.

Pour estimer les ZEP pélagiques, nous supposons que les pesticides sont rejetés dans les eaux superficielles des sites proposés. D'après les données sur le courant fournies par le promoteur, le profil vertical de la vitesse du courant varie peu avec la profondeur à chaque site. Pour le calcul des ZEP pélagiques, nous avons utilisé les courants à 10 m sous la surface. Nous avons estimé les ZEP pélagiques en ajoutant la distance vectorielle progressive maximale parcourue horizontalement à l'échelle de longueur la plus longue du réseau d'enclos en filets proposé. Pour les quatre nouveaux sites aquacoles proposés, les ZEP pélagiques pour l'azaméthiphos (panneau de gauche; figure 5) et le peroxyde d'hydrogène (panneau de droite; figure 5) sont présentées ci-après.

Elles démontrent que presque tous les emplacements de la baie St. Mary's peuvent être exposés à un rejet de pesticide, en cas d'utilisation. Certains pesticides seront aussi sans doute transportés au nord de la péninsule de Digby et dans la baie de Fundy par Petit Passage, Grand Passage et l'embouchure extérieure de la baie. Outre l'exposition dans la zone pélagique, des expositions benthiques aux pesticides sont également probables. Étant donné que les temps de dilution des panaches de pesticides sont longs, le panache peut également s'étendre considérablement à la verticale, atteignant des profondeurs de 25,74 m et 37,1 m pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, respectivement. De ce fait, de vastes zones

de benthos des eaux moins profondes dans la baie St. Mary's peuvent également être exposés aux pesticides, y compris les zones côtières adjacentes à l'extérieur de la baie St. Mary's (figure 5).

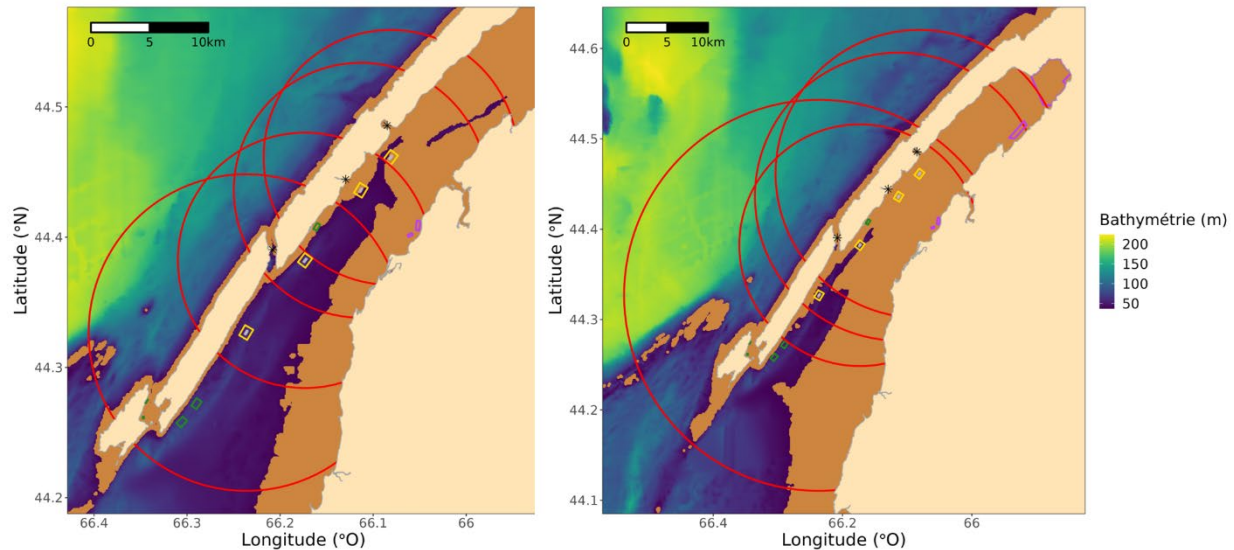


Figure 5. ZEP pélagiques des quatre sites proposés pour l'azaméthiphos (panneau de gauche) et le peroxyde d'hydrogène (panneau de droite), représentées en rouge et superposées sur la bathymétrie (la profondeur est en mètres, référencée au niveau moyen de l'eau). Le brun désigne les zones du fond marin qui peuvent être exposées à des concentrations toxiques de pesticides (profondeurs inférieures à 25,74 m pour l'azaméthiphos et à 37,1 m pour le peroxyde d'hydrogène). Les limites proposées des concessions et les emplacements des réseaux d'enclos en filets sont représentés par les rectangles jaunes et gris, respectivement. Les concessions existantes d'élevage de poissons à nageoires et de mollusques et crustacés sont indiquées en vert foncé et en violet, respectivement. L'emplacement approximatif des installations saisonnières de conservation des homards est indiqué par des astérisques noirs. L'échelle est différente dans les panneaux de gauche et de droite.

Lorsque plusieurs sites occupent des zones très proches et que les ZEP pélagiques peuvent se chevaucher, le potentiel d'exposition chronique des habitats et espèces marines augmentera en cas de multiples traitements aux pesticides et des effets cumulatifs sont possibles si les enclos en filets sont traités consécutivement sur une courte durée (Ernst *et al.* 2014) et en raison de périodes d'exposition plus longues (Refseth *et al.* 2019). Un aperçu des données du système AQUIS sur l'utilisation des pesticides de bain aux sites aquacoles du Nouveau-Brunswick entre 2018 et 2022 a montré que davantage de sites déclarent utiliser uniquement l'azaméthiphos (26,5 %) plutôt que le peroxyde d'hydrogène (6,1 %), mais qu'un plus grand nombre de sites déclarent utiliser les deux pesticides (32,6 %) que l'un ou l'autre seulement. Cependant, environ 75 % des sites qui utilisent les deux ont déclaré un intervalle de plus de deux semaines entre les utilisations. Compte tenu de ce qui précède, ainsi que des temps de dilution estimés pour l'azaméthiphos (10,83 h) et le peroxyde d'hydrogène (26,87 h), il est peu probable que les espèces et les habitats présents dans les ZEP pélagiques de la baie St. Mary's soient exposés aux deux pesticides en même temps à partir d'un seul site, bien que la proximité d'autres sites et le chevauchement des ZEP pélagiques puissent encore entraîner des effets cumulatifs potentiels résultant de l'utilisation de plusieurs produits chimiques dans la région (en soulignant encore une fois qu'un examen des données du système AQUIS sur l'utilisation des pesticides en Nouvelle-Écosse a montré qu'entre 2018 et 2022, aucun site aquacole en Nouvelle-Écosse, y compris dans la baie St. Mary's, n'a utilisé de pesticides de bain).

Espèces et habitats sensibles observés dans les ZEP pour la matière organique et les produits de traitement sanitaire des poissons

Dans la ZEP benthique, les espèces ont été considérées comme sensibles si elles sont sessiles ou sédentaires à un de leurs stades biologiques et sont sensibles à l'augmentation de la sédimentation, aux dépôts de matière organique et aux changements connexes des concentrations d'oxygène, ou à l'exposition à des médicaments administrés par voie alimentaire, le cas échéant. Il peut s'agir d'espèces telles que les bivalves et les crustacés à certains stades biologiques. Dans la ZEP pélagique, les espèces ont été considérées comme sensibles si on sait qu'elles sont sensibles à l'exposition à l'azaméthiphos et au peroxyde d'hydrogène utilisés comme pesticides de bain. Nous avons porté une attention particulière aux expositions possibles des crustacés en raison de leur plus grande susceptibilité relative aux pesticides utilisés en aquaculture. Pour les espèces situées dans les ZEP benthiques et pélagiques, une attention particulière a également été accordée à la présence de certaines espèces sessiles sensibles, comme les éponges, les coraux et la zostère, ainsi qu'aux habitats essentiels connus des espèces inscrites en vertu de la LEP. Nous avons pris en compte l'information sur l'abondance et la répartition des espèces et des habitats dans les ZEP et les zones avoisinantes lorsqu'elle était disponible pour déterminer dans quelle mesure les espèces et les habitats désignés sont communs ou rares (unicité ou importance) dans les ZEP.

Les drogues administrées par voie alimentaire ne sont pas utilisées de façon continue, mais elles persistent dans les sédiments après la fin d'une période de traitement. Cela peut entraîner des expositions prolongées pour les espèces benthiques et un effet cumulatif potentiel si plusieurs produits chimiques sont utilisés (Strachan et Kennedy 2021, Hamoutene *et al.* 2023b). Parmi les produits de lutte antiparasitaire administrés dans les aliments dont l'utilisation est autorisée dans les sites de pisciculture marine au Canada, un examen approfondi des données sur l'utilisation des produits chimiques de 2016 à 2018 indique que le plus utilisé était le benzoate d'émamectine (Chang *et al.* 2022). Les mesures prises à 10 sites de pisciculture marine au Canada ont également révélé que c'était la drogue de lutte antiparasitaire la plus couramment détectée dans les échantillons de sédiments autour des sites (Kingsbury *et al.* 2023). La principale préoccupation entourant l'utilisation d'antibiotiques dans l'alimentation est le développement potentiel de la résistance aux antimicrobiens, un processus par lequel les bactéries deviennent insensibles à un ou plusieurs antibiotiques au fil du temps (Baquero *et al.* 2008). De nombreuses incertitudes subsistent en ce qui concerne ces impacts indirects des antibiotiques sur les organismes marins; toutefois, les impacts directs sur les organismes marins ont été jugés peu probables compte tenu des quantités utilisées. Étant donné le manque d'information sur la résistance aux antimicrobiens chez les organismes marins, les effets potentiels de l'utilisation d'antibiotiques ne sont pas pris en compte davantage dans le présent examen.

Les connaissances actuelles sur l'exposition et les effets biologiques potentiels (dangers) des drogues et des pesticides utilisés dans le milieu marin pendant les activités de pisciculture marine sur des organismes non ciblés ont déjà été examinées dans Burridge et Holmes (2023). Si des drogues administrées dans l'alimentation ou des pesticides de bain étaient utilisés aux sites proposés, des effets pourraient être observés chez les espèces sensibles identifiées dans les sections qui suivent. Cependant, le degré d'impact dépendrait d'un certain nombre de facteurs, notamment l'étendue et le moment de l'utilisation et les détails du scénario de traitement. Pour déterminer plus précisément l'impact, des efforts scientifiques considérables sont nécessaires, en particulier une modélisation améliorée et des efforts sur le terrain pour vérifier sur place les extrants modélisés, une toxicologie propre à l'espèce, la sensibilité de la dynamique des populations à l'augmentation potentielle des mortalités par stade biologique et

des observations supplémentaires. Si des traitements sanitaires des poissons sont nécessaires, le moment et la méthode de traitement peuvent être des considérations importantes pour réduire le potentiel d'impacts sur les espèces non ciblées.

Zones d'importance écologique et biologique (ZIEB)

La zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) de l'île Brier et de la péninsule de Digby englobe une partie de la baie St. Mary's, qui est également une composante proposée du plan de réseau de conservation à long terme pour la région compte tenu de sa grande valeur de conservation (Buzeta 2014; panneau de gauche; figure 6). Cette ZIEB est connue pour les regroupements importants de mammifères marins et d'oiseaux de mer attirés par la forte concentration et la grande diversité de copépodes et d'autres espèces zooplanctoniques (Buzeta 2014). Elle est également connue pour sa diversité benthique, y compris les regroupements parfois importants d'espèces benthiques sensibles telles que les éponges et les modioles (*Modiolus modiolus*). En particulier, la zone au large de l'île Brier a été désignée comme une zone benthique importante (ZBI) pour les éponges au Canada atlantique (Kenchington *et al.* 2010, 2016). Le MPO (2004) a expliqué 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 sites proposés les plus au sud, n° 1451 et 1452, se trouvent à l'intérieur des limites de la ZIEB, et les ZEP des quatre sites proposés en chevauchent également les limites. Il y a aussi un léger chevauchement avec la plus grande ZEP pour le site proposé n° 1452 et la ZIEB côtière du sud-ouest du plateau néo-écossais (panneau de droite; figure 6), qui est située au sud de la baie St. Mary's et abrite beaucoup d'espèces et d'habitats dans ses nombreux bras de mer, baies et côtes (Hastings *et al.* 2014).

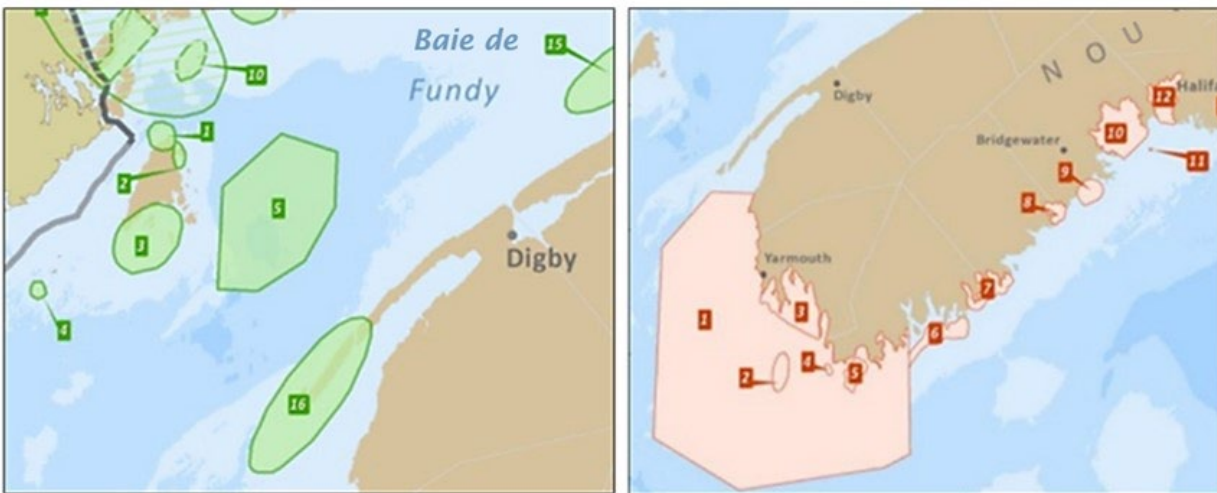


Figure 6. Emplacement des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) désignées dans la baie de Fundy (Buzeta 2014; panneau de gauche) et pour la côte de la Nouvelle-Écosse (Hastings *et al.* 2014; panneau de droite) qui chevauchent les emplacements des sites proposés ou les ZEP. Sur le panneau de gauche, le site 16 indique la ZIEB de l'île Brier et de la péninsule de Digby et sur le panneau de droite, le site 1 indique la ZIEB côtière du sud-ouest du plateau néo-écossais. Figures adaptées de Buzeta (2014) et de Hastings *et al.* (2014).

De récents relevés en plongée dans la ZIEB de l'île Brier et de la péninsule de Digby ont permis d'identifier un certain nombre de taxons d'éponges, un récif de modioles et un herbier de

zostère à Grand Passage (Cooper *et al.* 2019), qui est situé dans la ZEP benthique pour les matières fécales et la ZEP pélagique du site proposé le plus au sud (n° 1452). Les éponges sont considérées comme « sensibles et vulnérables aux activités anthropiques, y compris aux impacts directs (par exemple, enlèvement ou dommages) et indirects (par exemple, étouffement par sédimentation) de la pêche » (MPO 2010b). Les modioles jouent un rôle d'ingénieur de l'écosystème dans la formation d'un habitat biogène qui convient à un large éventail de taxons. C'est pourquoi la modiole a été désignée comme une espèce d'importance écologique (EIE) qui doit être mise en évidence dans la planification des zones de protection marines en raison de son importance écologique (Buzeta 2014), et la protection de ces habitats biogènes est une priorité de conservation dans la planification du réseau régional de conservation marine (MPO 2018). La modiole, un bivalve sédentaire, est également considérée comme sensible à une sédimentation accrue, comme les éponges. La zostère est elle aussi désignée comme une EIE au Canada atlantique, offrant de nombreuses fonctions écologiques, y compris un habitat pour les poissons et leurs proies. Les impacts potentiels des activités aquacoles sur la zostère ont été résumés dans les examens antérieurs des sites aquacoles réalisés par la Direction des sciences du MPO (MPO 2021a, 2022b).

Toutes ces espèces dans Grand Passage se trouvent plus près des sites aquacoles existants que des quatre sites proposés (figure 1). Bien qu'elles puissent être exposées à une augmentation de la sédimentation provoquée par les sites proposés, il est peu probable que la sédimentation atteigne des niveaux où l'on prévoirait des changements de l'état oxic et de la géochimie des sédiments, ou un étouffement, compte tenu de leur distance par rapport aux sites proposés et du fait qu'elles sont absentes des ZEP benthiques où l'intensité des dépôts devrait être la plus forte. L'exposition des éponges et des bivalves à une sédimentation accrue à de faibles niveaux pourrait même être bénéfique, car ces espèces, en tant qu'organismes filtreurs, prélèvent leur nourriture dans la colonne d'eau et leur utilisation a été préconisée dans l'aquaculture multitrophique intégrée (Soto 2009, Gökalp *et al.* 2021). En ce qui concerne l'herbier de zostère, Cooper et ses collaborateurs (2019) ont noté que son emplacement dans une anse protégée près de Westport, en Nouvelle-Écosse, correspondait à un site décrit par MacKay (1977) comme abritant une « zostère luxuriante ». Le fait que ce dense herbier de zostère soit observé apparemment encore en bon état peut être une indication de la santé et de la persistance de la zostère qui coexiste avec les sites aquacoles à proximité (certains étant présents depuis le milieu des années 1990) dans Grand Passage. L'herbier de zostère dans Grand Passage est probablement une caractéristique connue en raison de l'étude de la ZIEB. Compte tenu de ce que l'on sait de la biologie de la zostère, elle ne devrait pas être présente en grandes quantités ailleurs dans la baie St. Mary's en raison du substrat, de l'hydrodynamique et de la bathymétrie de la région, mais les données sont rares (Bernier *et al.* 2023).

Au moment de l'évaluation de la ZIEB pour la baie de Fundy, on a également discuté de la possibilité d'avoir une ZIEB distincte dans la baie St. Mary's. Bien qu'elle ne figure pas dans la liste finale des ZIEB, on a déterminé que la baie St. Mary's abritait au moins dix-neuf espèces en péril observées dans ses eaux (AECOM Canada Ltd. 2011, Buzeta 2014). La baie St. Mary's a également été mentionnée comme une zone importante pour les larves de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) qui seraient transportées par les courants de surface des frayères voisines sur le récif de la Trinité et le haut-fond Lurcher (Das 1968, Buzeta *et al.* 2003, Buzeta 2014). Le récif de la Trinité et le haut-fond Lurcher étaient autrefois l'une des plus vastes frayères et lieux de pêche à la senne coulissante et au filet maillant; elle est considérée comme la plus petite des trois principales frayères de la baie de Fundy depuis l'effondrement à la fin des années 1980, après une période de pêche intensive (Stephenson *et al.* 2015). On pense que la rétention des larves dans la baie St. Mary's pourrait faciliter le rétablissement de la

frayère. On ne sait pas bien si les sites aquacoles ont un impact (positif, négatif ou négligeable) sur les larves de hareng ou sur la baie St. Mary's en tant qu'aire de rétention.

Espèces inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril (LEP)* et autres espèces en péril

Plusieurs espèces en péril ont été observées dans la baie St. Mary's ou à proximité, ainsi que dans les ZEP. Les espèces observées dans les ZEP et qui ont été évaluées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) ou dont l'inscription à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril (LEP)* est à l'étude sont le rorqual boréal (*Balaenoptera borealis*); l'épaulard (*Orcinus orca*); la maraîche (*Lamnanasus*); le requin-taube bleu (*Isurus paucus*); le requin pèlerin (*Cetorhinus maximus*); le bar rayé (*Morone saxatilis*); la raie épineuse (*Amblyraja radiata*); la merluche blanche (*Urophycis tenuis*); la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*); l'esturgeon noir (*Acipenser oxyrinchus*); le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*); le brochet (*Esox lucius*); l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*); la grosse poule de mer (*Cyclopterus lumpus*); et le marsouin commun (*Phocoena phocaena*).

Des espèces inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* ont été observées : l'esturgeon à museau court (*Acipenser brevirostrum*; espèce préoccupante); le loup tacheté (*Anarhichas minor*; espèce menacée); le loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*; espèce menacée); le loup atlantique (*Anarhichas lupus*; espèce préoccupante); la tortue luth (*Dermodochelys coriacea*; espèce en voie de disparition); le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*; espèce préoccupante); la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*; espèce en voie de disparition); et le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*; espèce en voie de disparition). Une recherche dans la zone à l'aide d'un outil, la [Carte des espèces aquatiques en péril du MPO](#), indique que le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*; espèce en voie de disparition) et le saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy (*Salmo salar*; espèce en voie de disparition), qui sont inscrits à l'annexe 1 de la LEP, peuvent également être présents dans la région compte tenu de leur aire de répartition géographique connue. Le grand nombre d'observations de cétacés dans les ZEP, y compris de baleines noires de l'Atlantique Nord, donne à penser que des habitats convenables et productifs pour ces espèces se trouvent dans la baie St. Mary's.

On croit que les mentions d'esturgeon à museau court dans la baie St. Mary's sont des erreurs d'identification (peut-être d'esturgeons noirs juvéniles), puisque la zone d'occurrence de la population canadienne d'esturgeons à museau court serait en grande partie isolée dans la rivière Saint-Jean (COSEPAC 2015). En revanche, les relevés estivaux effectués par le MPO indiquent que la côte néo-écossaise de la baie de Fundy, au sud-ouest de Digby et près de l'île Brier, est l'un des habitats importants du loup atlantique (Horsman et Shackell 2009; Buzeta 2014). Toutefois, les zones proches des sites proposés ne sont pas considérées comme un habitat particulièrement important pour le loup de mer, dont l'habitat de prédilection se trouve généralement dans des eaux beaucoup plus profondes et des fosses, bien que l'on ignore actuellement l'étendue complète de la présence et de l'utilisation de la zone par l'espèce. Le COSEPAC a évalué l'esturgeon noir comme une *espèce menacée* et son inscription sur la liste de la LEP est à l'étude. Bien que l'habitat dans la baie St. Mary's ne soit pas aussi important que la rivière Saint-Jean et le haut du bassin Minas, on sait que des esturgeons noirs se rassemblent régulièrement dans la baie et il pourrait s'agir d'un habitat d'hivernage. Des esturgeons noirs marqués d'étiquettes acoustiques ont également été détectés près des sites d'élevage de saumons atlantiques dans la baie de Fundy, bien que leur présence varie d'une baie à l'autre où l'aquaculture est pratiquée (M. Trudel, MPO, données inédites).

Des saumons atlantiques provenant des unités désignables (UD) de l'intérieur de la baie de Fundy et de l'extérieur de la baie de Fundy, ainsi que de l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest, pourraient également se trouver dans la région (Lacroix 2013a). Le saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy est inscrit sur la liste des espèces en voie de disparition en vertu de la LEP, tandis que celui de l'extérieur de la baie de Fundy et celui de l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest sont évalués par le COSEPAC comme étant en voie de disparition et que leur inscription en vertu de la LEP est à l'étude. Dans une précédente Réponse des sciences, le MPO a examiné l'utilisation de l'habitat dans la baie St. Mary's par les stades biologiques du saumon atlantique sauvage et a indiqué que, d'après les renseignements limités disponibles, on pense que le saumon atlantique utilise la zone comme corridor migratoire et aire d'alimentation pendant la croissance, la maturation et le reconditionnement après la fraie (MPO 2011b); les post-smolts l'utilisent aussi lorsqu'ils reviennent du golfe du Maine (Lacroix 2013a).

L'exposition de ces espèces en péril à l'augmentation des dépôts de matière organique provenant des sites aquacoles proposés est une préoccupation mineure étant donné que toutes les espèces observées sont mobiles (c.-à-d. capables de se déplacer) et qu'aucun habitat essentiel de ces espèces n'a été désigné dans les ZEP benthiques. À l'heure actuelle, il n'existe aucune preuve suggérant que l'utilisation de produits de traitement sanitaire des poissons aurait des impacts sur les espèces de poissons ou de mammifères marins. Les interactions potentielles les plus préoccupantes pour les grandes espèces pélagiques en péril observées dans la région sont celles associées à l'emplacement des infrastructures des sites (c.-à-d. l'empêchement). Ces interactions potentielles sont examinées plus loin, dans la section *Risque d'empêchement d'espèces sauvages en péril dans les infrastructures aquacoles* du présent document.

Espèces ciblées par la pêche

Les recherches effectuées sur les ZEP dans la base de données du MPO ont révélé un chevauchement avec de nombreuses espèces de poissons et d'espèces benthiques. Les invertébrés observés (tels que mentionnés dans les enregistrements de la base de données) sont le homard d'Amérique; les crabes; les crevettes; le krill; le pétoncle géant; la moule bleue; la palourde américaine; les myes; le buccin; les calmars; les méduses; les étoiles de mer; les bryozoaires; et des éponges. Les espèces de poissons démersaux et pélagiques observées (telles que mentionnées dans les enregistrements de la base de données) sont l'aiglefin; les plies; les chabots; la goberge; la morue franche; l'hémitriptère atlantique; la loquette d'Amérique; la baudroie; les motelles; la tanche-tautogue; les sébastes; le hareng de l'Atlantique; le maquereau; le gaspareau; le stromaté; l'aloise; l'éperlan; et les thons. La baie St. Mary's renferme également une abondance de stocks de poissons importants et de nombreuses pêches d'envergure y sont pratiquées.

Homard

Les sites proposés, ainsi que les ZEP connexes, chevauchent la zone de pêche du homard (ZPH) 34, d'où proviennent plus de 20 % du total des débarquements canadiens. Le stock de homard de la ZPH 34 se trouve dans la zone saine (MPO 2023b). La baie St. Mary's soutient des pêches du homard à des fins alimentaires, sociales et rituelles, des pêches aux fins de subsistance convenable, des pêches commerciales communautaires et des pêches commerciales. Elle est composée des grilles statistiques 92 et 81 de déclaration du homard, où se trouvent les quatre sites aquacoles proposés, et de la grille 69, à la tête de la baie. En tenant compte de ces grilles statistiques, la zone totale de pêche du homard est estimée à 505,5 km² dans la baie St. Mary's, avec un débarquement saisonnier moyen combiné de 662 t entre 2020

et 2022 (soit environ 1,3 t de homard débarqué par km²). De plus, les installations commerciales de conservation des homards dans la baie St. Mary's sont également situées dans les ZEP des sites aquacoles proposés, celles de Sandy Cove, de Little River et de Tiverton/East Ferry étant les plus proches des quatre sites proposés (figures 3 et 5). Du fait de la proximité de ces installations, les conditions imposées par l'ARLA sur l'étiquette du produit concernant l'utilisation de l'azaméthiphos à proximité d'installations actives autorisées de conservation des homards pourraient s'appliquer à certains moments si ces installations se trouvent à moins de 1 km des sites proposés (ARLA 2017). Ces installations fonctionnent pendant la saison de la fin novembre à mai chaque année et jusqu'à deux semaines après la fin de la saison du homard.

Les efforts de relevé du homard dans la baie St. Mary's donnent une indication de son importance en tant qu'habitat du homard. Le relevé côtier au chalut du homard à stations fixes a été conçu à l'origine comme un relevé au chalut du poisson de fond, mais enregistre la présence de homards depuis sa création en 1996 (Denton 2020). En 2013, le relevé est officiellement devenu un relevé côtier au chalut du homard, a élargi sa portée spatiale et a mis davantage l'accent sur le homard. Des stations du relevé se trouvent dans la baie St. Mary's depuis la création du relevé côtier au chalut du homard. Les densités de homard observées dans le relevé au chalut sont systématiquement plus élevées dans la région de la baie St. Mary's et dans les zones côtières adjacentes du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, comparativement à la zone extracôtière. Tous les stades biologiques du homard, en particulier les femelles œuvées (portant des œufs), sont plus abondants dans la baie St. Mary's qu'à l'extérieur de la zone (figure 7).

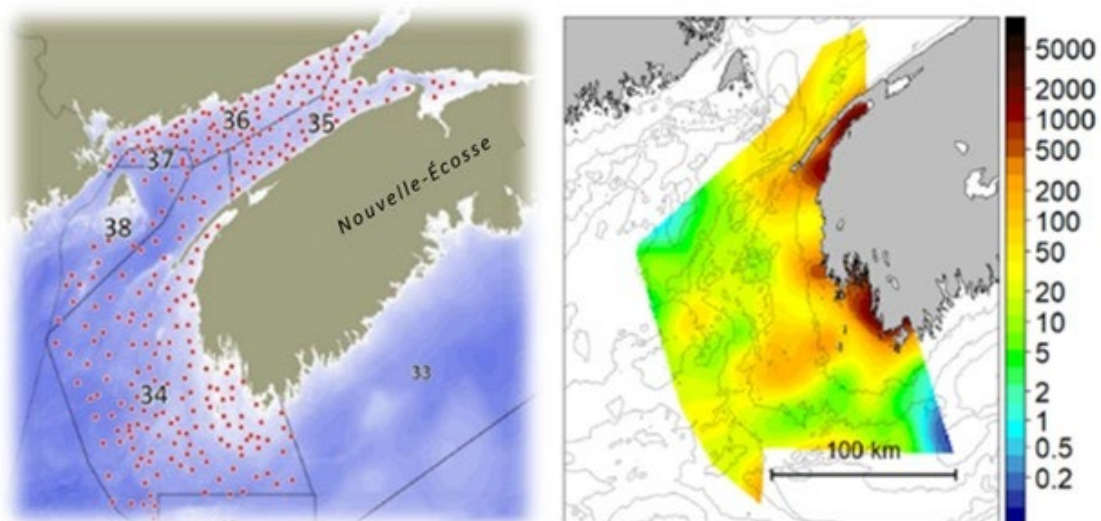


Figure 7. Emplacements des stations fixes utilisées pour le relevé côtier au chalut du homard (panneau de gauche) et densité modélisée (kg/km²) des homards de taille commerciale en 2022 à l'aide des données du relevé côtier au chalut du homard (panneau de droite). Les densités de homard sont plus élevées dans la baie St. Mary's que dans les zones adjacentes et les zones extracôtières.

Un relevé annuel à la drague de la population de pétoncles effectué dans la baie St. Mary's a également fourni un indice constant pour la série chronologique de l'abondance du homard. Dans l'ensemble, ces relevés indiquent une densité trois fois plus élevée de homard, à la fois de taille inférieure à la taille réglementaire (longueur de carapace, LC, de 70 à 81 mm) et de taille commerciale (LC supérieure ou égale à 82 mm), dans la baie St. Mary's qu'à l'extérieur de

la baie (île Brier/ haut-fond Lurcher; J Sameoto et B. Wilson, MPO, Dartmouth N.-É., données inédites).

Des collecteurs passifs remplis de galets ont également été déployés dans tout le Canada atlantique et en Nouvelle-Angleterre pour échantillonner les colonies de homards d'Amérique post-larvaires, y compris dans la baie St. Mary's (McManus *et al.* 2023). La série chronologique publiée pour l'ensemble du Canada atlantique et de la Nouvelle-Angleterre va de 1989 à 2021, et des données sont encore recueillies aujourd'hui, et plus particulièrement dans la baie St. Mary's depuis 2009. D'après les données, dans les dernières années du programme de collecte, certains des indices les plus élevés de homards jeunes de l'année trouvés pendant le projet concernaient la baie St. Mary's (McManus *et al.* 2023). La figure 8 illustre la distribution des tailles des homards échantillonnés dans les collecteurs de la baie St. Mary's.

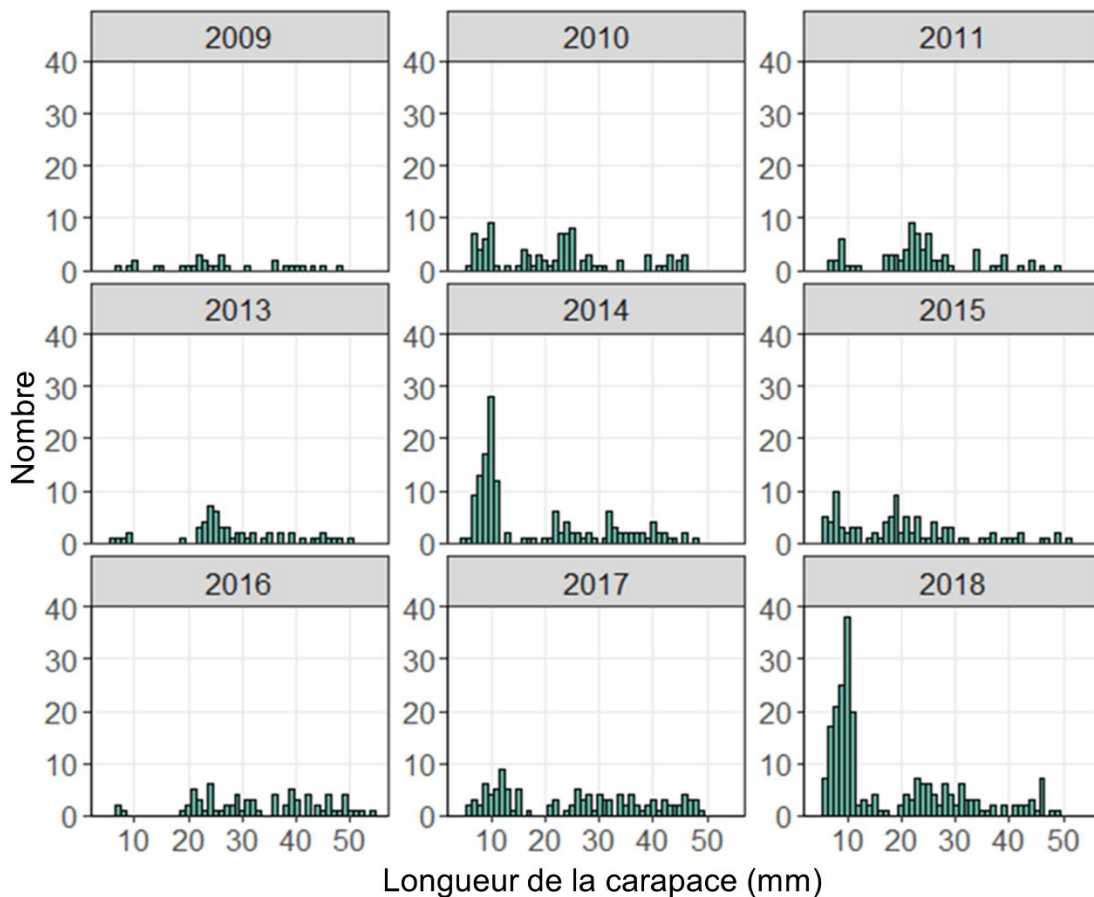


Figure 8. Fréquence des tailles de tous les homards échantillonnés dans les collecteurs de la baie St. Mary's de 2009 à 2018.

Dans une précédente Réponse des sciences, le MPO a examiné l'utilisation de l'habitat dans la baie St. Mary's par les stades biologiques du homard (MPO 2011a). Tous les stades biologiques du homard, y compris les adultes, devraient être présents pendant les mois d'été. Il est également probable que les homards adultes se déplacent de manière saisonnière pour passer dans les eaux plus profondes du large pendant les mois les plus froids afin de rester à des températures idéales. Des observations préliminaires ont montré que l'établissement du homard était cinq fois plus élevé sur les collecteurs installés près de l'ouverture de Petit

Passage que sur les collecteurs installés plus au nord-est sur le haut-fond de la baie St. Mary's (MPO 2011a). La découverte de homards récemment établis à un site d'échantillonnage laisse aussi supposer que les stades larvaires pélagiques se trouvent dans la colonne d'eau sus-jacente dans les semaines ou les mois précédents, car les homards ne se déplacent pas beaucoup sur le fond marin avant au moins l'année qui suit leur établissement, voire plus tard (Lawton et Lavalli 1995). Après l'établissement, de jeunes homards juvéniles (jusqu'à environ 15 mm de LC) sont présents sur le fond marin dans la baie St. Mary's pendant un certain temps en raison de leur mobilité limitée une fois établis (Lavalli et Lawton 1996). Les juvéniles plus grands (environ 15 à 50 mm de LC) sortent davantage de leurs refuges, mais se comportent tout de même comme des prédateurs centraux en quête de nourriture et ne vont pas aussi loin que les adultes (Morse et Rochette 2016; Lawton et Lavalli 1995).

On a remarqué que les juvéniles d'une LC de 7 à 30 mm demeurent dans des conditions stressantes (p. ex. températures chaudes de l'eau supérieures ou égales à 20 °C; Nielsen et McGaw 2016) plutôt que de quitter leur refuge et peuvent également préférer leur refuge plutôt que d'éviter l'hypoxie. Des changements dans les conditions de l'oxygène benthique peuvent ainsi avoir des effets sur la survie des recrues aux premiers stades benthiques. Pour les homards adultes, les limites létales d'oxygène observées en laboratoire varient de 0,2 à 1,72 mg/L, selon la température et la salinité (McLeese 1956). La possibilité que les stades benthiques des homards (au moins les adultes) s'éloignent des zones hypoxiques, comme sous les cages d'aquaculture enrichies en matière organique, a été soulevée (Horricks *et al.* 2022); toutefois, on ne connaît pas bien les impacts que les altérations de l'habitat benthique découlant de l'augmentation des dépôts de matière organique peuvent avoir sur les conditions de l'habitat du homard, ainsi que sur l'abondance et la répartition globales de l'espèce.

Les observations de l'abondance et de la répartition du homard à proximité des sites de pisciculture marine au Canada atlantique sont variées. Lawton (2002) a constaté une plus faible abondance des homards, en particulier des femelles œuvées, près des fermes piscicoles proches de Grand Manan, au Nouveau-Brunswick, lorsque les cages à poissons étaient empoisonnées que lorsqu'elles ne l'étaient pas. Wiber et ses collaborateurs (2012) ont également signalé que selon les pêcheurs du sud-ouest du Nouveau-Brunswick, la pisciculture marine a une influence sur la répartition du homard et que les femelles œuvées évitent ces zones. En Nouvelle-Écosse, Loucks et ses collaborateurs (2014) et Milewski et ses collaborateurs (2018) ont laissé entendre que les prises à long terme (c.-à-d. 7 et 11 ans, respectivement) de femelles de taille commerciale et de femelles œuvées à Port Mouton étaient systématiquement plus faibles pendant les périodes de production de la pisciculture marine que durant les périodes de jachère. En revanche, Grant et ses collaborateurs (2019) ont mené une étude à long terme et n'ont observé aucune variation dans l'abondance des homards de taille commerciale ou des femelles œuvées entre les sites des exploitations et de référence d'une ferme de pisciculture marine près de Grand Manan sur une période de 8 ans. De même, une étude récente réalisée en Nouvelle-Écosse à un site de pisciculture marine dans la baie de Liverpool de 2019 à 2021 a remarqué que les homards étaient moins abondants dans la zone de la ferme à mesure que la production de poisson augmentait au cours du cycle de production, bien qu'il n'y ait eu aucune indication de réduction des déplacements des homards dans les zones adjacentes à la ferme (voir : [Upcoming Hearings | Public Hearing on Applications by Kelly Cove Salmon Ltd. in Liverpool Bay, Queens County | Exhibit 056](#)).

L'exposition aux drogues administrées dans l'alimentation par la pisciculture marine, comme le benzoate d'émamectine, peut également avoir des répercussions sur les homards juvéniles et adultes qui se trouvent dans les ZEP benthiques (figure 3; Daoud *et al.* 2018, Hamoutene *et al.* 2023c). Des études en laboratoire ont montré que le benzoate d'émamectine a des effets

toxiques sur les homards juvéniles, comme une mue prématurée, une réduction des taux de croissance et la mortalité (Burrige *et al.* 2000, Waddy *et al.* 2002, Burrige *et al.* 2008, Daoud *et al.* 2018, Mill *et al.* 2021, Hamoutene *et al.* 2023c). Bien que des études plus récentes sur le terrain aient relevé des preuves de la consommation de déchets alimentaires ou de matières fécales par les homards près des cages contenant des saumons atlantiques (Sardenne *et al.* 2020, Baltadakis *et al.* 2020), des essais antérieurs d'alimentation en laboratoire ont démontré que les homards adultes choisissent de préférence des aliments naturels plutôt que des aliments médicamenteux (Waddy *et al.* 2007). On ne comprend pas bien le mécanisme exact d'exposition (p. ex. consommation directe, contact avec l'exosquelette, exposition à de faibles concentrations dans l'eau) dans le milieu marin.

Les larves de homard dans la colonne d'eau et les homards juvéniles et adultes vivant dans les zones d'eaux peu profondes des ZEP pélagiques (figure 5) peuvent être exposés à des concentrations toxiques de pesticides. Lorsqu'il se trouve dans l'environnement, l'azaméthiphos est toxique pour les crustacés non ciblés, y compris tous les stades biologiques larvaires, juvéniles et adultes du homard (Burrige 2013, ARLA 2016b, 2017). Les tests de toxicité aiguë montrent que la létalité peut survenir à des concentrations inférieures à la concentration cible du traitement pour l'azaméthiphos sur différents temps d'exposition (Parsons *et al.* 2020, Hamoutene *et al.* 2023A, c). Plus précisément, les femelles œuvées sont plus sensibles à l'azaméthiphos pendant les mois d'été en fonction des cycles de reproduction et de mue (Burrige *et al.* 2005). Une étude récente des tests de toxicité aiguë réalisés avec le peroxyde d'hydrogène a également documenté des effets létaux retardés (24 h après l'exposition) sur tous les stades larvaires du homard à des concentrations beaucoup plus faibles que les concentrations de traitement recommandées pour le peroxyde d'hydrogène après seulement une heure d'exposition (Escobar-Lux *et al.* 2020). Bien que la dilution soit un facteur pour l'utilisation des pesticides dans la zone pélagique, les matières actives telles que l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène se sont avérées plus stables dans les formulations utilisées qui contiennent des additifs et, par conséquent, peuvent conduire à des expositions prolongées pour les crustacés non ciblés (Strachan et Kennedy 2021).

Pétoncles

Les quatre sites aquacoles proposés sont situés dans la zone de production de pétoncles (ZPP) 3. Le stock de pétoncles de la ZPP 3 se trouve dans la zone saine (MPO 2023c). La baie St. Mary's soutient des pêches du pétoncle à des fins alimentaires, sociales et rituelles, des pêches commerciales communautaires et des pêches commerciales. Depuis 2002, la proportion de prélèvements par la pêche commerciale dans la ZPP 3 dans la baie St. Mary's a augmenté, passant de 20 % avant 2010 à 37 % après, illustrant l'importance croissante de la baie St. Mary's pour les pêches sauvages de pétoncles dans la région. Les ZEP benthiques pour les matières fécales chevauchent les ZPP 1A, 3 et 4, et il y a un chevauchement direct entre l'effort de pêche sauvage du pétoncle dans la baie St. Mary's et les concessions proposées n° 1449, 1451 et 1452 (figure 9). Au cours des six dernières années, 44 % des débarquements dans la seule ZPP 3 provenaient des ZEP benthiques pour les matières fécales, de même que 9 % et 7 % des débarquements dans les ZPP 1A et 4, respectivement. Comme indiqué dans la section précédente *Zones d'exposition prévues (ZEP)*, les calculs des ZEP ne tiennent pas compte des caractéristiques des terres et il faut donc prendre en compte les limites côtières à l'intérieur de la ZEP dans l'examen de l'exposition potentielle. Cela dit, on ne prévoit pas à que les matières fécales provenant des sites proposés parviennent dans la ZPP 4, car le rayon de la ZEP benthique pour les matières fécales du site proposé n° 1449 n'atteint pas Petit Passage où le transport de l'autre côté de la péninsule de Digby serait possible.

La baie St. Mary's offre un habitat d'une importance considérable pour les stades biologiques du pétoncle. Les pétoncles sont relativement sédentaires et ne sont pas omniprésents dans toute la région. Trois des quatre concessions aquacoles proposées (n° 1449, 1451 et en particulier 1452) chevauchent directement des zones de grande abondance des jeunes pétoncles (hauteur de coquille de 10 à 65 mm) et des pétoncles adultes (hauteur de coquille d'au moins 65 mm; figure 10). D'importants habitats de pétoncles dans les ZEP benthiques pour les matières fécales ont également été désignés du côté nord de la péninsule de Digby (figure 10).

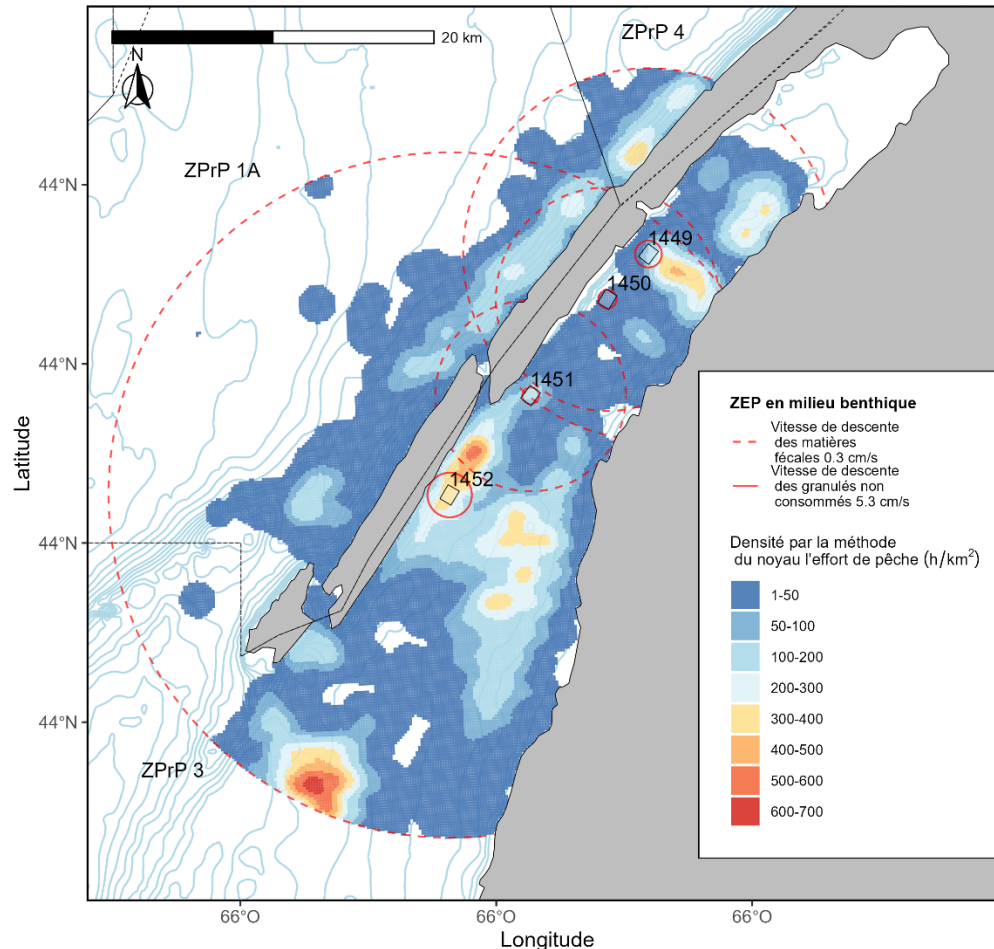


Figure 9. Effort de pêche du pétoncle, représenté par la densité par noyau (heures/km²) d'après les enregistrements des journaux de bord commerciaux de 2004 à 2022 dans les ZEP benthiques pour les matières fécales (cercles tiretés rouges). Les cercles rouges pleins représentent les ZEP benthiques pour les aliments. La productivité des pétoncles est étroitement liée à la qualité de l'habitat et, en l'absence de renseignements détaillés sur l'habitat, la répartition spatiale de l'effort de pêche est un bon indicateur de la qualité de l'habitat (Brown et al. 2012). Les polygones noirs sont les emplacements des concessions proposées. L'effort de pêche chevauche directement la pêche sauvage du pétoncle dans la baie St. Mary's et les concessions proposées n° 1449, 1451 et 1452. Les lignes noires tiretées indiquent les limites entre les zones de gestion ZPP 3, ZPP 1A et ZPP 4. Les calculs des ZEP ne tiennent pas compte des caractéristiques terrestres; on ne prévoit pas à que les matières fécales provenant des sites proposés atteignent la ZPP 4.

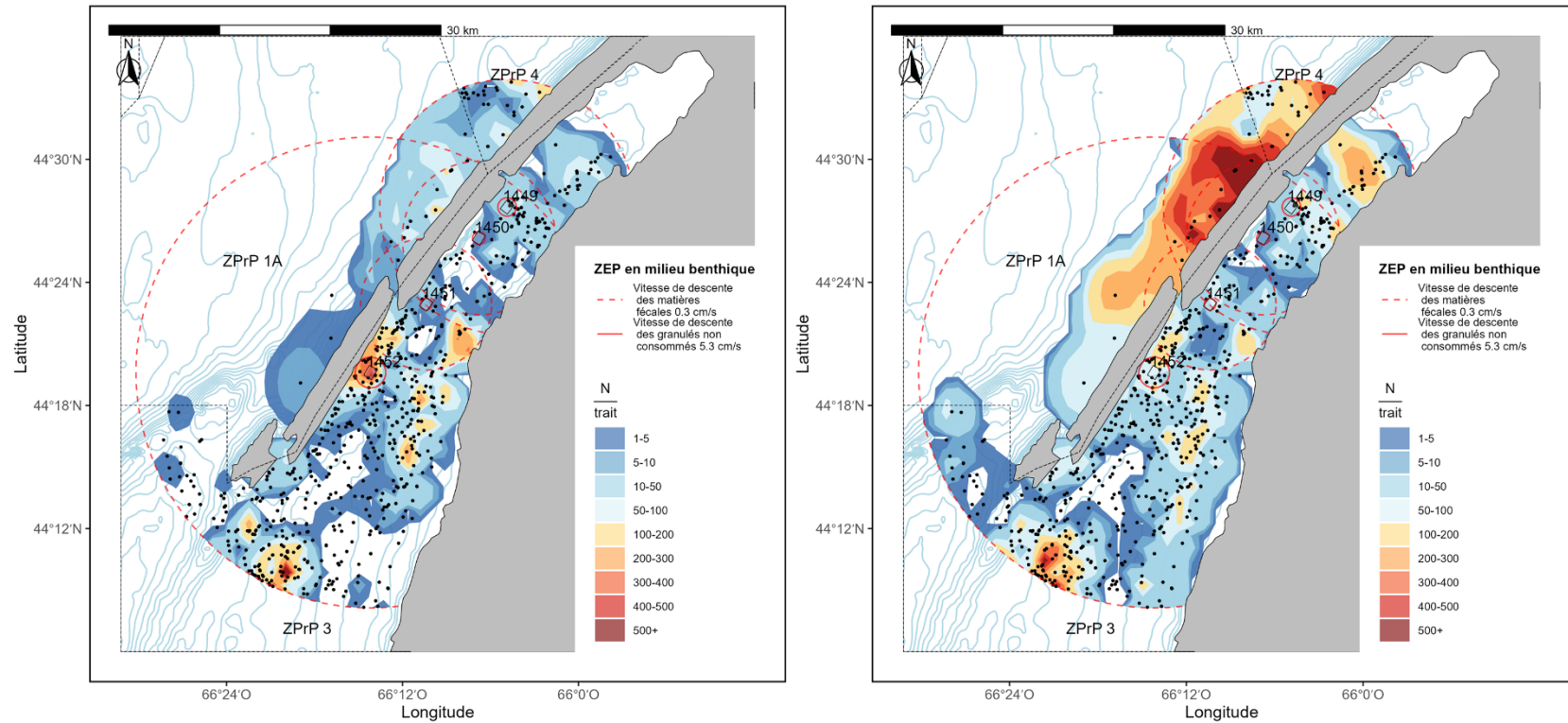


Figure 10. Répartition de la densité spatiale (nombre/trait) des jeunes pétoncles (hauteur de coquille de 10 à 65 mm; panneau de gauche) et des pétoncles adultes (hauteur de coquille d'au moins 65 mm; panneau de droite) d'après les relevés des pétoncles de 1991 à 2022 dans la baie St. Mary's et à proximité de celle-ci dans les ZEP benthiques pour les matières fécales (cercles tiretés rouges). Les cercles rouges pleins représentent les ZEP benthiques pour les aliments. Les points représentent l'emplacement des traits. Les polygones noirs sont les emplacements des concessions proposées. Il y a un chevauchement direct entre des zones de grande abondance des jeunes pétoncles et des pétoncles adultes dans la baie St. Mary's et à proximité et les sites proposés n° 1449, 1451 et en particulier 1452. D'importants habitats de pétoncles dans les ZEP benthiques pour les matières fécales ont également été désignés du côté nord de la péninsule de Digby. Les lignes noires tiretées indiquent les limites entre les zones de gestion ZPrP 3, ZPrP 1A et ZPrP 4. Les calculs des ZEP ne tiennent pas compte des caractéristiques terrestres; on ne prévoit pas à que les matières fécales provenant des sites proposés atteignent la ZPrP 4.

Ces données proviennent des relevés des populations de pétoncles effectués annuellement par la Direction des sciences du MPO dans la ZPP 3. Les emplacements des traits des relevés se trouvent dans l'habitat principal du pétoncle, et certains chevauchent trois des quatre sites proposés (figure 10). Les relevés ciblent les pétoncles, mais on a aussi utilisé leurs prises accessoires pour en tirer des renseignements sur d'autres espèces pêchées, notamment pour fournir un indice cohérent de l'abondance du homard dans des séries chronologiques. La perte d'accès pour mener des relevés de cet habitat dans la baie St. Mary's aura une incidence sur l'approche actuelle du cadre de la Direction des sciences du MPO utilisée pour fournir des avis sur l'état des stocks de pétoncles dans la ZPP 3.

Dans la baie St. Mary's, les pétoncles présentent certains des attributs de qualité physique les plus élevés que l'on trouve dans la baie de Fundy et ses approches, probablement en raison des conditions environnementales favorables offertes dans la baie. Pour la même hauteur de coquille de 100 mm, l'état (qualité) du pétoncle est nettement plus élevé dans la baie St. Mary's que dans d'autres zones de la baie de Fundy, avec un poids moyen de la chair de 14 g comparativement à une moyenne de 11 g (Nasmith *et al.* 2016). Le poids des gonades est également sensiblement plus élevé dans la baie St. Mary's, avec une moyenne de 7 g contre 5 g dans les zones adjacentes pour un pétoncle de 100 mm de hauteur de coquille (Unité des pétoncles, MPO, Dartmouth, N.-É., données inédites). Pour des pétoncles de même taille, la production d'œufs est beaucoup plus élevée chez les pétoncles de la baie St. Mary's que chez ceux des zones adjacentes à l'extérieur de la baie; on estime qu'un pétoncle femelle dans la baie St. Mary's produit plus de 12 millions d'œufs de plus qu'un pétoncle de la même taille à l'extérieur de la baie, d'après les calculs du poids moyen des œufs ($1,6 \times 10^{-7}$ g; Barber *et al.* 1988, Langton *et al.* 1987). Les paramètres ci-dessus démontrent la productivité et l'importance de l'habitat de la baie St. Mary's pour le pétoncle. En général, les pétoncles de la baie St. Mary's font partie intégrante du stock de géniteurs de pétoncles dans la ZPP 3 et aux alentours. La fraie annuelle a généralement lieu de la fin août à octobre, et l'établissement des larves prend environ 40 jours (Hart et Chute 2004).

Les pétoncles étaient également l'une des espèces les plus enregistrées dans le relevé de référence du promoteur aux sites proposés n° 1449 et 1452. Les pétoncles situés dans les zones des concessions et les ZEP benthiques (figures 9 et 10) seront sensibles à l'augmentation de la sédimentation, aux dépôts de matière organique et aux variations connexes des concentrations d'oxygène dans les sédiments en raison de leur nature sédentaire, en particulier dans les ZEP benthiques plus petites calculées en fonction des aliments.

Dans les ZEP benthiques, les pétoncles pourront aussi être exposés aux drogues administrées dans les aliments aux sites proposés, le cas échéant. Les bivalves à proximité des enclos en filets contenant des poissons présentent des quantités mesurables de drogues administrées par voie alimentaire, comme le benzoate d'émamectine (Burridge *et al.* 2011). Une étude sur la moule bleue adulte (*Mytilus edulis*) a démontré un potentiel de bioaccumulation persistante du benzoate d'émamectine dans les tissus sans réduction notable de la concentration après sept jours (Brooks *et al.* 2019). On a également détecté du benzoate d'émamectine chez des moules bleues à 100 m des cages traitées une semaine après le traitement et à 10 m un mois après le traitement après que ces organismes filtreurs ont absorbé le produit (Telfer *et al.* 2006). La longue demi-vie du benzoate d'émamectine proposé pour les sédiments marins, de 100 à plus de 400 jours (Benskin *et al.* 2016, Strachan et Kennedy 2021, Hamoutene *et al.* 2023b) et les calculs de plus de 14 jours de la demi-vie dans les tissus des moules bleues (Brooks *et al.* 2019) indiquent que le benzoate d'émamectine est capable de persister dans certains organismes et dans le milieu marin de manière plus générale. Les essais effectués sur des

larves d'huîtres de l'Est (*Crassostrea virginica*; cités dans Bright et Dionne 2005), des larves de moules méditerranéennes (*Mytilus galloprovincialis*; Strachan et Kennedy 2021) et des coques européennes adultes (*Cerastoderma edule*; Cheng *et al.* 2020) ont examiné des expositions à des concentrations aiguës dans l'eau, qui sont moins préoccupantes étant donné que la nature hydrophobe du benzoate d'émamectine permet de penser qu'il se lie probablement aux matières particulaires qui aboutissent dans les sédiments marins (Mushtaq *et al.* 1996, Roberts et Hutson 1999). Cheng et ses collaborateurs (2020) ont également utilisé des expositions aux sédiments lors d'essais effectués sur la coque européenne et n'ont observé aucun effet lié au traitement sur la mortalité et la croissance. Cependant, les données limitées disponibles, qui sont principalement fondées sur l'exposition aiguë, suggèrent que les bivalves ne sont pas considérés comme sensibles au benzoate d'émamectine (BurrIDGE *et al.* 2011, Strachan et Kennedy 2021).

Les pétoncles juvéniles et adultes qui se trouvent dans les zones d'eaux peu profondes des ZEP pélagiques (figure 5) peuvent être exposés à des concentrations toxiques de pesticides qui entrent en contact avec le fond marin. Les larves de pétoncles dans la colonne d'eau peuvent également être exposées. Il existe peu de données sur les effets de l'exposition à l'azaméthiphos et au peroxyde d'hydrogène sur les bivalves et sur un potentiel d'exposition différent selon le stade biologique testé (les adultes seulement dans les zones moins profondes et les larves dans toute la colonne d'eau). On a déterminé des sensibilités diverses de différents stades chez d'autres espèces qui ont une progression similaire du cycle biologique, des milieux pélagiques aux milieux benthiques, comme la crevette et le homard (Mill *et al.* 2021).

Pour l'azaméthiphos, les paramètres sont disponibles pour seulement trois espèces de bivalves selon le dernier contrôle de la qualité des données effectué dans Hamoutene *et al.* (2023c) : moule bleue, moule méditerranéenne et huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*). D'après ces paramètres, les bivalves sont considérés comme étant modérément à peu sensibles à l'azaméthiphos, selon les courbes de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) (Hamoutene *et al.* 2023a,c). Dans le cas du peroxyde d'hydrogène, la moule méditerranéenne et l'huître creuse du Pacifique peuvent être considérées comme sensibles d'après les courbes de la DSE (Hamoutene *et al.* 2023a,c). Pour les deux espèces, les paramètres de toxicité étaient très proches de la valeur du seuil ou seulement trois fois plus élevés que celle-ci, telle que déterminée dans Hamoutene *et al.* (2023a,c).

En ce qui concerne les expositions répétées potentielles, Montory *et al.* (2023) ont exposé l'huître plate du Chili (*Ostrea chilensis*) à l'azaméthiphos pendant sept jours, selon les protocoles de traitement du pou du poisson, et démontré qu'il peut avoir un impact négatif cumulatif sur les bivalves, plus précisément sur la performance respiratoire, les taux d'alimentation et de consommation d'oxygène, et une réaction de mortalité retardée (60 jours après l'exposition). Compte tenu du mode d'action général de ces substances, l'impact potentiel sur les bivalves est possible dans les scénarios d'exposition aiguë et chronique.

Crabes, crevettes, krill et copépodes

Plusieurs espèces de crustacés décapodes ont été identifiées dans la baie St. Mary's. Le crabe nordique, le crabe commun et le crabe des neiges ont également été observés dans la baie St. Mary's et dans les ZEP. Les espèces de crevettes et de krill identifiées dans les ZEP benthiques et pélagiques sont la crevette soyeuse, la crevette des sables, la crevette nordique, le krill nordique et le krill (*Euphausiacea* sp.). Les études sur la répartition du krill dans la baie de Fundy démontrent les concentrations les plus élevées dans la région du bassin Grand Manan et de l'île Brier, avec les abondances les plus fortes en octobre et en novembre (AECOM Canada Ltd. 2011, Buzeta 2014). En particulier, de grandes concentrations de krill

nordique, qui sont désignées comme une EIE, car elles constituent une source de nourriture pour les baleines, les poissons et les oiseaux de mer (Buzeta 2014), sont prévues dans cette zone (AECOM Canada Ltd. 2011). Les concentrations les plus élevées de copépodes dans la baie de Fundy se trouvent dans le bassin Grand Manan qui, en raison de son importance comme aire d'alimentation, a été désigné comme habitat essentiel de la baleine noire de l'Atlantique Nord, inscrite sur la liste de la LEP comme espèce en voie de disparition. Bien qu'il n'y ait pas de chevauchement particulier, il convient de prendre en considération la proximité des ZEP pélagiques des sites proposés (rayon de 2 à 10 km).

En général, il y a peu de données sur la toxicité de l'exposition benthique des crevettes, du krill, des copépodes et des crabes au benzoate d'émamectine (Hamoutene *et al.* 2023c), bien que des études récentes démontrent des effets délétères potentiels du benzoate d'émamectine sur la crevette tachée (Mill *et al.* 2021). Des études récentes sur la toxicité aiguë du peroxyde d'hydrogène et de l'azaméthiphos ont mis en évidence des effets de morbidité et de mortalité sur diverses espèces de crevettes, notamment la crevette des sables, la crevette nordique et la crevette tachetée (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen 2020, Mill *et al.* 2021, Hamoutene *et al.* 2023c). En revanche, les études de toxicité portant directement sur les crabes sont limitées, mais les impacts prédits sont similaires à ceux prévus pour le homard et la crevette étant donné le mode d'action ciblé de ces substances.

Mye commune, palourde américaine, mactre d'Amérique, moule bleue et bigorneau

La baie St. Mary's est également une zone très productive pour la mye commune (*Mya arenaria*), la palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*), la mactre d'Amérique (*Spisula solidissima*) et la moule bleue (*Mytilus edulis*). Ces espèces sont ciblées par des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, des pêches commerciales communautaires, des pêches commerciales et des pêches récréatives dans la baie. Dans la zone côtière, la récolte de la mye a lieu dans toute la zone de pêche de la mye 2, qui couvre les comtés de Digby, d'Annapolis et de Kings. Il n'y a pas d'information propre à la baie St. Mary's; cependant, la zone de pêche de la mye 2 a généralement certains des débarquements déclarés les plus élevés et représente plus de 20 % des débarquements totaux dans les zones de pêche de la mye. Le dernier relevé de la palourde américaine effectué par le MPO à l'embouchure de la baie St. Mary's remonte à 2002 (Roddick *et al.* 2007). Un gisement de palourdes américaines de biomasse élevée a été localisé dans la ZEP benthique pour les matières fécales du site proposé le plus au sud (n° 1452), à moins de 5 km au sud du site. Les données sur les prises accessoires de ce même relevé ont révélé que des mactres d'Amérique n'ont été capturées que dans deux traits (sur 43 stations échantillonnées) et en faibles nombres (trois individus).

Les effets potentiels de l'augmentation des dépôts de matière organique et des produits de traitement sanitaire des poissons sur ces espèces de bivalves dans les ZEP benthiques et pélagiques devraient être semblables à ceux décrits ci-dessus dans la section *Pétoncles*. Il existe également une pêche non gérée du bigorneau (*Littorina littorea*) dans la région, y compris des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, des pêches commerciales et des pêches récréatives. Dans les ZEP benthiques et pélagiques, le bigorneau peut être exposé et sensible au dépôt de matière organique et de produits de traitement sanitaire des poissons provenant des sites proposés en raison de sa nature sédentaire, mais on ignore la répartition et l'abondance de l'espèce dans la baie St. Mary's et à proximité des sites proposés.

Poissons de fond (chabot, plie, morue, aiglefin et goberge) et petits poissons pélagiques (maquereau et hareng)

Les principales pêches commerciales du poisson de fond dans la baie St. Mary's sont celles du chaboisseau à dix-huit épines (*Myoxocephalus octodemspinus*) et de la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*). Les prises de la pêche commerciale du chaboisseau à dix-huit épines sont vendues comme appâts à homard, bien que la pêche ait été fermée en 2019 en raison d'une évaluation selon laquelle le pronostic pour la pêche était mauvais et l'exploitation devait être réduite (Stone 2022). La pêche est actuellement fermée. Depuis 1997, il n'y a pas eu de mise à jour de l'état des stocks de la pêche commerciale dirigée de la plie dans la division 4X de l'OPANO (Stobo *et al.* 1997); toutefois, les données sur les prises totales sur cinq ans de 2014 à 2018 indiquent que la pêche est active dans la baie St. Mary's. Un plan de rétablissement est en cours d'élaboration pour le stock de morue franche (*Gadus morhua*) des divisions 4X5Y, qui chevauche la baie St. Mary's, car le stock se trouve dans la zone critique (MPO 2019). Il n'y a pas de pêche dirigée en raison de l'effectif des populations du stock, qui a été réévalué comme étant *en voie de disparition* par le COSEPAC en 2010.

La baie St. Mary's se trouve également dans la zone de gestion des stocks de la composante ouest (divisions 4XOPQRS5 de l'OPANO) de goberge (*Pollachius virens*). Selon la dernière évaluation du stock, le stock se trouvait dans la zone de prudence (MPO 2021b). Les prises accessoires déclarées de morue et de goberge de la composante ouest dans la baie St. Mary's sont faibles, à moins de 1 % du total des débarquements et à moins de 0,01 % de la limite de prise, respectivement, pour leurs divisions de l'OPANO. Le stock d'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) des divisions 4X5Y de l'OPANO, qui chevauche la baie St. Mary's, a également une biomasse faible et se trouve dans la zone de prudence (MPO 2021c), bien qu'une pêche active soit toujours en cours. Les données sur les prises commerciales des sept dernières années indiquent que l'aiglefin des divisions 4X5Y capturé dans la baie St. Mary's représente environ 8,6 % et 1,7 % de la pêche de l'aiglefin dans la baie de Fundy et de la pêche générale de l'aiglefin des divisions 4X5Y, respectivement. Toutefois, il n'est pas possible de déterminer s'il s'agit de prises accessoires ou de pêche dirigée. Ces espèces de poissons démersaux font également l'objet de pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, de pêches commerciales communautaires, de pêches commerciales et de pêches récréatives dans la baie St. Mary's.

Les pêches de petits poissons pélagiques dans la baie St. Mary's ciblent le maquereau (*Scomber scombrus*) et le hareng de l'Atlantique. Le maquereau et le hareng sont aussi ciblés par des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, des pêches commerciales communautaires, des pêches commerciales et des pêches récréatives dans la baie. La pêche commerciale du maquereau fait actuellement l'objet d'un moratoire en raison du faible état du stock, mais elle pourrait rouvrir à l'avenir. En revanche, les rapports de débarquement du hareng démontrent qu'une partie de la pêche a lieu près de la péninsule de Digby, en majorité du côté nord de la baie. La baie St. Mary's fait partie de la composante sud-ouest de la baie de Fundy/sud-ouest de la Nouvelle-Écosse du stock de hareng des divisions 4VWX, qui est considéré comme étant dans la zone critique (MPO 2022d); par conséquent, une approche de précaution exige de maintenir la récolte au strict minimum pour contribuer au rétablissement de ce stock (MPO 2020b). Comme il est indiqué ci-dessus dans la section *ZIEB* du présent examen, la baie St. Mary's est considérée comme une zone importante pour la rétention des larves de hareng (Das 1968, Buzeta *et al.* 2003, Buzeta 2014, Stephenson *et al.* 2015).

L'exposition des espèces de poissons de fond et de petits poissons pélagiques à l'augmentation des dépôts de matière organique est probablement une préoccupation mineure étant donné que

toutes les espèces observées sont mobiles (c.-à-d. capables de se déplacer) et qu'aucun habitat unique pour ces espèces n'a été désigné dans les ZEP benthiques. À l'heure actuelle, rien n'indique que l'utilisation de produits de traitement sanitaire des poissons d'élevage aurait des répercussions sur les poissons présents. On ne sait pas bien si les sites aquacoles ont un impact (positif, négatif ou négligeable) sur les larves de hareng ou sur la baie St. Mary's en tant qu'aire de rétention.

Impacts potentiels sur le saumon atlantique sauvage des interactions génétiques directes avec des individus d'élevage fugitifs

Les quatre nouveaux sites proposés sont physiquement situés à l'intérieur des limites de l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest (HTS-O; UD14B; Lehnert *et al.* 2023) pour le saumon atlantique sauvage et de la zone de pêche du saumon (ZPS) 21 (figure 11). Un examen par le MPO des unités désignables du saumon atlantique anadrome, préparé pour le COSEPAC, a permis de conclure que deux groupes distincts et importants sur le plan de l'évolution sont présents dans l'unité désignable des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse. En fonction des critères du COSEPAC, l'UD a été scindée en deux : les hautes terres du sud – est et les hautes terres du sud – ouest (Lehnert *et al.* 2023). De plus, les saumons d'élevage échappés des sites proposés sont en mesure de parcourir les distances qui séparent ces sites des rivières des unités désignables de l'extérieur de la baie de Fundy (eBdF; UD16) et de l'intérieur de la baie de Fundy (iBdF; UD15; Keyser *et al.* 2018, Morris *et al.* 2008).

Ces populations de saumons atlantiques sauvages demeurent à un niveau extrêmement faible. Le COSEPAC a évalué les populations de saumons atlantiques de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du sud comme étant en voie de disparition en 2010 et leur inscription sur la liste de la LEP est en cours d'examen. La population de l'intérieur de la baie de Fundy a été inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition de la LEP en 2003. Pour des raisons de conservation, toutes les rivières de la ZPS 21 sont fermées à la pêche récréative du saumon atlantique depuis 2010 et il n'y a pas eu d'allocations de pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) aux peuples autochtones. Les populations de saumons atlantiques des hautes terres du sud, de l'intérieur de la baie de Fundy et de l'extérieur de la baie de Fundy sont chacune considérées comme biologiquement uniques et la disparition de l'une de ces unités constituerait une perte irremplaçable de la biodiversité du saumon atlantique (COSEWIC 2010, Gibson *et al.* 2011).

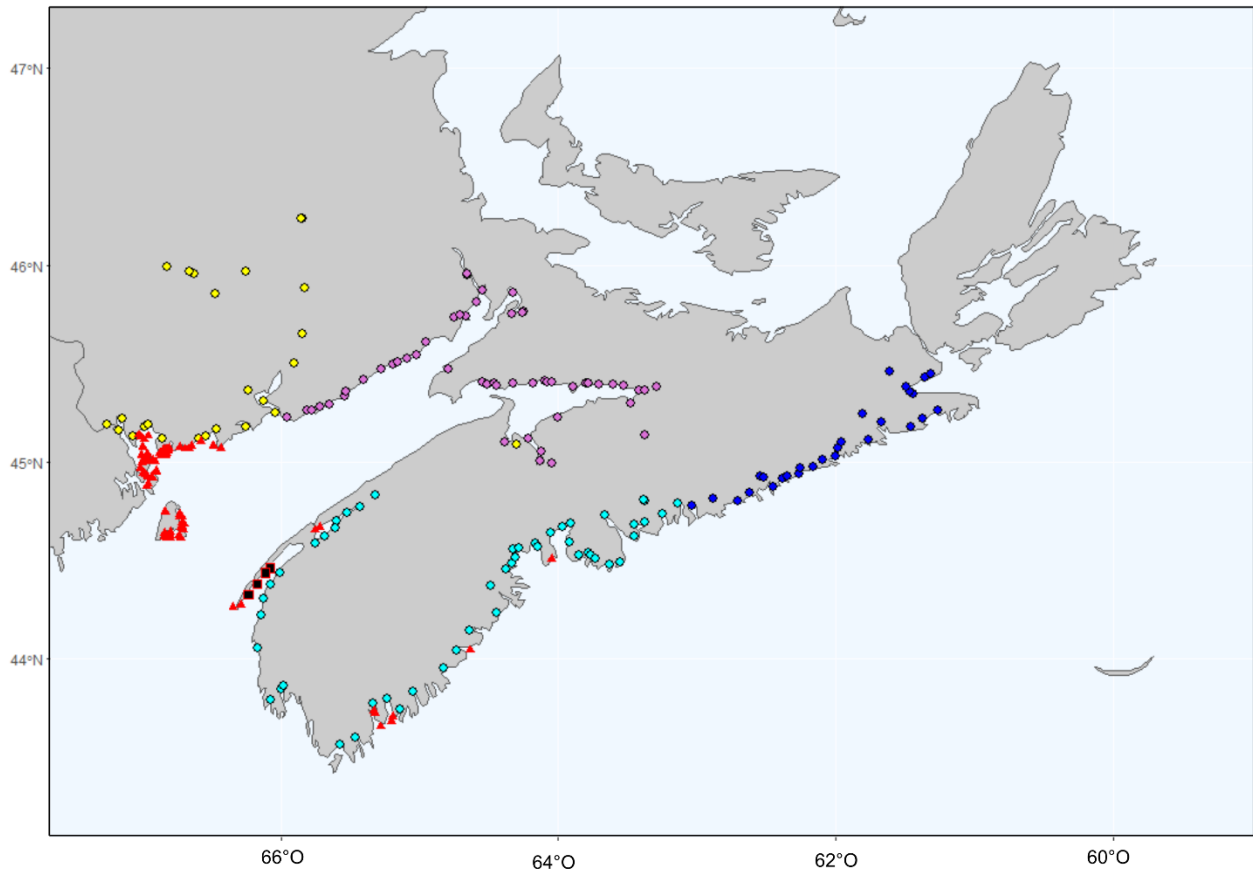


Figure 11. Carte des fermes salmonicoles et des rivières à saumon atlantique incluses dans le modèle de dispersion. Les quatre sites de pisciculture marine proposés dans la baie St. Mary's sont représentés par des carrés noirs avec des contours rouges. Les sites aquacoles actuellement en production sont désignés par des triangles rouges. Les rivières incluses dans le modèle de dispersion sont colorées, comme dans Lehnert et al. (2023) par UD proposée : UD14A = bleu foncé (hautes terres du sud – est); UD14B= cyan (hautes terres du sud – ouest); UD15 = violet (intérieur de la baie de Fundy); et UD16 = jaune (extérieur de la baie de Fundy).

Les saumons atlantiques échappés des sites aquacoles ont été déterminés comme étant une menace continue à l'intégrité génétique et à la persistance des populations de saumon atlantique sauvage (Bradbury *et al.* 2020a, Forseth *et al.* 2017, Glover *et al.* 2020). Des évasions ont lieu régulièrement, y compris dans le Canada atlantique (Diserud *et al.* 2019, Glover *et al.* 2017, Keyser *et al.* 2018), et des études menées en Norvège ont estimé que le nombre réel de poissons fugitifs était considérablement plus élevé que le nombre déclaré (Føre et Thorvaldsen 2021, Mahlum *et al.* 2021, Skilbrei *et al.* 2015). Une évaluation récente des risques posés pour les populations de saumons atlantiques sauvages par des interactions génétiques directes avec des poissons d'élevage fugitifs a révélé que, dans la zone considérée dans le présent examen de choix de sites, des évasions se sont produites chaque année entre 2011 et 2021, la période prise en compte dans l'évaluation des risques (MPO 2024). Les saumons atlantiques fugitifs trouvés dans les rivières sont généralement observés à des distances d'environ 200 à 300 km du site aquacole le plus proche (Keyser *et al.* 2018, Morris *et al.* 2008), mais ils peuvent se disperser sur des distances beaucoup plus grandes (Hansen

2006, Jensen *et al.* 2013). De plus, les fugitifs peuvent continuer de représenter une menace pour le saumon atlantique sauvage pendant plusieurs années après l'évasion (Aronsen *et al.* 2020).

Des études génétiques ont documenté une hybridation et une introgression généralisées entre le saumon atlantique sauvage et les fugitifs d'élevage dans toute l'aire de répartition naturelle du saumon atlantique sauvage, notamment en Norvège (Karlsson *et al.* 2016) et à Terre-Neuve (Sylvester *et al.* 2019, Wringe *et al.* 2018); des signatures suggérant une interaction génétique directe ont également été signalées dans la région des Maritimes (O'Reilly et Carr 2006, Bradbury *et al.* 2022). Ces interactions peuvent se produire sur de vastes zones et les fugitifs peuvent représenter une partie importante de la production annuelle d'une population (Glover *et al.* 2013, Glover *et al.* 2017, Heino *et al.* 2015, Sylvester *et al.* 2018, Wringe *et al.* 2018). Dans l'ensemble de l'Atlantique Nord, l'ampleur des impacts génétiques sur les populations sauvages attribuables aux saumons atlantiques d'élevage fugitifs a été corrélée à la biomasse du saumon d'élevage dans des enclos en filets et à la distance entre les enclos en filets et les rivières, ainsi qu'à la taille des populations sauvages (Keyser *et al.* 2018, Mahlum *et al.* 2021, Sylvester *et al.* 2018).

Les interactions génétiques directes (reproduction) entre les fugitifs et le saumon atlantique sauvage peuvent avoir des répercussions négatives sur la population sauvage (Glover *et al.* 2012), entraînant des changements dans le cycle biologique et la phénologie (Besnier *et al.* 2022), le phénotype (Fraser *et al.* 2010, Perriman *et al.* 2022), le génotype (Karlsson *et al.* 2016, Wringe *et al.* 2018) et, en fin de compte, la valeur adaptative (Fleming *et al.* 2000, Sylvester *et al.* 2019) et la persistance de la population (McGinnity *et al.* 2009, McGinnity *et al.* 2003). Des études expérimentales et sur le terrain ont démontré une diminution de la survie des hybrides dans la nature (Fleming *et al.* 2000, McGinnity *et al.* 2003, Sylvester *et al.* 2019), la modélisation indiquant que des déclin des populations et la perte de diversité génétique sont probables lorsque le pourcentage de fugitifs dans une rivière par rapport à la taille de la population sauvage dépasse 10 % annuellement (Bradbury *et al.* 2020a, Castellani *et al.* 2015, Sylvester *et al.* 2019). Le MPO a également effectué récemment une évaluation des risques pour l'abondance et le caractère génétique des populations de saumons atlantiques sauvages posés par les interactions génétiques directes avec des poissons d'élevage fugitifs de la côte Est (MPO 2024).

Plusieurs approches de modélisation ont été appliquées pour estimer l'impact génétique direct de la production aquacole et des fugitifs sur les populations de saumons atlantiques sauvages dans le présent examen et dans d'autres examens du choix de sites (MPO 2022a, 2023a). Ces modèles sont les suivants :

1. Pression de propagules
2. Modèle écovgénétique du saumon fondé sur les individus
3. Dispersion spatiale des fugitifs

Outre la validation du modèle, les principales sources d'incertitude dans ces modèles sont décrites dans MPO (2024).

Pression de propagules

La pression de propagules a été adaptée de la recherche sur les espèces envahissantes où elle représente l'intensité des introductions de l'espèce par les humains. Elle a déjà été utilisée pour quantifier l'intensité de la production aquacole dans une évaluation du niveau rivière par rivière, où on a déterminé qu'elle était en corrélation avec le nombre de fugitifs et les niveaux

d'hybridation (Keyser *et al.* 2018). Mahlum et ses collaborateurs (2021) ont aussi obtenu un résultat similaire. En raison de ces relations, la Direction des sciences du MPO utilise la pression de propagules dans l'examen des propositions de choix de sites aquacoles dans le cadre du processus de consultation en comparant la pression de propagules avec et sans les expansions proposées des opérations (MPO 2022a, 2022d, 2023a).

La pression de propagules est calculée séparément pour chaque rivière. Elle utilise les coordonnées géographiques de toutes les exploitations et embouchures de rivières, la production aquacole (nombre de poissons empoisonnés) au niveau de l'exploitation et une fonction de la distance pour chaque installation jusqu'à chaque rivière (Keyser *et al.* 2018). Ce modèle ne pose aucune hypothèse sur le comportement ou la mortalité du saumon et représente donc une relation géographique entre toutes les exploitations et les rivières. La pression de propagules a été calculée pour les niveaux d'empoisonnement actuels ainsi que pour le scénario d'expansion proposé avec les quatre sites dans la baie St. Mary's (voir la description des méthodes dans MPO 2022a, MPO 2023a, Keyser *et al.* 2018).

Avec les quatre nouveaux sites proposés en production, les rivières à proximité de ces sites subiront la plus forte augmentation, mais la pression de propagules ressentie augmentera dans presque toutes les rivières de la région des Maritimes, bien que dans une moindre mesure dans les rivières à plus de 100 km environ (figure 12).

Cette hausse sera en moyenne d'environ 24 % pour les rivières situées à moins de 100 km des sites proposés, d'environ 48 % pour celles situées à moins de 50 km et les augmentations les plus fortes, d'environ 67 %, concerneront la rivière Sissiboo (figure 12). Il convient de noter qu'aucun saumon atlantique juvénile n'a été capturé lors du plus récent relevé par pêche à l'électricité dans la rivière Sissiboo (effectué en 2000); l'accès à plus de 90 % de l'habitat de croissance disponible dans cette rivière est bloqué par un barrage (MPO 2013). Toutefois, la pression de propagules augmenterait d'environ 20 %, 9 % et 12 % respectivement, dans les rivières Salmon, Annapolis et Tusket, à une distance de 43, 79 et 117 km. Des saumons atlantiques juvéniles ont été capturés durant les derniers relevés par pêche à l'électricité menés dans chacune de ces rivières (Bowlby *et al.* 2013). La pression de propagules augmenterait dans toutes les rivières de la région si les sites proposés sont exploités et l'augmentation du nombre de fugitifs pourrait entraver les futurs efforts de rétablissement.

Modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus

Pour évaluer les impacts démographiques et génétiques des fugitifs de l'aquaculture sur les populations sauvages de saumon atlantique, nous avons adapté au contexte actuel le modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus (IBSEM; Castellani *et al.* 2015)) utilisé par Bradbury *et al.* (2020a) à Terre-Neuve. Le modèle est résumé ailleurs en détail (Bradbury *et al.* 2020a, Castellani *et al.* 2015, MPO 2022a, MPO 2023a, Sylvester *et al.* 2019; voir l'explication détaillée des paramètres du modèle dans les documents supplémentaires de Sylvester *et al.* 2019) mais, brièvement, il modélise les changements de l'abondance, du génotype et de la taille des individus résultant de l'introduction d'individus domestiqués. Ce modèle tient compte de la durée de l'invasion par les saumons d'élevage fugitifs, de l'effectif de la population sauvage, du nombre d'envahisseurs, des conditions environnementales, de la taille des poissons, ainsi que des différences génotypiques, phénotypiques et de valeur adaptative entre les poissons d'élevage et les poissons sauvages. Les simulations montrent l'incidence sur l'abondance et le changement génétique pendant la période d'invasion et après celle-ci, afin d'évaluer le potentiel de rétablissement de ces deux mesures. Le modèle IBSEM a été paramétré à nouveau pour simuler les données environnementales et du cycle biologique dans la rivière Tobique. Cette rivière a été choisie parce que c'est la rivière de la région des

Maritimes du MPO pour laquelle le plus grand nombre de paramètres nécessaires pour le modèle IBSEM étaient disponibles. D'autres valeurs pour paramétrer le modèle ont été tirées des meilleures données disponibles dans la documentation sur l'ensemble de l'aire de répartition du saumon atlantique. Des invasions de 1 à 100 % de la population sauvage par année ont été modélisées et on a comparé les résultats à un niveau de référence d'invasion de zéro pour cent. Les détails de la méthode se trouvent dans les évaluations précédentes des sites aquacoles réalisées par le MPO (MPO 2022a, 2022e, 2023a).

Bien que des impacts puissent se produire à n'importe quel niveau de fuyitifs d'élevage dans une rivière, les simulations du modèle IBSEM prédisent systématiquement que lorsque les fuyitifs dépassent environ 10 % du nombre total de saumons atlantiques dans une rivière donnée, des impacts sur l'abondance et le caractère génétique sont probables (Castellani *et al.* 2015; Sylvester *et al.* 2019; Bradbury *et al.* 2020a). C'est pourquoi, conformément à l'évaluation récente des risques liés aux interactions génétiques directes (MPO 2024) et aux examens antérieurs du choix des sites aquacoles par la Direction des sciences du MPO dans la région des Maritimes et la région de Terre-Neuve-et-Labrador (MPO 2022a, 2022e, 2023a), un seuil de 10 % a été retenu pour la proportion de fuyitifs par rapport à l'effectif de la population sauvage et est reporté comme point de référence pour les résultats du modèle de dispersion présentés ci-après.

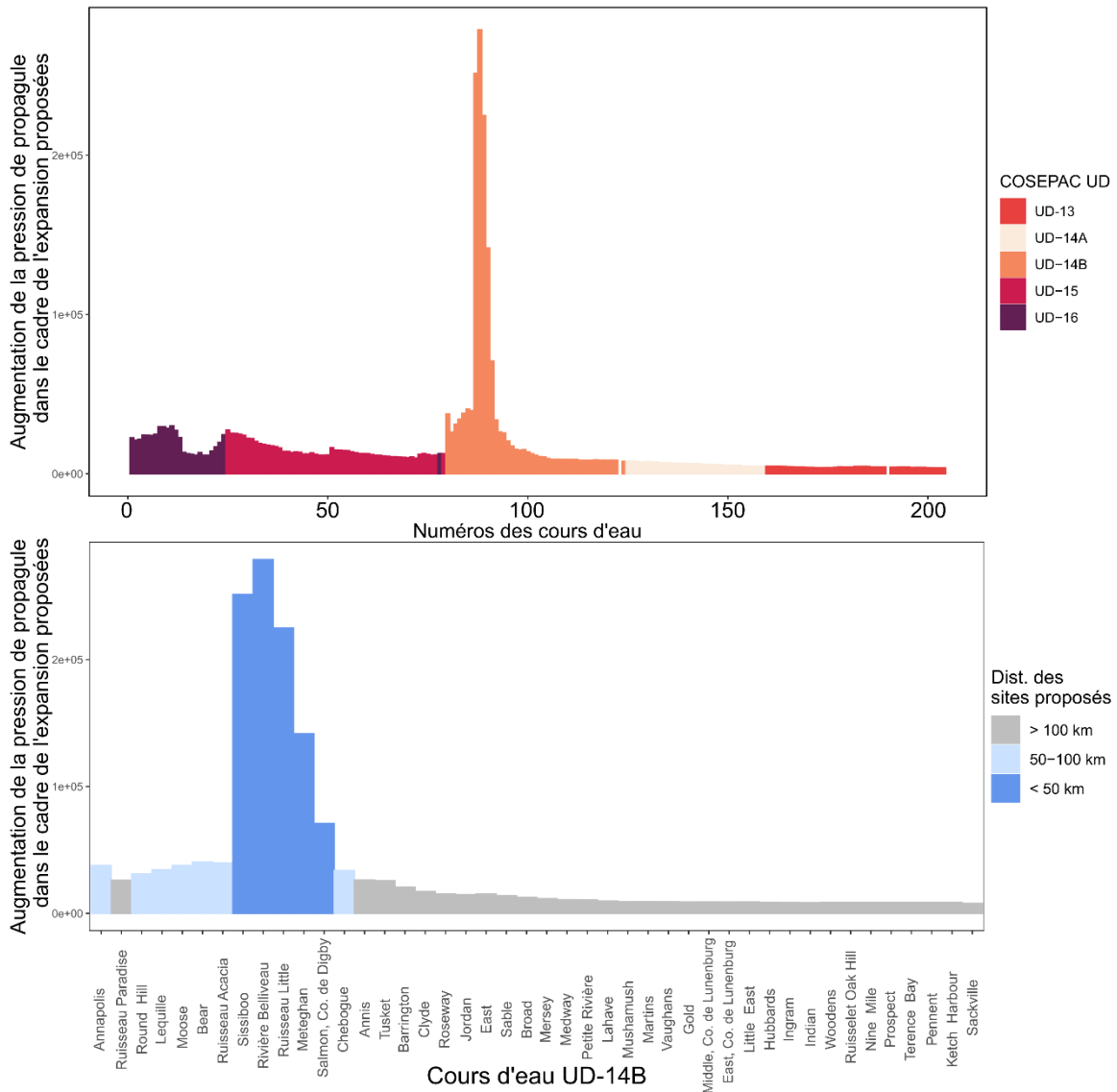


Figure 12. Augmentation de la pression de propagules pour un sous-ensemble de rivières inclus dans le modèle de dispersion dans la région des Maritimes du MPO (panneau du haut). La pression de propagules a été calculée d'après Keyser et al. (2018). Les quatre sites proposés se trouvent dans l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse –ouest (UD14B) et leur centroïde est à environ 14 km de l'embouchure de la rivière Sissiboo, rivière numéro 87. Les rivières sont tracées d'ouest en est le long de la côte, de la rivière Ste-Croix, dans le comté de Charlotte (rivière 1), au Nouveau-Brunswick, jusqu'à la rivière Salmon, dans le comté de Victoria, en Nouvelle-Écosse (rivière 204). Les rivières dans le panneau du haut sont colorées par unité désignable, actuelle ou proposée. Le panneau du bas présente les rivières de l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest (UD14B); rivières numéro 80 à 123. Les couleurs reflètent la distance catégorique par rapport au centroïde des sites proposés. Les numéros et les noms des rivières figurent à l'annexe II; l'emplacement physique des cours d'eau dans les UD14A, 14B, 15 et 16 est illustré à la figure 11.

Dispersion spatiale des fuitifs

La dispersion des fuitifs des installations d'aquaculture a été modélisée selon la méthode de Jóhannsson *et al.* (2017), décrite dans Bradbury *et al.* (2020a) et utilisée dans MPO (2022a, 2022e, 2023a). En gros, ce modèle intègre la meilleure information disponible sur les niveaux locaux de production aquacole, les taux d'échappée, la survie, le comportement, l'environnement et l'effectif des populations sauvages. Une distance maximale de dispersion après l'évasion de 200 km a été supposée et a été modélisée à l'aide d'une distribution de Weibull étant donné que la plupart des poissons fuitifs pénétreront probablement dans les rivières proches du lieu de l'évasion. Bien que cette distance de 200 km soit inférieure à celles qui ont été observées ailleurs (p. ex. Jensen 2013), notamment dans la région étudiée (Morris *et al.* 2008, Keyser *et al.* 2018), elle concorde avec les observations par marquage de fuitifs simulés à Terre-Neuve (Hamoutene *et al.* 2018). L'extrait du modèle est la proportion de fuitifs en tant que fonction des estimations de l'effectif de la population sauvage dans une rivière donnée. Les estimations antérieures de ce modèle correspondent aux niveaux d'hybridation observés (Bradbury *et al.* 2020a). On suppose que les populations de saumons de toutes les rivières se situent à 5 % de la ponte requise pour la conservation (Gibson and Claytor 2012), une valeur conforme aux meilleures estimations disponibles (MPO 2020c), et les pourcentages de fuitifs sont calculés en fonction de ces valeurs. Aux niveaux de production actuels, des taux d'évasion présumés de 0,2 et 0,4 saumon par tonne de production par année (Bradbury *et al.* 2020a, Føre et Thorvaldsen 2021, Skilbrei *et al.* 2015) ont été testés avec le modèle de dispersion. Ils correspondent aux valeurs moyennes de l'analyse de sensibilité de l'évaluation des risques liés aux interactions génétiques directes (MPO 2024), qui étaient elles-mêmes le produit d'estimations calculées pour le Canada à partir des rapports de l'industrie, ainsi que des évaluations examinées par des pairs de la sous-déclaration des évasions (Skilbrei *et al.* 2015).

Le modèle de dispersion prévoit qu'un grand nombre de rivières dans la région des Maritimes du MPO devraient déjà dépasser le seuil de 10 % aux deux taux d'évasion avec les niveaux de production actuels (figure 13). Dans l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse –ouest (HTS–O; UD14B du COSEPAC), toutes les rivières à l'ouest des sites proposés devraient actuellement se trouver au-dessus du seuil supérieur de 10 %, tout comme la majorité des rivières à l'est jusqu'à la rivière Mersey, aux deux taux d'évasion modélisés (figure 13). De même, la plupart des rivières de l'extérieur de la baie de Fundy, qui se trouvent dans la distance de dispersion prévue des saumons échappés des sites proposés (Keyser *et al.* 2018, Morris *et al.* 2008), dépassent également le seuil de 10 % (figure 13).

Comparativement à la production actuelle, le modèle de dispersion prévoit que l'expansion proposée entraînerait une augmentation de la proportion de fuitifs dans la plupart des rivières situées à moins de 200 km des sites de cages proposés dans la baie St. Mary's, à la fois dans l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy (figure 13). Selon le modèle de dispersion, avec l'exploitation des quatre sites proposés dans la baie St. Mary's et un taux d'évasion modélisé de 0,2 fuitif par tonne de production, une rivière de plus dans l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse –ouest dépassera le seuil de 10 % par rapport à l'état actuel dans lequel les sites proposés ne sont pas en production. À un taux d'évasion modélisé de 0,4 fuitif par tonne, le nombre de rivières dans l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest au-dessus du seuil de 10 % devrait augmenter de deux une fois les sites proposés en production. Le début de la production aux quatre sites proposés ne devrait pas modifier le nombre de rivières au-dessus du seuil de 10 % dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy à l'un ou l'autre des taux d'évasion modélisés. Pour la population de l'intérieur de la baie de Fundy, inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition de la LEP, au taux d'évasion

modélisé de 0,2 fugitif par tonne, le modèle ne prévoit aucun changement du nombre de rivières dépassant le seuil de 10 % si les quatre sites proposés sont exploités. Toutefois, à un taux d'évasion de 0,4 fugitif par tonne de production, une rivière de plus devrait se trouver au-dessus du seuil de 10 % dans l'intérieur de la baie de Fundy avec les quatre sites proposés en production. Au niveau de l'UD, à un taux d'évasion de 0,2 fugitif par tonne de production, le modèle de dispersion prévoit que le nombre de fugitifs dans les rivières augmentera de 62 pour l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et de 9 pour l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy. Au taux d'évasion de 0,4 fugitif par tonne de production, le nombre de fugitifs prévu dans les rivières passe à 123 pour l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse –ouest, à 10 pour l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy et à 2 pour l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy.

D'après le modèle IBSEM, les impacts démographiques et génétiques augmenteront avec la proportion de fugitifs entrant dans les rivières. De ce fait, des effets plus importants sur les populations sauvages sont probables dans toutes les rivières pour lesquelles le modèle de dispersion a prédit des hausses du pourcentage de fugitifs. De plus, même aux endroits où les populations de saumons atlantiques sont disparues, l'augmentation du nombre de fugitifs pourrait entraver les futurs efforts de rétablissement. Bien qu'il n'y ait pas d'exemples avec des interactions avec des fugitifs de l'aquaculture, un examen récent des efforts de rétablissement du saumon atlantique a révélé que ces derniers étaient infructueux à moins que les menaces et les causes du déclin ne soient atténuées (Lennox *et al.* 2021). Même en l'absence d'efforts concertés de rétablissement, comme l'empoisonnement, le rétablissement des populations par des saumons errants d'autres populations voisines serait également entravé de la même manière.

Impacts génétiques potentiels et état de conservation des populations locales

Keyser *et al.* (2018) ont constaté que le nombre de fugitifs de l'aquaculture et leur impact génétique étaient positivement corrélés avec la pression de propagules, tandis que les résultats de l'IBSEM présentés dans Bradbury *et al.* (2020a) et MPO (2022a, 2023a) indiquent que l'impact génétique et démographique des fugitifs de l'aquaculture augmente avec leur proportion dans les rivières. Étant donné que la pression de propagules et la proportion de fugitifs dans les rivières augmenteront sans doute lorsque les nouveaux sites seront exploités dans la baie St. Mary's, il est probable que les effets génétiques et démographiques des fugitifs s'amplifieront également en raison de l'agrandissement proposé. En outre, il est important de noter que même lorsque les impacts génétiques directs de l'hybridation ou de l'introgession entre les saumons sauvages et les saumons fugitifs ne se produisent pas, des effets sur la population sauvage sont toujours possibles. Des interactions écologiques, comme la concurrence ou la prédation, peuvent également avoir des résultats négatifs pour la population sauvage, y compris une altération génétique (Bradbury *et al.* 2020b).

Les rivières les plus proches des nouveaux sites aquacoles proposés pour lesquelles des données tirées de la pêche à l'électricité sont disponibles sont les rivières Annapolis, Round Hill, Bear, Sissiboo, Belliveau et Salmon (Bowlby *et al.* 2013). Ces relevés par pêche à l'électricité n'ont pas détecté de saumons atlantiques juvéniles dans les rivières Sissiboo, Bear et Belliveau. Des saumons juvéniles ont été trouvés dans la rivière Round Hill en 2000, mais pas lors des relevés de 2008 et 2009. Des saumons juvéniles ont été détectés lors du plus récent relevé par pêche à l'électricité dans les rivières Annapolis (à 79 km) et Salmon (à 44 km; Bowlby *et al.* 2013). L'augmentation du nombre de fugitifs pourrait entraver les futurs efforts de rétablissement dans ces rivières et les autres des hautes terres du sud.

Pour la surveillance régionale, la population repère pour la ZPS 21, qui chevauche l'UD des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest, est la rivière LaHave, qui se trouve à environ 309 km des sites proposés. Le bassin hydrographique de la rivière LaHave est l'un des plus grands de la ZPS 21, et des dénombrements annuels d'adultes ont lieu dans la rivière depuis 1970 à la passe migratoire des chutes Morgan (constituant 51 % de l'ensemble de l'habitat de croissance du saumon dans la rivière). En 2021, les efforts de surveillance ont indiqué que les remontes des saumons atlantiques adultes aux chutes Morgan représentaient 7 % de la ponte requise pour la conservation (MPO 2023d). Le nombre total d'individus à la passe à poissons des chutes Morgan est inférieur à 250 depuis 2012 et moins de 100 saumons sont remontés quatre de ces années (MPO 2020c). En 2021, moins de 200 adultes ont été observés (MPO 2023d). Pour la rivière LaHave, les sites aquacoles proposés devraient faire augmenter la pression de propagules d'environ 7 % et, en raison de sa distance par rapport aux sites proposés, le modèle de dispersion prévoit que la proportion de fugitifs resterait inchangée.

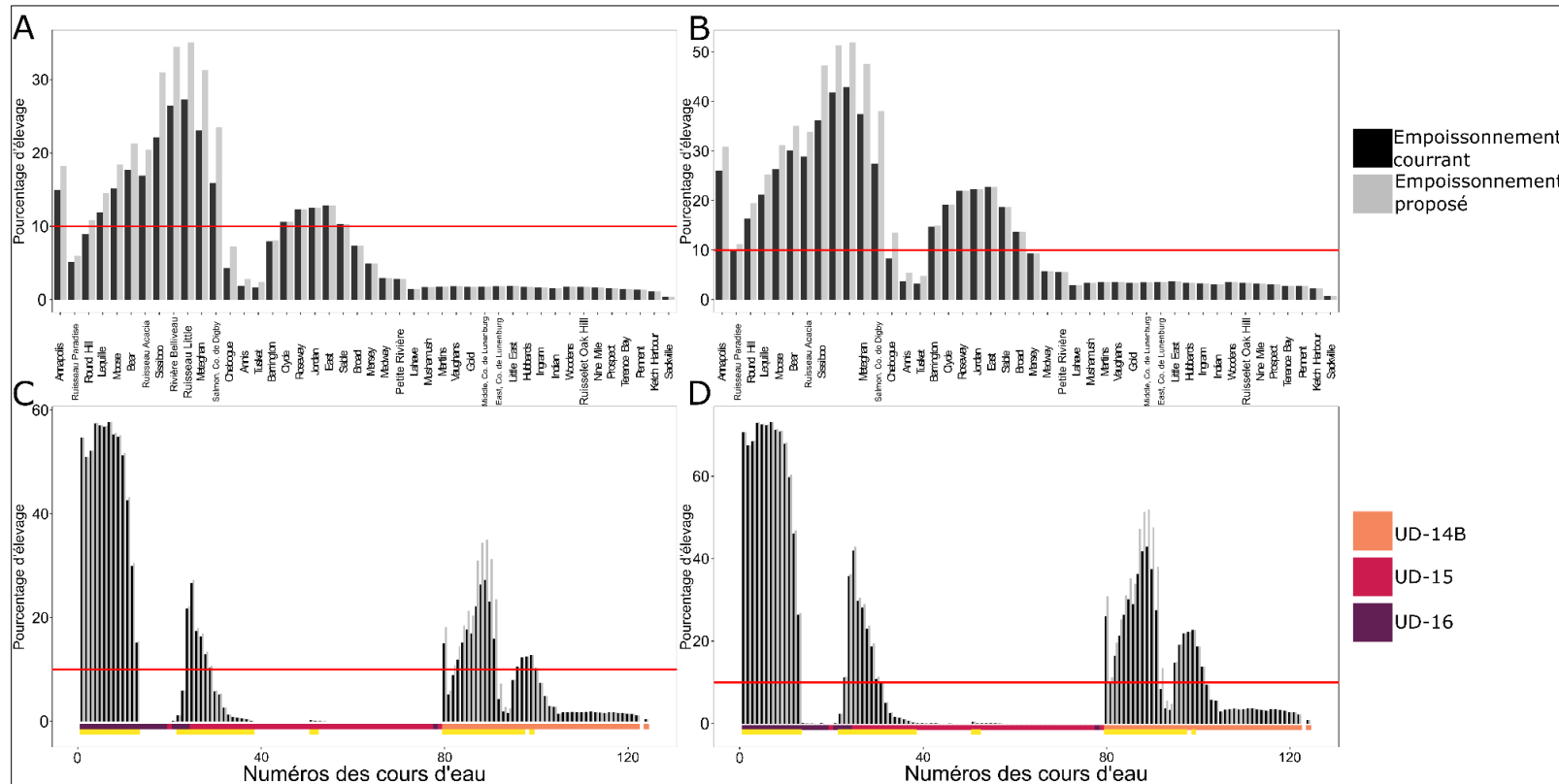


Figure 13. Pourcentage prévu de saumons d'élevage dans les rivières incluses dans le modèle de dispersion, disposées d'ouest en est. Les pourcentages prévus pour les nombres d'empoissonnement actuels sont indiqués en noir. Les pourcentages prévus avec les quatre nouveaux sites de cages proposés dans la baie St. Mary's en exploitation sont indiqués en gris. Les quatre sites proposés se trouvent dans l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest (UD14B) et leur centroïde est à environ 14 km de l'embouchure de la rivière Sissiboo, rivière numéro 87. Les rivières de l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest sont indiquées pour les taux d'évasion présumés de A) 0,2 poisson par tonne de production et B) 0,4 poisson par tonne de production. Les rivières des UD de l'extérieur de la baie de Fundy (eBdF), de l'intérieur de la baie de Fundy (iBdF) et de l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest sont indiquées avec des taux d'évasion présumés de C) 0,2 poisson par tonne de production et D) 0,4 poisson par tonne de production. La ligne rouge horizontale représente le seuil de 10 %. Dans les panneaux C et D, les UD sont indiquées par les couleurs sous les rivières. De plus, les rivières qui se trouvent dans la distance de dispersion de 200 km sont soulignées en jaune. Les échelles de l'axe des y diffèrent d'un panneau à l'autre.

Les données sur la pêche à la ligne récréative de 1984 à 2008 indiquent des baisses semblables, voire plus importantes, dans d'autres rivières des hautes terres du sud (Gibson *et al.* 2009) avant la fermeture complète de la pêche à la ligne du saumon atlantique dans toutes les rivières des ZPS 20 et 21 en 2010. Dans son évaluation de 2010, le COSEPAC a signalé un déclin global de 61 % sur trois générations des saumons adultes dans cette UD et a évalué l'unité désignable des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse comme étant en voie de disparition (COSEPAC 2010). Dans la même évaluation, il a indiqué un déclin global de 64 % des saumons matures dans l'extérieur de la baie de Fundy, et a également évalué cette UD comme étant en voie de disparition (COSEPAC 2010). De plus, comme il a été mentionné précédemment, l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy est inscrite à l'annexe 1 de la LEP depuis 2001 et, avec des données suggérant une remontée de moins de 200 adultes en 2008, son statut d'espèce en voie de disparition a été reconfirmé en 2010 (COSEPAC 2010). Les évaluations du COSEPAC tiennent compte des déclin de la population sur les trois générations précédant l'évaluation; de ce fait, et comme l'a noté le COSEPAC, le déclin réel de ces populations par rapport aux niveaux historiques est supérieur à ceux qui sont déclarés (COSEPAC 2010). D'après les fécondités propres à l'UD et le nombre moyen de géniteurs en montaison dans la région de déclaration de Scotia-Fundy (qui comprend les UD de l'est du Cap-Breton, des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse et de l'extérieur de la baie de Fundy, mais pas de l'intérieur de la baie de Fundy), le groupe de travail sur le saumon de l'Atlantique Nord du Conseil international pour l'exploration de la mer a déterminé qu'entre 2013 et 2022, le nombre de saumons a diminué à moins de 5 % de la ponte requise (CIEM 2003, Gibson et Claytor 2012). Ainsi, bien que le COSEPAC n'ait pas évalué le saumon atlantique depuis 2010, les données disponibles, y compris les plus récentes envoyées au COSEPAC à l'appui de son évaluation à venir (Raab *et al.* 2024; Reader *et al.* 2024a,b), n'indiquent pas d'amélioration de l'état de conservation des UD de l'intérieur de la baie de Fundy, de l'extérieur de la baie de Fundy ou des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse-ouest.

Les renseignements disponibles du MPO de 2010 à 2017 sur les fugitifs signalés ne donnent aucune preuve d'évasions importantes aux sites existants dans la baie St. Mary's, bien que des filets endommagés par une attaque de phoques aient été signalés au site existant n° 1354 en décembre 2017 (voir : [Prévention des évasions du poisson d'élevage](#)). Dans ses rapports annuels de 2018 à 2021, l'Organisation pour la Conservation du Saumon de l'Atlantique Nord ([OCSAN](#)) n'indique pas non plus d'évasions déclarées des sites proches. Cependant, entre 2011 et 2021, des détections annuelles de fugitifs ont été signalées dans une installation sur la rivière Magaguadavic, dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick. Il y a également eu des détections moins fréquentes dans la rivière Gaspereau, dans l'intérieur de la baie de Fundy, en Nouvelle-Écosse. Ces constatations donnent à penser que des évasions de saumons atlantiques se sont produites au cours de cette période à partir de sites des régions du sud-ouest du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse (MPO 2024). En Nouvelle-Écosse, le programme de traçabilité du ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la province permet d'identifier l'exploitant des installations aquacoles d'origine des fugitifs.

L'évaluation des risques liés aux interactions génétiques directes récemment réalisée pour la salmoniculture sur la côte Est a utilisé la modélisation IBSEM et les résultats du modèle de dispersion pour déterminer les risques au niveau de l'UD aux niveaux de production actuels (MPO 2024). Cette évaluation des risques a suivi le [Cadre d'évaluation des risques environnementaux dans le domaine de l'aquaculture](#) du MPO, le niveau d'estimation des risques étant le produit de la probabilité et des conséquences, conditionné par l'état de conservation de l'UD (MPO 2024). Les risques pour l'abondance et le caractère génétique ont été calculés séparément et ont tenu compte de la proportion globale de fugitifs dans l'UD et de

la proportion de rivières dans lesquelles la proportion de fugitifs dépassait 10 %, respectivement (MPO 2024). Avec les fermes existantes produisant des saumons diploïdes aptes à la reproduction à des taux d'évasion modélisés de 0,2 et 0,4 fugitif par tonne de production, l'évaluation des risques a conclu que le risque pour l'abondance pour l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse –ouest et les UD de l'extérieur de la baie de Fundy et de l'intérieur de la baie de Fundy variait de faible à élevé et le risque pour le caractère génétique, de moyen à élevé (tableau 6). Ces risques ont été calculés durant l'évaluation sans les quatre sites proposés dans la baie St. Mary's en exploitation et devraient donc être considérés comme des niveaux de risque de référence. Il est reconnu que des triploïdes existent dans certaines fermes de la Nouvelle-Écosse. Si cet élevage devient une pratique courante, on pourrait en tenir compte dans les futures exécutions du modèle (MPO 2024).

Bien que des impacts génétiques directs sur le saumon atlantique sauvage se produisent déjà aux niveaux actuels de production aquacole dans l'ensemble de la région des Maritimes du MPO, ils devraient être au moins proportionnels à l'intensité des activités elles-mêmes (Bradbury *et al.* 2020a, MPO 2022a, MPO 2023a). Ainsi, les répercussions des interactions génétiques directes sur le saumon atlantique sauvage seront plus importantes avec l'augmentation proposée du nombre de saumons d'élevage dans la baie St. Mary's. Compte tenu des niveaux extrêmement bas de saumon atlantique dans la région et de la proximité des sites proposés des rivières à saumon, il est essentiel de réduire les impacts sur la conservation des populations de saumons sauvages. Pour minimiser les impacts, on pourrait envisager des mesures d'atténuation qui réduisent la probabilité d'interactions génétiques directes, y compris des mesures de confinement physique et de bioconfinement telles que la stérilité (MPO 2024).

**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Région des Maritimes

Tableau 6. Risques pour l'abondance et le caractère génétique dans l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse –ouest (UD14B), l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy (UD15) et l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy (UD16), reproduits du document du SCAS « Évaluation du risque posé à l'abondance et au caractère génétique des populations sauvages de saumon atlantique par l'interaction génétique directe avec les saumons atlantiques s'échappant des fermes d'élevage de la côte Est » (MPO 2024). Il convient de noter que ces risques ont été calculés sans les quatre sites proposés dans la baie St. Mary's en exploitation et que, par conséquent, ce niveau de risque existe pour ces UD même sans expansion de l'industrie. Des interactions génétiques directes se produisent entre des saumons atlantiques d'élevage diploïdes aptes à la reproduction et des saumons atlantiques sauvages. Les statuts du COSEPAC sont fondés sur l'évaluation de 2010 (COSEPAC 2010).

UD	Statut selon le COSEPAC	Taux d'évasion modélisé	Risque pour l'abondance	Risque pour le caractère génétique
Hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse (ouest; UD14B)	En voie de disparition (fait partie de la population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse; COSEPAC 2010)	0,2	FAIBLE	ÉLEVÉ
Hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse (ouest; UD14B)	En voie de disparition (fait partie de la population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse; COSEPAC 2010)	0,4	MOYEN	ÉLEVÉ
Intérieur de la baie de Fundy (UD15)	En voie de disparition (inscrite en vertu de la LEP – 2003)	0,2	FAIBLE	MOYEN
Intérieur de la baie de Fundy (UD15)	En voie de disparition (inscrite en vertu de la LEP – 2003)	0,4	FAIBLE	MOYEN
Extérieur de la baie de Fundy (UD16)	En voie de disparition	0,2	ÉLEVÉ	ÉLEVÉ
Extérieur de la baie de Fundy (UD16)	En voie de disparition	0,4	ÉLEVÉ	ÉLEVÉ

Élevage de la truite arc-en-ciel

Les impacts des évasions de truites arc-en-ciel sur les populations sauvages de saumons atlantiques, ainsi que sur les populations sauvages de truites arc-en-ciel, s'il en existe, ont été discutés dans des examens antérieurs des sites aquacoles effectués par le MPO (MPO 2021a, 2022b). Les évasions de truites arc-en-ciel d'élevage se produisent pour les mêmes raisons que celles du saumon atlantique (Føre et Thorvaldsen 2021), et certaines ont eu lieu en Nouvelle-Écosse, comme l'indique la page Web du ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la province (voir : [Information for the Public | Aquaculture and Marine Plant Notices](#)).

Le comportement de la truite arc-en-ciel après l'évasion n'a pas fait l'objet d'études aussi approfondies que celui du saumon atlantique. Cependant, Dempster et ses collaborateurs (2018) pensent qu'elle se disperse plus lentement à partir du site de l'évasion. Dans cet examen, ils ont montré que même si la majorité des saumons atlantiques qui se sont échappés se dispersent en moins de 24 heures, la plupart des truites arc-en-ciel restent à proximité des cages pendant environ 48 heures. Cela dit, le comportement de dispersion de la truite arc-en-ciel est varié : certaines se dispersent rapidement et d'autres lentement, mais le nombre de celles qui restent sur le lieu d'évasion diminue au fil du temps (Blanchfield *et al.* 2009, Patterson et Blanchfield 2013). La survie après l'évasion varie également; toutefois, on a également

observé la survie pendant des mois ou des années (Jonsson *et al.* 1993, Patterson et Blanchfield 2013), ainsi que la transition réussie à la nourriture sauvage (Nabaes Jodar *et al.* 2020, Rikardsen et Sandring 2006) et la croissance (Blanchfield *et al.* 2009, Jonsson *et al.* 1993, Patterson et Blanchfield 2013). Le potentiel de survie après l'évasion et les distances de dispersion observées dans la plage connue pour le saumon atlantique donnent à penser que la zone préoccupante pour les évasions de truites arc-en-ciel serait semblable à celle prévue pour le saumon atlantique.

Les fugitifs d'élevage peuvent interagir avec les populations sauvages génétiquement et écologiquement. Les interactions génétiques peuvent être directes (échange de matériel génétique; hybridation) ou indirectes (pression de la sélection modifiée; Lacroix et Fleming 1998). Même si des études en laboratoire ont produit des hybrides adultes entre des saumons atlantiques et des truites arc-en-ciel (Devlin *et al.* 2022), ce type d'interaction génétique directe ne devrait pas se produire dans la nature, car il est peu probable que les périodes de fraie se chevauchent. Par conséquent, le modèle de dispersion n'a pas été exécuté pour les truites arc-en-ciel fugitives, car aucun seuil n'a été élaboré pour les impacts génétiques indirects. Comme on l'a vu, l'évaluation des risques effectuée ne s'applique qu'à l'impact génétique direct entre des saumons sauvages et des fugitifs d'élevage (MPO 2024). Mais les truites arc-en-ciel fugitives non stériles pourraient également se reproduire avec des populations sauvages de truites s'il en existe.

Ainsi, pour le saumon atlantique sauvage, les types d'interactions les plus probables avec des truites arc-en-ciel fugitives seront écologiques, comme la concurrence pour la nourriture et la prédation. Le paysage sélectif peut être modifié par les interactions écologiques et les fréquences alléliques liées à la valeur adaptative pourraient être modifiées dans les populations de saumons touchées (interaction génétique indirecte; Bradbury *et al.* 2020b).

Considérations relatives aux parasites et aux agents pathogènes

Les poissons d'élevage peuvent contracter des maladies endémiques ou être infestés par des parasites, comme le pou du poisson provenant de poissons sauvages ou d'autres poissons d'élevage de la région (MPO 2014). On observe une transmission dépendante de la densité dans de nombreux systèmes hôtes-agents pathogènes, y compris le pou du poisson dans les fermes de salmonidés (Frazer *et al.* 2012, Kristoffersen *et al.* 2013), car les larves des poux du poisson peuvent être dispersées sur de longues distances (Myksvoll *et al.* 2018, 2020; Skarðhamar *et al.* 2018; Sandvik *et al.* 2021). Cela peut poser un problème important pour la santé des poissons d'élevage et des poissons sauvages lorsque les charges pathogéniques ou parasitaires dépassent certains niveaux, qui peuvent être atteints plus rapidement lorsque davantage d'hôtes sont présents dans une région (Krkošek 2010). Les impacts potentiels sur les espèces de poissons sauvages sensibles dépendront de la concentration et de la virulence des parasites et des agents pathogènes, de la durée et de l'étendue de l'exposition des poissons sauvages aux sites aquacoles proposés, et de leur sensibilité relative à l'infection dans les conditions environnementales de la zone.

Un examen des données du système AQUIS sur l'utilisation de produits chimiques en Nouvelle-Écosse entre 2018 et 2022 a révélé une utilisation minimale d'antibiotiques et de produits antiparasitaires aux sites existants dans la baie St. Mary's et Grand Passage, ce qui suggère indirectement que les infestations de parasites et d'agents pathogènes n'ont pas été un problème dans les sites de la région. Cependant, l'ajout d'un nombre maximal de 3 millions de poissons aux sites proposés dans la baie St. Mary's (c.-à-d. à peu près le doublement du nombre de poissons d'élevage dans la baie St. Mary's et Grand Passage) accroît le potentiel

d'amplification des agents pathogènes et des parasites endémiques en raison de l'augmentation du nombre de poissons-hôtes.

Bien que les courants océaniques puissent disperser les parasites et les agents pathogènes sur de grandes distances (Foreman *et al.* 2015; Myksvoll *et al.* 2018, 2020; Skarðhamar *et al.* 2018; Sandvik *et al.* 2021), les modèles de dispersion qui intègrent la dynamique de l'infection indiquent que la concentration requise pour induire des infections devrait se trouver à moins de 2 km des sites aquacoles (Ding *et al.* 2024). Pour les parasites comme le pou du poisson, la zone infectieuse se trouve probablement dans un rayon de 10 à 20 km des sites aquacoles (Gillibrand et Willis 2007; Salama *et al.* 2016, 2018). De ce fait, les saumons atlantiques sauvages qui pourraient être exposés aux parasites et aux agents pathogènes provenant des saumons d'élevage dans la baie St. Mary's sont probablement uniquement ceux qui migrent dans cette baie (p. ex. les saumons des rivières Sissiboo, Beliveau, Boudreau et Meteghan) plutôt que ceux de toutes les unités désignables de saumon atlantique qui traversent la baie de Fundy. Cette affirmation est corroborée par l'absence de pou du poisson sur les post-smolts dans la baie de Fundy (Lacroix et Knox 2005), alors que les saumons d'élevage étaient fortement infectés par le pou du poisson à l'époque dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick (Carr et Whoriskey 2004). De même, le profil infectieux des saumons atlantiques adultes remontant dans la rivière Saint-Jean, du côté nord de la baie de Fundy, était distinct de celui des saumons issus d'élevages à environ 75 km au sud-est de cette rivière (Teffer *et al.* 2020).

Dans la baie St. Mary's, les saumons atlantiques pourraient être exposés à des parasites et à des agents pathogènes provenant de saumons d'élevage pendant leur dévalaison en tant que post-smolts ou charognards (c.-à-d. saumons ayant déjà frayé), ou à l'âge adulte pendant leur montaison vers leur rivière natale. On ignore les proportions exactes et le temps de résidence du saumon atlantique sauvage près des sites aquacoles ou dans les zones d'exposition aux parasites et aux agents pathogènes générés ou amplifiés par les sites de la baie St. Mary's; toutefois, la résidence du saumon atlantique près du site proposé est probablement transitoire. Des études antérieures par télémétrie acoustique menées dans le monde entier indiquent qu'en moyenne, la vitesse de déplacement des post-smolts de saumon atlantique est d'environ une longueur de corps par seconde (Thorstad *et al.* 2012) et, à quelques exceptions près comme la rivière Conne à Terre-Neuve (Dempson *et al.* 2011), ils quittent rapidement la zone littorale (Lacroix 2008, 2013b; Halfyard *et al.* 2012). C'est pourquoi, en raison de cette nature transitoire, on prévoit que la durée d'exposition aux sites proposés entraînera une faible probabilité d'infection, en particulier chez les saumons adultes. Les saumons d'élevage fugitifs peuvent également servir de vecteur des agents pathogènes aux saumons sauvages dans les écosystèmes marins et d'eau douce (par exemple, dans les frayères; Teffer *et al.* 2020; Madhun *et al.* 2024). Cependant, tous les poux du poisson qui pourraient être transférés aux adultes qui traversent cette zone pendant la montaison tomberaient et mourraient dès que les adultes pénétreraient dans l'eau douce.

Dans d'autres pays, comme la Norvège et l'Écosse, le grand nombre de saumons atlantiques d'élevage hôtes et les conditions d'élevage ont mené à l'évolution de souches plus virulentes de pou du poisson (Mennerat *et al.* 2012, 2017; Ugelvik *et al.* 2017). D'après les résultats préliminaires d'expériences en laboratoire contrôlées menées par la Direction des sciences du MPO, le pou du poisson devient également plus virulent (c.-à-d. inflige des dommages cutanés plus importants) dans la baie de Fundy (M. Trudel, MPO, St. Andrews, N.-B., données inédites). De ce fait, il faudra peut-être envisager différentes pratiques pour limiter l'évolution de la virulence du pou du poisson et son impact sur le bien-être du saumon atlantique élevé dans des enclos en filets ouverts et dans la nature, comme la synchronisation de la jachère sur une zone

suffisamment grande pour prévenir la réinfection par le pou du poisson d'autres sites aquacoles ou l'empoisonnement de smolts de plus grande taille (Stige *et al.* 2024).

Les zones de gestion de l'aquaculture sont souvent établies dans des zones comptant plusieurs sites d'élevage, comme dans la baie St. Mary's, afin de permettre une approche coordonnée de la gestion de la santé du poisson (Chang *et al.* 2022). Les fermes salmonicoles en Nouvelle-Écosse doivent travailler avec une seule classe d'âge, avec des périodes de jachère entre les classes d'âge successives. De plus, des vétérinaires homologués par la province travaillent en étroite collaboration avec les fermes piscicoles dans tous les aspects de la gestion de la santé du poisson. Des programmes de surveillance de la santé du poisson et des exigences réglementaires sont en place sous la direction du vétérinaire provincial responsable de la santé du poisson et du [Programme de santé des animaux aquatiques](#). Ces programmes de surveillance visent la détection précoce et le contrôle des agents pathogènes préoccupants pour l'industrie de l'aquaculture, et les exigences réglementaires comprennent également la surveillance du nombre de poux du poisson dans toutes les fermes piscicoles marines.

Risque d'empêchement d'espèces sauvages en péril dans les infrastructures aquacoles

Une augmentation du nombre des infrastructures aquacoles pourrait accroître le risque d'empêchement pour certaines espèces aquatiques pélagiques en péril à proximité des sites proposés. Les espèces de mammifères marins, de tortues de mer et de requins inscrites en vertu de la LEP qui peuvent se trouver dans la zone sont la baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu, le rorqual commun, la tortue luth et le grand requin blanc (figure 14). Les signalements d'empêchements de mammifères marins, de tortues de mer et de requins dans les engins de pisciculture marine au Canada atlantique demeurent faibles ou nuls pour ces espèces de grande taille.

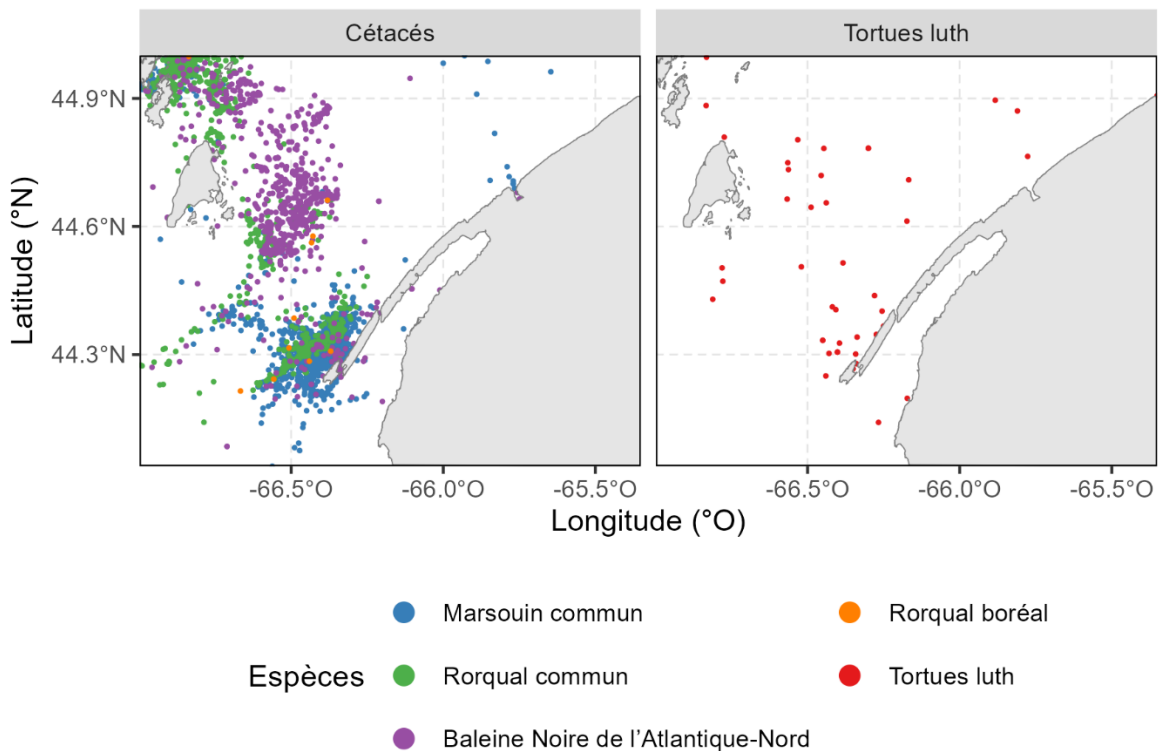


Figure 14. Observations d'espèces de cétacés en péril évaluées par le COSEPAC et inscrites en vertu de la LEP de 2010 à 2022 (panneau de gauche; base de données sur l'observation des baleines, Équipe Cétacés, Pêches et Océans Canada, Dartmouth (N.-É.), 15 décembre 2023 – voir les importantes mises en garde sur les données de la base de données sur l'observation des baleines dans la section Sources d'incertitude). Observations de tortues luths de 1997 à aujourd'hui (panneau de droite; Canadian Sea Turtle Network, National Oceanic and Atmospheric Administration – National Marine Fisheries Service, New England Aquarium).

Cétacés

La baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu et le rorqual commun fréquentent les eaux extracôtières et côtières, en particulier pour se nourrir et s'accoupler, et peuvent être présents dans la baie de Fundy au printemps, à l'été et à l'automne. La forte concentration et la grande diversité des copépodes et d'autres espèces zooplanctoniques attirent de grands regroupements de cétacés dans la région de la péninsule de Digby/île Brier (Buzeta 2014). On sait que la baleine noire de l'Atlantique Nord réside généralement dans des eaux de plus de 36 mètres de profondeur environ (ce qui exclurait une grande partie de la baie St. Mary's), bien qu'il ait été démontré qu'elle fréquente des profondeurs d'environ 18 mètres et moins vers le rivage.

La base de données sur les observations de baleines du MPO a produit des enregistrements d'observations de baleines noires de l'Atlantique Nord dans la zone d'intérêt chaque année de 2010 à 2022 (figure 14; Base de données sur l'observation des baleines, Équipe Cétacés, Pêches et Océans Canada, Dartmouth N.-É., 15 décembre 2023). Plus précisément, dans la baie St. Mary's, des observations de baleines noires de l'Atlantique Nord ont été signalées en 2015, 2016, 2021 et 2022 (figure 14; Base de données sur l'observation des baleines, équipe Cétacés, Pêches et Océans Canada, Dartmouth, N.-É., 15 décembre 2023). La base de

données sur l'observation des baleines du MPO n'est pas un enregistrement complet de la présence dans la baie St. Mary's; le nombre et la fréquence réels des baleines noires de l'Atlantique Nord dans la baie St. Mary's devraient être supérieurs aux observations signalées étant donné que la plupart des observations figurant dans la base de données sont recueillies de manière opportuniste sans effort régulier (voir les importantes mises en garde sur les données de la base de données sur l'observation des baleines dans la section *Sources d'incertitude*).

Le marsouin commun, actuellement évalué comme *espèce préoccupante* par le COSEPAC et dont l'inscription en vertu de la LEP est à l'étude, est également présent dans la région (figure 14; base de données sur l'observation des baleines, Équipe Cétacés, Pêches et Océans Canada, Dartmouth N.-É., 15 décembre 2023). Une étude des prises accessoires de marsouin commun a révélé qu'un grand nombre d'entre eux sont présents au large de l'île Brier (Trippel *et al.* 1996; Buzeta 2014). La plupart des observations signalées se trouvent sur la côte de la péninsule de Digby dans la baie de Fundy, en particulier au sud de Long Island et près de l'île Brier, mais des observations ont été déclarées dans la baie St. Mary's. La modélisation de la répartition de l'espèce pour le marsouin commun indique également que la baie St. Mary's est un habitat propice et une zone potentielle pour une surveillance accrue (Gomez *et al.* 2020).

Tortues de mer

La tortue luth a une vaste aire de répartition géographique au Canada et on la trouve dans les eaux côtières, sur le plateau continental et en haute mer. Bien que la tortue luth soit la plus couramment observée dans les eaux côtières de la Nouvelle-Écosse, la baie de Fundy n'est pas considérée comme un habitat important pour elle, car elle accueille relativement peu de tortues luths en quête de nourriture pendant l'été et l'automne. La profondeur de l'eau médiane des observations de tortues luths est supérieure à 100 m, et aucune observation dans les environs de la baie St. Mary's n'a été signalée près des infrastructures des sites proposés (figure 14).

Requins

Dans l'océan Atlantique, le grand requin blanc entreprend une migration saisonnière nord-sud qui l'amène dans les eaux canadiennes de juin à novembre, où il se nourrit des proies abondantes, notamment de phoques (Bastien *et al.* 2020; Franks *et al.* 2021; Bowlby *et al.* 2022). La population de grands requins blancs de l'Atlantique Nord est inscrite comme espèce en voie de disparition en vertu de la LEP au Canada depuis 2011 en raison des déclinés importants survenus dans les années 1970 et 1980, dont elle ne s'est pas rétablie malgré une stabilité apparente ou une légère augmentation depuis les années 1990 (COSEPAC 2021). Il est donc nécessaire de comprendre les menaces qui limitent le recrutement afin d'élaborer des stratégies d'atténuation efficaces pour appuyer le rétablissement. Bien que le risque d'empêchement dans les engins d'aquaculture soit actuellement considéré comme faible (COSEPAC 2021), on a observé des grands requins blancs dans des enclos en filets ouverts dans la mer Méditerranée (Galaz et De Maddalena 2004) et en Australie (Cheshire 2006). Une meilleure caractérisation des interactions entre le grand requin blanc et l'aquaculture est de ce fait justifiée dans les eaux canadiennes.

Les cartes de densité produites à partir de la télémétrie acoustique, des étiquettes satellites SPOT (Smart Position or Temperature Transmitting) et des étiquettes satellites d'archivage détachables montrent que des grands requins blancs pourraient être présents près de la baie St. Mary's (Bastien *et al.* 2020; Franks *et al.* 2021). Cela est corroboré par l'intervalle de confiance des estimations de localisation tirées des données des étiquettes satellites

d'archivage détachables provenant de deux grands requins blancs, qui comprend la baie St. Mary's (H. Bowlby, MPO, données inédites).

Pour confirmer la présence de grands requins blancs dans la baie St. Mary's, le MPO a déployé des récepteurs acoustiques aux quatre sites aquacoles proposés le 3 mai 2023 et les a récupérés le 14 novembre 2023 (M. Trudel, MPO données inédites). Les données de détection des récepteurs ont été soumises à l'Ocean Tracking Network (OTN) et seront librement accessibles sur le portail de données de l'OTN ([Quoddy Region Pelagics Tracking \(QRPT\)](#)) et de l'OBIS (voir : [Quoddy Region Pelagics Telemetry - Ocean Biodiversity Information System](#)) une fois qu'elles auront été traitées par l'OTN. Au total, 19 grands requins blancs ont été détectés dans la région entre le début juin et la fin octobre (figure 15; tableau 7). Le nombre de détections diminuait d'ouest (site n° 1452) en est (site n° 1449). Par conséquent, les détections étaient plus nombreuses aux sites plus exposés à la baie de Fundy (c.-à-d. les sites plus à l'ouest). Un récepteur déployé par le Centre for Marine Applied Research (CMAR) près du site proposé n° 1452 a détecté 14 grands requins blancs entre le 18 juillet 2020 et le 21 octobre 2020 (voir : [OTN CMAR Moorings](#)). L'un de ces individus a également été détecté en 2023 (requin n° 17). Ainsi, on a détecté un total de 32 grands requins blancs dans la baie St. Mary's sur une période de deux ans, et au moins un individu est revenu dans la même région trois ans plus tard. Pris ensemble, ces résultats indiquent qu'il existe un fort potentiel que le grand requin blanc puisse interagir avec les sites aquacoles proposés dans la baie St. Mary's.

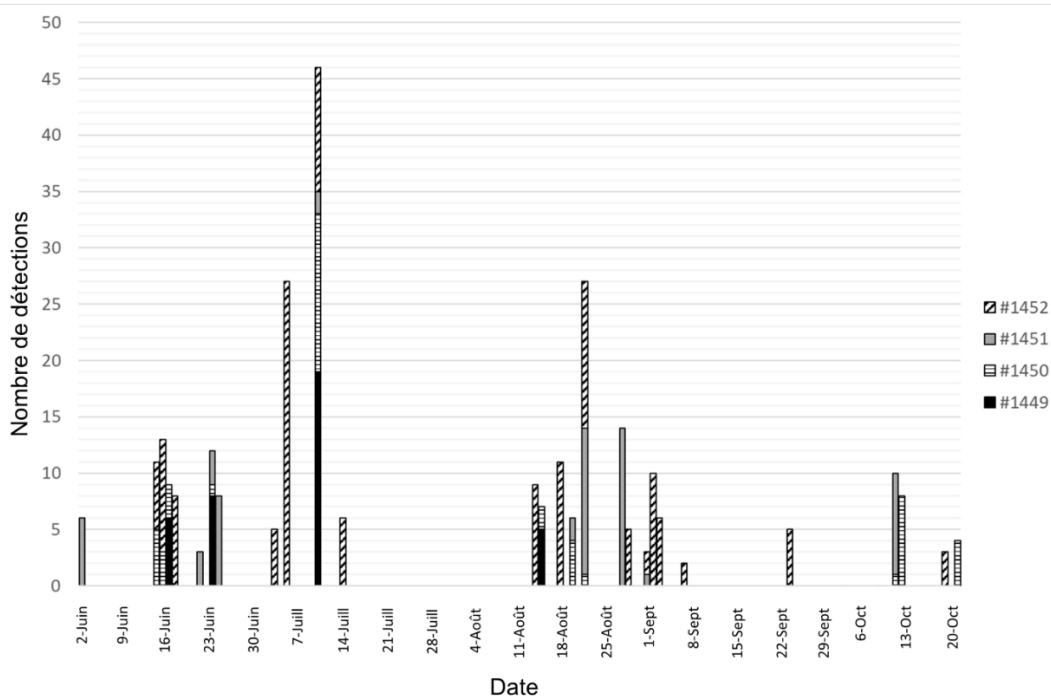


Figure 15. Nombre de détections de grands requins blancs en fonction du temps aux récepteurs acoustiques (VR2AR) déployés aux quatre sites de salmoniculture proposés en 2023. Codes d'étiquette fournis par : M. Winton (Atlantic White Shark Conservancy, North Chatham, Massachusetts, É.-U.), G. Skomal (Massachusetts Division of Marine Fisheries, New Bedford, Massachusetts, É.-U.) et OCEARCH (Park City, Utah, É.-U.).

Cependant, le nombre relativement faible de détections pour chaque grand requin blanc donne à penser qu'ils ne transitaient que brièvement dans la région. Selon des recherches menées en

Australie, le grand requin blanc n'est pas attiré par la pisciculture marine, car ni le nombre de requins détectés, ni la durée pendant laquelle des requins ont été détectés n'ont augmenté en présence d'aquaculture (Huveneers *et al.* 2022). Ainsi, en raison de la nature transitoire du grand requin blanc, il est jugé peu probable que les infrastructures des sites proposés entraînent des effets importants sur la population de grands requins blancs. En outre, à ce jour, on n'a signalé aucun empêchement de grands requins blancs dans les engins de pisciculture marine au Canada atlantique.

Tableau 7. Nombre de détections observées, par grand requin blanc, aux récepteurs acoustiques (VR2AR) déployés aux quatre sites de salmoniculture proposés en 2023. Codes d'étiquette fournis par : M. Winton (Atlantic White Shark Conservancy, North Chatham, Massachusetts, É.-U.), G. Skomal (Massachusetts Division of Marine Fisheries, New Bedford, Massachusetts, É.-U.) et OCEARCH (Park City, Utah, É.-U.). Un tiret (—) = aucune détection

Animal	n° 1452	n° 1451	n° 1450	n° 1449
Requin 1	46	11	6	5
Requin 2	—	—	11	—
Requin 3	19	—	6	6
Requin 4	6	—	—	—
Requin 5	3	—	—	—
Requin 6	3	4	1	—
Requin 7	38	2	3	19
Requin 8	—	11	1	8
Requin 9	5	—	—	—
Requin 10	5	—	—	—
Requin 11	5	—	—	—
Requin 12	2	—	—	—
Requin 13	—	—	4	—
Requin 14	—	3	5	—
Requin 15	—	9	9	—
Requin 16	2	1	—	—
Requin 17	5	—	—	—
Requin 18	—	6	—	—
Requin 19	—	14	—	—
Total	139	61	46	38

Cartographie des impacts cumulatifs des activités humaines

Pour estimer l'incidence relative des activités et des agents de stress anthropiques (les « agents de stress » dans le reste du document) sur la zone de la baie St. Mary's, nous avons effectué une analyse par cartographie des impacts cumulatifs (CIC) additifs, en nous appuyant sur le cadre analytique décrit dans Halpern *et al.* (2008) et selon les adaptations régionales décrites dans Clarke Murray *et al.* (2015). L'analyse CIC est un modèle simple et additif qui localise les zones où les agents de stress et les habitats se chevauchent dans l'espace, puis applique une pondération de vulnérabilité pour déterminer une cote d'impact pour chaque intersection activité-habitat. L'utilisation des habitats reflète également indirectement les effets sur les espèces connexes. Une zone d'intérêt a été délimitée en fusionnant les limites des PEZ pélagiques des quatre concessions potentielles. On a ensuite divisé cette zone en cellules de grille de 1 km x 1 km (aucune autre valeur associée aux ZEP n'a été utilisée pour l'analyse CIC). Dans cette zone d'intérêt, les données spatiales et les mesures de l'intensité de 33 agents de stress et emplacements spatiaux de 15 habitats proviennent de Murphy *et al.* (2024).

Les pondérations de la vulnérabilité des écosystèmes du Canada atlantique sont tirées de Murray *et al.* (2024), qui quantifient l'impact relatif de chaque agent de stress sur chaque habitat. Le modèle de CIC additionne ensuite toutes les combinaisons d'agents de stress et d'habitat (pondérées en fonction de leurs vulnérabilités) en une cote d'impact cumulatif finale pour chaque cellule de grille de 1 km². Les résultats sont affichés sous la forme d'une carte de densité des cotes d'impact cumulatif pour l'ensemble de la zone d'intérêt (p. ex. les couleurs plus froides représentent des impacts relativement plus faibles, les couleurs plus chaudes représentent des impacts relativement plus élevés).

Trente-trois agents de stress ont été déterminés, représentant une combinaison de sources terrestres, côtières et océaniques qui ont le potentiel d'influencer l'écosystème marin de la baie St. Mary's. Les agents de stress terrestres se produisent dans les bassins versants qui bordent la baie St. Mary's et comprennent l'agriculture, les surfaces imperméables, la charge en éléments nutritifs et la densité de la population humaine. Les agents de stress côtiers se produisent directement le long de la côte et comprennent les déchets côtiers, les maladies et agents pathogènes, l'artificialisation des rives, la pollution lumineuse, les marinas et deux mesures du tourisme (exploitants, sentiers, plages et terrains de camping). Les agents de stress marins se produisent sur ou dans l'océan et comprennent la pisciculture marine, la conchyliculture, les sites contaminés, l'immersion en mer, les espèces envahissantes, les engins de pêche perdus, la navigation de plaisance et le transport maritime. Les agents de stress liés à la pêche comprennent 10 types de pêche commerciale classés selon leur effet potentiel sur les habitats, ainsi que l'effet des bateaux de pêche. Enfin, les agents de stress climatiques comprennent l'acidification des océans (état de saturation en aragonite), ainsi que les anomalies de la température de la surface de la mer et au fond. Pour chaque couche d'agent de stress, on a supposé que l'influence des activités anthropiques se diffuse également dans toutes les directions. Cependant, il est plus probable que les courants côtiers et les panaches des rivières influencent la diffusion des impacts, particulièrement près du littoral.

Quinze catégories d'habitat ont été définies pour la zone d'intérêt, comprenant à la fois les habitats benthiques et pélagiques. Les habitats intertidaux (de 0 à 2 m de profondeur) comprennent les marais salants, les plages, les bas-fonds intertidaux et les zones intertidales rocheuses. Les habitats infratidaux (de 2 à 30 m de profondeur) comprennent la zone algale (espèces de fucus) et les substrats durs, mixtes et meubles. Les habitats du plateau continental (de 30 à 200 m de profondeur) sont composés de substrats à fond dur, mixte et meuble. Les habitats pélagiques sont définis en fonction de la bathymétrie et sont superposés aux habitats benthiques, avec les habitats pélagiques peu profonds entre 30 et 200 m et les habitats pélagiques profonds couvrant toutes les zones de plus de 200 m de profondeur. Un habitat biogène profond qui représente des concentrations importantes de biomasse de coraux d'eaux froides, d'éponges et de pennatules est également inclus.

Une deuxième carte des impacts cumulatifs a été produite en ajoutant les quatre concessions aquacoles proposées. On a ensuite calculé la différence entre les cotes d'impact cumulatif pour ces deux cartes, pour chaque cellule de grille, afin de quantifier la variation relative de l'impact cumulatif sur les habitats marins de la baie St. Mary's qui résulterait de l'ajout des quatre sites proposés. La plus grande variation dans la cote d'impact cumulatif après l'ajout des sites proposés était de 2,1 sur une valeur possible de 3 (c.-à-d. si l'intensité la plus élevée de la pisciculture marine chevauchait l'habitat le plus vulnérable dans une cellule de grille donnée). Les cellules de grille pour lesquelles la différence dans la cote d'impact cumulatif était supérieure ou égale à 50 % de cette variation maximale observée (1,05) ont servi à définir et à décrire une « zone d'impact potentiel ». La cote d'impact cumulatif moyen a ensuite été recalculée pour les habitats présents dans cette zone d'impact potentiel, et la cote d'impact

cumulatif a été décomposée pour déterminer les agents de stress qui contribuaient le plus aux cotes d'impact cumulatif par habitat.

Une analyse documentaire a été effectuée pour dresser la liste des impacts physiques, chimiques ou biologiques liés aux différents agents de stress présents dans la zone d'impact potentiel, qui ont ensuite été utilisés pour déterminer les conséquences potentielles sur les espèces et les habitats de la baie St. Mary's. Les agents de stress liés à la pêche, à la pisciculture marine et aux déchets côtiers ont été résumés dans Ban *et al.* (2010), les effets de la pêche étant précisés davantage à partir de Fuller *et al.* (2008); les effets des changements climatiques ont été résumés à partir de Savard *et al.* (2016), de Doney *et al.* (2012) et de Guenette *et al.* (2014); les espèces envahissantes d'après Therriault et Herborg (2007) et Gallardo *et al.* (2016); les déchets côtiers d'après la NOAA (2016).

Comparaison des impacts entre les agents de stress

L'estimation actuelle des cotes d'impact cumulatif (c.-à-d. à l'exclusion des nouveaux sites aquacoles proposés) dans la zone d'intérêt varie de zone à impact minimal (moins de 0,01) à zone très touchée (45,75). Les cotes d'impact cumulatif les plus élevées se trouvent le long de la péninsule de Digby et au sud-ouest de la zone d'intérêt, et les plus faibles dans les régions du nord-est et du sud-est (figure 16a). Avec l'ajout des quatre sites proposés, les changements les plus importants observés dans la cote d'impact cumulatif concernent principalement la partie centrale de la zone d'intérêt, sur les côtés est et ouest la péninsule de Digby, et en particulier autour du site n° 1451 (figure 16b). Cette augmentation des cotes d'impact cumulatif résulte de l'intensité accrue des activités de pisciculture marine (augmentation du chevauchement spatial des concessions et de l'intensité de l'activité aquacole dans ces cellules de grille) en présence de certains habitats plus vulnérables à ces activités. Toutefois, malgré ces augmentations des cotes d'impact cumulatif avec l'ajout des sites proposés, l'ampleur absolue des cotes à ces emplacements demeure inférieure à celles qui ont été calculées ailleurs dans la zone d'intérêt (p. ex. dans le sud-ouest; voir la figure 16a).

Après avoir tenu compte des sites aquacoles proposés, dans tous les habitats, ce sont les agents de stress liés au secteur de la pêche qui ont collectivement contribué le plus à la cote d'impact cumulatif (43 %), suivis du climat (28,5 %) et des secteurs marin (16 %), côtier (8,2 %) et terrestre (4,4 %), respectivement. Encore une fois, la pisciculture marine est intégrée à l'agent de stress marin. La pêche et les changements climatiques ont contribué le plus à la cote d'impact cumulatif en raison de leur vaste couverture spatiale et de leurs chevauchements avec des habitats très vulnérables à ces agents de stress. Les agents de stress qui ont contribué à hauteur de 5 % ou plus à la cote d'impact cumulatif totale sont trois agents de stress climatiques (variation de la température au fond (13,3 %), variation de la température de la surface (9,4 %), acidification (5,7 %)), quatre agents de stress liés à la pêche (chalut à panneaux de fond (11,2 %), pièges et casiers (9,6 %), palangre à poisson de fond (7,8 %), drague (5,7 %)) et deux agents de stress marins (espèces envahissantes (5,8 %), pisciculture marine (5,1 %; figure 17a)). Par rapport à d'autres agents de stress dans l'ensemble de la zone d'intérêt, les impacts de la pisciculture marine (sites existants plus les sites proposés) représentent 5,1 % de la cote d'impact cumulatif totale dans tous les habitats (figure 16a). En revanche, dans la zone d'impact potentiel, la pisciculture marine contribue à hauteur de 8,3 % à la cote d'impact cumulatif totale (figure 17b); on peut donc s'attendre à une incidence élevée de cet agent de stress dans une zone localisée autour des sites proposés.

Onze habitats différents se trouvaient dans la zone d'impact potentiel (figure 18a). La plus grande variation de la cote d'impact cumulatif moyenne en concernait cinq : fond meuble peu profond, pélagique peu profond, fond dur peu profond, plateau à fond mixte et à fond dur,

respectivement (figure 18a). L'augmentation de la cote d'impact cumulatif moyenne dans ces cinq habitats est attribuable à un certain nombre d'agents de stress climatiques, liés à la pêche, marins et côtiers dominants (représentant plus de 10 % de la cote d'impact cumulatif dans cet habitat; figure 18b). Pour tous ces cinq habitats, les cotes d'impact étaient plus élevées pour la variation de la température soit de la surface (pélagique peu profond, fond meuble peu profond et fond dur peu profond), soit au fond (plateau à fond mixte et à fond dur). Les habitats à fond meuble peu profond et de plateau à fond mixte avaient également des cotes d'impact plus élevées pour divers types d'activités de pêche entrant en contact avec le fond (drague, chalut à panneaux de fond, palangre à poisson de fond); les habitats peu profonds à fond meuble et dur avaient également des cotes d'impact plus élevées pour la pisciculture marine et les espèces envahissantes; et l'habitat peu profond à fond dur avait aussi une cote d'impact plus élevée pour les déchets côtiers (figure 18b).

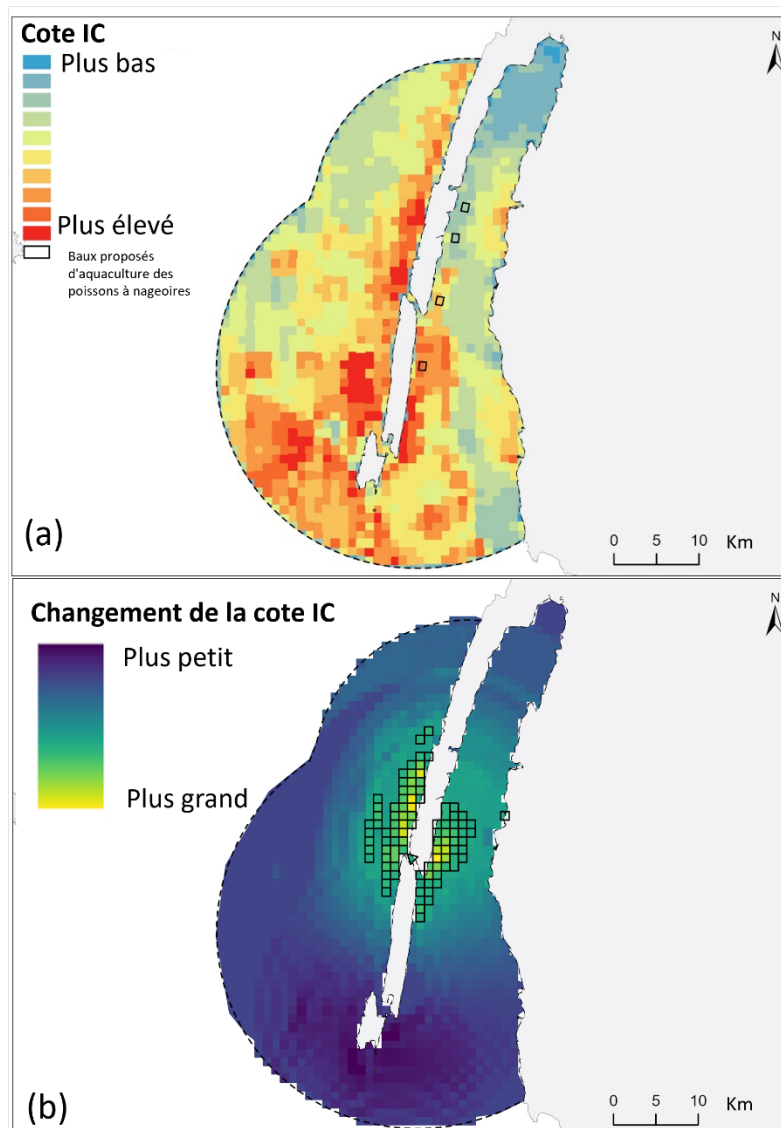


Figure 16. (a) Carte de l'impact cumulatif (IC) actuel dans la baie St. Mary's (N.-É.). Les couleurs plus froides indiquent un impact plus faible; les couleurs plus chaudes indiquent un impact plus élevé. Les emplacements des concessions aquacoles proposées sont indiqués en noir, mais ne sont pas inclus dans l'estimation des cotes d'impact cumulatif sur la figure 16a. (b) Variation de la cote d'impact cumulatif avec l'ajout des quatre concessions aquacoles proposées. Les couleurs plus froides représentent peu ou pas de changement dans la cote d'impact cumulatif, les couleurs plus chaudes représentent un plus grand changement. Une « zone d'impact potentiel » est indiquée en noir, indiquant les carrés de la grille où les différences dans les cotes d'impact cumulatif après l'ajout des sites aquacoles proposés étaient supérieures ou égales à 50 % du changement maximal observé.

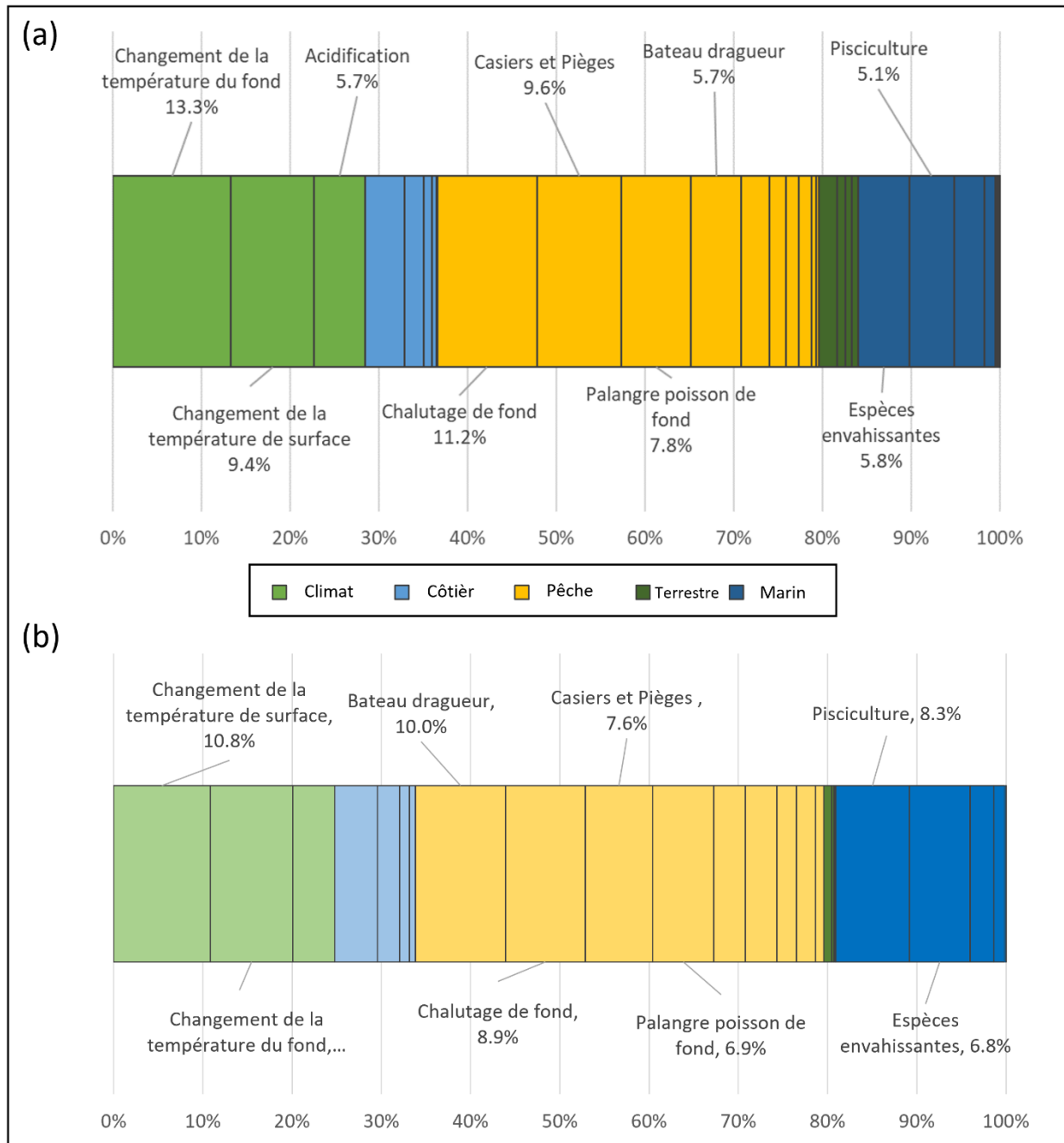


Figure 17. Pourcentage de contribution des différents agents de stress aux cotes d'impact cumulatif totales après l'ajout des concessions aquacoles proposées, (a) dans tous les habitats de la zone d'intérêt; et (b) dans tous les habitats présents uniquement dans la zone d'impact potentiel. Les agents de stress sont regroupés par couleur dans l'une des cinq catégories (climat, côtier, pêche, terrestre et marin). Les agents de stress qui ont contribué à hauteur de 5 % ou plus à la cote d'impact cumulatif totale sont indiqués.

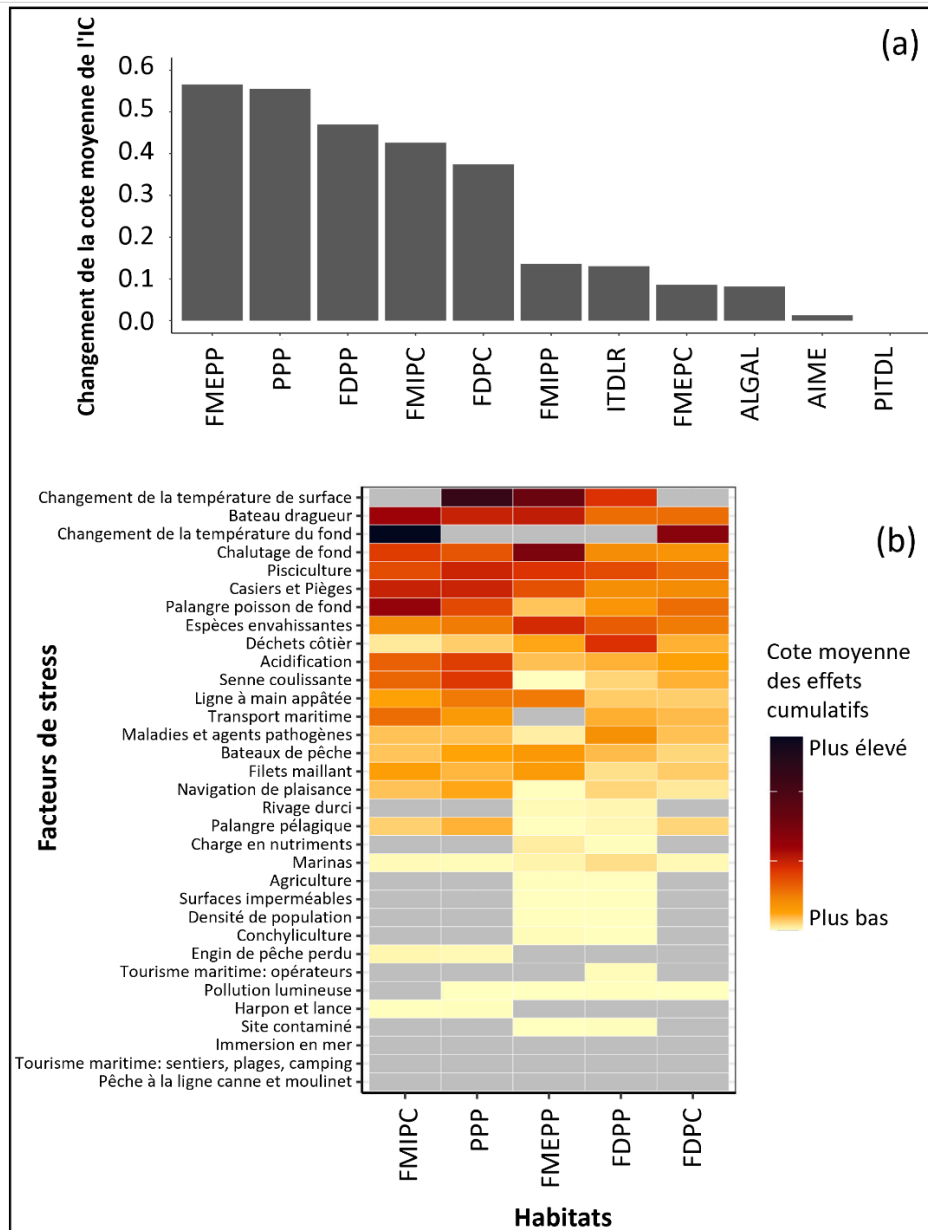


Figure 18. (a) Variation de la cote d'impact cumulatif moyenne par habitat présent dans la zone d'impact potentiel. (b) Cotes d'impact cumulatif moyennes pour chaque combinaison agent de stress et habitat présente dans la zone d'impact potentiel. Les rectangles gris sont des valeurs nulles, car l'agent de stress et l'habitat ne se chevauchent pas dans cette zone d'impact potentiel. Cinq habitats, pour lesquels on a enregistré la plus grande variation de la cote d'impact cumulatif moyenne après l'ajout des nouveaux sites, sont touchés par les effets cumulatifs des agents de stress suivants : variation de la température, pêche entrant en contact avec le fond, pisciculture marine, espèces envahissantes et déchets côtiers, dans la zone d'impact potentiel. Abréviations de l'habitat : BITDL = Plage, MFITDL = Vasière intertidale, ALGAL = Zone algale, SSHLF = Plateau à fond meuble, RITDL = Intertidal rocheux, MSHLW = Côtier à fond mixte, HSHLF = Plateau à fond dur, MSHLF = Plateau à fond mixte, HSHLW = Côtier à fond dur, SPELAGIC = Pélagique peu profond, SSHLW = Côtier à fond meuble.

Impacts potentiels dans un environnement caractérisé par la présence de multiples agents de stress

À l'heure actuelle, les cotes d'impact cumulatif ne peuvent à elles seules déterminer à quel niveau les impacts cumulatifs causent des dommages. Cependant, la connaissance des effets relatifs des agents de stress dominants et qui se chevauchent et déterminés par l'analyse CIC peut étayer les impacts potentiels des activités anthropiques dans le milieu marin. Les effets liés aux agents de stress en milieu marin peuvent être regroupés en trois grandes catégories : physique (altération directe des habitats), chimique (variations de la qualité de l'eau et des sédiments) et biologique (changements des espèces non ciblées). Parmi les agents de stress déterminés dans la zone d'impact potentiel, tous ont été liés à plus d'un effet, et de nombreux agents de stress ont des effets dans les trois catégories (tableau 8). Dans l'ensemble, la baie St. Mary's présente un environnement complexe caractérisé par la présence de multiples agents de stress où les variables climatiques, la pêche et les agents de stress marins peuvent s'accumuler ou interagir pour réduire l'abondance, la biomasse ou la diversité des espèces non ciblées dans les habitats pélagiques et les habitats à fond dur, mixte et meuble dans la zone d'impact potentiel.

Le chevauchement de l'application de drogues et de pesticides dans la pisciculture marine et les changements dans les températures de la surface de la mer suggèrent des interactions de divers agents de stress sur le comportement des espèces, l'élimination de la biomasse par la mortalité accidentelle et la promotion des espèces envahissantes dans les habitats pélagiques peu profonds (tableau 8). Dans la baie St. Mary's, les habitats pélagiques peu profonds abritent des espèces holoplanctoniques ou méroplanctoniques, notamment comme le homard, les pétoncles, le hareng, le maquereau, les crevettes, le krill et les stades larvaires d'autres invertébrés marins benthiques. Les effets prévus de la hausse des températures de la surface de la mer sont des changements physiologiques et du cycle biologique (Garzke *et al.* 2015, Pandori et Sorte 2019), mais aussi des changements dans la phénologie (le moment et la production des communautés planctoniques); en particulier, pour les stades des œufs et des larves de poissons marins et d'invertébrés, avec des effets en cascade pour les populations locales et les réseaux trophiques (Poloczanska *et al.* 2016).

Peu d'études ont examiné les effets combinés des variables liées au climat et d'autres agents de stress anthropiques (O'Brien *et al.* 2023, He et Silliman 2019). Cependant, d'après les recherches actuelles, les effets interactifs potentiels des substances toxiques et des variables climatiques peuvent résulter de l'augmentation des taux métaboliques et de la consommation d'aliments provoquée par la température, entraînant un potentiel accru d'exposition (par le biais des aliments) ou une susceptibilité accrue aux effets toxiques; par ailleurs, l'exposition aux produits chimiques peut réduire la résilience au stress thermique (Alava *et al.* 2017, Cabral *et al.* 2019). Les stades larvaires des espèces marines sont souvent plus sensibles aux effets combinés de multiples agents de stress que les stades adultes, et les effets combinés de la pisciculture marine et des variations des températures de la surface de la mer seront alors plus préjudiciables au développement et à la survie de ces stades biologiques (Przeslawski *et al.* 2015, Pandori et Sorte 2019).

Les habitats benthiques à fond dur, mixte et meuble peuvent être touchés à des degrés divers par un ensemble similaire d'agents de stress, notamment la variation de la température au fond, les espèces envahissantes, la pêche, la pisciculture marine et les déchets côtiers, laissant entendre des effets sur l'environnement physique, la qualité de l'eau et l'élimination de la biomasse dans la zone d'impact potentiel (tableau 8). Les espèces présentes habituellement dans les habitats à fond dur ou mixte sont le homard, les pétoncles, le bigorneau, les crevettes,

la moule bleue, la modiole et le varech, tandis que la zostère, la mye commune et la palourde américaine se trouvent dans les habitats à fond meuble. Les engins de pêche entrant en contact avec le fond, comme les chaluts et les dragues, ont l'effet humain direct le plus répandu sur les réseaux benthiques marins (Kaiser *et al.* 2006). Plus ou moins graves selon le type d'engin, les dommages benthiques se produisent lorsque les chaluts, les palangres ou les pièges entrent en contact avec le fond, et surtout lorsqu'ils sont traînés sur le plancher océanique (Donaldson *et al.* 2010, Fuller *et al.* 2008). Les engins de pêche entrant en contact avec le fond modifient la structure de l'habitat benthique, peuvent endommager les espèces épibenthiques structurales, réduisent la biomasse et la diversité des organismes benthiques et entraînent une perte d'habitat pour d'autres espèces benthiques ou démersales (Watling et Norse 1998, Gordon *et al.* 2002, Henry *et al.* 2006, Kenchington *et al.* 2006, Sciberras *et al.* 2018).

Les panaches de sédiments créés par les activités de pêche commerciale dans les habitats sédimentaires meubles peuvent également étouffer les communautés benthiques et accroître l'enrichissement organique et la turbidité à proximité des tracés de chalutage (Palanques *et al.* 2001, O'Neill et Summerbell 2011). L'ajout d'une quantité accrue d'aliments et de déchets provenant de la production de poissons aux sites proposés et aux autres installations voisines, combiné à ces autres agents de stress liés à la pêche, peut aggraver le risque d'altération de la composition, de la couverture végétale, de la biomasse et de la structure des habitats benthiques à proximité des enclos en filets (Hargrave 2003, MPO 2010a, Cullain *et al.* 2018). La pisciculture marine, par l'ajout ou l'enlèvement de structures physiques (cordages, bouées, ancres, etc.) et de composantes biologiques (poissons, organismes salissants), peut également perturber le benthos (MPO 2010a). Ainsi, la proximité des activités de pisciculture marine et de pêche commerciale sous-entend une augmentation des perturbations benthiques des habitats dans la zone d'impact potentiel. La hausse des températures au fond peut également interagir avec les agents de stress liés la pêche; l'exploitation peut modifier la structure démographique, spatiale et temporelle des populations récoltées ou les caractéristiques du cycle biologique des espèces, altérant ainsi leur capacité à réagir à la variabilité et aux changements climatiques sur des échelles interannuelles à interdécennales (examen dans Planque *et al.* 2010, Perry *et al.* 2010).

En plus de contribuer aux prises accessoires (Donaldson *et al.* 2010, Fuller *et al.* 2008), les pêches de capture sauvage sont également responsables de certains engins de pêche abandonnés, perdus et rejetés (EPAPR). La baie St. Mary's est connue comme un « point chaud » pour les EPAPR et c'est là que la récupération des « engins fantômes » et des nettoyages du rivage ont eu lieu dans le cadre du [Fonds pour les engins fantômes](#) mis en place par le gouvernement fédéral. Les engins de pêche abandonnés, perdus et rejetés constituent une menace d'empêchement pour les espèces marines et peuvent étouffer ou endommager l'habitat du fond marin par abrasion physique (Macfadyen *et al.* 2009). La zone benthique est un puits pour les débris marins (Galgani *et al.* 2015). Dans une évaluation des EPAPR dans la ZPH 34, Goodman et ses collaborateurs (2021) ont constaté que la plupart (98 %) des débris récupérés sur le fond marin étaient liés à des activités de pêche (casiers à homard, câbles de petit chalutier, cordes, bouées). Bien que les engins fantômes provenant de l'aquaculture n'aient pas été autant étudiés que ceux des pêches de capture sauvage, les filets et les cordages perdus peuvent provoquer l'empêchement d'espèces pélagiques ou endommager les habitats benthiques par étouffement ou abrasion (Initiative mondiale de lutte contre les engins de pêche fantômes 2021). Cependant, la majeure partie des déchets anthropiques (par exemple, les attaches et les fixations de câbles, les bouteilles en plastique, les flotteurs, les morceaux de cordages) issus de l'aquaculture sont probablement des plastiques plus petits

(Initiative mondiale de lutte contre les engins de pêche fantômes 2021), qui peuvent avoir des effets sur la valeur esthétique et récréative des plages et des rivages voisins (Brouwer *et al.* 2017). Des sources supplémentaires d'engins fantômes et de déchets anthropiques provenant de nouvelles activités aquacoles peuvent également accroître la perturbation du benthos et la mortalité accidentelle d'espèces vulnérables ou sensibles.

Enfin, l'aquaculture ajoute ou enlève des structures physiques (par exemple, cordages, bouées, ancres) qui peuvent être colonisées par divers assemblages biologiques et avoir une incidence sur l'écosystème local (MPO 2010a). Le botrylloïde violet (*Botryllus violaceus*), le botrylle étoilé (*Botryllus schlosseri*) et l'ascidie jaune (*Ciona intestinalis*), des espèces envahissantes, sont déjà présents dans la baie St. Mary's (Sephton *et al.* 2017). Ils représentent un risque écologique modéré à élevé pour la biodiversité, les AMP, la conchyliculture et l'aquaculture dans les écosystèmes côtiers de l'Atlantique (Therriault et Herborg 2007). Ainsi, les structures aquacoles peuvent favoriser la propagation et l'établissement ultérieur d'autres espèces non indigènes déjà présentes ailleurs dans la baie de Fundy ou dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. De plus, une exposition accrue aux drogues et aux applications de pesticides provenant de la pisciculture marine peut limiter la survie d'espèces indigènes moins tolérantes; les contaminants et les infrastructures peuvent ainsi interagir pour accroître les possibilités pour les espèces non indigènes (O'Brien *et al.* 2023).

**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Région des Maritimes

Tableau 8. Comparaison des effets associés aux agents de stress dominants présents dans la zone d'impact potentiel. Les effets physiques entraînent une altération directe de l'habitat; les effets chimiques ont un impact sur la qualité de l'eau et des sédiments; les effets biologiques provoquent des changements chez des espèces non ciblées. Contrairement à l'analyse CIC, aucune pondération quantitative ou cote n'est associée aux effets énumérés pour chaque agent de stress ci-dessous. Un tiret (–) = « sans objet ».

Type d'effet	Effets	Pisciculture marine	Espèces marines envahissantes	Pêche – Chalut de fond	Pêche – Drague sur bateau	Pêche – Pièges et casiers	Pêche – Palangre à poisson de fond	Climat – Variations de la température de la surface de la mer	Climat – Variations de la température au fond	Déchets côtiers
Physiques	Perturbation des zones benthiques	X	—	X	X	X	X	—	—	X
Physiques	Modifications de la température	—	—	—	—	—	—	X	X	—
Physiques	Changement des courants et de la circulation	X	—	—	—	—	—	X	X	—
Physiques	Lumière	X	—	—	—	—	—	—	—	—
Physiques	Déchets marins	X	—	X	X	X	X	—	—	X
Physiques	Bruit	X	—	X	X	X	X	—	—	—
Chimiques	Bactéries	X	—	X	X	X	X	—	—	—
Chimiques	Contaminants	X	—	X	X	X	X	—	—	X
Chimiques	Nutriments	X	X	X	X	X	X	—	—	—
Chimiques	Déchets d'hydrocarbures	X	—	X	X	X	X	—	—	X
Chimiques	Déchets organiques	X	—	X	X	X	X	—	—	X
Chimiques	Transport des sédiments (turbidité)	X	X	X	X	X	X	—	—	X

Région des Maritimes

Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse

Type d'effet	Effets	Pisciculture marine	Espèces marines envahissantes	Pêche – Chalut de fond	Pêche – Drague sur bateau	Pêche – Pièges et casiers	Pêche – Palangre à poisson de fond	Climat – Variations de la température de la surface de la mer	Climat – Variations de la température au fond	Déchets côtiers
Biologiques	Changements de comportement (prédateur ou proie)	X	X	—	—	—	—	X	X	—
Biologiques	Prélèvement de biomasse (mortalité accessoire)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Biologiques	Maladies, agents pathogènes ou parasites	X	—	—	—	—	—	—	—	—
Biologiques	Interactions génétiques	X	X	—	—	—	—	—	—	—
Biologiques	Espèces envahissantes	X	X	—	—	—	—	X	X	X

Considérations relatives aux changements climatiques

L'analyse par cartographie des impacts cumulatifs a permis de déterminer que les agents de stress climatiques (variation de la température au fond et de la surface et acidification des océans) sont la deuxième contribution en importance à la cote d'impact cumulatif pour l'écosystème marin de la baie St. Mary's. Les changements climatiques ont été considérés ci-après comme un facteur des changements prévus dans la baie St. Mary's qui pourraient modifier les interactions entre l'écosystème et les sites aquacoles proposés.

Modélisation du climat

Pour estimer les changements futurs de la température de l'eau et de la chimie des carbonates, nous avons utilisé le modèle biogéochimique du golfe du Saint-Laurent (MBGC-GSL) mis au point par Lavoie et ses collaborateurs (2020). Ce modèle combine les extrants réduits de trois modèles du système terrestre de 1970 à 2099 sur un domaine allant de Cape Cod à Terre-Neuve. Les projections de la phase 5 du projet d'intercomparaison du modèle couplé (CMIP5) du réchauffement et du rejet de dioxyde de carbone à l'avenir selon le profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 (RCP8.5) ont fourni le forçage atmosphérique, qui a ensuite été combiné avec des sous-modèles couplés de la circulation océanographique et chimique régionale (entraînés par la dynamique du plancton et les processus géochimiques). Le modèle a une résolution spatiale horizontale de $1/12^\circ$, jusqu'à 46 couches verticales selon la bathymétrie, et une résolution temporelle initiale de deux semaines, mais il peut être interpolé à des pas de temps plus petits.

Le modèle biogéochimique du golfe du Saint-Laurent avait à l'origine été conçu pour le golfe du Saint-Laurent et le plateau néo-écossais, mais il englobe le système du golfe du Maine et de la baie de Fundy et Siedlecki et ses collaborateurs (2021) ont montré qu'il donne de bons résultats dans cette région. Il a cependant une résolution spatiale relativement faible dans les zones côtières et ne résout pas complètement la baie St. Mary's parce qu'il ne représente pas les zones de terre qui l'entourent (péninsule de Digby, etc.) ou les zones d'eaux peu profondes dans la partie la plus intérieure de la baie. Néanmoins, bien que le modèle ne soit pas à une résolution spatiale convenant pour la prise de décisions au niveau de l'exploitation, toutes les projections examinées ici représentent les tendances générales des conditions futures régionales, y compris dans la baie St. Mary's (c.-à-d. le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse de l'extérieur de la baie de Fundy), plutôt que les seules tendances de la baie elle-même.

L'acidification des océans est la réduction du pH océanique due aux émissions anthropiques de gaz à effet de serre; les indicateurs de l'acidification sont le pH, la pression partielle du dioxyde de carbone dans l'eau de mer ($p\text{CO}_2$) et les indices du carbonate de calcium (états de saturation en aragonite et en calcite; en général, l'acidification réduit la quantité d'ions carbonate de calcium dans l'eau de mer et, par conséquent, les états de saturation en aragonite et en calcite diminueront). Les variables pertinentes pour le carbonate et l'acidification des océans prédites par le modèle sont le pH, le $p\text{CO}_2$, l'alcalinité, le carbone inorganique dissous et les états de saturation en aragonite et en calcite. Les températures de la surface de la mer et au fond et la saturation en aragonite et en calcite ont été extraits pour la baie St. Mary's aux fins du présent rapport, pour des périodes de cinq ans vers 2020 et 2050 à partir de l'un des extrants du Modèle de système terrestre (CanESM2, qui produit des prévisions moyennes plutôt que plus extrêmes) du modèle biogéochimique du golfe du Saint-Laurent (voir l'annexe III). Il convient de noter que les saturations en aragonite et en calcite calculées par ce modèle en profondeur doivent être corrigées pour compenser les effets de la pression sur la dissolution; cette correction est en cours de préparation, de sorte que les valeurs au fond pour

ces variables sont provisoires; toutefois, aux profondeurs de 20 à 40 m dans la baie St. Mary's, l'impact de cette correction devrait être minime et ne ferait qu'abaisser les valeurs de la saturation estimées ici.

Les espèces vulnérables visées par des pêches commerciales dans les ZEP qui sont les plus susceptibles d'être exposées aux activités aquacoles proposées et qui sont les plus vulnérables aux effets des changements climatiques sont le homard et le pétoncle. C'est pourquoi nous avons mis l'accent sur les valeurs estivales moyennes des variables de la température et des carbonates, car c'est la saison où tous les stades biologiques de ces espèces et d'espèces similaires devraient être présents dans la baie et où d'importants processus vitaux (développement et fraie, accouplement) se produisent principalement.

Homard

Les plages des températures estivales moyennes actuelles (2020) dans la baie St. Mary's sont de 12 à 14 °C sur le fond (habitat des adultes) et de 10 à 15 °C dans le premier mètre des eaux de surface (habitat larvaire général). Nous avons utilisé la modélisation climatique mentionnée ci-dessus pour développer un modèle biophysique de la région, projetant des augmentations du réchauffement d'environ 2 à 4 °C d'ici 2050, selon l'emplacement dans la baie, la tendance globale montrant un réchauffement important dans la région de la baie d'ici 2050. D'ici 2050, les températures au fond et de la surface dans la baie St. Mary's devraient augmenter jusqu'à 15 ou 16 °C et 15 ou 17 °C, respectivement.

Le réchauffement projeté ne place ni les adultes, ni les larves plus loin dans des plages de températures stressantes, mais peut avoir une incidence sur les déplacements et l'abondance des adultes (y compris les femelles œuvées) dans la baie, à mesure que l'habitat thermique devient plus convenable pour les homards du fait du réchauffement. On sait que les femelles œuvées (porteuses d'œufs) se déplacent sur de courtes et même de longues distances, de la zone côtière à la zone extracôtière (Pezzack et Duggan 1986), afin de rester dans des eaux à des températures optimales pour le développement embryonnaire (Campbell 1986). Alors que les embryons semblent capables de se développer dans une large plage de températures de l'eau (de 5 à 25 °C; Perkins 1972), les femelles œuvées affichent des préférences pour les eaux côtières à environ 16 °C pendant l'été (Jury et Watson III 2013), évitent les eaux plus chaudes (environ 18 °C pour les homards adultes; Quinn 2017, Harrington *et al.* 2020) et se déplaceront dans les zones extracôtières pendant l'automne et l'hiver. Aucune étude sur le terrain n'a été publiée sur la répartition et l'abondance des larves de homard planctoniques dans la baie St. Mary's; toutefois, la découverte de homards très récemment établis dans des collecteurs passifs remplis de galets dans la baie St. Mary's donne à penser que des stades larvaires pélagiques étaient présents dans la colonne d'eau sus-jacente les semaines ou les mois précédents. En outre, d'après des études menées dans des zones adjacentes (Tremblay et Sharp 1987, Annis *et al.* 2007), les larves de homard se trouvent probablement dans la colonne d'eau de juillet à la fin septembre, les abondances les plus élevées étant prévues de la mi-juillet à la mi-août; il convient de noter que cette période peut changer avec le réchauffement climatique. L'habitat de substrat aux sites proposés est composé de galets et de cailloux (tableau 1), un substrat de prédilection des homards juvéniles pour l'établissement et l'abri (Wahle et Steneck 1992), et il est peu probable que cette préférence pour le substrat change avec le réchauffement (Nielsen et McGaw 2016).

On sait que le réchauffement climatique entraîne des changements dans la phénologie du homard, y compris des périodes d'éclosion plus précoces pour les larves (Haarr *et al.* 2020) et des mues précoces ou plus fréquentes chez les juvéniles et les adultes (Groner *et al.* 2018, McMahan *et al.* 2016, Staples *et al.* 2019). L'éclosion précoce des larves de homard ne suivra

peut-être pas le rythme des changements de la période des pics de population chez leurs proies, comme les copépodes, se traduisant par une limitation de la nourriture dans le plancton (Carloni *et al.* 2024). La combinaison du réchauffement des températures et de l'acidification des océans réduit la survie des larves, diminue les taux de croissance et de mue, modifie l'expression génique et la minéralisation de la coquille, et augmente les taux d'alimentation et de nage (Waller *et al.* 2016, Niemisto *et al.* 2021, Noisette *et al.* 2021). Les conditions modélisées de l'acidification des océans dans le présent document (états de saturation en aragonite et en calcite) devraient demeurer égales ou supérieures à celles considérées comme non stressantes pour les crustacés adultes dans la baie St. Mary's pendant l'été (environ 3 pour la calcite, p. ex. Waller *et al.* 2016, Dodd *et al.* 2021, Niemisto *et al.* 2021, Noisette *et al.* 2021).

Pétoncle

Le réchauffement et l'acidification projetés des océans devraient réduire la disponibilité larvaire du pétoncle géant et avoir des répercussions négatives sur la croissance et la survie des juvéniles et des adultes, ce qui aura une incidence sur la productivité du pétoncle dans la région. La hausse des températures de l'eau sous l'effet des changements climatiques est potentiellement stressante pour les pétoncles, une espèce d'eaux plus profondes, et limitera les aires d'habitat optimales dans les régions de moins de 60 m (Zang *et al.* 2023), comme la baie St. Mary's. On sait que l'acidification des océans a un impact négatif sur les larves de différents bivalves et qu'elle aura donc fort probablement des effets sur l'abondance des pétoncles au fil du temps. Le pétoncle géant, en tant que bivalve, est considéré comme très vulnérable à l'acidification des océans en raison des observations sur d'autres espèces et des efforts de modélisation (Rheuban *et al.* 2018).

Les projections du modèle décrites ici démontrent que la saturation moyenne en aragonite de surface devrait diminuer de 2,1 en 2020 à 1,8 en 2050 dans la baie St. Mary's, tandis que la saturation en aragonite de fond devrait diminuer de 2,0 à 1,6 en moyenne, croisant la plage considérée comme stressante pour les bivalves (Barton *et al.* 2015). On a constaté que la combinaison de la hausse des températures et d'une plus grande acidification réduisaient la croissance et la survie chez les pétoncles géants adultes (Cameron *et al.* 2022) et juvéniles (Pousse *et al.* 2023) dans des contextes expérimentaux, ce qui indique que le réchauffement et l'acidification combinés dans la baie St. Mary's pourraient avoir une incidence sur la productivité. Il n'existe pas de données sur le terrain sur l'acidification des océans dans les zones côtières et les effets sur la population pour le pétoncle géant.

Eutrophisation

Il existe un consensus scientifique sur le fait que les changements climatiques augmenteront les occurrences et la gravité des proliférations d'algues nuisibles (GIEC 2022). Bien que les déclencheurs exacts de la formation des proliférations puissent être une combinaison de la hausse des températures, de la disponibilité d'eau douce et de l'hydrodynamique locale, certains pensent que l'augmentation de la charge en éléments nutritifs provenant de la mariculture pourraient être un facteur contributif (Soto *et al.* 2021) et on a recommandé de prendre en compte la formation des blooms phytoplanctoniques dans le choix des sites aquacoles liés aux changements climatiques (Brown *et al.* 2020).

La formation de blooms phytoplanctoniques a le potentiel d'influencer à la fois l'abondance des espèces locales pêchées (p. ex. par l'étouffement), l'eutrophisation localisée conduisant à une acidification accrue (touchant les stades biologiques et espèces sensibles à l'acidification des océans) et la salubrité des aliments (avec un potentiel d'intensification sous le réchauffement climatique), mais a également des conséquences pour les espèces d'élevage elles-mêmes. Un

examen sur 30 ans des blooms phytoplanctoniques (McKenzie *et al.* 2021) révèle une augmentation de la récurrence des blooms dans la baie St. Mary's de 2008 à 2017 par rapport à la période de 1998 à 2008, tout comme dans d'autres endroits de la baie de Fundy. Pour les sites de la baie St. Mary's, des modèles de charge en éléments nutritifs terrestres ont été élaborés pour estimer les faibles charges totales en azote dans la baie (Kelly *et al.* 2021), tandis que l'évaluation cumulative dans le présent rapport a estimé les faibles impacts cumulatifs de la charge (figure 17a). En ce qui concerne la charge en azote de l'aquaculture, les sites existants et proposés produiraient environ 494 tonnes, ajoutant 38 % supplémentaires de la charge totale en azote dans la baie (en partant des hypothèses de déchets similaires du saumon atlantique et de la truite arc-en-ciel [McIver *et al.* 2018] et d'une densité de mise en charge maximale de 6,5 millions de poissons). Toutefois, les débits de sortie élevés (68 heures) et l'environnement à énergie moyenne à élevée (voir la section *Description des nouveaux sites de pisciculture marine proposés*) permettent de penser que la formation de blooms phytoplanctoniques liée à la charge en éléments nutritifs provenant de la pisciculture marine est considérée comme peu probable.

Parasites et agents pathogènes

L'utilisation historique de drogues et de pesticides approuvés n'est peut-être pas un prédicteur de futures éclosions de maladies à mesure que la production dans la baie augmente ou que d'autres facteurs d'influence changent, comme le réchauffement de l'océan. Des études récentes indiquent que les températures de l'eau du golfe du Maine et du plateau néo-écossais se sont réchauffées très rapidement (Pershing *et al.* 2015). Le réchauffement des eaux à l'avenir devrait accroître la fréquence et la gravité des éclosions de pou du poisson, en partie en raison des durées de génération plus courtes du pou du poisson dans les eaux plus chaudes (Ugelvik *et al.* 2022, Dalvin *et al.* 2020, Hamre *et al.* 2019). De ce fait, il pourrait être nécessaire d'augmenter la fréquence ou les doses des traitements antiparasitaires en général dans les années à venir pour la lutte antiparasitaire afin de réduire les impacts sur le bien-être des saumons atlantiques d'élevage, avec des effets potentiels plus marqués sur les espèces sauvages sensibles aux alentours des sites aquacoles au fil du temps (Dalvin *et al.* 2020, Godwin *et al.* 2020a, Godwin *et al.* 2020b, Sandvik *et al.* 2021).

Des eaux plus chaudes ont été associées à des mortalités massives et à des dommages au foie chez les saumons d'élevage (Calado *et al.* 2021) et les maladies branchiales augmenteront probablement avec le réchauffement (Boerlage *et al.* 2020). Bien que les simulations de mois d'été plus chauds au Canada atlantique (jusqu'à 20 °C) n'aient pas fait apparaître de dégradation des réactions immunitaires aux antigènes bactériens (Zanuzzo *et al.* 2020), les périodes de températures chaudes prolongées de l'eau peuvent influencer sur l'immunité des poissons et causer des mortalités (Islam *et al.* 2022). Le réchauffement climatique pourrait créer de nouveaux problèmes liés à des maladies ou à des parasites qui n'étaient pas problématiques auparavant dans les eaux plus froides (Falconer *et al.* 2020), et les agents de stress concomitants associés au réchauffement de l'eau (p. ex. hypoxie, blooms phytoplanctoniques) peuvent les aggraver pour les poissons à nageoires. Les changements du niveau décennal de réchauffement de l'eau de mer auront des effets positifs ou négatifs sur la pisciculture (selon la proximité aux tolérances thermiques supérieures), mais les vagues de chaleur marine dépasseront les effets de variabilité interannuelle et auront des impacts plus importants sur la prévalence des maladies et la physiologie des poissons.

Tempêtes, niveau de la mer et hauteur des vagues

On prévoit que les tempêtes s'intensifieront en Amérique du Nord, qu'elles se produiront plus fréquemment et que leur gravité augmentera (Hicke *et al.* 2022). On projette aussi une élévation

du niveau de la mer dans la région d'Halifax (DFO 2020). L'augmentation du nombre d'occurrences et de la gravité des tempêtes accroît les risques pour les infrastructures et peut se traduire par un plus grand nombre de poissons fugitifs (Callaway *et al.* 2012). Les tempêtes ont souvent été liées à des évasions de poissons à grande échelle, avec des exemples, notamment au Chili (650 000 saumons échappés d'une seule ferme en enclos en filets) (Gomez-Uchida *et al.* 2018) et aux îles Canaries (1,5 million de poissons) (Toledo-Guedes *et al.* 2014). L'intensification prévue de la gravité des tempêtes fera aussi augmenter la hauteur des vagues, avec des répercussions sur les infrastructures aquacoles.

Les observations et les projections pour la baie St. Mary's ont montré une réduction de la hauteur extrême des vagues par rapport à l'entrée de la baie, avec des projections de la hauteur des vagues de 0,52 à 3,79 m en 10 ans passant entre 0,65 et 3,98 m en 50 ans (variation selon la direction des vagues et l'emplacement de l'étude dans la baie St. Mary's; CMAR 2020). Les projections correspondantes de la vitesse du vent étaient de 18,8 à 23,39 m/s en 10 ans, comparativement à 21,88 à 27,33 m/s en 50 ans (la vitesse du vent ne variait pas selon l'emplacement; CMAR 2020). L'indice de la vulnérabilité des infrastructures côtières (Greenan *et al.* 2018) a un sous-indice de l'exposition de l'évolution du niveau de la mer, du vent et du climat des vagues, de la glace de mer et des matériaux côtiers pour les ports de Little River, Sandy Cove Est et Ouest et Saulnierville dans la baie St. Mary's. Tous avaient des valeurs du sous-indice de l'exposition de 2,41 sur une fourchette de 1 (les moins exposés) à 5 (les plus exposés), en grande partie en raison de la hauteur des vagues et des classements du changement du niveau de la mer; dans l'ensemble, cela indique des niveaux d'exposition modérés. En résumé, on prévoit donc que les changements climatiques projetés posent des défis pour les infrastructures, avec le risque connexe d'augmentation du nombre d'évasions des installations aquacoles, si des mesures d'atténuation ne sont pas prises pour résister aux conditions environnementales futures.

Sources d'incertitude

Zones d'exposition prévues

Les estimations des zones d'exposition prévues sont tirées des données des courantomètres fournies par le promoteur. Les données de référence des courantomètres ont été recueillies conformément au *Règlement sur les activités d'aquaculture* et à la norme de surveillance. Des courantomètres ont été déployés pendant 90 jours à un seul endroit dans les concessions proposées et des enregistrements ont été fournis pour trois des quatre sites (aucune donnée n'a été collectée au site n° 1449). Les enregistrements des courantomètres d'une telle durée et d'un seul endroit ne sont pas entièrement représentatifs de la variabilité temporelle et spatiale qui peut être pertinente pour estimer les zones d'exposition et de dépôt.

Les échelles de temps utilisées pour calculer les ZEP benthiques reposent sur les vitesses de descente minimales des particules d'aliments et de matières fécales. Cependant, les distributions des vitesses de descente sur une fourchette de tailles de particules ne sont pas bien caractérisées. Elles sont également fondées sur la profondeur maximale dans une zone tampon de 500 m autour de chaque site proposé, et ne tiennent donc pas compte de la variation spatiale de la bathymétrie. Les fines et les flocs n'ont pas été pris en compte dans l'estimation des ZEP benthiques. Les processus de remise en suspension, de redistribution et de décomposition des déchets d'aliments, des matières fécales et des autres particules connexes (médicaments) déposés sur le fond, induits par les courants et les vagues, ne sont pas pris en compte dans la ZEP benthique.

Les durées utilisées dans les calculs des ZEP pélagiques ont été déterminées à partir d'un modèle de dilution simple. On ne sait pas exactement dans quelle mesure ce modèle représente les temps de dilution réels. Les profondeurs maximales d'un panache de pesticide rejeté ont été déterminées à l'aide d'un modèle de croissance verticale simple. On ne sait pas exactement dans quelle mesure ce modèle représente la croissance verticale réelle.

L'utilisation de valeurs plus basses actualisées de la norme de qualité de l'environnement (NQE) a donné des temps de dilution plus longs. L'hypothèse selon laquelle un panache de pesticide pourrait se déplacer dans une seule direction pendant le temps de dilution est donc trop prudente. À titre de mesure d'atténuation, nous avons utilisé des distances vectorielles progressives pour calculer les ZEP pélagiques. L'approche vectorielle progressive ajoute des incertitudes. L'utilisation de l'enregistrement d'un seul courantmètre sur 90 jours dans le calcul de la distance vectorielle progressive maximale ne reflète pas les variations spatiales, saisonnières et interannuelles. Un examen préliminaire des modèles hydrodynamiques et de suivi des particules en quatre dimensions donne à penser que les ZEP pélagiques fondées sur des distances vectorielles progressives pourraient sous-estimer l'exposition associée à certains rejets (figure 4).

Les ZEP pour cet examen ont été estimées en ce qui concerne la salmoniculture; on n'a pas tenu compte de la truite arc-en-ciel. Le rayon de la ZEP benthique peut changer si les vitesses de descente des aliments et des matières fécales diffèrent entre l'élevage du saumon atlantique et de la truite arc-en-ciel. De même, les rayons de la ZEP pélagique peuvent changer si les concentrations de pesticides sont différentes pour le saumon atlantique et la truite arc-en-ciel.

Les zones d'exposition prévues ne représentent aucun scénario de rejet. Elles se veulent un outil d'établissement de la portée pour déterminer une estimation prudente de l'échelle spatiale de l'exposition potentielle (et non de l'intensité ou de l'impact) des activités prévues de pisciculture marine avec les espèces et écosystèmes marins. Si les zones d'exposition prévues mettent en évidence des domaines qui préoccupent particulièrement les décideurs, il faudrait envisager une analyse plus détaillée.

Répartition des espèces et des habitats

Les zones côtières ne sont généralement pas convenablement échantillonnées aux échelles spatiales et temporelles pertinentes pour les différents sites de pisciculture marine (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 ces échelles spatiales et temporelles ne figure habituellement pas dans les diverses sources de données dont dispose le MPO pour évaluer la présence des espèces ou leur utilisation des habitats 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 (fraie, migration, alimentation) doivent souvent être tirés d'ensembles de données à plus grande échelle, historiques ou opportunistes.

L'information la plus complète sur la pêche commerciale du homard pour la ZPH 34 provient des rapports obligatoires des journaux de bord. Les emplacements des débarquements (kg) et l'effort (nombre de casiers levés) sont donnés sous forme de grilles de déclaration, qui représentent la plus petite résolution spatiale disponible pour la pêche, dans des carrés de grille de 10 minutes. Les densités estimées des prélèvements constituent une moyenne sur les grilles de déclaration et ne donnent pas un aperçu de l'importance ou de la variabilité de l'habitat exploitable et propice à des échelles spatiales plus petites que les grilles de déclaration qui seraient nécessaires dans la baie St. Mary's.

Les bases de données comme la [Carte des espèces aquatiques en péril](#) du MPO reposent généralement sur des connaissances communes ou historiques de l'aire de répartition géographique et des préférences en matière d'habitat et pas nécessairement sur les observations les plus actuelles.

La plupart des observations signalées dans la Base de données sur les observations de baleines du MPO sont recueillies au gré des occasions et les observations peuvent provenir de personnes possédant une expertise variable en matière d'identification des mammifères marins; la fiabilité des observations peut varier. L'effort d'observation n'a pas été quantifié et il n'est pas possible d'utiliser le nombre d'observations pour estimer la densité ou l'abondance réelle des espèces pour une zone ou une période donnée; l'absence d'observations ne signifie pas nécessairement l'absence d'une espèce dans une zone particulière ou à une période donnée de l'année. La plupart des données ont été recueillies à partir de plateformes de passage à bord de navires, et les réactions négatives ou positives des cétacés à l'approche de ces navires n'ont pas été prises en compte dans les données. De même, les relevés photoaériens ciblent souvent des zones précises à des fins de gestion et sont également limités par la lumière du jour, la saison et l'état de la mer ou les conditions météorologiques, tout comme les limites supplémentaires des observations à bord des navires. Ces données sont probablement incomplètes et d'autres observations pourraient être disponibles auprès d'autres sources. Bien que des mesures de contrôle de la qualité aient été appliquées pour réduire les erreurs potentielles, les données peuvent encore contenir des erreurs ou des doublons (plusieurs signalements de la même observation) et le MPO ne garantit pas l'exactitude, l'exhaustivité ou l'actualité (c.-à-d. la valeur ou la pertinence en temps réel) des données.

Dans l'ensemble, l'incertitude entourant la répartition et l'abondance des espèces et de l'habitat dans les zones côtières ne permet pas d'avoir une indication solide de la saisonnalité et de la répartition spatiale de plusieurs espèces et habitats à proximité des sites proposés.

Impacts de l'exposition sur les espèces sensibles

Les lacunes dans les données sur l'étendue complète de la présence des espèces (dans l'espace et le temps) et de l'utilisation de l'habitat dans la zone, ainsi que l'insuffisance des données pour évaluer la probabilité de transport dans certaines zones à l'intérieur des ZEP créent de l'incertitude quant au degré d'exposition entre les poissons sauvages et l'habitat du poisson et les activités aquacoles proposées. De plus, on ne connaît pas bien la sensibilité des stades biologiques et des habitats de certaines espèces aux effets potentiels des opérations aquacoles proposées (charge biologique, produits de traitement sanitaire des poissons, infrastructures des sites).

L'état des connaissances sur les effets des drogues administrées dans les aliments et des pesticides sur les espèces sensibles non ciblées évolue (mécanisme d'exposition, exposition aiguë ou chronique, utilisation de plusieurs produits chimiques, impacts sublétaux et létaux, etc.). Les données disponibles à ce jour sur la toxicité sont en grande partie tirées d'expériences en laboratoire, et le degré d'exposition et l'impact des conditions de traitement in situ (allant d'un scénario de traitement unique à des expositions cumulatives) sur les espèces sauvages sensibles demeurent incertains. L'absence d'études de toxicité propres à l'espèce pour des espèces importantes dans la région, comme le pétoncle géant, ajoute à l'incertitude des effets létaux et sublétaux sur divers stades biologiques, l'état, la santé et la reproduction. Ces incertitudes limitent la capacité de prédire l'ampleur de l'impact et des conséquences sur l'espèce, l'abondance et la répartition.

Interactions entre les saumons atlantiques d'élevage et les saumons atlantiques sauvages

À part les rivières-repères surveillées, on manque généralement d'information sur la taille et la répartition des populations de saumons atlantiques sauvages. Bien qu'on ait des preuves de saumons d'élevage fugitifs dans des rivières de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick (Morris *et al.* 2008) et des preuves d'évasions à partir de sites aquacoles dans la région des Maritimes du MPO entre 2011 et 2021 (MPO 2024), les données sur ces présences dans les rivières ne proviennent pas d'activités de surveillance systématiques ou régulières. De meilleures estimations de la taille de ces populations et de la présence de fugitifs dans les rivières à saumon de la région des Maritimes permettraient donc d'améliorer l'évaluation des risques génétiques et pour les populations. Bien que la Nouvelle-Écosse ait adopté un programme de traçabilité de l'exploitant d'origine des fugitifs, il demeure difficile de déterminer l'origine des fugitifs dans toute la région des Maritimes du MPO sans un programme coordonné à l'échelle de la région semblable à celui qui existe en Norvège (p. ex. Glover 2010).

Les modèles utilisés dans notre examen ne tiennent compte que des interactions génétiques directes résultant du croisement avec des fugitifs. L'incertitude persiste en ce qui concerne les interactions génétiques ou écologiques indirectes et les répercussions de la prédation, de la compétition, des maladies ou des parasites sur le saumon sauvage. L'empoisonnement potentiel avec des truites arc-en-ciel comme espèce secondaire aux sites aquacoles proposés pourrait accroître le risque de ces effets génétiques indirects et de ces interactions écologiques. Les connaissances actuelles sur les interactions écologiques entre des truites arc-en-ciel d'élevage échappées et des saumons atlantiques sauvages qui peuvent avoir des répercussions génétiques négatives ont été résumées dans les examens antérieurs des sites aquacoles réalisés par la Direction des sciences du MPO (MPO 2021a, 2022b).

On ignore les proportions exactes et le temps de résidence du saumon atlantique sauvage près des sites aquacoles dans la baie de Fundy et la baie St. Mary's. Il existe également d'importantes lacunes dans les connaissances sur les niveaux de maladie et d'infestation de poux du poisson chez les saumons sauvages et d'élevage. La surveillance et la communication de ces niveaux seraient instructives, en particulier pour améliorer les connaissances sur l'abondance du pou du poisson et le risque pour les populations sauvages.

Cartographie de l'impact cumulatif

Les agents de stress historiques qui peuvent avoir des effets hérités (par exemple, contamination des sédiments), les effets des perturbations naturelles (par exemple, tempêtes, vagues de chaleur marine) ou les agents de stress épisodiques qui peuvent créer des perturbations peu fréquentes, mais intenses (par exemple, déversements de pétrole) n'ont pas été inclus dans la présente analyse. La couche qui comprend la pêche du homard (Pêche : Casiers (tous les types)) couvre presque toute la zone d'intérêt (98 %) autour des sites proposés, un artefact de ces données cartographiées sur une grille statistique de 10 minutes (Serdynska et Coffen-Smout 2017). Comme il est peu probable que la pêche du homard ait en fait lieu dans toute la zone d'intérêt, la cote de l'effet cumulatif pour cette activité est probablement surestimée. Les effets de la navigation de plaisance et de l'utilisation des navires par rapport aux activités aquacoles sont sans doute sous-estimés, car la répartition spatiale, l'ampleur et la fréquence des petits navires sont actuellement inconnues. Plusieurs couches demeurent sous-développées et ont été estimées à l'aide de valeurs binaires (1 ou 0 pour la présence ou l'absence) puisque les données requises pour calculer les intensités n'étaient pas disponibles (sites contaminés, immersion en mer, conchyliculture, artificialisation des rives, marinas, exploitants touristiques, sites touristiques). Enfin, la résolution native de certaines

couches d'agents de stress était plus grande que les cellules de grille de 1 km² utilisées (par exemple, la plupart des couches de la pêche sont estimées à 10 km² et ont été réduites à l'échelle pour l'analyse CIC), ce qui a limité l'exactitude des couches des agents de stress à des échelles plus fines.

Bon nombre de ces effets varieront dans l'espace et le temps (par exemple, augmentation de la circulation de bateaux liée à la pêche saisonnière ou aux activités récréatives, augmentation de la charge en nutriments ou du ruissellement urbain au printemps en raison de la fonte des neiges) et pourraient ainsi être préoccupants à certains moments de l'année. En outre, peu d'information est disponible sur les effets aigus et chroniques de ces agents de stress (par exemple, bruit, lumière, débris marins, changements relatifs aux courants et à la circulation). L'étendue géographique des agents de stress 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 effets des activités humaines. De plus, nous avons supposé que l'influence des activités anthropiques se diffuse également dans toutes les directions, mais il est plus probable que les courants côtiers et les panaches des rivières influencent la diffusion des effets, particulièrement près du littoral.

Dans l'ensemble, la carte de l'impact cumulatif devrait être considérée comme une estimation prudente des effets des utilisations humaines dans la zone d'intérêt. Malgré les limites énoncées ci-dessus, cet exercice de cartographie peut permettre de cerner des secteurs particulièrement préoccupants où l'on peut prévoir des impacts cumulatifs importants découlant de multiples activités humaines qui se chevauchent.

Changements climatiques

Les modèles de changements climatiques projettent les conditions environnementales futures, mais dépendent de l'atténuation des gaz à effet de serre (GES) à l'échelle mondiale et de la prise de décisions intergouvernementales liées aux objectifs et aux mesures d'atténuation. Le modèle climatique utilisé ici était dans des conditions plus extrêmes (RCP 8.5), mais si les objectifs d'atténuation des GES sont atteints, des scénarios plus optimistes pourraient être envisagés. De plus, un modèle du système terrestre pour les conditions « modérées » a été utilisé pour les prévisions, mais d'autres prédisent des changements océanographiques plus importants (p. ex. apports d'eau chaude liés à la force du Gulf Stream). Du fait de la résolution du modèle biophysique, il n'est pas possible de prédire les changements environnementaux au niveau de la baie ou de l'exploitation et il faut noter que, bien qu'il soit peu probable qu'ils changent beaucoup après les ajustements de la pression, les états de saturation en aragonite et en calcite au fond doivent être corrigés. Des évaluations de la vulnérabilité aux changements climatiques sont en cours et d'autres recherches sur les stades biologiques et les scénarios climatiques seraient utiles pour déterminer le potentiel d'adaptation.

CONCLUSIONS

Cadre de référence 1

D'après les données disponibles concernant chaque site et les renseignements scientifiques, quelle est la zone d'exposition prévue associée à l'utilisation des produits approuvés pour les traitements sanitaires des poissons dans l'environnement marin et quelles sont les conséquences prévues pour les espèces vulnérables?

Nous avons utilisé des calculs de premier ordre pour estimer un ordre de grandeur des zones qui pourraient être exposées à des produits de traitement sanitaire des poissons homologués (c.-à-d. des dépôts de drogues administrées dans les aliments ou de pesticides administrés sous forme de bain), le cas échéant. Ces zones ne comprennent pas une estimation de l'impact (c.-à-d. la probabilité, l'ampleur ou la persistance).

Les zones benthiques d'exposition prévues (ZEP benthiques) ont été calculées pour chaque site proposé afin d'estimer la taille et l'emplacement des zones benthiques qui pourraient être exposées au dépôt de drogues administrées dans les aliments en raison des déchets alimentaires médicamenteux et des matières fécales rejetés à ce site. Selon ces estimations, les déchets d'aliments médicamenteux et les matières fécales pourraient se répandre de 572 m à 1,38 km et de 5,93 km à 21,25 km à partir des sites proposés, respectivement. Les zones d'exposition prévues pélagiques (ZEP pélagiques) ont été calculées pour chaque site proposé afin d'estimer la taille et l'emplacement des zones pélagiques qui pourraient être exposées à des niveaux potentiellement toxiques de pesticides de bain administrés dans des traitements sous forme de bain dans un enclos bâché. Selon ces estimations, l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène pourraient se répandre de 10,87 km à 13,50 km et de 14,86 km à 24,0 km à partir des sites proposés, respectivement. Ces ZEP pélagiques comprennent les zones du fond marin à moins de 25,74 m et de 37,1 m de profondeur qui peuvent également être exposées à des niveaux toxiques d'azaméthiphos et de peroxyde d'hydrogène, respectivement.

C'est au site n° 1452 que l'on trouve les plus grandes ZEP benthiques, car c'est le site où la vitesse du courant maximale la plus élevée a été observée. Lorsque tous les sites sont considérés ensemble, la majeure partie du fond marin et de la colonne d'eau de la baie St. Mary's peut être exposée à des produits de traitement sanitaire des poissons, s'ils sont utilisés. Le transport peut avoir lieu du côté nord de la péninsule de Digby et dans la baie de Fundy en empruntant Petit Passage et Grand passage, ainsi que vers le sud à l'extérieur de l'embouchure de la baie St. Mary's; toutefois, l'exposition est probablement limitée à moins de 20 kilomètres de la côte nord le long de la péninsule de Digby et de Long Island. L'intensité de l'exposition devrait être plus grande près des réseaux de cages proposés et diminuer à mesure que l'on s'éloigne des enclos en filets, à l'exception des zones de chevauchement prévu entre les ZEP de sites aquacoles adjacents. Dans ces zones, il existe un risque d'exposition chronique découlant de traitements multiples et d'effets cumulatifs si les enclos en filets sont traités consécutivement sur une courte période.

Les espèces non ciblées (stades juvéniles et adultes), comme les crustacés et les bivalves présents dans les ZEP, peuvent être exposées aux drogues administrées dans les aliments qui se déposent sur le fond marin. Elles peuvent également être exposées à des pesticides dans la colonne d'eau (stades larvaires) et sur le fond marin dans des zones moins profondes (stades juvéniles et adultes). Les densités et l'abondance de tous les stades biologiques du homard, y compris les femelles œuvées, sont plus élevées dans la région de la baie St. Mary's qu'à l'extérieur de la zone. Des observations préliminaires ont montré que l'établissement du homard était cinq fois plus élevé sur les collecteurs installés près de l'ouverture de Petit Passage que sur les collecteurs installés plus au nord-est sur le haut-fond de la baie St. Mary's, ce qui montre que les stades larvaires pélagiques se trouvaient également dans la colonne d'eau sus-jacente. Les larves planctoniques sont probablement dans la colonne d'eau de juillet à la fin septembre, les abondances étant les plus fortes de la mi-juillet à la mi-août. Tous les stades biologiques du homard devraient être présents pendant les mois d'été. Il est également probable que les homards adultes se déplacent de manière saisonnière pour passer dans les eaux plus profondes du large pendant les mois les plus froids. Les augmentations projetées de la

température de l'eau de mer devraient avoir une incidence sur la répartition des homards adultes, y compris des femelles œuvées, et augmenter davantage leur probabilité de présence et de durée dans la baie. Des installations saisonnières autorisées de conservation des homards sont également situées dans les ZEP.

La baie St. Mary's fournit un habitat important pour tous les stades biologiques du pétoncle, avec une forte abondance de pétoncles jeunes et adultes; dans la zone, les pétoncles présentent certains des attributs de qualité physique les plus élevés que l'on trouve dans la baie de Fundy et ses approches. Les pétoncles de la baie St. Mary's font partie intégrante du stock de géniteurs de pétoncles dans la ZPP 3 et aux alentours. La fraie annuelle a généralement lieu de la fin août à octobre, et l'établissement des larves prend environ 40 jours.

D'autres crustacés présents dans les ZEP, comme les crevettes, le krill et les crabes, pourraient également être exposés. De fortes concentrations de krill sont observées dans la région du bassin Grand Manan et de l'île Brier, en particulier le krill nordique. De même, d'autres bivalves comme la mye commune, la palourde américaine, la mactre d'Amérique et la moule bleue pourraient également être exposés.

Les drogues administrées par voie alimentaire comme le benzoate d'émamectine ont des effets toxiques documentés sur des crustacés non ciblés, notamment une mue prématurée, des taux de croissance réduits et la mortalité. D'après les données limitées disponibles, les bivalves ne seraient pas considérés comme sensibles au benzoate d'émamectine. Les effets de morbidité et de mortalité de l'azaméthiphos et du peroxyde d'hydrogène sont documentés sur les crustacés non ciblés, y compris sur tous les stades biologiques du homard et diverses espèces de crevettes. Les homards femelles œuvées sont particulièrement plus sensibles à l'azaméthiphos pendant les mois d'été en fonction des cycles de reproduction et de mue. Les données limitées sur les effets de l'exposition à l'azaméthiphos et au peroxyde d'hydrogène sur les bivalves permettent également de penser que des impacts sont possibles dans des scénarios d'exposition aiguë (peroxyde d'hydrogène) et chronique (azaméthiphos et peroxyde d'hydrogène).

Un examen des données sur l'utilisation des drogues administrées dans les aliments et des pesticides en Nouvelle-Écosse entre 2018 et 2022 montre qu'elle a été minime aux sites aquacoles existants de la baie St. Mary's. Un site de la baie St. Mary's a déclaré une seule utilisation d'un produit antiparasitaire administré dans les aliments et aucun site n'a utilisé de pesticides de bain.

Cadre de référence 2

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

Les zones benthiques d'exposition prévues ont été calculées pour chaque site proposé afin d'estimer la taille et l'emplacement des zones benthiques qui pourraient être exposées au dépôt de matière organique sous la forme des déchets alimentaires et des matières fécales rejetés à ce site. Ces zones sont les mêmes que pour les déchets d'aliments médicamenteux et les matières fécales.

La ZIEB de l'île Brier et de la péninsule de Digby se trouve à proximité immédiate des sites aquacoles proposés, les sites n° 1451 et 1452 se trouvant directement à l'intérieur des limites de la ZIEB. Les caractéristiques benthiques importantes observées dans la ZIEB qui peuvent être vulnérables aux dépôts de matière organique sont une zone benthique importante pour les éponges, un récif de modioles et un herbier de zostère. Bien que ces espèces et ces habitats soient situés dans les ZEP benthiques plus vastes pour les matières fécales et puissent être exposés à des niveaux de sédimentation accrus, il est peu probable que la sédimentation atteigne des niveaux où l'on prévoirait des changements de l'état oxygène et de la géochimie des sédiments, ou un étouffement, compte tenu de leur distance par rapport aux sites proposés. De plus, ils n'ont été observés dans aucune des ZEP benthiques où l'intensité des dépôts devrait être la plus forte. La partie sud de la ZEP benthique pour les matières fécales du site proposé n° 1452 croise également l'extrémité nord de la ZIEB côtière du sud-ouest du plateau néo-écossais. Il pourrait y avoir un certain degré d'exposition, mais des impacts des dépôts de matière organique sont peu probables.

Tous les stades biologiques du homard, y compris les adultes, devraient être présents aux alentours des sites proposés et dans les ZEP benthiques pour les matières fécales et les aliments pendant les mois d'été. Bien que le homard ne soit pas unique à la baie St. Mary's, les efforts de relevé du homard font constamment état de densités de homard plus élevées dans la région de la baie St. Mary's par rapport à l'extérieur de la baie St. Mary's et à la zone extracôtière. Les homards juvéniles confinés à leur abri sont plus vulnérables à des impacts localisés tels que l'hypoxie due à l'augmentation des dépôts organiques en raison de leurs déplacements limités et de leur sélection préférentielle de leur abri. Des changements dans les conditions de l'oxygène benthique peuvent ainsi avoir des effets sur la survie des recrues aux premiers stades benthiques. Bien que les homards adultes soient plus susceptibles de se déplacer pour éviter des conditions sous-optimales, on ne connaît pas bien les impacts que les altérations de l'habitat benthique découlant de l'augmentation des dépôts de matière organique peuvent avoir sur les conditions de l'habitat du homard, ainsi que sur l'abondance et la répartition globales de l'espèce.

Trois des quatre sites proposés, et par conséquent les ZEP benthiques, chevauchent directement des zones où les pétoncles jeunes et adultes sont très abondants; ces sites chevauchent également des zones importantes pour les pêches de pétoncles sauvages dans la région. Bien que les pétoncles ne soient pas uniques à la baie St. Mary's, l'état et la production d'œufs des pétoncles de la baie St. Mary's sont bien meilleurs que ceux des pétoncles dans les zones à l'extérieur de la baie, ce qui démontre la productivité et l'importance de l'habitat de la baie St. Mary's pour le pétoncle. Du fait de leur nature sédentaire, les pétoncles sont vulnérables à l'augmentation des dépôts de matière organique et aux variations connexes des concentrations d'oxygène dans les sédiments, en particulier dans les ZEP benthiques plus petites pour les déchets alimentaires.

Un examen des données du Programme de surveillance environnementale de la Nouvelle-Écosse de 2009 à 2022 donne à penser que les sites existants dans la baie St. Mary's n'ont jamais eu d'effets négatifs liés à l'enrichissement en matière organique sur les sédiments marins de la région.

Cadre de référence 3

Comment les effets du site aquacole proposé sur ces espèces se comparent-ils aux impacts d'autres sources anthropiques (y compris les élevages piscicoles existants)? Les zones

d'influence chevauchent-elles ces activités et, si tel est le cas, quelles en sont les conséquences potentielles?

Une analyse par cartographie des impacts cumulatifs a combiné l'intensité spatiale de 33 agents de stress dans 15 habitats pélagiques et benthiques de la baie St. Mary's. Elle a fait apparaître un chevauchement spatial important entre tous les sites aquacoles, ainsi qu'avec la plupart des autres agents de stress survenant dans la zone d'intérêt. Avec l'ajout des quatre nouveaux sites proposés, la cote d'impact cumulatif a augmenté principalement dans la partie centrale de la zone d'intérêt, sur les côtés est et ouest la péninsule de Digby, et en particulier autour du site n° 1451.

Après avoir tenu compte des sites aquacoles proposés, dans tous les habitats, ce sont les agents de stress liés au secteur de la pêche qui ont collectivement contribué le plus à la cote d'impact cumulatif (43 %), suivis du climat (28,5 %) et des secteurs marin (16 %), côtier (8,2 %) et terrestre (4,4 %), respectivement. Par rapport aux autres agents de stress, la pisciculture marine (qui fait partie de la catégorie des agents de stress marins) représente 5,1 % de la cote d'impact cumulatif totale dans tous les habitats de la zone d'intérêt. En revanche, dans une zone localisée d'impact potentiel, la pisciculture marine contribue à hauteur de 8,3 % à la cote d'impact cumulatif totale, confirmant les impacts plus élevés prévus de ces activités sur les habitats benthiques et pélagiques dans une zone localisée autour des sites proposés.

La baie St. Mary's présente un environnement complexe caractérisé par la présence de multiples agents de stress où les variables climatiques, la pêche et les agents de stress marins peuvent interagir pour réduire l'abondance, la biomasse ou la diversité des espèces non ciblées dans les habitats pélagiques et les habitats à fond dur, mixte et meuble.

À l'heure actuelle, le chevauchement du réchauffement des eaux, de l'acidification et de la pêche entrant en contact avec le fond dans la baie St. Mary's peut avoir des répercussions négatives (p. ex. perturbations benthiques accrues, mortalité accidentelle, changements dans la qualité de l'eau, promotion des espèces envahissantes) sur les stades biologiques larvaires, juvéniles et adultes des invertébrés benthiques, y compris le homard et le pétoncle, qui peuvent avoir une incidence sur la productivité, le recrutement et l'abondance dans la région. Les activités aquacoles ajouteront probablement des pressions sur les habitats benthiques et pélagiques dans les zones proches des sites proposés.

Cadre de référence 4

Pour soutenir l'analyse du risque d'empêchement dans les infrastructures piscicoles proposées, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril inscrites à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?

Les cétacés, tortues de mer et requins en péril inscrits à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* et pouvant se trouver à proximité des sites aquacoles proposés, sont la baleine noire de l'Atlantique Nord (en voie de disparition), le rorqual commun (espèce préoccupante), le rorqual bleu (en voie de disparition), la tortue luth (en voie de disparition) et le grand requin blanc (en voie de disparition).

La baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu et le rorqual commun fréquentent les eaux extracôtières et côtières, en particulier pour se nourrir et s'accoupler, et peuvent être présents dans la baie de Fundy au printemps, à l'été et à l'automne. La forte concentration et la grande diversité des copépodes et d'autres espèces zooplanctoniques attirent de grands regroupements de cétacés dans la région de la péninsule de Digby/île Brier. L'habitat de prédilection de la baleine noire de l'Atlantique Nord se trouve généralement dans des eaux de

plus de 36 mètres de profondeur, bien que l'espèce fréquente des profondeurs d'environ 18 m et moins vers le rivage. Des observations ont été signalées dans la baie St. Mary's, aux alentours des sites proposés, et le nombre et la fréquence réels de baleines noires de l'Atlantique Nord qui utilisent la baie St. Mary's une année donnée devraient être plus élevés.

La tortue luth est la tortue de mer la plus couramment observée dans les eaux côtières de la Nouvelle-Écosse, mais la baie de Fundy n'est pas considérée comme un habitat important pour cette espèce et elle accueille relativement peu de tortues luths en quête de nourriture pendant l'été et l'automne. La profondeur de l'eau médiane des observations de tortues luths est supérieure à 100 m, et aucune observation dans les environs de la baie St. Mary's n'a été signalée près des sites proposés.

Le grand requin blanc entreprend une migration saisonnière nord-sud qui l'amène dans les eaux canadiennes de juin à novembre pour se nourrir des proies abondantes. Des récepteurs acoustiques ont été déployés aux quatre sites aquacoles proposés pour confirmer la présence de grands requins blancs dans la baie St. Mary's. Au total, 19 grands requins blancs ont été détectés dans la région entre le début juin et la fin octobre. Le nombre de détections diminuait d'ouest (site n° 1452) en est (site n° 1449). Les détections étaient ainsi plus nombreuses dans les sites plus exposés à la baie de Fundy. Si l'on prend aussi en compte les données supplémentaires du récepteur déployé par le Centre for Marine Applied Research (CMAR) près du site proposé n° 1452, on a détecté un total de 32 grands requins blancs dans la baie St. Mary's sur une période de deux ans, et au moins un individu est revenu dans la même région trois ans plus tard. Le nombre relativement faible de détections pour chaque grand requin blanc donne à penser qu'ils ne transitent que brièvement dans la région.

Les signalements d'empêtements de mammifères marins, de tortues de mer et de requins dans les engins de pisciculture marine au Canada atlantique demeurent faibles ou nuls pour ces espèces de grande taille.

Cadre de référence 5

Quelles populations de congénères se trouvent à l'intérieur d'une aire de répartition géographique où les poissons d'élevage échappés sont susceptibles de migrer? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations de congénères présents dans la zone d'exposition aux fugitifs pour le site proposé? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril? Quels sont les impacts et/ou les risques potentiels pour ces populations sauvages des interactions génétiques directes associées à tout poisson d'élevage échappé de l'activité aquacole proposée?

Les quatre nouveaux sites proposés sont physiquement situés à l'intérieur des limites de l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest (UD 14B) pour le saumon atlantique sauvage et de la zone de pêche du saumon (ZPS) 21. De plus, les saumons d'élevage échappés des sites proposés sont en mesure de parcourir les distances qui séparent ces sites des rivières des unités désignables de l'extérieur de la baie de Fundy (UD 16) et de l'intérieur de la baie de Fundy (UD 15). Ces populations de saumons atlantiques sauvages demeurent à un niveau extrêmement faible. Le COSEPAC a évalué les populations de saumons atlantiques de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du sud comme étant en voie de disparition en 2010 et leur inscription sur la liste de la LEP est en cours d'examen. La population de l'intérieur de la baie de Fundy a été inscrite sur la liste des espèces en voie de disparition de la LEP en 2003. La pisciculture marine a été définie comme une menace pour le rétablissement des populations sauvages de saumon atlantique.

Si l'on suppose que les quatre nouveaux sites seront exploités, la pression de propagules augmentera dans presque toutes les rivières de la région des Maritimes, quoique dans une moindre mesure dans celles situées à plus de 100 km. Elle augmentera de 24 % dans les rivières à moins de 100 km des sites proposés, d'environ 48 % en moyenne dans les rivières situées dans un rayon de 50 km et l'augmentation la plus forte sera de 67 % approximativement dans la rivière Sissiboo.

D'après les prévisions du modèle de dispersion, aux deux taux d'évasion testés (0,2 et 0,4 fugitif/tonne de production), toutes les rivières dans l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest à l'ouest des emplacements prévus dépassent actuellement le seuil de 10 %, même sans les quatre sites proposés en exploitation. Cela est également vrai pour la majorité des rivières vers l'est jusqu'à la rivière Mersey, et la plupart des rivières de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy. Des modélisations antérieures ont indiqué que le dépassement du seuil de 10 % pour la proportion de fugitifs pourrait avoir des impacts démographiques et génétiques durables.

L'ajout des quatre sites proposés devrait se traduire par une augmentation de la proportion de fugitifs dans la plupart des rivières qui se trouvent à moins de 200 km des sites de la baie St. Mary's, dans l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy. Au taux d'évasion modélisé inférieur de 0,2 fugitif par tonne de production, on estime que le nombre de fugitifs dans les rivières augmentera de 62 et 9 pour l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy, respectivement. Au taux d'évasion modélisé supérieur de 0,4 fugitif par tonne de production, on estime que le nombre de fugitifs dans les rivières augmentera de 123, 10 et 2 pour l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest, l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy et l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy, respectivement. Pour l'unité désignable proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest, le nombre de rivières au-dessus du seuil de 10 % augmenterait de 1 au taux d'évasion le plus faible et de 2 au taux le plus élevé. Pour l'extérieur de la baie de Fundy, le nombre de rivières au-dessus du seuil ne devrait pas changer. Pour l'intérieur de la baie de Fundy, le nombre de rivières au-dessus du seuil ne changerait pas au taux d'évasion inférieur, mais augmenterait d'une rivière au taux le plus élevé.

Une récente évaluation des risques a conclu qu'aux taux de production actuels dans la région des Maritimes, le risque pour l'abondance pour l'UD proposée des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse – ouest et les UD de l'extérieur de la baie de Fundy et de l'intérieur de la baie de Fundy variait de faible à élevé et le risque pour le caractère génétique, de moyen à élevé (MPO 2024). D'après la modélisation, les impacts démographiques et génétiques augmenteront avec la proportion de fugitifs entrant dans les rivières. De ce fait, des effets plus importants sur les populations sauvages sont probables dans toutes les rivières pour lesquelles le modèle de dispersion a prédit des hausses du pourcentage de fugitifs. De plus, même aux endroits où les populations de saumons atlantiques sont disparues, l'augmentation du nombre de fugitifs pourrait entraver les futurs efforts de rétablissement.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Name	Affiliation
Barrell, Jeff	MPO, Secteur des sciences, région du Golfe

Région des Maritimes**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Name	Affiliation
Beauchamp, Brittany	MPO, Secteur des sciences, région de la capitale nationale
Benfey, Tillmann	University of New Brunswick
Best, Jennifer	Scottish Environmental Protection Agency
Brager, Lindsay	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Butler Maureen	Full Bay Scallop Association
Colombo, Stefanie	Dalhousie University, Faculty of Agriculture
Coulson, Mark	MPO, Secteur des sciences, région de la capitale nationale
Courtois, Marine	Sipekne'katik First Nation
Curran, Kristian	MPO, Secteur des sciences, région de la capitale nationale
Davis, Ben	MPO, Secteur des sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
de Jourdan, Benjamin	Huntsman Marine Science Center
Feindel, Nathaniel	Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture
Gurney-Smith, Helen	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Haigh, Susan	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Hamoutene, Dounia	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Howse, Victoria	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Kelly, Noreen	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Law, Brent	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Murphy, Shannan	MPO, Secteur des sciences, région de la capitale nationale
Neville, Victoria	MPO, Secteur des sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
O'Flaherty-Sproul, Mitchell	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Page, Fred	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Parker, Ed	MPO, Écosystèmes aquatiques, région des Maritimes
Quinn, Brady	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Reid, Gregor	Centre for Marine Applied Research
Sameoto, Jessica	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Townsend, Kathryn	Native Council of Nova Scotia

Name	Affiliation
Trudel, Marc	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Wringe, Brendan	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

- AECOM Canada Ltd. 2011. A study to identify preliminary representative marine areas, Bay of Fundy marine region. Project Number: 60153771. Parks Canada. 342pp.
- Alava, J.J., Cheung, W.W., Ross, P.S. and Sumaila, U.R. 2017. Climate change-contaminant interactions in marine food webs: Toward a conceptual framework. *Global Change Biology*. 23(10): 3984-4001. doi: 10.1111/gcb.13667.
- Annis, E.R., Incze, L.S., Wolff, N. and Steneck, R.S. 2007. Estimates of in situ larval development time for the lobster, *Homarus americanus*. *Journal of Crustacean Biology* 27(3): 454-462.
- Aronsen, T., Ulvan, E.M., Næsje, T.F., and Fiske, P. 2020. Escape history and proportion of farmed Atlantic salmon *Salmo salar* on the coast and in an adjacent salmon fjord in Norway. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 371-383.
- Baltadakis, A., Casserly, J., Falconer, L., Sprague, M., and Telfer, T.C. 2020. European lobsters utilise Atlantic salmon wastes in coastal integrated multi-trophic aquaculture systems. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 485-494.
- 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.
- Baquero, F., Martínez, J.L., and Cantón, R. 2008. Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current Opinion in Biotechnology* 19(3): 260-265.
- Barber, B.J., Getchell, R., Shumway, S., and Schick, D. 1988. Reduced fecundity in a deep-water population of the giant scallop *Placopecten magellanicus* in the Gulf of Maine, USA. *Marine Ecology Progress Series* 42(3): 207-212.
- Barton, A., Waldbusser, G.G., Feely, R.A., Weisberg, S.B., Newton, J.A., Hales, B., Cudd, S., Eudeline, B., Langdon, C.J., Jefferds, I., and King, T. 2015. Impacts of coastal acidification on the Pacific Northwest shellfish industry and adaptation strategies implemented in response. *Oceanography* 28(2): 146-159.
- Bastien, G., Barkley, A., Chappus, J., Heath, V., Popov, S., Smith, R., Tran, T., Currier, S., Fernandez, D.C., Okpara, P., Owen, V., Franks, B., Hueter, R., Madigan, D.J., Fischer, C., McBride, B., and Hussey, N.E. 2020. Inconspicuous, recovering, or northward shift: status and management of the White Shark (*Carcharodon carcharias*) in Atlantic Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77: 1666-1677.
- Beattie, M. and Bridger, C.J. 2023. [Examen des procédures de prescription et d'administration des médicaments et des pesticides au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. De rech. 2022/065. iv + 18 p.

- Bechmann, R.K., Arnberga, M., Gomieroa, A., Westerlunda, S., Lynga, E., Berrya, M., Thorleifur, A., Jagerb, T., and Burrige, L.E. 2019. Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp (*Pandalus borealis*) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 180: 473-482.
- Benfey, T.J. 2015. [Biocontainment measures to reduce/mitigate potential post-escape interactions between cultured European-origin and wild native Atlantic Salmon in Newfoundland](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/003. V + 28 p.
- Benskin, J.P., Ikonomou, M.G., Surrige, B.D., Dubetz, C., and Klaassen, E. 2016. Biodegradation potential of aquaculture chemotherapeutants in marine sediments. *Aquaculture Research* 47(2): 482-497.
- Bernier, R.Y., Jamieson, R.E., Kelly, N.E., Lafleur, C., and Moore, A.M. (Eds.). 2023. State of the Atlantic Ocean Synthesis Report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3544: v + 219 p
- Besnier, F., Ayllon, F., Skaala, Ø., Solberg, M.F., Fjeldheim, P.T., Anderson, K., Knutar, S., and Glover, K.A. 2022. Introgression of domesticated salmon changes life history and phenology of a wild salmon population. *Evolutionary Applications* 15(5): 853-864.
- 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". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66(11): 1976-1988.
- Boerlage, A.S., Ashby, A., Herrero, A., Reeves, A., Gunn, G.J., and Rodger, H.D. 2020. Epidemiology of marine gill diseases in Atlantic salmon (*Salmo salar*) aquaculture: a review. *Reviews in Aquaculture* 12: 2140-2159.
- Bowlby, H.D., Gibson, A.J.F., and Levy, A. 2013. [Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon: Status, Past and Present Abundance, Life History and Trends](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/005. v + 72 p.
- Bowlby, H.D., Joyce, W.N., Winton, M.V., Coates, P.J., and Skomal, G.B. 2022. Conservation implications of white shark (*Carcharodon carcharias*) behaviour at the northern extent of their range in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 79: 1843-1859.
- Bradbury I.R., Duffy, S., Lehnert, S.J., Johannsson, R., Fridriksson, J.H., Castellani, M., Burgetz, I., Sylvester, R., Messmer, A., Layton, K., Kelly, N., Dempson, J.B., and Fleming, I.A. 2020a. Model-based Evaluation of the Genetic Impacts of Farm-escaped Atlantic Salmon on Wild Populations. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 45-49.
- Bradbury, I.R., Burgetz, I., Coulson, M.W., Verspoor, E., Gilbey, J., Lehnert, S.J., Kess, T., Cross, T.F., Vasemägi, A., Solberg, M.F., and Fleming, I.A. 2020b. Beyond hybridization: the genetic impacts of nonreproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 429-445.
- Bradbury, I.R., Lehnert, S.J., Kess, T., Van Wyngaarden, M., Duffy, S., Messmer, A.M., Wringe, B., Karoliussen, S., Dempson, J.B., Fleming, I.A., Solberg, M.F., Glover, K.A., and Bentzen, P. 2022. Genomic evidence of recent European introgression into North American farmed and wild Atlantic salmon. *Evolutionary Interactions* 15(9): 1436-1448. doi:10.1111/eva.13454.

- Bright, D.A. and Dionne, S., 2005. Use of emamectin benzoate in the Canadian finfish aquaculture industry: A review of environmental fate and effects. For Environment and Climate Change Canada. 74pp.
- Brooks, S.J., Ruus, A., Rundberget, J.T., Kringstad, A. and Lillicrap, A. 2019. Bioaccumulation of selected veterinary medicinal products (VMPs) in the Blue Mussel (*Mytilus edulis*). Science of the Total Environment 655: 1409-1419.
- Brouwer, R., Hadzhiyska, D., Loakeimidis, C., and Ouderdorp, H. 2017. The social costs of marine litter along European coasts. Ocean & Coastal Management 138: 38-49.
- Brown, A.R., Lilley, M., Shutler, J., Lowe, C., Artioli, Y., Torres, R., Berdalet, E., and Tyler, C.R. 2020. Assessing risks and mitigating impacts of harmful algal blooms on mariculture and marine fisheries. Reviews in Aquaculture 12, 1663-1688.
- Brown, C.J., Sameoto, J.A., and Smith, S.J. 2012. Multiple methods, maps, and management applications: Purpose made seafloor maps in support of ocean management. Journal of Sea Research 72: 1-13.
- Burridge, L. 2013. [A Review of Potential Environmental Risks Associated with the Use of Pesticides to Treat Atlantic Salmon Against Infestations of Sea Lice in Southwest New Brunswick, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/050. V + 25 p.
- Burridge, L.E., Doe, K.G., and Ernst, W. 2011. [Pathway of effects of chemical inputs from the aquaculture activities in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/017. Vi + 57 p.
- Burridge, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2005. Seasonal Lethality of the Organophosphate Pesticide, Azamethiphos to Female American lobster (*Homarus americanus*). Ecotoxicology and Environmental Safety 60: 277-281.
- Burridge, 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*). Ecotoxicology and Environmental Safety 69: 411-415.
- Burridge, L.E., Haya, K., Waddy, S.L., and Wade, J. 2000. The lethality of anti-sea lice formulations Salmosan® (azamethiphos) and Excis® (cypermethrin) to stage IV and adult lobsters (*Homarus americanus*) during repeated short-term exposures. Aquaculture 182: 27-35.
- Burridge, L. and Holmes, A. 2023. [Examen actualisé des dangers associés aux pesticides et médicaments utilisés dans le milieu marin par l'industrie piscicole au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/067. iv + 42 p.
- Buzeta, M-I. 2014. [Identification and Review of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Bay of Fundy](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/065.
- Buzeta, M-I., Singh, R., and Young-Lai, S. 2003. Identification of Significant Marine and Coastal Areas in the Bay of Fundy. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquaculture Sciences 6473: xii + 177 pp + figs.
- Cabral, H., Fonseca, V., Sousa, T., and Costa Leal, M. 2019. Synergistic effects of climate change and marine pollution: An overlooked interaction in coastal and estuarine areas. International Journal of Environmental Research and Public Health 16(15): 2737.
- Calado, R., Mota, V.C., Madeira, D. and Leal, M.C. 2021. Summer Is Coming! Tackling Ocean Warming in Atlantic Salmon Cage Farming. Animals 11: 1800.

- Callaway, R., Shinn, A.P., Grenfell, S.E., Bron, J.E., Burnell, G., Cook, E.J., Crumlish, M., Culloty, S., Davidson, K., Ellis, R.P., Flynn, K.J., Fox, C., Green, D.M., Hays, G.C., Hughes, A.D., Johnston, E., Lowe, C.D., Lupatsch, I., Malham, S., Mendzil, A.F., Nickell, T., Pickerell, T., Rowley, A.F., Stanley, M.S., Tocher, D.R., Turnbull, J.F., Webb, G., Wootton, E. and Shields, R.J. 2012. Review of climate change impacts on marine aquaculture in the UK and Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22: 389-421.
- Cameron, L.P., Grabowski, J.H., and Ries, J.B. 2022. Effects of elevated pCO₂ and temperature on the calcification rate, survival, extrapallial fluid chemistry, and respiration of the Atlantic Sea Scallop *Placopecten magellanicus*. *Limnology and Oceanography* 67(8): 1670-1686.
- Campbell, A. 1986. Migratory movements of ovigerous lobsters, *Homarus americanus*, tagged off Grand Manan, eastern Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43(11): 2197-2205.
- Carloni, J.T., Wahle, R.A., Fields, D.M., Geoghegan, P., and Shank, B. 2024. Diverging phenology of American lobster (*Homarus americanus*) larvae and their zooplankton prey in a warming ocean. *ICES Journal of Marine Science* 81(3). DOI:[10.1093/icesjms/fsae051](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae051)
- Carr, J. and Whoriskey, F. 2004. Sea lice infestation rates on wild and escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) entering the Magaguadavic River, New Brunswick. *Aquaculture Research* 35: 723-729.
- Castellani, M., Heino, M., Gilbey, J., Hitoshi, A., Syåsand, T., and Glover, K.A. 2015. IBSEM: An Individual-Based Atlantic Salmon Population Model. *PLoS One* 10(9): e0138444.
- Chang, B.D., Page, F.H., and Hamoutene, D.H. 2022. [Utilisation de médicaments et de pesticides par l'industrie canadienne de l'aquaculture des poissons marins de 2016 à 2018](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. rech.* 2021/037. xii + 131 p.
- Chen, Y.S., Beveridge, M.C.M., and Telfer, T.C. 1999. Settling Rate Characteristics and Nutrient Content of the Faeces of Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. and the Implications for Modelling of Solid Waste Dispersion. *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.
- Cheng, B., Van Smeden, J., Deneer, J., Belgers, D., Foekema, E., Roessink, I., Matser, A., and Van den Brink, P.J. 2020. The chronic toxicity of emamectin benzoate to three marine benthic species using microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 194: 110452.
- Cheshire, A.C. 2006. Towards the development of regional environmental monitoring systems to ensure sustainable development of the aquaculture industry. *Journal of Coastal Research. Special Issue* 39: 79-84.
- 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: 71-77.
- CMAR (Centre for Marine Applied Research. 2020. Wind and Wave Conditions - Grand Passage and St. Mary's Bay - Marine Finfish Leases 0829, 0742, 1353, 1354, 1012. (Accessed on 2 February 2023).

- CMAR (Centre for Marine Applied Research). 2021. Nearshore Ice Monitoring and Analysis. (Accessed on 2 February 2023).
- Cooper, J.A., Goodwin, C., Lawton, P., Brydges, T., Hiltz, C., Armsworthy, S., and McCurdy, Q. 2019. Characterisation of the sublittoral habitats of the Brier Island/Digby Neck Ecologically and Biologically Significant Area, Nova Scotia, Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3327: xv + 163 p.
- COSEWIC. 2010. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Salmon *Salmo salar* (Nunavik population, Labrador population, Northeast Newfoundland population, South Newfoundland population, Southwest Newfoundland population, Northwest Newfoundland population, Quebec Eastern North Shore population, Quebec Western North Shore population, Anticosti Island population, Inner St. Lawrence population, Lake Ontario population, Gaspé-Southern Gulf of St. Lawrence population, Eastern Cape Breton population, Nova Scotia Southern Upland population, Inner Bay of Fundy population, Outer Bay of Fundy population) in Canada. Ottawa. xvii + 136 pp.
- COSEWIC. 2015. COSEWIC assessment and status report on the Shortnose Sturgeon *Acipenser brevirostrum* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xii + 48 p.
- COSEWIC. 2021. COSEWIC assessment and status report on the White Shark *Carcharodon carcharias*, Atlantic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 55 p.
- 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.
- Cullain, N., Mclver, R., Schmidt, A.L., Milewski, I., and Lotze, H.K. 2018. Impacts of organic enrichment from finfish aquaculture on seagrass beds and associated macroinfaunal communities in Atlantic Canada (No. e26832v1). DOI:10.7287/peerj.preprints.26832
- Dalvin, S., Are Hamre, L., Skern-Mauritzen, R., Vågseth, T., Stien, L., Oppedal, F., and Bui, S. 2020. The effect of temperature on ability of *Lepeophtheirus salmonis* to infect and persist on Atlantic Salmon. The Journal of Fish Disease 43(12): 1519-1529.
- Daoud, D., McCarthy, A., Dubetz, C., and Barker, D.E. 2018. The effects of emamectin benzoate or ivermectin spiked sediment on juvenile American lobsters (*Homarus americanus*). Ecotoxicology and Environmental Safety 163: 636-645.
- Das, N. 1968. Spawning, distribution, survival, and growth of larval herring (*Clupea harengus* L) in relation to hydrographic conditions in the Bay of Fundy. Fisheries Research Board Canadian Technical Report No. 88: 129pp.
- Dempson, J.B., Robertson, M.J., Pennell, C.J., Furey, G., Bloom, M., Shears, M., Ollerhead, L., Clarke, K.D., Hinks, R., and Robertson, G.J. 2011. Residency time, migration route and survival of Atlantic salmon *Salmo salar* smolts in a Canadian fjord. Journal of Fisheries Biology 78: 1976–1992.
- 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. Reviews in Aquaculture 10(1): 153-167. doi:10.1111/raq.12153.
- Denton, C.M. 2020. Maritimes Region Inshore Lobster Trawl Survey Technical Description. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3376: v + 52 p.

**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Région des Maritimes

- Devlin, R.H., Biagi, C.A., Sakhrani, D., Fujimoto, T., Leggatt, R.A., Smith, J.L., and Yesaki, T.Y. 2022. An assessment of hybridization potential between Atlantic and Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 0(0): 1-7. doi:10.1139/cjfas-2021-0083.
- DFO. 2020. Canada's Oceans Now. Cat No: Fs23-549/2020E-PDF.
- Ding, F., Gagné, N., Ditlecadet, D., Quinn, B.K., and Trudel, M. 2024. Modelling the dispersion of infectious salmon anemia virus from Atlantic salmon farms in the Quoddy Region of New Brunswick, Canada and Maine, USA. *FACETS* 9: 1-19. doi/10.1139/facets-2023-0156.
- Diserud, O.H., Fiske, P., Sægvog, H., Urdal, K., Aronsen, T., Lo, H., Barlaup, B.T., Niemela, E., Orell, P., Erkinaro, J., Lund, R.A., Økland, F., Østborg, G.M., Hansen, L.P., and Hindar, K. 2019. Escaped farmed Atlantic Salmon in Norwegian rivers during 1989–2013. *ICES Journal of Marine Science* 76(4): 1140-1150.
- Dodd, L.F., Grabowski, J.H., Piehler, M.F., Westfield, I., and Ries, J.B. 2021. Juvenile Eastern oysters more resilient to extreme ocean acidification than their mud crab predators. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems* 22(2). p.e2020GC009180.
- Donaldson, A., Gabriel, C., Harvey, B.J., and Carolsfeld, J. 2010. [Impacts of Fishing Gears other than Bottom Trawls, Dredges, Gillnets and Longlines on Aquatic Biodiversity and Vulnerable Marine Ecosystems](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/011.
- Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.B., Knowlton, N., and Polovina, J. 2012. Climate change effects on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 4: 11-37.
- Ernst, W., Doe, K., Cook, A., Burrige, L., Lalonde, B., Jackman, P., Aubé, J.G., and Page, F. 2014. Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of azamethiphos and deltamethrin after sea lice treatments on farmed salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture* 424: 104-112.
- Escobar-Lux, R.H. and Samuelsen, O.B. 2020. The acute and delayed mortality of the Northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*) when exposed to hydrogen peroxide. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 105(5): 705-710.
- Escobar-Lux, R.H., Parsons, A., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A-L. 2020. Short-term exposure to hydrogen peroxide induces mortality and alters exploratory behavior of European lobster (*Homarus gammarus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 204: 11111.
- Falconer, L., Hjøllø, S.S., Telfer, T.C., Mcadam, B.J., Hermansen, Ø., and Ytteborg, E. 2020. The importance of calibrating climate change projections to local conditions at aquaculture sites. *Aquaculture* 514: 734487.
- Findlay, R.H. and Watling, L. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos, pp.47-78. In: Hargrave, B.T. Ed. 1994. *Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture*. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949: xi + 125 p.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerød, I.B., Jonsson, B., Balstad, T. and Lamberg, A. 2000. Lifetime Success and Interactions of Farm Salmon Invading a Native Population. *Proceedings: Biological Sciences* 267(1452): 1517-1523.
- Føre, H.M. and Thorvaldsen, T. 2021. Causal analysis of escape of Atlantic Salmon and rainbow trout from Norwegian fish farms during 2010-2018. *Aquaculture* 532: 736002.

- Foreman, M.G., Guo, M., Garver, K.A., Stucchi, D., Chandler, P., Wan, D., Morrison, J., and Tuele, D. 2015. Modelling infectious hematopoietic necrosis virus dispersion from marine salmon farms in the Discovery Islands, British Columbia, Canada. *PLoS One* 10(6): p.e0130951.
- Forseth, T., Barlaup, B.T., Finstad, B., Fiske, P., Gjørseter, H., Falkegård, M., Hindar, A., Mo, T.A., Rikardsen, A.H., Thorstad, E.B., Vøllestad, L.A., and Wennevik, V. 2017. The major threats to Atlantic Salmon in Norway. *ICES Journal of Marine Science* 74(6): 1496-1513.
- Franks, B.R., Tyminski, J.P., Hussey, N.E., Braun, C.D., Newton, A.L., Thorrold, S.R., Fischer, G.C., McBride, B., and Hueter, R.E. 2021. Spatio-temporal variability in White Shark (*Carcharodon carcharias*) movement ecology during residency and migration phases in the Western North Atlantic. *Frontiers in Marine Science* 8:744202. doi: 10.3389/fmars.2021.744202
- Fraser, D.J., Houde, A.L.S., Debes, P.V., O'Reilly, P., Eddington, J.D., and Hutchings, J.A. 2010. Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. *Ecological Applications* 20(4): 935-953.
- Frazer N.L., Morton A. and Krkošek M. 2012. Critical thresholds in sea lice epidemics: evidence, sensitivity and subcritical estimation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279: 1950-1958.
- Fuller, S.D., Picco, C., Ford, J., Tsao, C.F., Morgan, L.E., Hangaard, D., and Chuenpagdee, R. 2008. Addressing the Ecological Impacts of Canadian Fishing Gear. Ecology Action Centre, Living Oceans Society, and Marine Conservation Biology Institute. 28pp.
- Galaz, T. and De Maddalena, A. 2004. On a great white shark, *Carcharodon carcharias* (Linnaeus 1758), trapped in a tuna cage off Libya, Mediterranean Sea. *Annales Series Historia Naturalis* 14: 159-164.
- Galgani, F., Hanke, G., and Maes, T. 2015. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham: 29-56.
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I., and Vilà, M. 2016. Global ecological effects of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology* 22(1):151-163.
- Garzke, J., Ismar, S.M. and Sommer, U. 2015. Climate change affects low trophic level marine consumers: warming decreases copepod size and abundance. *Oecologia*, 177, pp.849-860.
- Gibson, A.J.F., H.D. Bowlby, D.L. Sam, and P.G. Amiro. 2009. [Review of DFO Science information for Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\) populations in the Southern Upland region of Nova Scotia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/081.
- Gibson, A.J.F., Bowlby, H.D., Hardie D., and O'Reilly, P. 2011. Populations on the Brink: Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the Southern Upland Region of Nova Scotia, Canada. *North American Journal of Fisheries Management*. 31: 733-741.
- Gibson, A.J.F. and Claytor, R.R. 2012. [What is 2.4? Placing Atlantic Salmon Conservation Requirements in the Context of the Precautionary Approach to Fisheries Management in the Maritimes Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/043. iv + 21 p.

- Giles, H., Baxter, A., Taylor, D., Elvines, D., Neale, D., Jorgensen, E., James, M., Bunce, M., Broekhuizen, N., Wade, O., and Ford, R. 2021. Best practice guidelines for benthic and water quality monitoring of open ocean finfish culture in New Zealand. Fisheries New Zealand, Government of New Zealand. ISSN 1179-6480. 106pp.
- Gillibrand, P.A. and Willis, K.J. 2007. Dispersal of sea louse larvae from salmon farms: modelling the influence of environmental conditions and larval behaviour. *Aquatic Biology* 1: 63-75.
- GGGI (Global Ghost Gear Initiative). 2021. Best Practice Framework for the Management of Aquaculture Gear. Prepared by Huntington, T. Poseidon Aquatic Resources Management Ltd. for GGGI. 81 pp. doi:10.25607/OBP-1649 Accessed on October 6 2021.
- Glover, K.A. 2010. Forensic identification of fish farm escapees: the Norwegian experience. *Aquaculture Environment Interactions* 1(1): 1-10. doi:10.3354/aei00002.
- Glover, K.A., Quintela, M., Wennevik, V., Besnier, F., Sorvik, A.G.E., and Skaala, O. 2012. Three Decades of Farmed Escapees in the Wild: A Spatio-Temporal Analysis of Atlantic Salmon Population Genetic Structure throughout Norway. *PLoS One* 7(8).
- Glover, K.A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M., and Skaala, Ø. 2013. Atlantic Salmon Populations Invaded by Farmed Escapees: Quantifying Genetic Introgression with a Bayesian Approach and SNPs. *BMC Genomic Data* 14(1): 1-19.
- Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Araki, H., Skaala, Ø, and Syåsand, T. 2017. Half a Century of Genetic Interaction Between Farmed and Wild Atlantic Salmon: Status of Knowledge and Unanswered Questions. *Fish and Fisheries* 18(5): 890-927.
- Glover, K.A., Wennevik, V., Hindar, K., Skaala, O., Fiske, P., Solberg, M.F., Diserud, O.H., Svasand, T., Karlsson, S., Andersen, L.B., and Grefsrud, E.S. 2020. The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlantic Salmon escapees in a risk assessment framework. *Fish and Fisheries* 21(6): 1077-1091.
- Godwin, S.C., Fast, M.D., Kuparinen, A., Medcalf, K.E. and Hutchings, J.A. 2020a. Increasing temperatures accentuate negative fitness consequences of a marine parasite. *Scientific Reports* 10, 18467.
- Godwin, S. C., Krkosek, M., Reynolds, J. D. and Bateman, A. W. 2020b. Sea-louse abundance on salmon farms in relation to parasite-control policy and climate change. *ICES Journal of Marine Science* 78, 377-387.
- Gökalp M., Mes D., Nederlof M., Zhao H., Merijn de Goeij J., and Osinga, R. 2021. The potential roles of sponges in integrated mariculture. *Reviews in Aquaculture* 13: 1159-1171.
- Gomez, C., Konrad, C.M., Vanderlaan, A., Moors-Murphy, H.B., Marotte, E., Lawson, J., Kouwenberg, A-L., Fuentes-Yaco, C., and Buren, A. 2020. Identifying priority areas to enhance monitoring of cetaceans in the Northwest Atlantic Ocean. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3370: vi + 103 p.
- Gomez-Uchida, D., Sepúlveda, M., Ernst, B., Contador, T.A., Neira, S., and Harrod, C. 2018. Chile's salmon escape demands action. *Science*, 361 857-858.

**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Région des Maritimes

- Goodman, A.J., McIntyre, J., Smith, A., Fulton, L., Walker, T.R., and Brown, C.J. 2021. Retrieval of abandoned, lost, and discarded fishing gear in Southwest Nova Scotia, Canada: Preliminary environmental and economic effects to the commercial lobster industry. *Marine Pollution Bulletin* 171: 112766.
- Gordon, D.J., Gilkinson, K., Kenchington, E., Prena, P., Bourbannais, C., Maclsaac, K., McKeown, D., and Vass, W. 2002. Summary of the Grand Banks otter trawling experiment (1993-1995): Effects on benthic habitat and communities. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2416: 72pp.
- Grant, J., Simone, M., and Daggett, T. 2019. Long-term studies of lobster abundance at a salmon aquaculture site, eastern Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76(7): 1096-1102.
- Greenan, B., Cogswell, A., Greyson, P., Jean, D., Cloutier, M., Bird, E., Losier, R., Marceau, E., and Fan, W. 2018. Small Craft Harbours Coastal Infrastructure Vulnerability Index Pilot Project. *Can. Tech. Report. Fish. Aquat. Sci.* 3245: xiv + 73 p.
- Greenlaw, M. and Harvey, C. [Data of: A substrate classification for the Inshore Scotian Shelf and Bay of Fundy, Maritimes Region](#). Published: March 2022. Coastal Ecosystems Science Division, Fisheries and Oceans Canada, St. Andrews, N.B.
- Groner, M. L., Shields, J. D., JR., D. F. L., Swenarton, J., and Hoenig, J. M. 2018. Rising Temperatures, Molting Phenology, and Epizootic Shell Disease in the American Lobster. *The American Naturalist* 192: E163-E177.
- Guenette, S., Araujo, J.N., and Bundy, A. 2014. Exploring the potential effects of climate change on the Western Scotian Shelf ecosystem, Canada. *Journal of Marine Systems* 134: 89-100.
- Haarr, M. L., Comeau, M., Chassé, J., and Rochette, R. 2020. Early spring egg hatching by the American lobster (*Homarus americanus*) linked to rising water temperature in autumn. *ICES Journal of Marine Science* 77: 1685-1697.
- Haigh, S.P., Page, F.H, and O'Flaherty-Sproul, M.P.A. 2024. Dispersion models of pesticides released from finfish aquaculture tarpaulin bath treatments part 1: equations and solutions. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3619: iv + 24 p.
- Halfyard, E.A., Gibson, A.F.J., Ruzzante, D.E., Stokesbury, M.J.W., and Whoriskey, F.G. 2012. Estuarine survival and migratory behaviour of Atlantic salmon *Salmo salar* smolts. *Journal of Fish Biology* 81: 1626-1645.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., and Fujita, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948-952.
- Hamoutene, D., Martinson, S., Kingsbury, M. and McTavish, K. 2023a. Species sensitivity distributions for two widely used anti-sea lice chemotherapeutants in the salmon aquaculture industry. *Science of the Total Environment* 857: 159574.
- Hamoutene D., Kingsbury M., Davies J., Le A., Blais D.R., Gagnon M. 2023b. The persistence of emamectin benzoate in marine sediments with different organic matter regimes, temperature conditions, and antibiotic presence. *Marine Pollution Bulletin* 197: 115714. doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.115714

- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burrige, L., Villeneuve, J., Miller, C. 2023. [Discussion sur les normes de qualité environnementale \(NQE\) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine](#). can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/066. vii + 129 p.
- Hamoutene, D., Cote, D., Marshall, K., Donnet, S., Cross, S., Hamilton, L.C., McDonald, S., Clarke, K.D., and Pennell, C. 2018. Spatial and temporal distribution of farmed Atlantic salmon after experimental release from sea cage sites in Newfoundland (Canada). *Aquaculture* 492: 147-156.
- Hamre, L.A., Bui, S., Oppedal, F., Skern-Mauritzen, R., and Dalvin, S. 2019. Development of the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* parasitic stages in temperatures ranging from 3 to 24 C. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 429-443.
- Hansen, L.P. 2006. Migration and survival of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) released from two Norwegian fish farms. *ICES Journal of Marine Science* 63(7): 1211-1217.
- Hansen, P.K., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T., and Stigebrandt, A. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming. II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 194: 75-92.
- Hargrave, B. T. 2010. Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 33-46.
- Hargrave, B. 2003. A Scientific Review of the Potential Environmental Effects of Aquaculture in Aquatic Ecosystems. Vol. I. Fisheries & Oceans Canada, Science Sector. 30pp.
- Hargrave, B.T., Holmer, M., and Newcombe, C.P. 2008. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Marine Pollution Bulletin* 56: 810-824.
- Harrington, A.M., Harrington, R.J., Bouchard, D.A. and Hamlin, H.J., 2020. The synergistic effects of elevated temperature and CO₂-induced ocean acidification reduce cardiac performance and increase disease susceptibility in subadult, female American lobsters *Homarus americanus* H. Milne Edwards, 1837 (*Decapoda: Astacidea: Nephropidae*) from the Gulf of Maine. *Journal of Crustacean Biology* 40(5): 634-646.
- Hart D.R and Chute, A.S. 2004. Essential fish habitat source document: Sea scallop, *Placopecten magellanicus*, life history and habitat characteristics, 2nd edition. NOAA Tech Memo NMFS NE 189; 21pp.
- 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.
- He, Q. and Silliman, B.R., 2019. Climate change, human impacts, and coastal ecosystems in the Anthropocene. *Current Biology* 29(19): R1021-R1035.
- Heino, M., Svåsand, T., Wennevik, V., and Glover, K.A. 2015. Genetic Introgression of Farmed Salmon in Native Populations: Quantifying the Relative Influence of Population Size and Frequency of Escapees. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 185-190.

- Henry, L., Kenchington, E., Kenchington, T., MacIsaac, K., Bourbonnais-Boyce, C., and Gordon, D. 2006. Impacts of otter trawling on colonial epifaunal assemblages on a cobble bottom ecosystem on Western Bank (northwest Atlantic). *Marine Ecology Progress Series* 306: 63-78.
- Hicke, J.A., Lucatello, S., Mortsch, L.D., Dawson, J., Domínguez Aguilar, M., Enquist, C.A.F., Gilmore, E.A., Gutzler, D.S., Harper, S., Holsman, K., Jewett, E.B., Kohler, T.A., and Miller, K.A. 2022. North America. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Horricks, R.A., Lewis-McCrea, L.M. and Reid, G.K., 2022. Interactions between American lobster (*Homarus americanus*) and salmonid aquaculture in the Canadian Maritimes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 79(9): 1561-1571.
- Horsman, T. and Shackell, N. 2009. [Atlas of important habitat for key fish species of the Scotian Shelf, Canada](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2835: 82 pp.
- Huveneers, C., Niella, Y., Drew, M., Dennis, D., Clarke, T.M., Wright, A., Bryars, S., Braccini, M., Dowling, C., Newman, S.J., Butcher, P., and Dalton, S. 2022. Are sharks attracted to caged fish and associated infrastructure? *Marine and Freshwater Research* 73: 1404-1410.
- ICES. 2023. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). *ICES Scientific Reports*. 5:41. 477 pp. doi:10.17895/ices.pub.22743713 .
- IPCC 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* In: H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegria, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem & Rama, B. (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- Islam, M. J., Kunzmann, A., and Slater, M. J. 2022. Responses of aquaculture fish to climate change-induced extreme temperatures: A review. *Journal of the World Aquaculture Society* 53: 314-366.
- Jensen, A.J., Karlsson, S., Fiske, P., Hansen, L.P., Hindar, K., and Østborg, G.M. 2013. Escaped farmed Atlantic Salmon grow, migrate and disperse throughout the Arctic Ocean like wild salmon. *Aquaculture Environment Interactions* 3(3): 223-229.
- Jóhannsson, R., Guðjónsson, S., Steinarsson, A., and Friðriksson, J. 2017. Risk assessment due to possible genetic mixing between farmed salmon and natural salmon stocks in Iceland. *Marine and Freshwater Research Institute, Reykjavik*.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P., and Aass, P. 1993. Coastal movement and growth of domesticated rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) in Norway. *Ecology of Freshwater Fish* 2(4): 152-159. doi:10.1111/j.1600-0633.1993.tb00097.x.
- Jury, S.H. and Watson III, W.H., 2013. Seasonal and sexual differences in the thermal preferences and movements of American lobsters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70(11): 1650-1657.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C., Somerfield, P.J., and Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 311: 1-14.

- Karlsson, S., Diserud, O.H., Fiske, P., and Hindar, K. 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic Salmon in wild salmon populations. *ICES Journal of Marine Science* 73(10): 2488-2498.
- Kelly, N. E., Guijarro-Sabaniél, J., and Zimmermann, R. 2021. Anthropogenic nitrogen loading and risk of eutrophication in the coastal zone of Atlantic Canada. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 263: 107630.
- Kenchington, E., L. Beazley, C. Lirette, F.J. Murillo, J. Guijarro, V. Wareham, K. Gilkinson, M. Koen Alonso, H. Benoît, H. Bourdages, B. Sainte-Marie, M. Treble, and T. Siferd. 2016. [Delineation of Coral and Sponge Significant Benthic Areas in Eastern Canada Using Kernel Density Analyses and Species Distribution Models](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/093. vi + 178 p.
- Kenchington, E.L.R., Gilkinson, K.D., MacIsaac, K.G., Bourbonnais-Boyce, C., Kenchington, T.J., Smith, S.J., and Gordon, D.C. 2006. Effects of experimental otter trawling on benthic assemblages on Western Bank, northwest Atlantic Ocean. *Journal of Sea Research* 56(3): 249-270.
- Kenchington, E., Lirette, C., Cogswell, A., Archambault, D., Archambault, P., Benoit, H., Bernier, D., Brodie, B., Fuller, S., Gilkinson, K., Lévesque, M., Power, D., Siferd, T., Treble, M., and Wareham, V. 2010. [Delineating Coral and Sponge Concentrations in the Biogeographic Regions of the East Coast of Canada Using Spatial Analyses](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/041. vi + 202 pp.
- Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffrey, N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., and Bradbury, I.R. 2018. Predicting the Impacts of Escaped Farmed Atlantic Salmon on Wild Salmon Populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 75: 506-512.
- Kingsbury, M.V., Hamoutene, D., Kraska, P., Lacoursière-Roussel, A., Page, F., Coyle, T., Sutherland, T., Gibb, O., Mckindsey, C.W., Hartog, F., Neil, S., Chernoff, K., Wong, D., Law, B.A., Brager, L., Baillie, S.M., Black, M., Bungay, T., Gaspard, D., Hua, K., and Parsons, G.J. 2023. Relationship between in feed drugs, antibiotics and organic enrichment in marine sediments at Canadian Atlantic Salmon aquaculture sites. *Marine Pollution Bulletin* 188(2023) : 114654.
- 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 Veterinarian Medicine* 111: 165-175.
- Krkošek, M. 2010. Host Density Thresholds and Disease Control for Fisheries and Aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions* 1: 21-32.
- Lacroix, G.L. 2008. Influence of origin on migration and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Bay of Fundy, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 2063-2079.
- Lacroix, G.L. 2013a. Population-specific ranges of oceanic migration for adult Atlantic Salmon (*Salmo salar*) documented using pop-up satellite archival tags. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70(7): 1011-1030.
- Lacroix, G.L. 2013b. Migratory strategies of Atlantic salmon (*Salmo salar*) postsmolts and implications for marine survival of endangered populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 32-48.

- Lacroix, G.L. and Fleming, I.A. 1998. [Ecological and behavioural interactions between farmed and wild Atlantic Salmon: consequences for wild Salmon in the Maritimes region: consequences for wild Salmon in the Maritimes region](#). Can. Stock Assess. Sec. 98/162. Fisheries and Oceans Canada. ISSN 1480-4883.
- Lacroix, G.L., and Knox, D. 2005. Distribution of Atlantic salmon (*Salmo salar*) postsmolts of different origins in the Bay of Fundy and Gulf of Maine and evaluation of factors affecting migration, growth, and survival. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 1363-1376.
- Langton, R.W., Robinson, W.E., Schick, D. 1987. Fecundity and reproductive effort of Sea Scallops *Placopecten magellanicus* from the Gulf of Maine. Marine Ecology Progress Series. 37:9-25
- Lavalli, K.L. and Lawton, P., 1996. Historical review of lobster life history terminology and proposed modifications to current schemes. Crustaceana 69(5): 594-609.
- Lavoie, D., Lambert, N., Rousseau, S., Dumas, J., Chassé, J., Long, Z., Perrie, W., Starr, M., Brickman, D. & Azetsu-Scott, K. 2020. Projections of future physical and biogeochemical conditions in the Gulf of St. Lawrence, on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine using a regional climate model. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 334: xiii + 102 p.
- 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. Aquaculture Environment Interactions 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. Aquaculture Environment Interactions 8: 575-584.
- Lawton, P. and Lavalli, K.L. 1995. Post-larval, juvenile, and adult ecology. In Factor, J.R. (ed) Biology of the lobster *Homarus americanus*. Academic Press, New York, pp. 47-81.
- Lawton, P. 2002. Prior evaluation of sensitive lobster fishery habitat in relation to salmon aquaculture and new monitoring approaches. In: Hargrave BT (ed) Environmental Studies for Sustainable Aquaculture (ESSA): 2002 Workshop Report Can Tech Rep Fish Aquat Sci #2411, pp 10-15.
- Lehnert, S.J., Bradbury, I.R., April, J., Wringe, B.F., Van Wyngaarden, M., and Bentzen, P. 2023. [Examen pré-COSEPAC du saumon atlantique \(*Salmo salar*\) anadrome Canada, partie 1 : Unités désignables](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/026. iv + 177 p.
- Lennox, R.J., Alexandre, C.M., Almeida, P.R., Bailey, K.M., Barlaup, B.T., Bøe, K., Breukelaar, A., Erkinaro, J., Forseth, T., Gabrielsen, S.-E., Halfyard, E., Hanssen, E.M., Karlsson, S., Koch, S., Koed, A., Langåker, R.M., Lo, H., Lucas, M.C., Mahlum, S., Perrier, C., Pulg, U., Sheehan, T., Skoglund, H., Svenning, M., Thorstad, E.B., Velle, G., Whoriskey, F.G., and Vollset, K.W. 2021. The quest for successful Atlantic salmon restoration: perspectives, priorities, and maxims. ICES Journal of Marine Science. doi:10.1093/icesjms/fsab201.
- Loucks, R.H., Smith, R.E., and Fisher, E.B. 2014. Interactions between finfish aquaculture and lobster catches in a sheltered bay. Marine Pollution Bulletin 88(1-2): 255-259.
- Macfadyen, G., Huntington, T., and Cappell, R. 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 523.

- MacKay, A. 1977. A Biological and Oceanographic Study of the Brier Island Region, N.S. Final report to the Department of Indian Affairs and Northern Development, Parks Canada, Ottawa, Ontario.
- Madhun, A.S., Karlsbakk, E., Skaala, Ø., Solberg, M.F., Wennevik, V., Harvey, A., Meier, S., Fjeldheim, P.T., Andersen, K.C., and Glover, K.A. 2024. Most of the escaped farmed salmon entering a river during a 5-year period were infected with one or more viruses. *The Journal of Fish Disease*. p.e13950.
- Mahlum, S., Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Skoglund, H., and Velle, G. 2021. Salmon on the lam: Drivers of escaped farmed fish abundance in rivers. *Journal of Applied Ecology* 58(3): 550-561.
- McGinnity, P., Jennings, E., DeEyto, E., Allott, N., Samuelsson, P., Rogan, G., Whelan, K., and Cross, T. 2009. Impact of naturally spawning captive-bred Atlantic Salmon on wild populations: depressed recruitment and increased risk of climate-mediated extinction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1673): 3601-3610.
- McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Maoiléidigh, N.Ó., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., and Taggart, J. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1532): 2443-2450.
- McIver, R., Milewski, I., Loucks, R., and Smith, R. 2018. Estimating nitrogen loading and far-field dispersal potential from background sources and coastal finfish aquaculture: a simple framework and case study in Atlantic Canada. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 205: 46-57.
- McKenzie, C.H., Bates, S.S., Martin, J. L., Haigh, N., Howland, K.L., Lewis, N. I., Locke, A., Peña, A., Poulin, M., Rochon, A., Rourke, W.A., Scarratt, M.G., Starr, M., and Wells, T. 2021. Three decades of Canadian marine harmful algal events: Phytoplankton and phycotoxins of concern to human and ecosystem health. *Harmful Algae* 102: 101852.
- McLeese, D.W. 1956. Effects of temperature, salinity and oxygen on the survival of the American lobster. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 13(2): 247-272.
- McMahan, M.D., Cowan, D.F., Chen, Y., Sherwood, G.D. & Grabowski, J.H. 2016. Growth of juvenile American lobster *Homarus americanus* in a changing environment. *Marine Ecology Progress Series* 557: 177-187.
- McManus, M.C., Brady, D.C., Brown, C., Carloni, J.T., Giffin, M., Goode, A.G., Kleman, K., Lawton, P., Le Bris, A., Olszewski, S., and Perry, D.N. 2023. The American Lobster Settlement Index: History, lessons, and future of a long-term, transboundary monitoring collaborative. *Frontiers in Marine Science* 9: 1055557.
- Mennerat, A., Hamre, L., Ebert, D., Nilsen, F., Dávidová, M., and Skorping, A. 2012. Life history and virulence are linked in the ectoparasitic salmon louse *Lepeophtheirus salmonis*. *Journal of Evolutionary Biology* 25(5): 856-861.
- Mennerat, A., Ugelvik, M.S., Håkonsrud Jensen, C., and Skorping, A. 2017. Invest more and die faster: The life history of a parasite on intensive farms. *Evolutionary Applications* 10(9): 890-896.

- Milewski, I., Loucks, R.H., Fisher, B., Smith, R.E., McCain, J.S.P., and Lotze, H.K. 2018. Sea-cage aquaculture impacts market and berried lobster (*Homarus americanus*) catches. *Marine Ecology Progress Series* 598: 85-97.
- Mill, K., Sahota, C., Hayek, K., and Kennedy, C. J. 2021. Effects of sea louse chemotherapeutants on early life stages of the spot prawn (*Pandalus platyceros*). *Aquaculture Research* 53(1): 109-124.
- Montory, J.A., Cubillos, V.M., Lee, M.R., Chaparro, O.R., Gebauer, P., Cumillaf, J.P., and Cruces, E. 2023. The interactive effect of anti-sea lice pesticide azamethiphos and temperature on the physiological performance of the filter-feeding bivalve *Ostrea chilensis*: A non-target species. *Marine Environmental Research* 183: 105837.
- Morris, M.R.J., Fraser, D.J., Heggelin, A.J., Whoriskey, F.G., Carr, J.W., O'Neil, S.F., and Hutchings, J.A. 2008. Prevalence and recurrence of escaped farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in eastern North American rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 65(12): 2807-2826.
- Morse, B. and Rochette, R., 2016. Movements and activity levels of juvenile American lobsters *Homarus americanus* in nature quantified using ultrasonic telemetry. *Marine Ecology Progress Series* 551: 155-170.
- 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. 2010a. [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. 2010b. [Occurrence, vulnérabilité à la pêche et fonction écologique des coraux, des éponges et des griffons hydrothermaux dans les eaux canadiennes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/041.
- MPO. 2011a. [Information sur le homard aux alentours de deux sites piscicoles proposés dans la baie St. Mary's, en Nouvelle Écosse : débarquements, cycle biologique et utilisation de l'habitat](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2011/002.
- MPO. 2011b. [Populations de saumon sauvage à proximité d'un développement de l'aquaculture des poissons à nageoires proposé dans la baie St. Mary's, en Nouvelle-Écosse](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2011/001.
- MPO. 2013. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon atlantique des hautes terres du Sud](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/009.
- MPO. 2014. [Surveillance du pou du poisson et mesures non chimiques](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/006.
- MPO. 2018. [Stratégies pour la conception d'un réseau d'aires marines protégées dans la biorégion du plateau néo-écossais](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/006.
- MPO. 2019. [Évaluation du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) dans les divisions 4X5Y de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/015.
- MPO. 2020a. [Examen scientifique par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine au seuil Farmer, à Grand Manan \(Nouveau-Brunswick\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sc. 2020/051.

- MPO. 2020b. [Mise à jour de l'état des stocks de hareng des divisions 4VWX pour la saison de pêche 2019/2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/050.
- MPO. 2020c. [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. (Erratum : novembre 2023)
- MPO. 2021a. [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.
- MPO. 2021b. [Mise à jour sur la règle de contrôle des prises de goberge \(*Pollachius virens*\) de la composante Ouest dans les divisions 4Xopqrs5 de l'OPANO pour 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/025
- MPO. 2021c. [Mise à jour de l'état du stock d'aiglefin \(*Melanogrammus aeglefinus*\) dans les divisions 4X5Y de l'OPANO pour 2020](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/021.
- MPO. 2022a. [Examen scientifique par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine et des nouveaux sites dans la baie de Liverpool, comté de Queens, en Nouvelle-Écosse](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/039.
- MPO. 2022b. [Examen scientifique par la région des Maritimes de Pêches et Océans Canada des nouveaux sites proposés de pisciculture marine, baie Whycomagh, lacs Bras d'Or, Nouvelle-Écosse](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/022.
- MPO. 2022c. [Examen des évaluations de base de Marine Harvest Atlantic Canada Inc. pour les choix de sites aquacoles sur la côte sud de Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/002.
- MPO. 2022d. [Mise à jour de l'état du stock de hareng des divisions 4VWX pour la saison de pêche 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sc. 2021/040.
- MPO. 2022e. [Examen scientifique par la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO de trois installations d'aquaculture marine proposées par Marine Harvest Atlantic Canada dans la Baie des Chaleurs \(Terre-Neuve\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/044.
- MPO. 2023a. [Examen par le secteur des sciences du MPO \(région des Maritimes\) du nouveau site de pisciculture marine proposé dans le havre Beaver, dans le comté de Charlotte, au Nouveau-Brunswick](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/042.
- MPO. 2023b. [Mise à jour sur l'état du stock de homard d'Amérique \(*Homarus americanus*\) dans la zone de pêche du homard 34 en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/021.
- MPO. 2023c. [Mise à jour de l'état du stock de pétoncles \(*Placopecten magellanicus*\) des zones de production de pétoncles 1 à 6 de la baie de Fundy](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/011.
- MPO. 2023d. [Mise à jour de l'état du stock de saumon atlantique en 2021 dans les zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19 à 21 et 23](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des sci. 2023/019.

- MPO. 2024. [Évaluation du risque posé à l'abondance et au caractère génétique des populations sauvages de saumon atlantique par l'interaction génétique directe avec les saumons atlantiques s'échappant des fermes d'élevage de la côte est](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/045.
- Murphy, G.E., Stock, A., and Kelly, N.E. 2024. From land to deep-sea: A continuum of cumulative human impacts on marine habitats in Atlantic Canada. *Ecosphere* 15(9): p.e4964.
- Murray, C.C., Kelly, N.E., Nelson, J.C., Murphy, G.E.P., and Agbayani, S. 2024. [Cartographie des effets cumulatifs et vulnérabilité des écosystèmes marins canadiens aux activités et facteurs de stress anthropiques](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/024. vi + 51 p
- Mushtaq, M., Feely, W.F., Syintsakos, L.R., and Wislocki, P.G., 1996. Immobility of emamectin benzoate in soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 44(3): 940-944.
- Myksvoll, M.S., Sandvik, A.D., Albretsen, J., Asplin, L., Johnsen, I.A., Karlsen, Ø., Kristensen, N.M., Melsom, A., Skardhamar, J., and Ådlandsvik, B. 2018. Evaluation of a national operational salmon lice monitoring system—From physics to fish. *PLoS One* 13(7). p.e0201338.
- Myksvoll, M.S., Sandvik, A.D., Johnsen, I.A., Skarðhamar, J., and Albretsen, J. 2020. Impact of variable physical conditions and future increased aquaculture production on lice infestation pressure and its sustainability in Norway. *Aquaculture Environment Interactions* 12: 193-204.
- 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.
- Nasmith, L., Sameoto, J., and Glass, A. 2016. [Scallop Production Areas in the Bay of Fundy: Stock Status for 2015 and Forecast for 2016](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/021. vi + 140 p.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Marine Debris Program. 2016. Report on Marine Debris Effects on Coastal and Benthic Habitats. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program
- Nielsen, T.V. and McGaw, I.J. 2016. Behavioral thermoregulation and trade-offs in juvenile lobster *Homarus americanus*. *The Biological Bulletin* 230(1): 35-50.
- Niemisto, M., Fields, D.M., Clark, K.F., Waller, J.D., Greenwood, S.J., and Wahle, R.A. 2021. American lobster postlarvae alter gene regulation in response to ocean warming and acidification. *Ecology and Evolution* 11(2): 806-819.
- Noisette, F., Calosi, P., Madeira, D., Chemel, M., Menu-Courey, K., Piedalue, S., Gurney-Smith, H., Daoud, D., and Azetsu-Scott, K., 2021. Tolerant larvae and sensitive juveniles: Integrating metabolomics and whole-organism responses to define life-stage specific sensitivity to ocean acidification in the American lobster. *Metabolites* 11(9): 584.
- O'Brien, A.L., Dafforn, K., Chariton, A., Airoidi, L., Schäfer, R.B., and Mayer-Pinto, M. 2023. Multiple Stressors. In *Marine Pollution—Monitoring, Management and Mitigation* (pp. 305-315). Cham: Springer Nature Switzerland.

- Okubo, A. 1968. A new set of oceanic diffusion diagrams. Chesapeake Bay Institute, The Johns Hopkins University, Baltimore MD, Technical Report 38.
- Okubo, A. 1971. Oceanic diffusion diagrams. *Deep Sea Res.* 18: 789-802.
- O'Neill, F.G. and Summerbell, K. 2011. The mobilisation of sediment by demersal otter trawls. *Marine Pollution Bulletin* 62(5): 1088-1097.
- O'Reilly, P.T., Carr, J.W., Whoriskey, F.G., and Verspoor, E. 2006. Detection of European ancestry in escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the Magaguadavic River and Chamcook Stream, New Brunswick, Canada. *ICES Journal of Marine Science* 63(7): 1256-1262. doi:10.1016/j.icesjms.2006.04.013.
- Page, F.H., Losier, R., Haigh, S., Bakker, J., Chang, B.D., McCurdy, P., Beattie, M., Haughn, K., Thorpe, B., Fife, J., Scouten, S., Greenberg, D., Ernst, W., Wong, D., and Bartlett, G. 2015. [Transport and dispersal of sea lice bath therapeutants from salmon farm net-pens and well-boats](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/064. xviii +148 p.
- Page, F., Haigh, S., and O'Flaherty-Sproul, M. 2023a. [Potential Exposure Zones for Proposed Newfoundland Marine Finfish Salmon Aquaculture Sites: Initial First Order Triage Scoping Calculations and Consistency Comparisons](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/071. iv + 80 p.
- Page, F., Haigh, S., O'Flaherty-Sproul, M., Wong, D., & Chang, B. 2023b. [Modelling and predicting ecosystem exposure to bath pesticides discharged from marine fish farm operations: An initial perspective](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/002. iv + 73 p.
- Palanques, A., Guillén, J., and Puig, P., 2001. Effect of bottom trawling on water turbidity and muddy sediment of an unfished continental shelf. *Limnology and Oceanography* 46(5): 1100-1110.
- Pandori, L.L. and Sorte, C.J. 2019. The weakest link: sensitivity to climate extremes across life stages of marine invertebrates. *Oikos* 128(5): 621-629.
- Parsons, A., Escobar-Lux, R.H., Sævik, P., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A-L. 2020. The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster (*Homarus gammarus*) larvae in the Norwegian marine environment. *Environmental Pollution* 264: 114725.
- Patterson, K. and Blanchfield, P.J. 2013. *Oncorhynchus mykiss* escaped from commercial freshwater aquaculture pens in Lake Huron, Canada. *Aquaculture Environment Interactions* 4(1): 53-65. doi:10.3354/aei00073.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology – An Annual Review* 16: 229-311.
- Perkins, H. 1972. Developmental rates at various temperatures of embryos of the northern lobster (*Homarus americanus* Milne-Edwards). *Fishery Bulletin* 70: 95-99.
- Perriman, B.M., Bentzen, P., Wringe, B.F., Duffy, S., Islam, S.S., Fleming, I.A., Solberg, M.F., and Bradbury, I.R. 2022. Morphological consequences of hybridization between farm and wild Atlantic Salmon *Salmo salar* under both wild and experimental conditions. *Aquaculture Environment Interactions* 14: 85-96.

**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Région des Maritimes

- Perry, R.I., Cury, P., Brander, K., Jennings, S., Möllmann, C., and Planque, B., 2010. Sensitivity of marine systems to climate and fishing: concepts, issues and management responses. *Journal of Marine Systems* 79(3-4): 427-435.
- Pershing, A.J., Alexander, M.A., Hernandez, C.M., Kerr, L.A., Le Bris, A., Mills, K.E., Nye, J.A., Record, N.R., Scannell, H.A., Scott, J.D., and Sherwood, G.D. 2015. Slow adaptation in the face of rapid warming leads to collapse of the Gulf of Maine cod fishery. *Science* 350(6262): 809-812.
- Pezzack, D.S. and Duggan, D.R. 1986. Evidence of migration and homing of lobsters (*Homarus americanus*) on the Scotian Shelf. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43(11): 2206-2211.
- Planque, B., Fromentin, J.M., Cury, P., Drinkwater, K.F., Jennings, S., Perry, R.I., and Kifani, S. 2010. How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate?. *Journal of Marine Systems* 79(3-4): 403-417.
- 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.
- Poloczanska, E.S., Burrows, M.T., Brown, C.J., García Molinos, J., Halpern, B.S., Hoegh-Guldberg, O., Kappel, C.V., Moore, P.J., Richardson, A.J., Schoeman, D.S., and Sydeman, W.J. 2016. Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science* 3: 62.
- Pousse, E., Poach, M.E., Redman, D.H., Sennfelder, G., Hubbard, W., Osborne, K., Munroe, D., Hart, D., Hennen, D., Dixon, M.S., and Li, Y. 2023. Juvenile Atlantic sea scallop, *Placopecten magellanicus*, energetic response to increased carbon dioxide and temperature changes. *PLOS Climate* 2(2). p.e0000142.
- Przeslawski, R., Byrne, M., and Mellin, C. 2015. A review and meta-analysis of the effects of multiple abiotic stressors on marine embryos and larvae. *Global change biology*, 21(6): 2122-2140.
- Quinn, B.K. 2017. Threshold temperatures for performance and survival of American lobster larvae: A review of current knowledge and implications to modeling impacts of climate change. *Fishery Research* 186: 383-396.
- Raab, D., Taylor, A.D., Hardie, D.C., and Brunson, E.B. 2024. Updated information on Atlantic Salmon (*Salmo salar*) populations in Nova Scotia's Southern Upland (SU; Salmon Fishing Areas 20, 21, and part of 22) of relevance to the development of a 2nd COSEWIC status report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/855. v + 66 p.
- Reader, J.M., Hardie, D.C., McWilliam, S. Brunson, E.B. and Gautreau, M. 2024a. Updated information on Atlantic Salmon (*Salmo salar*) populations in southwest New Brunswick (outer portion of Salmon Fishing Area 23) of relevance to the development of a 2nd COSEWIC status report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/857. vi + 99 p.

**Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine
proposés dans la baie St. Mary's en Nouvelle-Écosse**

Région des Maritimes

- Reader, J.M., Hardie, D.C., McWilliam, S., Brunsdon, E.B., Notte, D. and Gautreau, M. 2024b. Updated information on Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Inner Bay of Fundy populations (IBoF; part of Salmon Fishing Areas 22 and 23) of relevance to the development of a 2nd COSEWIC status report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/858. vi + 97 p.
- Refseth, G.H., Nøst, O.A., Evenset, A., Tassara, L., Espenes, H., Drivdal, M., Augustin, S., Samuelsen, O., and Agnalt, A.L. 2019. Risk assessment and risk reducing measures for discharges of hydrogen peroxide (H₂O₂). Akvaplan-niva APN-8948-1, 8–81.
- Rheuban, J.E., Doney, S.C., Cooley, S.R., and Hart, D.R. 2018. Projected impacts of future climate change, ocean acidification, and management on the US Atlantic Sea Scallop (*Placopecten magellanicus*) fishery. PLoS One 13(9). p.e0203536.
- Rikardsen, A.H. and Sandring, S. 2006. Diet and size-selective feeding by escaped hatchery Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum). ICES Journal of Marine Science 63(3): 460-465.
- Roberts, T.R. and Hutson, D.H. 1999. Macrocytic Insecticides, in: Metabolic Pathways of Agrochemicals: Part 2: Insecticides and Fungicides. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, pp. 87–94.
- Roddick, D., K. Mombourquette, and R. Kilada. 2007. [2002 Survey for Ocean Quahogs \(*Arctica islandica*\) at the Mouth of St. Mary's Bay, Nova Scotia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/037.
- Salama, N.K.G., Murray, A.G., and Rabe, B. 2016. Simulated environmental transport distances of *Lepeophtheirus salmonis* in Loch Linnhe, Scotland, for informing aquaculture area management structures. The Journal of Fish Disease 39: 419-428.
- Salama, N.K.G., Dale, A.C., Ivanov, V.V., Cook, P.F., Pert, C.C., Collins, C.M., and Rabe, B. 2018. Using biological–physical modelling for informing sea lice dispersal in Loch Linnhe, Scotland. The Journal of Fish Disease 41: 901-919.
- Sandvik, A.D., Dalvin, S., Skern-Mauritzen, R., and Skogen, M.D. 2021. The effect of a warmer climate on the salmon lice infection pressure from Norwegian aquaculture. ICES Journal of Marine Science 78(5): 1849-1859.
- Sardenne, F., Simard, M., Robinson, S.M., and McKindsey, C.W. 2020. Consumption of organic wastes from coastal salmon aquaculture by wild decapods. Science of the Total Environment 711: 134863.
- Savard, J.P., van Proosdij, D. and O'Carroll, S. 2016. Perspectives on Canada's East Coast region. Canada's marine coasts in a changing climate. Natural Resources Canada. 54pp.
- Siedlecki, S., Salisbury, J., Gledhill, D., Bastidas, C., Meseck, S., McGarry, K., Hunt, C., Alexander, M., Lavoie, D., Wang, Z., Scott, J., Brady, D., Mlsna, I., Azetsu-Scott, K., Liberti, C., Melrose, D., White, M., Pershing, A., Vandemark, D., Townsend, D., Chen, C., Mook, W., and Morrison, R. 2021. Projecting ocean acidification impacts for the Gulf of Maine to 2050: New tools and expectations. Elementa: Science of the Anthropocene 9.
- Sciberras, M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Kneafsey, B., Clarke, L.J., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., and Hilborn, R., 2018. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. Fish and Fisheries 19(4): 698-715.

- Sephton, D., Vercaemer, B., Silva, A., Stiles, L., Harris, M., and Godin, K. 2017. Biofouling monitoring for aquatic invasive species (AIS) in DFO Maritimes Region (Atlantic shore of Nova Scotia and southwest New Brunswick): May–November 2012-2015. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3158: ix + 172p.
- 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.
- Skarðhamar, J., Albretsen, J., Sandvik, A.D., Lien, V.S., Myksvoll, M.S., Johnsen, I.A., Asplin, L., Ådlandsvik, B., Halttunen, E., and Bjørn, P.A. 2018. Modelled salmon lice dispersion and infestation patterns in a sub-arctic fjord. *ICES Journal of Marine Science* 75(5): 1733-1747.
- Skilbrei, O.T., Heino M., and Svåsand, T. 2015. Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic Salmon of different life stages from farm sites in Norway. *ICES Journal of Marine Science* 72(2): 670-685.
- Skøien, K.R., Aas, T.S., Alver, M.O., Romarheim, O.H., and Alfredsen, J.A. 2016. Intrinsic Settling Rate and Spatial Diffusion Properties of Extruded Fish Feed Pellets. *Aquaculture Engineering* 74: 30-37.
- Soto, D. 2009. Integrated mariculture: a global review. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 529. FAO, Rome.
- Soto, D., León-Muñoz, J., Garreaud, R., Quiñones, R.A., and Morey, F. 2021. Scientific warnings could help to reduce farmed salmon mortality due to harmful algal blooms. *Marine Policy* 132: 104705.
- Staples, K.W., Chen, Y., Townsend, D.W., and Brady, D.C. 2019. Spatiotemporal variability in the phenology of the initial intra-annual molt of American lobster (*Homarus americanus* Milne Edwards, 1837) and its relationship with bottom temperatures in a changing Gulf of Maine. *Fisheries Oceanography* 28: 468-485.
- Stephenson, R.L., Power, M.J., Laffan, S.W., and Suthers, I.M., 2015. Tests of larval retention in a tidally energetic environment reveal the complexity of the spatial structure in herring populations. *Fisheries Oceanography*, 24(6): 553-570.
- Stige, L.C., Jansen, P.A., and Helgesen, K.O. 2024. Effects of regional coordination of salmon louse control in reducing negative impacts of salmonid aquaculture on wild salmonids. *International Journal for Parasitology* 54(8-9): 463-474.
- Stobo, W.T., G.M. Fowler, and S.J., Smith. 1997. [Status of 4X winter flounder, yellowtail flounder, and American plaice](#). DFO Can. Stock Assess. Sec.Res. Doc. 97/105.
- Stone, H.H. 2022. [Évaluation du chaboisseau à dix-huit épines \(*Myoxocephalus octodecemspinosus*\) dans la baie St. Mary's, 1999–2019](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/073. iv + 39 p.
- Stoyel, Q., Finnis, S., Gomez, C., Lazin, G., Daigle, R., Brager, L., Hamer, A., Smith, C., Beauchesne, D., Cazelles, K., and Butler, S. 2022. An open, efficient, and transparent spatial reproducible reporting tool for data discovery and science advice. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3495: vi + 27 p
- Strachan, F. and Kennedy, C.J., 2021. The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture. *Aquaculture* 544: 737079.

- 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 Coasts* 29: 810-819.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., and Bradbury, I.R. 2018. Migration Effort and Wild Population Size Influence the Prevalence of Hybridization Between Escaped Farmed and Wild Atlantic Salmon. *Aquaculture Environment Interactions* 10: 401-411.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., Castellani, M., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2019. Estimating the Relative Fitness of Escaped Farmed Salmon Offspring in the Wild and Modeling the Consequences of Invasion for Wild Populations. *Evolutionary Applications* 12(4): 705-717.
- Teffer, A.K., Carr, J., Tabata, A., Schulze, A., Bradbury, I., Deschamps, D., Gillis, C.A., Brunsdon, E.B., Mordecai, G., and Miller, K.M. 2020. A molecular assessment of infectious agents carried by Atlantic Salmon at sea and in three eastern Canadian rivers, including aquaculture escapees and North American and European origin wild stocks. *Facets* 5(1): 234-263.
- Telfer, T.C., Baird, D.J., McHenry, J.G., Stone, J., Sutherland, I., and Wislocki, P., 2006. Environmental effects of the anti-sea lice (*Copepoda: Caligidae*) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment. *Aquaculture* 260(1-4): 163-180.
- TGD (Technical Guidance Document). 2018. Technical Guidance Document (TGD) For Deriving Environmental Quality Standards, 2018. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018.
- Therriault, T.W. and Herborg, L-M. 2007. [Risk assessment for two solitary and three colonial tunicates in both Atlantic and Pacific Canadian waters.](#) *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2007/063.
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A.H., and Finstad, B. 2012 A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fisheries Biology* 81: 500-542.
- Tremblay, D. and G.J. Sharp. 1987. Lobster larval abundances in Lobster Bay, Yarmouth Co., Nova Scotia - 1983. *Proceedings of the Nova Scotia Institute of Science* 38: 43-53.
- Toledo-Guedes, K., Sanchez-Jerez, P., and Brito, A. 2014. Influence of a massive aquaculture escape event on artisanal fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 21: 113-121.
- Trippel, E., Wang, J., Strong, M., Carter, L., and Conway, J. 1996. Incidental mortality of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) by the gill-net fishery in the lower Bay of Fundy. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1294-1300.
- Ugelvik, M.S., Mæhle, S., and Dalvin, S., 2022. Temperature affects settlement success of ectoparasitic salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) and impacts the immune and stress response of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *The Journal of Fish Disease* 45(7): 975-990.
- Ugelvik, M.S., Skorping, A., Moberg, O., and Mennerat, A., 2017. Evolution of virulence under intensive farming: salmon lice increase skin lesions and reduce host growth in salmon farms. *Journal of Evolutionary Biology* 30(6): 1136-1142.

- 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*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1096-1099.
- Waddy, S.L., Mercer, S.M., Hamilton-Gibson, M.N., Aiken, D.E., and Burridge, L.E., 2007. Feeding response of female American lobsters, *Homarus americanus*, to SLICE®-medicated salmon feed. *Aquaculture* 269(1-4): 123-129.
- Wahle, R. A. and Steneck, R. S. 1992. Habitat restrictions in early benthic life: experiments on habitat selection and in situ predation with the American lobster. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 157: 91-114.
- Waller, J. 2016. Linking rising pCO₂ and temperature to the larval development, physiology and gene expression of the American lobster (*Homarus americanus*). *ICES Journal of Marine Science* 74(4): 1210-1219. DOI: [10.1093/icesjms/fsw154](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw154).
- Watling, L. and Norse, E.A. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology* 12(6): 1180-1197.
- Weitzman, J., Steeves, L., Bradford, J., and Filgueira, R., 2019. Far-field and near-field effects of marine aquaculture. *World seas: An environmental evaluation*, pp.197-220. 10.1016/B978-0-12-805052-1.00011-5.
- Wiber, M.G., Young, S., and Wilson, L., 2012. Impact of aquaculture on commercial fisheries: fishermen's local ecological knowledge. *Human Ecology* 40: 29-40.
- Wildish, D.J., Hargrave, B.T., and Pohle, G. 2001. Cost-effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES Journal of Marine Science* 58: 469-476.
- Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., Hamilton, L.C., Anderson, E.C., Fleming, I.A., Grant, C., Dempson, B., Veinott, G., Duffy, S.J., and Bradbury, I.R. 2018. Extensive Hybridization Following a Large Escape of Domesticated Atlantic Salmon in the Northwest Atlantic. *Communication Biology* 1(1): 1-9.
- Zang, Z., Ji, R., Hart, D.R., Jin, D., Chen, C., Liu, Y., and Davis, C.S. 2023. Effects of warming and fishing on Atlantic Sea Scallop (*Placopecten magellanicus*) size structure in the Mid-Atlantic rotationally closed areas. *ICES Journal of Marine Science*. p.fsad063.
- Zanuzzo, F.S., Beemelmans, A., Hall, J.R., Rise, M.L., and Gamperl, A.K., 2020. The innate immune response of Atlantic salmon (*Salmo salar*) is not negatively affected by high temperature and moderate hypoxia. *Frontiers in Immunology* 11: 1009.

ANNEXE I : TABLEAUX SOMMAIRES DES COMPOSÉS CHIMIQUES DONT L'UTILISATION EST AUTORISÉE DANS LES SITES DE PISCICULTURE MARINE AU CANADA

ANTIBIOTIQUES Matière active	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Érythromycine	Antibiotique macrolide produit à partir de la bactérie <i>Streptomyces erythreus</i> et utilisé pour traiter les bactéries Gram positif et Gram négatif non entériques.	Principalement utilisé dans les installations terrestres, injectable uniquement pour les géniteurs et les poissons non destinés à la consommation humaine (DFO 2021).	Plus persistant dans l'eau de mer que dans l'eau douce : demi-vie de 2,6 à 125,9 jours dans l'eau de mer et de 6,8 à 37,9 jours dans l'eau douce en raison de son pH plus élevé (pH de 8 à 10 comparé à pH de 6,5 à 7,5) (Kwon 2016).
	Interfère avec la synthèse des protéines bactériennes en se liant à la sous-unité 50S du ribosome bactérien (Armstrong <i>et al.</i> 2005). Utilisé pour : maladie bactérienne du rein (MBR).	50-100 mg/kg de poids par jour pendant environ 21 jours (DFO 2021) Administré dans les aliments.	
Florfénicol	Antibiotique à large spectre efficace contre les bactéries Gram positif et Gram négatif, y compris certaines souches résistantes à l'oxytétracycline (Lu <i>et al.</i> 2021). Se lie de manière réversible au centre de la peptidyl transférase à la sous-unité	10 mg de florfénicol par kg de poids par jour pendant 10 jours consécutifs. Administré dans les aliments.	Demi-vie de 4,5 jours dans les sédiments (Armstrong <i>et al.</i> 2005)

ANTIBIOTIQUES	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	<p>ribosomique 50S et inhibe ainsi la biosynthèse des protéines bactériennes (Zeng <i>et al.</i> 2019).</p> <p>Utilisé pour : furonculose (<i>Aeromonas salmonicida</i>), <i>Vibrio</i> sp. (par exemple, <i>Vibrio anguillarum</i>), piscirickettsiose des salmonidés (<i>Piscirickettsia salmonis</i>), ténacitébaculose et maladie bactérienne du rein (Armstrong <i>et al.</i> 2005, Lunestad and Samuelsen 2008, Mabrok <i>et al.</i> 2023, Rozas and Enríquez, 2014).</p>		
Chlorhydrate d'oxytétracycline	<p>Antibiotique à large spectre utilisé contre les bactéries Gram positif et Gram négatif, appartenant à la classe des tétracyclines.</p> <p>Les tétracyclines interfèrent avec la synthèse des protéines en se liant de manière réversible à la sous-unité ribosomique 30S, bloquant ainsi la liaison de l'ARNt aminoacyle au complexe ARNm/ribosome. L'oxytétracycline est mal métabolisée ou non</p>	<p>75 mg de chlorhydrate d'oxytétracycline par kg de poids par jour pendant 10 jours consécutifs.</p> <p>Habituellement administré dans les aliments, mais peut également être administré sous forme de bain et par injection (Armstrong <i>et al.</i> 2005).</p>	<p>Demi-vie de 14 à 364 jours et jusqu'à 419 jours dans des conditions anoxiques dans les sédiments (Coyne <i>et al.</i> 2001).</p> <p>Demi-vie de 30 à 319 heures dans l'eau (Schmidt <i>et al.</i> 2012).</p>

ANTIBIOTIQUES	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	<p>métabolisée par les poissons (Leal <i>et al.</i> 2019).</p> <p>Utilisé pour : furonculose (<i>Aeromonas salmonicida</i>), <i>Vibrio</i> sp. (par exemple, <i>Vibrio anguillarum</i>), piscirickettsiose des salmonidés (<i>Piscirickettsia salmonis</i>) et maladie bactérienne du rein (DFO 2021).</p>		
Sulfadiméthoxine (ormétoprime)	<p>Agent antibactérien à large spectre efficace contre les bactéries Gram négatif.</p> <p>Inhibe le métabolisme de l'acide folique à deux niveaux différents (Guardabassi et Courvalin 2006, Todar 2020).</p> <p>Utilisé pour : les souches de furonculose (<i>Aeromonas salmonicida</i>) sensibles à la combinaison de sulfadiméthoxine et d'ormétoprime, <i>Vibrio</i> sp. (p. ex. <i>Vibrio anguillarum</i>) et d'autres agents pathogènes</p>	<p>15 mg de matière active par kg de poids de poisson vivant par jour pendant 10 jours consécutifs (Burrige et Holmes 2023).</p> <p>Administré dans les aliments.</p>	<p>Sulfadiméthoxine et ormétoprime stables à des salinités de 0 et 30 ppm et à des pH de 2, 7 et 12 pour une période de 1 an.</p> <p>La sulfadiméthoxine était stable à 25 °C et 37 °C, mais affichait une diminution marquée de la concentration à 4 °C. Le réchauffement de l'échantillon de 4 °C a entraîné un retour aux niveaux d'origine, indiquant que la drogue avait été redistribuée hors de la phase aquatique à la température plus basse. Les concentrations d'ormétoprime étaient stables à toutes les températures évaluées.</p> <p>Aucun résidu de drogue (Romet 30) dans les sédiments de 21 à 62 jours après le traitement à 2 sites (Capone <i>et al.</i> 1996).</p>

ANTIBIOTIQUES	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	bactériens (Love <i>et al.</i> 2020).		Les demi-vies environnementales potentielles pour ces drogues doivent dépasser 1 an et sont probablement de plusieurs années (Bakal et Stoskopf 2001).
Sulfadiazine (triméthoprim)	Ces antibiotiques agissent en inhibant le métabolisme de l'acide folique à deux niveaux différents.	Administré sous forme de sulfadiazine-triméthoprim dans un rapport de 5:1.	Demi-vie dans les sédiments de 50–75 jours à une profondeur de 0 à 1 cm dans les sédiments et de 100 jours à une profondeur de 5 à 7 cm dans les sédiments (Hektoen <i>et al.</i> 1995).
	Utilisé pour : furonculose (<i>Aeromonas salmonicida</i>), maladie bactérienne de la bouche rouge (<i>Yersinia ruckeri</i>) et vibriose (<i>Vibrio</i> spp., <i>Cytophaga</i> spp., <i>Flexibacter</i> spp.; Armstrong <i>et al.</i> 2005).	La dose typique de Tribissen (la formulation) est de 30 à 75 mg par kg de poids par jour pendant 5 à 10 jours (Armstrong <i>et al.</i> 2005).	
		Administré dans les aliments des poissons à nageoires et comme traitement en bain pour les mollusques dans les écloseries (Armstrong <i>et al.</i> 2005).	

DROGUES ANTIPARASITAIRES ADMINISTRÉES DANS LES ALIMENTS (ANTIPARASITAIRES)	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
Benzoate d'émamectine	<p>Le benzoate d'émamectine fait partie de la famille des avermectines.</p> <p>Le mode d'action général de ces composés consiste à se lier aux canaux ioniques de chlorure glutamate-dépendants chez les invertébrés, modifiant les cellules nerveuses et interrompant les influx nerveux (Burrige <i>et al.</i> 2010, Martin <i>et al.</i> 2002, Roberts and Hutson 1999), ce qui peut entraîner la paralysie et la mort du pou du poisson. Ils ont également le potentiel d'agir comme perturbateur endocrinien.</p> <p>Utilisé pour : lutte parasitaire contre le pou du poisson.</p>	50 µg par kg de poids par jour pendant 7 jours consécutifs (Burrige et Holmes 2023).	<p>Demi-vie dans les sédiments de 188,6 à 510,5 jours (jusqu'à plus de 6 000 jours en présence d'oxytétracycline dans les sédiments) (Benskin <i>et al.</i> 2016, Hamoutene <i>et al.</i> 2023a, 2023b).</p> <p>Demi-vie dans l'eau allant jusqu'à 120 h (McCormick <i>et al.</i> 2023).</p>
Ivermectine	L'ivermectine fait partie de la famille des avermectines.	0,1 mg par kg de poids, divisé en deux traitements de 0,05 mg par kg à 3 ou	Demi-vie dans les sédiments de 100 jours (Davies <i>et al.</i> 1998).

DROGUES ANTIPARASITAIRES ADMINISTRÉES DANS LES ALIMENTS (ANTIPARASITAIRES)	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	<p>Le mode d'action général de ces composés consiste à se lier aux canaux ioniques de chlorure glutamate-dépendants chez les invertébrés, modifiant les cellules nerveuses et interrompant les influx nerveux (Burrige <i>et al.</i> 2010, Martin <i>et al.</i> 2002, Roberts and Hutson 1999), ce qui peut entraîner la paralysie et la mort du pou du poisson. Ils ont également le potentiel d'agir comme perturbateur endocrinien.</p> <p>Utilisé pour : lutte parasitaire contre le pou du poisson. Efficace contre le stade de larve chalimus ainsi que les stades adultes du parasite (Haya <i>et al.</i> 2005).</p>	4 jours d'intervalle (Haya <i>et al.</i> 2005).	Demi-vie dans les sédiments de 93 à 240 jours dans l'obscurité à 22 °C (Halley <i>et al.</i> 1989).
Téflubenzuron	Le téflubenzuron agit en interférant avec la synthèse de la chitine dans le pou du poisson et est efficace contre tous les stades du parasite qui subissent la	2 g par kg d'aliment. La posologie recommandée pour le saumon atlantique est de 10 mg par kg par jour	Le téflubenzuron a une faible solubilité dans l'eau, une forte affinité pour les substrats organiques dans l'eau et les sédiments et, avec ses produits de dégradation, s'est

DROGUES ANTIPARASITAIRES ADMINISTRÉES DANS LES ALIMENTS (ANTIPARASITAIRES)	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	mue, y compris les stades larvaires et pré-adultes (Samuelson <i>et al.</i> 2015).	pendant 7 jours consécutifs (Samuelson <i>et al.</i> 2015).	révélé plus persistant dans les sédiments que dans l'eau seulement (SEPA 1999).
	Utilisé pour : lutte parasitaire contre le pou du poisson.		La persistance a été de 6 mois dans une zone située à moins de 100 m de la cage traitée (SEPA 1999), mais pourrait durer plus de 4 ans (Kingsbury <i>et al.</i> 2023).
Praziquantel	Le praziquantel est un agent anthelminthique hétérocyclique synthétique à large spectre. On pense qu'il perturbe l'homéostasie des ions calcium dans le ver et qu'il a un effet antagoniste sur les canaux calciques dépendants du voltage, conduisant à une contraction musculaire incontrôlée et à une paralysie (Thomas and Timson 2018).	75 mg par kg de poids pendant 6 jours consécutifs (dans les installations d'eau douce et les cages marines) (Burridge and Holmes 2023).	Le praziquantel est rapidement métabolisé par les vertébrés et le composé d'origine se dégrade rapidement dans l'eau de mer (Frohberg 1984).
	Utilisé pour : lutte parasitaire contre les vers (c.-à-d. infestations de cestodes) (Norbury <i>et al.</i> 2022).		La dégradation dans certains milieux aquatiques n'a pas été étudiée complètement (Norbury <i>et al.</i> 2022), mais semble dépendre de la présence de populations microbiennes plutôt que d'une instabilité inhérente dans l'eau de mer; aucune baisse de concentration après 15 jours dans un système stérile et peu de dégradation à des températures plus froides (Thomas <i>et al.</i> 2016).

PESTICIDES DE BAIN (ANTIPARASITAIRES)	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
Peroxyde d'hydrogène	<p>Le mode d'action du peroxyde d'hydrogène est mécanique; il produit des bulles d'air dans l'organisme ou se présente comme un stress oxydatif dans l'organisme exposé en raison de sa capacité oxydante réactive (Burrige <i>et al.</i> 2014, Fedoseeva and Stom 2013, Gebauer <i>et al.</i> 2017). La plupart des preuves soutiennent l'induction de la paralysie mécanique lorsque des bulles se forment dans l'intestin et l'hémolymphe; le pou du poisson perd alors prise et flotte à la surface (Haya <i>et al.</i> 2005).</p> <p>Utilisé pour : lutte parasitaire contre le pou du poisson, bien qu'il ne soit pas efficace sur les larves et qu'il soit incompatible avec les stades pré-adultes et adultes (Haya <i>et al.</i> 2005). Il est également autorisé pour le traitement des infections fongiques des poissons et de leurs œufs dans les écloseries à des doses différentes de celles</p>	<p>Dosage homologué de 1 200 à 1 800 mg/L (Hamoutene <i>et al.</i> 2021).</p> <p>Généralement répété à des intervalles de 3 à 4 semaines (Haya <i>et al.</i> 2005).</p>	<p>Demi-vie dans l'eau de mer d'environ sept jours ou plus et se dégrade en oxygène et en eau (Haya <i>et al.</i> 2005, Lyons <i>et al.</i> 2014).</p> <p>Non efficace en dessous de 10 °C.</p>

PESTICIDES DE BAIN (ANTIPARASITAIRES)	Mode d'action et cible	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	indiquées ici (Haya <i>et al.</i> 2005).		
Azaméthiphos	L'azaméthiphos est un pesticide organophosphoré affectant le système nerveux du parasite, provoquant la paralysie et la mort en inhibant l'acétylcholinestérase et en interférant avec la fonction nerveuse (ARLA 2016). Il est principalement actif par contact (ARLA 2016).	Durée d'application de 30 à 60 minutes à 0,2 ppm de produit (100 µg/L d'azaméthiphos) dans des bateaux viviers et des enclos en filets bâchés entièrement fermés, ou à 0,3 ppm de produit (150 µg/L d'azaméthiphos) dans des enclos en filets à jupe à fond ouvert.	Se décompose par hydrolyse dans l'eau avec une demi-vie de 8,9 jours (PMRA 2016).
	Utilisé pour : lutte parasitaire contre le pou du poisson.		
DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSIQUES	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
Méthanesulfonate de tricaine	Le méthanesulfonate de tricaine (MS-222), [méthanesulfonate d'éthyle et de 3-aminobenzoate] est l'anesthésique de poisson le plus largement utilisé, et est extrêmement efficace pour l'induction rapide d'une anesthésie profonde.	Entre 25 et 100 mg/L pour un temps d'induction de 3 minutes (Ackerman 2017). Une dose létale typique pour les salmonidés (euthanasie) est de 400 à 500 mg/L (Akerman 2017).	Aucune information disponible.

DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSISQUES Matière active	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Chlorhydrate de métomidate	<p>Utilisé pour : anesthésie ou sédation.</p> <p>Le métomidate (dl-1-(1-phényléthyl)-5-(méthoxycarbonyl)chlorhydrate d'imidazole) est un hypnotique non barbiturique soluble dans l'eau, à action rapide (Mattson et Ripple 1989, Knoph 1995, Masee <i>et al.</i> 1995) qui peut bloquer la synthèse du cortisol (Thomas et Robertson 1991, Olsen <i>et al.</i> 1995, Nilssen <i>et al.</i> 1996). Il peut également empêcher l'augmentation du glucose liée à la manipulation (Thomas et Robertson 1991, Nilssen <i>et al.</i> 1996), mais n'a pas de propriétés analgésiques prouvées (Horsberg et Samuelsen 1999).</p> <p>Utilisé pour : anesthésie ou sédation.</p>	<p>Applications en bain.</p> <p>Concentrations pour la sédation : 0,25 à 1 mg/L (Akerman 2017).</p> <p>Concentrations pour l'anesthésie : 5 à 10 mg/L (Akerman 2017).</p> <p>Applications en bain.</p>	Aucune information disponible.
Polyvinylpyrrolidone-iode	L'Ovadine™ (matière active : 10 % de povidone iodée, 1 % d'iode disponible)	Diluer 10 mL dans 1 L d'eau (pour 100 ppm d'iode disponible) et l'utilisation	Aucune information disponible.

DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSIIQUES	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	<p>est un complexe polyvinylpyrrolidone-iodé destiné à être utilisé en aquaculture comme désinfectant pour les œufs de salmonidés des genres <i>Salmo</i> et <i>Oncorhynchus</i>.</p> <p>Utilisé pour : désinfectant pour les œufs de poisson contre la propagation de plusieurs maladies et virus tels que <i>Aeromonas salmonicida</i> (virus de l'anémie infectieuse du saumon) associés aux surfaces des œufs de poisson.</p>	<p>recommandée est de rincer les œufs dans un rapport de volume dilué de 4:1 de solution d'ovadine par rapport aux œufs.</p> <p>Applications en bain.</p>	
Monopersulfate de potassium	Le Virkon est un désinfectant polyvalent contenant du peroxymonosulfate de potassium (un agent oxydant), du dodécylbenzènesulfonate de sodium (un tensioactif), de l'acide sulfamique (un agent nettoyant), de l'acide malique, du chlorure de sodium et des agents tampons inorganiques tels	Une solution de Virkon® Aquatic à 1 % pour le nettoyage et la désinfection des surfaces associées à l'aquaculture, y compris : réservoirs, véhicules, bateaux, filets, bottes, pantalons-bottes, combinaisons de plongée et autres équipements.	Le Virkon peut être désactivé par la matière organique et réduit en sels environnementaux après 4 à 24 heures (Stockton et Moffitt 2013).

DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSIIQUES	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	que l'hexamétophosphate de sodium.	Désinfectant général de surface.	
	Le mélange de produits chimiques fonctionne ensemble comme une voie chimique complexe appelée réaction de Haber-Will- Statter (système acide- peroxygène) qui libère 6 biocides, cycliquement, tuant des micro-organismes (Stockton-Fiti et Moffitt 2017).		
	Utilisé pour : désinfectant pour l'équipement contre les virus, les bactéries, les champignons et les moisissures.		
Éthanol-iode (Buffodine (10 %))	Le Wescodyne est un composé iodophore qui contient à la fois de l'iode (1,6 % d'iode titrable comme matière active) et un agent tensio-actif non ionique (nonylphénoxy)poly(oxyéthyl ène)éthanol-iode). Il augmente l'activité bactéricide de l'iode en l'aidant à pénétrer les	Les concentrations prescrites vont de 25 mg/L (comme I ₂) pendant plusieurs heures à 50 à 100 mg/L pendant 10 à 30 minutes (Denning 2008). Utilisé uniquement dans les écloseries (eau douce).	Le Wescodyne pénètre probablement dans le milieu marin par déversement direct dans les eaux de surface; à des concentrations qui « pourraient » poser des risques pour les récepteurs aquatiques marins au Canada atlantique (Denning 2008).

DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSIIQUES	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	<p>lipides. Il réduit également la pression de vapeur de l'iode qui permet une libération lente de l'iode libre sur une période donnée (Denning 2008).</p> <p>Utilisé pour : désinfectant pour l'équipement contre les virus, les bactéries, les champignons et les moisissures.</p>	Désinfectant général de surface.	L'I ₂ n'est pas persistante dans le sol ou l'eau (gouvernement du Canada 2000, dans Denning 2008).
Sel de sodium du N-chloro-p-toluènesulfonamide	<p>La chloramine-T, le sel de sodium du N-chloro-p-toluènesulfonamide, est un agent antibactérien et désinfectant. Lorsqu'elle est mélangée avec de l'eau, la chloramine-T se dissout en formant de l'acide hypochloreux qui traverse les parois cellulaires, interrompant l'activité enzymatique et causant la mort cellulaire (Burridge <i>et al.</i> 2011).</p> <p>Utilisé pour : désinfectant pour l'équipement contre les virus, les bactéries, les</p>	<p>Concentrations du traitement pour la maladie des branchies : de 8,5 à 12 mg/L (Altinok 2004).</p> <p>Utilisé uniquement dans les écloseries (eau douce).</p> <p>Désinfectant général de surface.</p>	<p>La chloramine-T peut pénétrer dans le milieu aquatique par les effluents de l'aquaculture et a une demi-vie estimée de 1 à 2 jours ou moins (Blok 1981). Elle se dégrade également rapidement dans les sols et présente une faible adsorption et il est donc peu probable qu'elle soit présente dans les sédiments (Schmidt <i>et al.</i> 2007).</p> <p>Le métabolite primaire est l'acide paratoluènesulfonique, qui a également une faible adsorption, mais une toxicité plus faible et une persistance plus élevée (demi-vie entre 132 jours et 1 an) (Schmidt <i>et al.</i> 2007).</p>

DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSIIQUES	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	champignons et les moisissures.		
	Également utilisé pour traiter la maladie bactérienne des branchies (<i>Flavobacterium columnare</i>) chez les poissons d'eau douce (Nayak <i>et al.</i> 2022).		
Bronopol	Le mode d'action du bronopol a été considéré comme résultant du blocage des enzymes contenant du thiol, comme la déshydrogénase membranaire, provoquant des modifications de la membrane cellulaire, conduisant à la fuite et à la destruction des cellules. L'efficacité du bronopol contre <i>Saprolegnia spp.</i> était dose-dépendante. On n'a pas signalé de résistance ou de niveau élevé de tolérance chez les micro-organismes avec l'utilisation du bronopol (VMD 2023).	Pour les œufs : traiter une fois par jour à 50 mg de bronopol par litre (1 ml de produit pour 10 litres d'eau d'incubateur) pendant 30 minutes par jour à partir de 24 heures après la fécondation et jusqu'à l'éclosion. Pour les poissons : traiter une fois par jour à 20 mg de bronopol par litre (1 ml de produit pour 25 litres d'eau) pendant 30 minutes par jour, jusqu'à 14 jours consécutifs. Ne pas utiliser pour chez les smolts de saumon atlantique ou les alevins vésiculés de la truite arc-en-ciel, car des	Une fois dilué dans un volume fixe d'eau, il peut être dégradé par une exposition prolongée ou répétée à la lumière ultraviolette de haute intensité (VMD 2023).
	Utilisé pour : lutte contre les infections fongiques		

DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSIIQUES	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active			
	(Saprolegnia spp.) pour les œufs de poisson.	études ont indiqué une toxicité accrue à ce stade.	
		Utilisé uniquement dans les écloseries (eau douce).	
		Applications en bain.	
Parasite-S	Le PARASITE-S est la solution aqueuse de formaldéhyde gazeux et contient environ 37 % (par poids) de gaz de formaldéhyde par poids d'eau et généralement de 6 à 14 % de méthanol.	Pour les poissons : la concentration à appliquer sur les poissons se situe entre 170 et 250 µL/L pendant une heure au maximum.	On estime que la demi-vie du formol dans l'environnement naturel est de 36 h (Masters 2004).
Formol (solution aqueuse de formaldéhyde)	Utilisé pour : traitement des parasites et des infections fongiques.	Pour les œufs : la concentration à appliquer est de 100 à 2 000 µL/L pendant 15 minutes au maximum.	Le formol peut parvenir dans l'environnement dans les rejets d'effluents; toutefois, la dégradation biologique peut se produire dans le milieu aquatique par photodégradation indirecte (Leal <i>et al.</i> 2018).
		Applications en bain.	
Suprateg	Il n'y a aucune information disponible actuellement sur ce produit. Il est décrit comme un produit sanitaire à base de plantes conçu pour améliorer la santé des	Utilisé uniquement dans les écloseries (eau douce).	Aucune information disponible.
		Applications en bain.	

DÉSINFECTANTS, PRODUITS ANTISALISSURES, ANESTHÉSIIQUES	Mode d'action et utilisation	Dose et système d'administration	Demi-vies / Dégradation / Métabolites
Matière active	poissons et de leurs œufs dans les installations aquacoles. Testé à Huntsman. Utilisé pour : traitement contre la « moisissure aquatique » (<i>Saprolegniose</i>) et les champignons.		

References

- Ackerman, P.A., Morgan, J.D., and Iwama, G.K. 2017. Anesthetics in Additional information related to the CCAC guidelines on: The care and use of fish in research teaching and testing. Canadian Council on Animal Care 22. 94pp.
- Altinok, I. 2004. Toxicity and therapeutic effects of chloramine-T for treating *Flavobacterium columnare* infection of goldfish. *Aquaculture* 239: 47-56.
- Armstrong, S.M., Hargrave, B.T., and Haya, K. 2005. Antibiotic Use in Finfish Aquaculture: Modes of Action, Environmental Fate, and Microbial Resistance 5: 341-357. doi:10.1007/b136017.
- Bakal, R.S. and Stoskopf, M.K. 2001. In vitro studies of the fate of sulfadimethoxine and ormetoprim in the aquatic environment. *Aquaculture* 195: 95-102. doi:10.1016/S0044-8486(00)00539-1.
- Benskin, J.P., Ikononou, M.G., Surridge, B.D., Dubetz, C., and Klaassen, E. 2016. Biodegradation potential of aquaculture chemotherapeutants in marine sediments. *Aquaculture Research* 47: 482-497. doi:10.1111/are.12509.
- Blok, J. 1981. Ecotoxicological aspects of Halamid® (para-toluenesulfonamide-chloramide-sodium). Report #D 81/124 submitted by Corporate Research Department Arnhem, AKZO Research. November 11, 1981. 38pp.
- Burridge, L. and Holmes, A. 2023. [Examen actualisé des dangers associés aux pesticides et médicaments utilisés dans le milieu marin par l'industrie piscicole au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/067. iv + 42 p.
- Burridge, L.E., Doe, K.G., and Ernst, W. 2011. [Pathway of effects of chemical inputs from the aquaculture activities in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/017.
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., and Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23. doi:10.1016/j.aquaculture.2010.05.020.
- Burridge, L.E., Lyons, M.C., Wong, D.K.H., MacKeigan, K., and VanGeest, J.L. 2014. The acute lethality of three anti-sea lice formulations: AlphaMax®, Salmosan®, and Interlox®Paramove™50 to lobster and shrimp. *Aquaculture* 420-421: 180-186. doi:10.1016/j.aquaculture.2013.10.041.
- Capone, D.G., Weston, D.P., Miller, V., and Shoemaker, C. 1996. Antibacterial residues in marine sediments and invertebrates following chemotherapy in aquaculture. *Aquaculture* 145(1-4): 55-75. doi:10.1016/S0044-8486(96)01330-0.
- Coyne, R., Smith, P., and Moriarty, C. 2001. The fate of oxytetracycline in the marine environment of a salmon cage farm. Marine Environment and Health Series. 3, Marine Institute 2001.
- Davies, I.M., Gillibrand, P.A., McHenry, J.G., and Rae, G.H. 1998. Environmental risk of ivermectin to sediment dwelling organisms. *Aquaculture* 163: 29-46. doi:10.1016/S0044-8486(98)00211-7.
- Denning, A. 2008. The potential aquatic risk of Wescodyne® and its active ingredients. Environment Canada, EPS Surveillance Report, EPS-5-AR-08-01. April 2008. 29pp.

- DFO. 2021. [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.
- Fedoseeva, E. V. and Stom, D.I. 2013. Effect of hydrogen peroxide on Behavioural reactions and survival of various Lake Baikal amphipods and Holarctic Gammarus lacustris G. O. Sars, 1863. *Crustaceana* 86: 1139-1154. doi:10.1163/15685403-00003222.
- Frohberg H. Results of toxicological studies on praziquantel. *Arzneimittelforschung*. 1984;34(9B):1137-1144. PMID: 6542381.
- Gebauer, P., Paschke, K., Vera, C., Toro, J.E., Pardo, M., and Urbina, M., 2017. Lethal and sub-lethal effects of commonly used anti-sea lice formulations on non-target crab *Metacarcinus edwardsii* larvae. *Chemosphere* 185: 1019-1029. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.07.108.
- Government of Canada. 2000. Persistence and Bioaccumulation Regulations: Canada Gazette, v.134.
- Guardabassi, L. and Courvalin, P. 2006. Modes of Antimicrobial Action and Mechanisms of Bacterial Resistance, in: Aarestrup, F.M. (Ed.), *Antimicrobial Resistance in Bacteria of Animal Origin*. ASM Press, Washington, D.C., pp.1-18. doi:10.3201/eid1207.060503.
- Halley, B.A., Nessel, R.J., and Lu, A.Y.H. 1989. Environmental Aspects of Ivermectin Usage in Livestock: General Considerations, in: Campbell, W. (Ed.), *Ivermectin and Abamectin*. Springer Verlag, New York, pp.162-172. doi:10.1007/978-1-4612-3626-9_11.
- Hamoutene, D., Gagnon, M., Davies, J., Le, A., Black, M., Blais, D.R., and Kingsbury, M. 2023a. Metabolization of emamectin benzoate into desmethyl emamectin benzoate in spiked marine sediments. *Chemosphere* 313. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.137635.
- Hamoutene, D., Kingsbury, M., Davies, J., Le, A., Blais, D.R., and Gagnon, M. 2023b. The persistence of emamectin benzoate in marine sediments with different organic matter regimes, temperature conditions, and antibiotic presence. *Marine Pollution Bulletin*. 197. doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.115714
- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., BurrIDGE, L., Villeneuve, J., Miller, C. 2023. [Discussion sur les normes de qualité environnementale \(NQE\) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/066. vii + 129 p.
- Haya, K., BurrIDGE, L.E., Davies, I.M., and Ervik, A. 2005. A Review and Assessment of Environmental Risk of Chemicals Used for the Treatment of Sea Lice Infestations of Cultured Salmon. *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture* 5: 305-340.
- Hektoen, H., Berge, J.A., Hormazabal, V., and Yndestad, M. 1995. Persistence of antibacterial agents in marine sediments. *Aquaculture* 133: 175-184. doi:10.1016/0044-8486(94)00310-K
- Horsberg, T.E. and Samuelsen, O.B. 1999. Treatment. in *Fiskehelse og fiskesykdommer*, T. Poppe (Ed.), Universitetsforlaget, Oslo, Norway (1999): 324-338.

- Kingsbury, M.V, Hamoutene, D., Kraska, P., Lacoursi, A., Page, F., Coyle, T., Sutherland, T., Gibb, O., Mckindsey, C.W., Hartog, F., Neil, S., Chernoff, K., Wong, D., Law, B.A., Brager, L., Baillie, S.M., Black, M., Bungay, T., Gaspard, D., Hua, K., and Parsons, G.J. 2023. Relationship between in feed drugs, antibiotics and organic enrichment in marine sediments at Canadian Atlantic salmon aquaculture sites. *Marine Pollution Bulletin*, Journal 188. 114654. doi:10.1016/j.marpolbul.2023.114654.
- Knoph, M.B. 1995. Effects of metomidate anaesthesia or transfer to pure sea water on plasma parameters in ammonia-exposed Atlantic salmon (*Salmo salar* L) in sea water. *Fish Physiology and Biochemistry* 14: 103-109.
- Kwon, J.W. 2016. Environmental impact assessment of veterinary drug on fish aquaculture for food safety. *Drug Testing and Analysis* 8: 556-564. doi:10.1002/dta.2007.
- Leal, J., Neves, M., Santos, E., and Esteves V. 2018. Use of formalin in intensive aquaculture: properties, application and effects on fish and water quality. *Reviews in Aquaculture* 10: 281-295.
- Leal, J.F., Santos, E.B.H., and Esteves, V.I. 2019. Oxytetracycline in intensive aquaculture: water quality during and after its administration, environmental fate, toxicity and bacterial resistance. *Reviews in Aquaculture* 11: 1176-1194. doi:10.1111/raq.12286
- Love, D.C., Fry, J.P., Cabello, F., Good, C.M., and Lunestad, B.T. 2020. Veterinary drug use in United States net pen Salmon aquaculture: Implications for drug use policy. *Aquaculture* 518 : 734820. doi:10.1016/j.aquaculture.2019.734820.
- Lu, T.H., Chen, C.Y., Wang, W.M., and Liao, C.M., 2021. A Risk-Based Approach for Managing Aquaculture Used Oxytetracycline-Induced TetR in Surface Water Across Taiwan Regions. *Frontiers in Pharmacology* 12: 1-15. doi:10.3389/fphar.2021.803499.
- Lunestad, B.T. and Samuelsen, O.B. 2008. Veterinary drug use in aquaculture, in: Lie, O. (Ed.), *Improving Farmed Fish Quality and Safety*. Woodhead Publishing Ltd., Boca Raton, p.628
- Lyons, M.C., Wong, D.K.H., and Page, F.H. 2014. Degradation of hydrogen peroxide in seawater using the anti-sea louse formulation Interlox® ParamoveTM50. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3080 : v + 19 p.
- Mabrok, M., Algammal, A.M., Sivaramasamy, E., Hetta, H.F., Atwah, B., Alghamdi, S., Fawzy, A., Avendaño-Herrera, R., and Rodkhum, C. 2023. Tenacibaculosis caused by *Tenacibaculum maritimum*: Updated knowledge of this marine bacterial fish pathogen. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology* 12: 1-19. doi:10.3389/fcimb.2022.1068000.
- Martin, R.J., Robertson, A.P., and Wolstenholme, A.J. 2002. Mode of Action of the Macrocyclic Lactones, in: Vercruyssen, J., Rew, R.S. (Eds.), *Macrocyclic Lactones in Antiparasitic Therapy*. CABI Publishing, Wallingford, UK, pp.125-140.
- Massee, K.C., Rust, M.B., Hardy, R.W., and Stickney, R.R. 1995. The effectiveness of tricaine, quinaldine sulfate and metomidate as anesthetics for larval fish. *Aquaculture* 134: 351-359.
- Masters, A.L. 2004. A review of methods for detoxification and neutralization of formalin in water. *North American Journal of Aquaculture* 66(4): 325-333.
- Mattson, N.S. and Ripley, T.H. 1989. Metomidate, a better anesthetic for cod (*Gadus morhua*) in comparison with benzocaine, MS-222, chlorobutanol, and phenoxyethanol. *Aquaculture* 83: 89-94.

- McCormick, W.J., McCrudden, D., Skillen, N., and Robertson, P.K.J. 2023. Electrochemical monitoring of the photocatalytic degradation of the insecticide emamectin benzoate using TiO₂ and ZnO materials. *Applied Catalyst A General, Journal* 660: 119201.
- Nayak, Y.N., Gaonkar, S.L., Saleh, E.A.M., Dawsari, A.M.A.L., Harshitha, Husain, K., and Hassan, I. 2022. Chloramine-T (N-chloro-p-toluenesulfonamide sodium salt), a versatile reagent in organic synthesis and analytical chemistry: An up to date review. *Journal of Saudi Chemistry Society* 26: 101416.
- Nilssen, K.J., Einarsdóttir, I.E., and Iversen, M. 1996. Metomidate anaesthesia in Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.): efficacy and changes in cortisol, glucose and lactate levels. In: Einarsdóttir, I.E. (Ed.), *Production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). A Study of Some Physiological and Immunological Responses to Rearing Routines*. PhD thesis, NTNU, Trondheim, Norway.
- Norbury, L.J., Shirakashi, S., Power, C., Nowak, B.F., and Bott, N.J. 2022. Praziquantel use in aquaculture – Current status and emerging issues. *International Journal for Parasitology: Drugs and Drug Resistance* 18: 87-102. doi: 10.1016/j.ijpddr.2022.02.001.
- Olsen, Y.A., Einarsdottir, I.E., and Nilssen, K.J., 1995. Metomidate anaesthesia in Atlantic salmon, *Salmo salar*, prevents plasma cortisol increase during stress. *Aquaculture* 134: 155-168.
- PMRA (Pest Management Regulatory Agency), 2016. Proposed Registration Decision PRD2016-25 Azamethiphos. Ottawa, Canada.
- Roberts, T.R. and Hutson, D.H. 1999. Macrocyclic Insecticides, in: *Metabolic Pathways of Agrochemicals: Part 2: Insecticides and Fungicides*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, pp.87-94.
- Rozas, M. and Enríquez, R. 2014. Piscirickettsiosis and *Piscirickettsia salmonis* in fish: A review. *The Journal of Fish Disease* 37: 163-188. doi: 10.1111/jfd.12211.
- Samuelsen, O.B., Lunestad, B.T., Hannisdal, R., Bannister, R., Olsen, S., Tjensvoll, T., Farestveit, E., and Ervik, A. 2015. Distribution and persistence of the anti sea-lice drug teflubenzuron in wild fauna and sediments around a salmon farm, following a standard treatment. *Science of the Total Environment* 508: 115-121. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.11.082.
- Schmidt, L. J., Gaikowski, M. P., Gingerich, W. H., Stehly, G. R., Larson, W. J., Dawson, V. K., & Schreier, T. M. .2007. Environmental Assessment of the Effects of Chloramine-T Use in and Discharge by Freshwater Aquaculture. Report for U.S. Food and Drug Administration - Center for Veterinary Medicine, 1-136.
- Schmidt, L.J., Gaikowski, M.P., Gingerich, W.H., Verdel, K.D., and Schreier, T.M. 2012. An Environmental Assessment of the Proposed Use of Oxytetracycline-Medicated Feed in Freshwater Aquaculture. U.S. Food and Drug Administration.
- SEPA (Scottish Environment Protection Agency). 1999. Scottish Environment Protection Agency Policy No 29 Calicide (Teflubenzuron) - Authorisation for use as an in-feed sea lice treatment in marine cage salmon farms. Risk Assessment, EQS and Recommendations. 15pp.
- Stockton, K. and Moffitt, C.M. 2013. Disinfection of three wading boot surfaces infested with New Zealand mudsnails. *North American Journal of Fisheries Management*. 33: 529-538.

- Stockton-Fiti, K.A. and Moffitt, C.M. 2017. Safety and efficacy of Virkon®aquatic as a control tool for invasive Molluscs in aquaculture. *Aquaculture* 480: 71-76.
- Thomas, P. and Robertson, L. 1991. Plasma cortisol and glucose stress responses of red drum (*Sciaenops ocellatus*) to handling and shallow water stressors and anesthesia with MS-222, quinaldine sulfate and metomidate. *Aquaculture* 96: 69-86.
- Thomas, A., Dawson, M.R., Ellis, H., and Stamper, M.A. 2016. Praziquantel degradation in marine aquarium water. *PeerJ* 2016. doi:10.7717/peerj.1857
- Thomas, C.M. and Timson, D.J. 2018. The Mechanism of Action of Praziquantel: Six Hypotheses. *Current Topics in Medicinal Chemistry* 18: 1575-1584. doi:10.2174/1568026618666181029143214.
- Todar, K. 2020. *Todar's Online Textbook of Bacteriology* [WWW Document]. URL (accessed 4.8.24).
- Veterinary Medicines Directorate. 2023. Product Information Database [WWW Document]. Gov. UK.
- Zeng, Q., Liao, C., Terhune, J., and Wang, L. 2019. Impacts of florfenicol on the microbiota landscape and resistome as revealed by metagenomic analysis. *Microbiome* 7: 1-13. doi:10.1186/s40168-019-0773-8.

**ANNEXE II : NUMEROS SEQUENTIELS DES RIVIERES INCLUS DANS
LE MODELE DE DISPERSION, DE LA RIVIERE LA PLUS A L'EST A LA
RIVIERE LA PLUS A L'OUEST, LE LONG DES COTES DU
NOUVEAU-BRUNSWICK ET DE LA NOUVELLE-ÉCOSSE**

Nom de la rivière	Numéro de la rivière	Latitude	Longitude
Rivière Ste-Croix (comté de Charlotte)	1	-67,17	45,16
Ruisseau Dennis	2	-67,26	45,19
Rivière Waweig	3	-67,14	45,22
Ruisseau Chamcook	4	-67,07	45,13
Rivière Bocabec	5	-66,99	45,18
Rivière Digdeguash	6	-66,96	45,19
Rivière Magaguadavic	7	-66,85	45,12
Rivière Pocologan	8	-66,59	45,12
Rivière New	9	-66,54	45,13
Rivière Lepreau	10	-66,46	45,17
Rivière Musquash	11	-66,25	45,18
Rivière Saint-Jean	12	-66,04	45,25
Rivière Nerepis	13	-66,23	45,36
Rivière Oromocto	14	-66,48	45,86
Rivière Nashwaak	15	-66,63	45,95
Rivière Nashwaaksis	16	-66,66	45,97
Rivière Keswick	17	-66,82	45,99
Rivière Little (comté de Sunbury)	18	-66,25	45,97
Rivière Salmon (comté de Queens)	19	-65,85	46,24
Rivière Gaspereau (comté de Queens)	20	-65,85	46,24
Rivière Canaan	21	-65,82	45,89
Ruisseau Belleisle	22	-65,85	45,65
Rivière Hammond	23	-65,90	45,50
Rivière Kennebecasis	24	-66,13	45,31
Rivière Mispec	25	-65,96	45,22
Rivière Black (comté de Saint John)	26	-65,81	45,26
Ruisseau Emerson	27	-65,78	45,26
Ruisseau Gardner	28	-65,72	45,28
Ruisseau Tynemouth	29	-65,65	45,29

Nom de la rivière	Numéro de la rivière	Latitude	Longitude
Rivière Mosher (comté de Saint John)	30	-65,54	45,34
Rivière Irish	31	-65,53	45,36
Rivière Big Salmon	32	-65,40	45,42
Rivière Little Salmon	33	-65,28	45,47
Rivière Quiddy	34	-65,19	45,49
Ruisseau Goose	35	-65,16	45,51
Rivière Goose	36	-65,09	45,53
Rivière Point Wolfe	37	-65,02	45,55
Rivière Upper Salmon (paroisse d'Alma)	38	-64,96	45,61
Rivière West (comté d'Albert)	39	-64,85	45,65
Rivière Shepody	40	-64,67	45,74
Ruisseau Crooked	41	-64,75	45,73
Ruisseau Sawmill	42	-64,71	45,75
Ruisseau Demoiselle	43	-64,59	45,81
Rivière Petitcodiac	45	-64,66	45,96
Rivière Memramcook	46	-64,55	45,87
Rivière Tantramar	47	-64,33	45,86
Rivière Nappan	48	-64,25	45,76
Rivière Maccan	49	-64,26	45,76
Rivière Hebert	50	-64,33	45,75
Rivière Apple	51	-64,80	45,47
Rivière Greville	52	-64,55	45,40
Rivière Fox	53	-64,52	45,40
Rivière Ramshead (Ramsey)	54	-64,47	45,40
Rivière Diligent	55	-64,45	45,39
Rivière Farrells	56	-64,33	45,40
Rivière Moose (comté de Cumberland)	57	-64,19	45,40
Rivière Harrington	58	-64,10	45,41
Rivière North (comté de Cumberland)	59	-64,08	45,41
Rivière East (comté de Colchester)	60	-64,05	45,40
Rivière Economy	61	-63,90	45,38
Rivière Little Bass	62	-63,80	45,40
Rivière Bass	63	-63,78	45,40

Nom de la rivière	Numéro de la rivière	Latitude	Longitude
Rivière Portapique	64	-63,71	45,39
Rivière Great Village	65	-63,61	45,39
Rivière Debert	66	-63,53	45,39
Rivière Folly	67	-63,53	45,39
Rivière Chiganois	68	-63,42	45,37
Rivière Salmon (comté de Colchester)	69	-63,37	45,36
Rivière North (comté de Colchester)	70	-63,29	45,38
Rivière Shubéanacadie	71	-63,48	45,30
Rivière Stewiacke	72	-63,37	45,14
Rivière Walton	73	-64,01	45,23
Rivière Avon	74	-64,22	45,12
Rivière Kennetcook	75	-64,12	45,05
Rivière St. Croix (comté de Hants)	77	-64,13	45,00
Rivière Gaspereau (comté de Kings)	78	-65,85	46,24
Rivière Cornwallis	79	-64,39	45,10
Rivière Annapolis	80	-65,60	44,70
Ruisseau Paradise	81	-65,32	44,83
Rivière Round Hill	82	-65,43	44,77
Rivière Lequille	83	-65,52	44,74
Rivière Moose (comté d'Annapolis)	84	-65,61	44,66
Rivière Bear	85	-65,68	44,62
Ruisseau Acacia	86	-65,75	44,59
Rivière Sissiboo	87	-66,01	44,44
Rivière Belliveau	88	-66,08	44,38
Ruisseau Little	89	-66,12	44,30
Rivière Meteghan	90	-66,14	44,22
Rivière Salmon (comté de Digby)	91	-66,17	44,05
Rivière Chebogue	92	-66,08	43,79
Rivière Annis	93	-66,00	43,85
Rivière Tusket	94	-65,98	43,86
Rivière Barrington	95	-65,58	43,56
Rivière Clyde	96	-65,47	43,60
Rivière Roseway	97	-65,34	43,77

Nom de la rivière	Numéro de la rivière	Latitude	Longitude
Rivière Jordan	98	-65,24	43,80
Rivière East (comté de Shelburne)	99	-65,14	43,74
Rivière Sable	100	-65,05	43,83
Rivière Broad	101	-64,83	43,95
Rivière Mersey	102	-64,73	44,04
Rivière Medway	103	-64,64	44,14
Petite Rivière	104	-64,45	44,23
Rivière LaHave	105	-64,49	44,37
Rivière Mushamush	106	-64,38	44,45
Rivière Martins	107	-64,33	44,49
Rivière Vaughans	108	-64,31	44,52
Rivière Gold	109	-64,33	44,55
Rivière Middle (comté de Lunenburg)	110	-64,29	44,56
Rivière East (comté de Lunenburg)	111	-64,17	44,59
Rivière Little East	112	-64,14	44,57
Rivière Hubbards	113	-64,06	44,64
Rivière Ingram	114	-63,97	44,67
Rivière Indian (comté d'Halifax)	115	-63,91	44,69
Rivière Woodens	116	-63,92	44,59
Ruisselet Oak Hill	117	-63,85	44,53
Rivière Nine Mile	118	-63,79	44,54
Rivière Prospect	119	-63,76	44,53
Rivière Terence Bay	120	-63,74	44,51
Rivière Pennent	121	-63,63	44,48
Rivière Ketch Harbour	122	-63,55	44,49
Rivière Sackville	124	-63,66	44,73
Rivière Cow Bay	125	-63,45	44,62
Rivière Little Salmon (lac Major)	126	-63,45	44,68
Lac Lawrencetown (rivière Salmon)	127	-63,38	44,69
Lac Porters (ruisseau East)	128	-63,38	44,80
Ruisselet Rocky (ruisseau W. Porters)	129	-63,38	44,81
Rivière Chezzetcook	130	-63,24	44,74
Rivière Musquodoboit	131	-63,14	44,79

Nom de la rivière	Numéro de la rivière	Latitude	Longitude
Rivière Salmon (comté d'Halifax)	132	-63,04	44,78
Ship Harbour Rivière (L. Charlotte)	133	-62,88	44,81
Rivière Tangier	134	-62,71	44,80
Ruisseau West Taylor Bay	135	-62,62	44,85
Rivière West, Sheet Harbour	136	-62,54	44,92
Rivière East, Sheet Harbour	137	-62,52	44,92
Ruisseau Halfway	138	-62,45	44,87
Rivière Salmon (Port Dufferin)	139	-62,38	44,92
Rivière Quoddy	140	-62,35	44,93
Necum Teuch (Ruisseau Smith)	141	-62,27	44,94
Rivière Moser	142	-62,25	44,97
Rivière Ecum Secum	143	-62,17	44,98
Rivière Liscomb	144	-62,10	45,01
Ruisseau Gaspereaux	145	-65,85	46,24
Ruisseau Gegogan	146	-61,98	45,07
Rivière St. Mary's	147	-61,96	45,10
Rivière Indian (comté de Guysborough)	148	-61,77	45,11
Rivière Country Harbour	149	-61,80	45,24
Rivière Isaacs Harbour	150	-61,67	45,20
Rivière New Harbour	151	-61,46	45,18
Rivière Larrys	152	-61,37	45,22
Rivière Cole Harbour	153	-61,26	45,26
Ruisseau Halfway Cove	154	-61,44	45,35
Rivière Salmon (comté de Guysborough)	155	-61,47	45,36
Guysborough	156	-61,49	45,38
Rivière Roman Valley	157	-61,61	45,46
Rivière Clam Harbour	158	-61,35	45,43
Rivière Saint-François	159	-61,31	45,45
Rivière Inhabitants	160	-61,23	45,61
Ruisseau False Bay	161	-61,01	45,63
Rivière Tillard	162	-60,91	45,66
Rivière Grand	163	-60,63	45,61
Saint-Esprit	164	-60,49	45,66

Nom de la rivière	Numéro de la rivière	Latitude	Longitude
Ruisseau Marie Joseph	165	-60,36	45,69
Rivière Framboise (lac Giant)	166	-60,36	45,72
Ruisseau Gerratt	167	-59,98	45,92
Ruisseau Lorraine	168	-66,82	45,99
Little Lorraine	169	-59,87	45,96
Rivière Mira	171	-59,97	46,03
Ruisseau MacAskills	172	-59,95	46,16
Ruisseau Northwest (rivière Ryan)	173	-60,08	46,22
Rivière Sydney	174	-60,23	46,11
Ruisseau Grantmire	175	-60,28	46,16
Ruisseau Frenchvale	176	-60,31	46,15
Ruisseau Aconi	177	-60,35	46,32
Ruisseau MacIntosh	179	-60,52	45,96
Ruisseau Gillies	180	-60,38	46,02
Ruisseau Breac	181	-60,53	45,92
Ruisseau Toms	182	-60,74	45,74
Ruisseau MacNabs	183	-60,72	45,73
Rivière George	184	-60,83	45,73
Rivière Scotts	185	-60,87	45,75
Rivière Black (comté de Richmond)	186	-61,09	45,69
Rivière Denys	187	-61,09	45,86
Ruisseau MacKinnons	188	-60,90	45,94
Rivière Washabuck	189	-60,87	46,02
Ruisseau Blues	191	-61,14	45,94
Rivière Skye	192	-61,13	45,97
Rivière Humes	193	-60,94	46,05
Rivière Middle (comté de Victoria)	194	-60,90	46,08
Rivière Baddeck	195	-60,86	46,09
Rivière North (comté de Victoria)	196	-60,62	46,30
Rivière Bennett	197	-60,53	46,34
Rivière Barachois	198	-60,53	46,34
Ruisseau Indian	199	-60,53	46,37
Rivière Ingonish	200	-60,43	46,63

Nom de la rivière	Numéro de la rivière	Latitude	Longitude
Ruisseau Clyburn	201	-60,40	46,66
Rivière North Aspy	202	-60,51	46,91
Ruisseau Wilkie	203	-60,46	46,94
Rivière Salmon (comté de Victoria)	204	-60,49	47,00

ANNEXE III : COMPARAISON DES TEMPERATURES, AINSI QUE DES SATURATIONS EN CARBONATE DE CALCIUM SOUS FORME D'ARAGONITE ET DE CALCITE, ACTUELLES ET FUTURES, DE L'EAU A LA SURFACE ET AU FOND DANS LA BAIE ST. MARY'S, EN NOUVELLE-ÉCOSSE

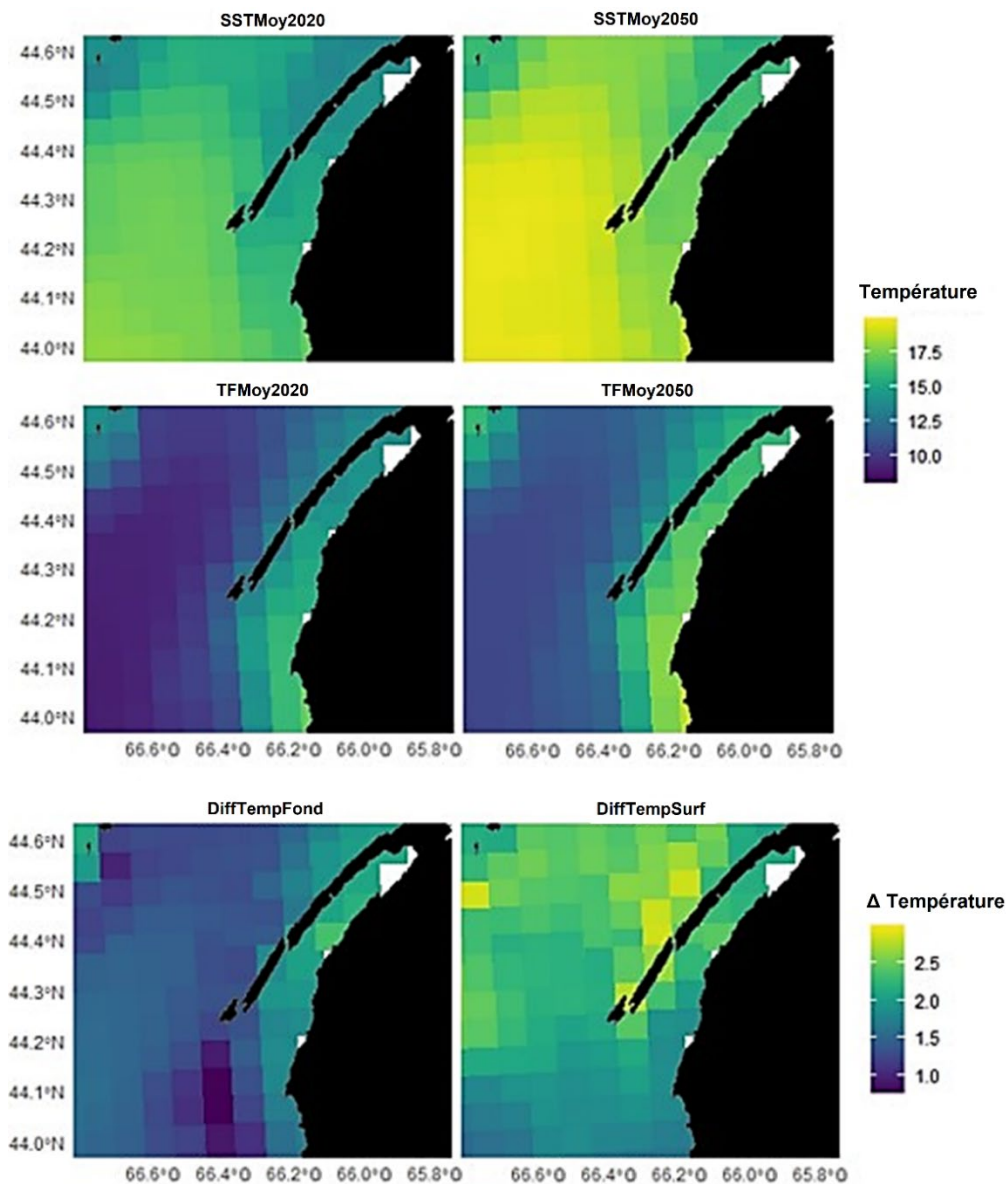


Figure A3.1. Comparaison des températures actuelles (2020) et futures (2050) de l'eau de la surface de la mer (panneau du haut) et au fond (panneau du milieu; en °C), et différences de température projetées (°C) (panneau du bas) dans la baie St. Mary's d'après le modèle biogéochimique du golfe du Saint-Laurent. Les conditions en 2020 et en 2050 reflètent les moyennes estivales du modèle en utilisant la mise à l'échelle du modèle CanESM2 dans les scénarios RCP 8.5. Les valeurs sont reportées sur la carte par cellule de 1/12° (environ 54 km²).

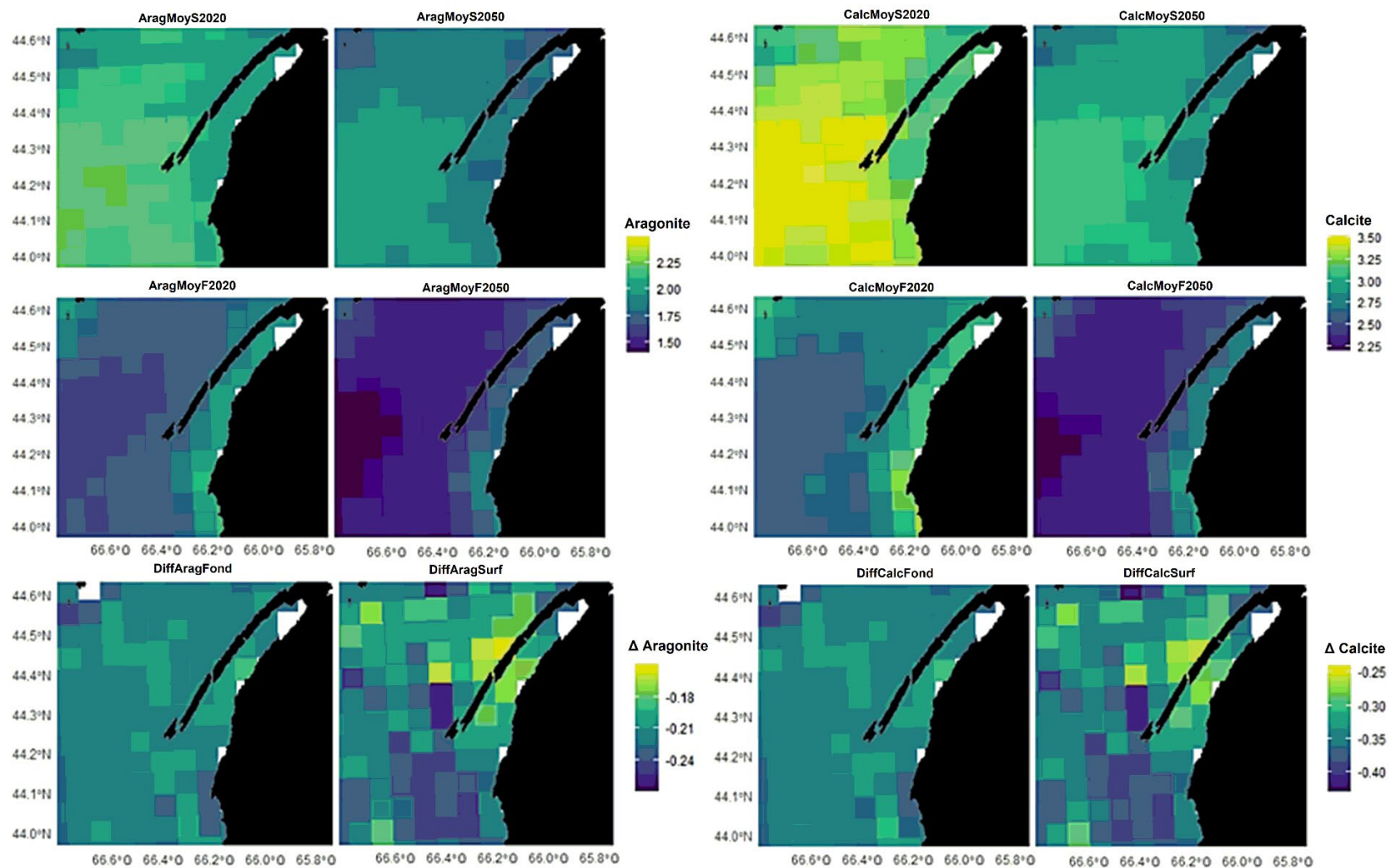


Figure A3.2. Comparaison des saturations actuelles (2020) et futures (2050) de l'eau, à la surface et au fond, en carbonate de calcium sous forme d'aragonite (panneau de gauche) et de calcite (panneau de droite), et différences projetées dans la baie St. Mary's d'après le modèle biogéochimique du golfe du Saint-Laurent. Les conditions en 2020 et en 2050 reflètent les moyennes estivales du modèle en utilisant la mise à l'échelle du modèle CanESM2 dans les scénarios RCP 8.5. Les valeurs sont reportées sur la carte par cellule de $1/12^\circ$ (environ 54 km^2).

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

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

Courriel : DFO.MARCSA-CASMAR.MPO@dfo-mpo.gc.ca

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

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-75422-2 N° cat. Fs70-6/2025-004F-PDF

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

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2025. Examen de quatre nouveaux sites de pisciculture marine proposés dans la baie St. Mary's, dans le comté de Digby en Nouvelle-Écosse. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/004.

Also available in English:

DFO. 2025. Review of Four Proposed New Marine Finfish Aquaculture Sites, St. Mary's Bay, Digby County, Nova Scotia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2025/004.