



DÉTERMINATION DE L'IMPORTANCE DE LA MORTALITÉ ANNUELLE DÉCLARÉE PAR LE PROMOTEUR À LA CENTRALE NUCLEAIRE DE POINT LEPREAU

Contexte

La Société d'énergie du Nouveau-Brunswick (Énergie NB) a effectué une surveillance de l'entraînement et de l'impaction à la centrale nucléaire de Point Lepreau (CNPL), conformément aux exigences du processus de renouvellement de permis de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). Un rapport d'autoévaluation (EcoMetrix 2017) préparé par Énergie NB a fourni une analyse et une interprétation des résultats de l'échantillonnage visant à évaluer l'entraînement et l'impaction. Il a été signalé que l'exploitation actuelle de la centrale pourrait causer des dommages résiduels graves à des poissons qui sont visés par une pêche commerciale, récréative ou autochtone (CRA) ou qui la soutiennent. Par conséquent, Énergie NB devait présenter une demande d'autorisation en vertu de l'alinéa 35(2)b) de la *Loi sur les pêches* pour se conformer à la *Loi*.

Étant donné que la demande d'autorisation en vertu de l'alinéa 35(2)b) de la *Loi sur les pêches* pour la CNPL a été reçue avant l'entrée en vigueur de l'actuelle *Loi sur les pêches* (2019) et qu'elle respectait les dispositions transitoires, les répercussions de ces études ont été évaluées en vertu de la *Loi sur les pêches* de 2012, qui interdisait les ouvrages, les entreprises et les activités susceptibles de causer des dommages sérieux à des poissons qui sont visés par une pêche CRA ou qui en soutiennent une (paragraphe 35(1)). En 2019, la *Loi sur les pêches* a été modernisée afin de rétablir la protection contre la mort du poisson, autrement que par la pêche (paragraphe 34.4(1)) et la détérioration, la destruction ou la perturbation de l'habitat du poisson (paragraphe 35.2) pour tous les poissons et leur habitat.

Le Programme de protection du poisson et de son habitat (PPPH) de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé l'avis des Sciences du MPO pour déterminer si les dommages sérieux au poisson signalés par Énergie NB pourraient être compensés ou si cela empêcherait le MPO d'atteindre les objectifs de gestion des pêches. Ces conseils éclaireraient le processus décisionnel relatif à l'autorisation. L'autorisation a depuis été délivrée, sur la base de conseils informels; cependant, le PPPH a demandé que l'avis soit publié pour s'assurer que l'avis à l'appui de l'autorisation soit officiellement documenté et pour appuyer le processus décisionnel lié aux exigences de compensation si Énergie NB construit un deuxième réacteur ou modifie ses exigences en matière de prise d'eau.

L'objectif de ce processus d'examen par les pairs est d'examiner le rapport d'autoévaluation présenté par Énergie NB sur la surveillance de l'entraînement et de l'impaction et sur la mortalité déclarée à la CNPL, et d'évaluer les méthodes utilisées pour estimer les pertes annuelles déclarées. Les méthodes utilisées sur le terrain dans l'autoévaluation ne tiennent pas compte d'autres sources de mortalité, comme l'impaction sur les pièges à débris du système d'eau de refroidissement ou sur la mortalité des mammifères marins (phoques). Le rejet de l'eau de refroidissement ou les effets potentiels du panache thermique ne sont pas assujettis à une autorisation en vertu de l'alinéa 35(2)b) de la *Loi sur les pêches*, car ils peuvent être considérés comme une substance nocive en vertu des dispositions du paragraphe 36(3) de la

Loi sur les pêches, qui est administrée par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). Une évaluation du panache thermique a été lancée à l'appui de l'évaluation des risques environnementaux en mai 2018. La version finale du rapport concernant cette étude a été soumise à la CCSN en juin 2020. Le présent examen porte sur les sept mandats suivants :

En ce qui concerne l'étude sur l'entraînement et l'impaction fournie par le promoteur :

1. Les méthodes sur le terrain et les méthodes d'analyse utilisées pour évaluer l'impaction et l'entraînement sont-elles conformes aux pratiques exemplaires?
2. La liste des espèces est-elle représentative des espèces ciblées par les pêches CRA dans la région?
3. Les unités de population et les valeurs du cycle biologique utilisées dans l'analyse s'appliquent-elles aux espèces?

En ce qui concerne l'« importance » de la mortalité annuelle déclarée :

4. La mortalité annuelle déclarée aura-t-elle un effet sur les niveaux de population localisés?
5. La mortalité annuelle déclarée entraînera-t-elle des pertes de productivité future (c.-à-d. que les calculs du rapport ne tiennent pas compte des pertes subséquentes de progéniture ou des effets cumulatifs)?
6. Le rapport donne les taux de mortalité; peut-on extrapoler pour indiquer une incidence sur les pêches CRA?

De plus, le PPPH a demandé des avis scientifiques sur la question suivante :

7. Quelles sont les méthodes d'atténuation et de compensation possibles qui pourraient être mises en œuvre pour réduire les répercussions associées aux opérations de la CNPL?

Le présent Rapport de réponse des Sciences est le résultat de l'examen par les pairs régional du 21 mars 2023 sur l'examen de la surveillance de l'empiétement et de l'entraînement ainsi que le taux de mortalité à la centrale nucléaire de Point Lepreau.

Renseignements de base

La centrale nucléaire de Point Lepreau (CNPL, propriété de la Société d'Énergie du Nouveau-Brunswick (Énergie NB) et exploitée par celle-ci) est une centrale nucléaire exploitant des réacteurs CANDU-6 (CANada Deutérium Uranium) située près de Saint John (Nouveau-Brunswick), sur la rive de la baie de Fundy. Elle est entrée en exploitation commerciale en 1983. Un échantillonnage a été effectué à la CNPL afin de déterminer quelles espèces sont susceptibles à l'impaction (piégeage contre des filtres) entre octobre 2013 et août 2014 et à l'entraînement (entraînées dans le système de refroidissement et à travers celui-ci) entre octobre 2014 et octobre 2015. D'après ces résultats, on a estimé le nombre total d'individus de chaque espèce qui ont été impactées ou entraînées dans le système. Par la suite, des modèles ont été utilisés pour estimer les pertes d'équivalents d'âge 1, la perte de production et les pertes potentielles pour les pêches.

Description du système d'eau de refroidissement au niveau de la CNPL

La description du système d'eau de refroidissement (ER) de la CNPL a été résumée à partir de renseignements provenant de sources multiples, notamment : le rapport d'autoévaluation (EcoMetrix 2017), le rapport d'étude sur l'impaction (Arcadis 2016a), le rapport sur

l'entraînement (Arcadis, 2016b) et le manuel de conception du système d'ER (Albery Pullerits Dickson and Associates 1982). Le système d'ER prend de l'eau de mer à environ 700 m au large de la CNPL (N.-B.), près de l'embouchure de la baie de Fundy. La structure est située sur le fond marin à 16 m de profondeur (marée basse moyenne), a une hauteur de 6 m, et est placée sur une colonne montante de 2,5 m. La prise d'ER est conçue pour réduire au minimum l'absorption d'organismes marins par l'inclusion d'une limite de vitesse qui réduit la vitesse de l'eau entrante, tandis que la colonne montante empêche les homards et les autres espèces benthiques de ramper ou de nager dans la prise d'eau. Des filtres grossiers pourraient être ajoutés à la limite de vitesse pour empêcher les mammifères marins ou les bancs de gros poissons d'entrer dans la prise; toutefois, d'autres études (p. ex., une analyse technique et une analyse coûts-avantages) seraient nécessaires pour maintenir la sûreté du réacteur nucléaire. La vitesse d'entrée est d'environ 0,27 m/s, ce qui est plus lent que la vitesse de nage prolongée de grandes espèces de poissons comme le hareng de l'Atlantique; cependant, les petits invertébrés, les larves de poissons et les œufs de poissons sont aspirés dans le système de refroidissement, ce qui peut entraîner un événement de mortalité. L'eau de mer absorbée par le système d'ER circule sous terre jusqu'au bassin de mise en charge, un canal ouvert qui mène à la station de pompage. À l'entrée de la station de pompage se trouve un ensemble de pièges à débris à lames qui bloquent l'entrée de gros débris dans la station de pompage. Le bassin de mise en charge est réglé à un angle d'incidence de 17,5° par rapport aux pièges à débris, de sorte que l'écoulement dominant de l'eau approche à cet angle. Les pièges à débris sont suivis d'un ensemble de huit filtres à mailles fines pour empêcher les petits débris et les poissons d'entrer dans la station de pompage. Les filtres à mailles fines, appelés « filtres mobiles » par les auteurs, peuvent être pivotés verticalement pour être lavés par un système automatisé de lavage de filtres. Le système automatisé de lavage de filtres est déclenché individuellement sur chacun des huit filtres mobiles lorsque la différence de pression créée par les débris accumulés dépasse une valeur seuil établie. L'eau de lavage est ensuite recirculée dans le bassin de mise en charge. Après avoir traversé les filtres, l'eau est soit pompée vers l'installation de production pour être refroidie, soit pompée vers le système de recirculation d'eau. L'eau de mer usée est ensuite rejetée à 900 m au large des côtes, du côté de la péninsule de Point Lepreau opposé à la prise d'eau.

Analyse et réponse

Les méthodes utilisées sur le terrain pour évaluer l'impaction et l'entraînement sont-elles conformes aux pratiques exemplaires?

Énergie NB a confié à Arcadis la réalisation de deux études sur l'impaction et l'entraînement d'organismes dans le système d'ER de la CNPL. Des détails précis sur les méthodes de terrain se trouvent dans les rapports distincts de l'étude sur l'impaction (Arcadis 2016a) et de l'étude sur l'entraînement (Arcadis 2016b).

Impaction

Méthodes d'impaction sur le terrain

Toutes les méthodes d'impaction sur le terrain décrites dans le présent document sont fondées sur les renseignements déclarés dans les rapports d'Ecometrix (2017) et les rapports connexes d'Arcadis (Arcadis 2016a,b). Certains aspects des méthodologies bénéficieraient d'une description plus détaillée pour permettre une évaluation approfondie des pratiques exemplaires. Tous les échantillons d'impaction ont été prélevés dans l'eau de lavage à la suite du lavage, soit automatiquement, soit manuellement, des débris d'impaction provenant des filtres mobiles situés entre les lames fixes et le piège à débris à la sortie du bassin de mise en charge dans la

station de pompage du système d'ER. Selon EcoMetrix (2017), le maillage du filtre mobile est de 9,5 mm, et selon Arcadis (2016a), il est de 12,7 mm. Dans le cadre d'un fonctionnement normal, les filtres mobiles seraient nettoyés de façon intermittente par un système automatisé de lavage de filtres. Le système automatisé de lavage de filtres mobiles est déclenché individuellement, pour chacun des huit filtres mobiles, lorsque la différence de pression à travers le filtre créée par l'accumulation de débris dépasse un seuil établi. Une fois activé, le filtre mobile est soulevé et lavé, et l'eau de lavage s'accumule dans la vanne de vidange. Cette description est basée sur les rapports fournis.

Deux plans d'échantillonnage ont été utilisés pendant l'étude sur l'impaction. Le premier plan d'échantillonnage, utilisé du 25 juillet 2013 au 25 octobre 2013, a fourni 37 échantillons. Il comportait deux périodes consécutives d'échantillonnage de 12 heures et reposait sur le lavage des filtres par le système automatisé de lavage des filtres pendant la période d'échantillonnage. La délimitation entre les deux périodes de 12 heures a été effectuée pour tenir compte de la variabilité journalière. Ce plan d'échantillonnage a été abandonné parce que les lavages automatisés des filtres ne correspondaient pas à la période d'échantillonnage de 24 heures, ce qui donnait lieu à un faible nombre de prélèvements.

L'échantillonnage au moyen du deuxième plan d'échantillonnage s'est déroulé du 28 octobre 2013 au 28 août 2014, pour un total de 84 échantillons. Un arrêt prévu a eu lieu du 3 mai 2014 au 2 juillet 2014, et les données recueillies au cours de cette période ont été omises de l'étude. Pour l'échantillonnage modifié, le système automatisé de lavage des filtres a été éteint, et les filtres ont été soulevés et lavés manuellement. Chaque filtre était lavé tous les sept jours, les filtres 1 à 4 étant lavés les mardis et les filtres 5 à 8 étant lavés les jeudis. Tous les filtres n'ont pas été lavés en même temps en raison de restrictions liées à l'accès au site et à la sécurité.

Pour les deux plans d'échantillonnage, un piège d'échantillonnage avec mailles de la même taille que celles des filtres mobiles a été installé dans la partie sortante de la vanne de vidange pour recueillir tous les débris et organismes qui ont été impactés sur les filtres mobiles pendant la durée des périodes d'échantillonnage. Si le piège devenait plein, il était retiré et remplacé par un piège de même conception. Une fois la période d'échantillonnage terminée, le piège d'échantillonnage a été soulevé de la vanne de vidange, et le contenu a été étiqueté avec l'heure et la date de la collecte. Les échantillons ont ensuite été triés et dénombrés par espèce et par stade biologique. Le processus de tri et d'identification pour l'étude sur l'impaction n'a pas été expliqué dans le document principal ni dans le rapport original sur l'impaction.

Une fois l'identification terminée, la longueur (à la fourche et/ou totale, selon le cas), le poids, le stade biologique (adulte, juvénile), la santé générale et l'état (vivant, mort récemment ou mort depuis longtemps) ont été consignés pour les espèces de poissons. Pour les invertébrés, la largeur de la carapace (crabes), la hauteur et la largeur de la coquille (bivalves) et le poids (invertébrés à carapace dure et calmars) ont été consignés.

Assurance et contrôle de la qualité des données sur l'impaction

Les mesures d'assurance et de contrôle de la qualité des données (AQ/CQ) pour l'étude sur l'impaction n'ont pas été abordées par les auteurs dans le rapport sur l'impaction ni dans le rapport d'autoévaluation (EcoMetrix 2017). Le niveau d'AQ/CQ des données aurait dû être le même pour l'étude sur l'impaction que pour l'étude sur l'entraînement. Une vérification indépendante des procédures de tri et d'identification des échantillons améliorerait la confiance à l'égard des données déclarées.

Forces et limites de l'impaction

Les auteurs ont indiqué que le plan d'échantillonnage pour l'étude sur l'impaction a été choisi pour saisir les cycles saisonniers de l'abondance des organismes par échantillonnage au cours de l'année. Les deux plans d'échantillonnage utilisés dans l'étude sur l'impaction ont permis de s'assurer que des espèces présentant des profils de migration journalière étaient présentes dans l'échantillonnage d'impaction. Les auteurs ont indiqué que le temps de trempage plus long des filtres au cours du deuxième plan d'échantillonnage modifié constituait un écart par rapport aux pratiques exemplaires (EPRI 2004). L'une des limites de l'échantillonnage composite sur 7 jours, comparativement au plan d'échantillonnage initial de deux événements d'échantillonnage de 12 heures (jour/nuit), était l'incapacité de résoudre les modèles journaliers dans l'impaction. Bien que de faibles niveaux de détérioration aient été signalés, une perte de données potentielle résultant de périodes de trempage plus longues peut avoir été causée par la détérioration des organismes impactés. Les petits organismes peuvent s'être décomposés au cours des sept jours et avoir été perdus par les mailles des filtres. De plus, à mesure qu'un plus grand nombre d'organismes sont impactés sur les filtres pendant la période d'échantillonnage de sept jours, la taille fonctionnelle du maillage diminue. Cela changerait la probabilité d'impaction pour les petits organismes pendant la semaine de trempage et pourrait ne pas se refléter dans les échantillons prélevés en raison de la taille du maillage du piège d'échantillonnage.

La taille des mailles du piège d'échantillonnage et des filtres mobiles est la même, ce qui peut entraîner un biais dans la taille et la quantité des organismes échantillonnés. Si un objet d'une largeur inférieure à la taille du maillage et d'une longueur supérieure à la taille du maillage est capturé sur le filtre mobile, il pourrait être oublié par le piège d'échantillonnage. De plus, comme la taille fonctionnelle du maillage des filtres mobiles diminue au cours de la période d'échantillonnage de sept jours, il se peut que les petits organismes ne soient pas capturés par le filtre d'échantillonnage.

En plus des questions abordées dans le rapport d'autoévaluation (EcoMetrix 2017), une autre source possible de perte et de mauvaise répartition des données était la disponibilité d'organismes impactés pour d'autres organismes partiellement impactés (p. ex. le crabe commun) comme proies. Au cours de la période de sept jours, ces animaux auraient la possibilité de se décomposer ou d'ingérer des organismes impactés sur les filtres, ce qui pourrait réduire le nombre et la qualité des spécimens observés au moment du prélèvement de l'échantillon d'impaction.

Les auteurs ont également déclaré que la fréquence d'échantillonnage était limitée par l'accès au site et les restrictions en matière de sécurité. Le nombre de filtres pouvant être lavés manuellement par événement d'échantillonnage (quatre sur huit) a également été présenté comme une faiblesse potentielle de l'étude. On ne s'attend pas à ce que les limites proposées en ce qui concerne la fréquence des échantillons et les lavages de filtres par jour découlant du plan d'échantillonnage modifié de sept jours modifient les conclusions de l'étude.

Entraînement*Méthodes d'entraînement sur le terrain*

Toutes les méthodes d'entraînement sur le terrain décrites dans le présent document sont fondées sur les renseignements déclarés dans les rapports d'Ecometrix (2017) et d'Arcadis (Arcadis 2016a,b). Certains aspects des méthodologies bénéficieraient d'une description plus détaillée pour permettre une évaluation approfondie des pratiques exemplaires. Tous les échantillons de l'entraînement ont été prélevés, à l'aide d'un système de pompage avec

réceptacle muni d'un filet, dans le bassin de mise en charge du système d'eau de refroidissement entre le 16 octobre 2014 et le 31 octobre 2015, pour un total de 102 échantillons, avec un effort d'échantillonnage accru de mai à juin 2015. L'eau a été pompée à partir du bassin de mise en charge à l'aide d'une pompe à déchets de trois pouces (roue ouverte). La prise d'eau du système de pompage avec réceptacle muni d'un filet était située dans les deux premiers mètres de la colonne d'eau. La conduite de refoulement de la pompe était fixée à un filet à plancton de 0,5 m de diamètre (maille de 363 μm), qui était suspendu dans un grand réservoir. L'eau du bassin de mise en charge a été filtrée à travers le filet à plancton, et des débris et organismes entraînés ont été capturés dans le filet. On a réduit au minimum les dommages aux œufs et aux larves en faisant passer l'eau par un diffuseur avant qu'elle ne pénètre dans le filet à plancton et en submergeant le filet à plancton dans un réservoir d'eau. Une fois l'eau filtrée à travers le filet à plancton, l'eau pouvait s'écouler du réservoir vers le bassin de mise en charge. Le système de pompage avec réceptacle muni d'un filet se trouvait sur un pont en béton qui enjambait le bassin de mise en charge. L'échantillonnage de l'entraînement a été effectué dans le bassin de mise en charge en raison des limites opérationnelles de l'échantillonnage de l'eau une fois qu'elle avait déjà passé par les filtres mobiles. L'eau a été pompée du côté amont et évacuée du réservoir du côté aval du pont. Un débitmètre à ultrasons a été utilisé pour mesurer le débit de l'eau dans le système d'échantillonnage. Le débit a pu ensuite être utilisé pour calculer le volume d'eau échantillonné au cours d'une période d'échantillonnage. Enfin, des données environnementales, y compris la température et la salinité de l'eau, ont été mesurées pour chaque échantillon.

Les échantillons ont été prélevés sur une période de quatre heures, soit deux heures avant et après la marée haute, pendant le jour ou la nuit. Les échantillons de jour et de nuit étaient espacés d'au moins 12 heures, mais ils n'étaient pas prélevés à une heure précise du jour en raison du cycle de marée semi-diurne changeant à la centrale de Point Lepreau; cependant, les échantillons de jour ont toujours été prélevés de jour et les échantillons de nuit, de nuit. La majorité des échantillons ont été prélevés de façon consécutive au cours de chaque mois (c.-à-d. deux échantillons de nuit suivis de deux échantillons de jour, ou vice versa). Le tableau 2.3 du document sur l'entraînement indique la fréquence d'échantillonnage pour chaque mois (Arcadis 2016b).

Après chaque période d'échantillonnage de 4 heures, le filet à plancton a été retiré du réservoir, et tous les débris et organismes filtrés de l'eau ont été recueillis dans un récipient à échantillon opaque d'un litre contenant une solution de formol à 5 %. Le tri et l'identification des échantillons ont été effectués par du personnel formé par le Centre des sciences de la mer Huntsman. Les échantillons ont été égouttés et les gros débris ont été retirés, puis de petites quantités ont été placées dans des boîtes de Pétri. Les boîtes de Pétri ont été placées sur un tracé par quadrillage pour récupérer et dénombrer facilement les œufs et les larves. Des dénombrements généraux des œufs et des larves de poisson ont été effectués, ainsi que pour certains invertébrés comme le homard, la crevette, le crabe et le calmar. Les spécimens ont ensuite été placés dans des fioles en verre étiquetées avec la date de prélèvement aux fins d'identification. Des schémas méristiques, morphologiques et pigmentaires ont été utilisés pour l'identification des œufs et des larves. Les œufs ont été triés selon quatre stades de développement, et le nombre total d'œufs à chaque stade a été consigné. Les œufs triés au premier stade n'étaient pas identifiables. Les larves ont été triées et dénombrées par espèce, et les longueurs totales/de la notochorde ont été consignées.

Assurance et contrôle de la qualité des données sur l'entraînement

Toutes les observations sur le terrain ont été consignées sur des feuilles de données de terrain, puis sauvegardées en format électronique. Toutes les feuilles de terrain et les copies

électroniques ont été examinées par le personnel d'Arcadis avant d'être intégrées à l'ensemble de données final. Des relevés quotidiens des observations, des conditions et des événements qui auraient pu avoir une incidence sur les données recueillies ont été effectués. De plus, deux visites sur place ont été effectuées par les superviseurs d'Arcadis pour observer les procédures d'échantillonnage (septembre 2014 et octobre 2014).

Pour l'AQ/le CQ des données du tri et de l'identification des échantillons de l'entraînement, 10 % des échantillons ont été prélevés de nouveau par le personnel du Centre des sciences de la mer Huntsman et environ 40 % des échantillons ont été revérifiés pour une identification précise. Les échantillons qui ont été revérifiés comprenaient toutes les larves prélevées entre le 17 octobre 2014 et le 8 mai 2015, et 23,5 % des échantillons contenant des œufs et des larves entre le 13 mai 2015 et le 29 octobre 2015. Les corrections apportées par le Centre des sciences de la mer Huntsman se trouvent à l'annexe A du document sur l'entraînement (Arcadis 2016b).

Résistance et limites de l'entraînement

Comme dans le cas de l'étude sur l'impaction, les auteurs ont conçu l'étude sur l'entraînement pour saisir les cycles saisonniers de l'abondance des organismes en prélevant des échantillons au cours d'une année; cependant, contrairement aux échantillons composites sur sept jours utilisés dans l'étude sur l'impaction, la séparation de l'échantillonnage de jour et de nuit dans l'étude sur l'entraînement a permis de résoudre la variabilité journalière.

L'échantillonnage de l'entraînement suppose que le moment du prélèvement de l'échantillon, à la fois quotidien et interannuel, saisit les changements dans la disponibilité des œufs et des larves dans la colonne d'eau. De nombreuses espèces de larves subissent des migrations verticales dans la colonne d'eau (p. ex. hareng de l'Atlantique; Stephenson et Power 1988), et la décision des auteurs de séparer les échantillons en échantillons de jour et de nuit pour évaluer les modèles journaliers de la présence d'ichthyoplankton a été considérée comme une force du plan d'étude. Pour tenir compte des changements interannuels, l'échantillonnage a eu lieu tous les mois, avec une fréquence accrue au printemps et à l'été, lorsque les œufs et les larves sont les plus nombreux. Malheureusement, l'échantillonnage avait tendance à être groupé, ce qui laisse de grands intervalles de temps (jusqu'à 28 jours) pendant lesquels aucune donnée n'a été recueillie. Les pics dans la disponibilité des œufs et des larves découlant d'événements de fraie risquent d'être omis avec le protocole d'échantillonnage actuel. Une analyse plus détaillée des unités expérimentales appropriées et des façons d'améliorer les pertes estimées pour les études futures se trouve dans la section intitulée « Extrapolation des chiffres aux estimations annuelles de l'impaction et de l'entraînement ».

Une deuxième hypothèse de l'échantillonnage de l'entraînement, relevée par les auteurs, était un bassin de mise en charge bien diversifié. Tous les échantillons ont été prélevés au même endroit dans le bassin de mise en charge, à l'intérieur des deux mètres supérieurs de la colonne d'eau. Étant donné que le volume d'eau échantillonnée (de 30 à 80 m³) représente une très petite fraction du débit quotidien dans le système d'eau de refroidissement (environ 2,3 millions de m³), de petits changements dans la fréquence de captage auraient pu avoir des conséquences importantes sur les pertes estimées (voir la section Extrapolation des chiffres aux estimations annuelles de l'impaction et de l'entraînement pour plus de détails). De plus, l'absence de caractérisation de la variance de l'échantillon aurait pu être corrigée par la répétition. Le rapport d'Ecometrix (2017) reconnaît qu'un bassin de mise en charge bien diversifié serait « une hypothèse majeure dans la plupart des installations exploitant un réacteur CANDU », de sorte que tout débit qui pourrait causer l'accumulation d'organismes près de la pompe de collecte augmenterait les pertes déclarées. À l'inverse, si le débit éloigne les

organismes de la pompe de collecte, les pertes liées à l'entraînement seraient sous-déclarées. Une évaluation de la répartition des organismes dans le bassin de mise en charge devrait être envisagée dans les études futures à cet endroit. Étant donné que la répartition est actuellement inconnue, les exemples de calcul de l'incertitude dans ce document n'incluent pas de biais dans les données brutes, bien qu'il puisse avoir une incidence considérable sur les pertes estimées.

Une troisième hypothèse du plan d'échantillonnage est que le débit de la pompe et la conception de la turbine n'endommagent pas les organismes.

Dans le rapport sur l'entraînement, on a comparé les avantages et les limites du système de pompage avec réceptacle muni d'un filet et des systèmes de trait standard avec filet à plancton (Arcadis 2016b). Le système de pompage avec réceptacle muni d'un filet a été choisi parce que le volume d'eau échantillonné pouvait être déterminé plus précisément et échantillonné sur une plus longue période. Une limite potentielle des deux méthodes qui n'est pas abordée est que l'échantillonnage a eu lieu dans le bassin de mise en charge du système d'ER, avant que les organismes aient eu la possibilité d'être impactés sur les pièges à débris ou les filtres mobiles. De plus, la taille de la pompe à débris utilisée dans le système de pompage avec réceptacle muni d'un filet (diamètre de trois pouces) a entraîné la collecte d'organismes qui étaient potentiellement assez gros pour être impactés et qui ont donc été attribués à tort à l'étude sur l'entraînement.

Sources d'incertitude : traitement des données brutes pour analyse

Il existe quatre principales sources d'incertitude associées au traitement des échantillons. La première, identifiée par les auteurs dans EcoMetrix (2017), est l'hypothèse que tous les organismes de l'échantillon étaient vivants lorsqu'ils ont été capturés et qu'ils n'auraient pas survécu au passage dans le système d'ER. Les auteurs traitent à juste titre cette hypothèse comme deux questions distinctes. Les auteurs suggèrent une détermination des organismes vivants et morts dans la colonne d'eau avant leur passage dans le système, afin de déterminer la mortalité de fond ambiante. Bien que cet ajustement améliorerait les pertes estimées, il s'agit probablement d'un problème mineur par rapport aux autres sources d'incertitude de l'étude, et il n'est pas déraisonnable de traiter tous les organismes entraînés/impactés comme vivants avant d'entrer dans l'installation. Les auteurs fournissent également plusieurs sources (p. ex. Bamber et Seaby 2004) qui laissent entendre que la survie à travers le système d'ER est possible, et même probable pour certaines espèces (> 50 %), en particulier les espèces d'invertébrés, et pourrait être explorée dans des études futures.

La deuxième source d'incertitude dans les études sur l'impaction et l'entraînement (qui a surtout une incidence sur l'étude sur l'entraînement) était la prévalence d'espèces non identifiées, principalement des œufs. Les auteurs expliquent qu'environ 80 % des œufs entraînés n'ont pu être identifiés. Ils ont appliqué deux approches pour répartir les œufs non identifiés.

Premièrement, les œufs ont été répartis proportionnellement entre les groupes/taxons identifiés. Deuxièmement, les œufs ont été attribués par jugement professionnel sur l'espèce dominante le jour de la collecte. Les deux ensembles de données ont été comparés à l'aide des modèles d'équivalents d'âge 1. Selon les auteurs, cela a entraîné relativement peu de changement dans le nombre d'équivalents d'âge 1. Bien que deux méthodes différentes aient été explorées, les deux méthodes d'attribution des œufs non identifiés supposent que les œufs non identifiés sont l'une des espèces identifiées. Aucune des deux méthodes ne tient compte de la façon de répartir les œufs entre des espèces qui n'ont pas été identifiées dans l'étude. La baie de Fundy abrite une variété d'espèces plus grande que celles identifiées. L'impact sur les espèces non identifiées dans l'étude pourrait être considérable en raison du fort pourcentage d'œufs non identifiés et de chaque œuf échantillonné représentant environ 20 000 organismes entraînés.

Seule une petite partie des autres stades biologiques n'ont pas été identifiés à l'espèce (< 0,1 % des poissons impactés, 1,6 % des larves entraînées).

La troisième source d'incertitude est l'identification erronée du stade biologique de chaque organisme, principalement des juvéniles identifiés comme des larves. Les auteurs ont fourni des longueurs totales minimales, maximales et moyennes pour chaque espèce de poisson identifiée comme larve dans le rapport sur l'entraînement (Arcadis 2016b). Bon nombre de ces poissons mesuraient 25 mm et jusqu'à 55 mm, ce qui devrait les classer comme des juvéniles. Cette erreur d'identification a une incidence sur l'analyse en appliquant le taux de mortalité naturelle incorrect; les juvéniles ont tendance à avoir un taux de mortalité naturelle plus faible que les larves. De plus, une mauvaise classification d'un individu en tant que larve entraînerait une mortalité naturelle incorrecte pour la classe d'âge précédente à deux reprises, car elle avait déjà survécu à ce stade. Par exemple, si la survie est calculée en fonction de larves → juvéniles → individus d'âge 1 et qu'il y a un taux de survie de 50 % entre chaque classe d'âge, on s'attendrait à ce que 100 juvéniles produisent 50 adultes d'âge 1. Si 100 juvéniles sont classés incorrectement au stade de larve, le taux de survie à l'âge 1 chute à 25. Une identification erronée du stade biologique pourrait grandement sous-estimer la survie à l'âge 1. Étant donné qu'on a estimé que des millions de larves de nombreuses espèces étaient entraînées, la valeur réelle pourrait être différente de plusieurs ordres de grandeur.

La dernière source d'incertitude liée au traitement des données est la présence de gros (> 25 mm) organismes dans les échantillons de l'entraînement qui ne seraient probablement pas inclus si l'échantillonnage de l'entraînement avait eu lieu en aval des filtres. Un échantillonnage de l'entraînement a eu lieu dans le bassin de mise en charge en amont des pièges à débris et des filtres mobiles à l'aide d'équipement (pompe de trois pouces de diamètre) qui pourrait capturer les organismes qui seraient autrement impactés. En raison de la différence de volume d'échantillon entre les études sur l'impaction et l'entraînement, un seul organisme dans l'étude d'impaction peut représenter deux ou trois organismes impactés au total, tandis qu'un seul organisme dans l'étude sur l'entraînement peut représenter de 15 000 à 20 000 individus par jour. Il est probable qu'en raison de leur taille, certaines des larves identifiées dans l'étude sur l'entraînement, comme une larve de merluche blanche de 55 mm, auraient été impactées. La méthode d'extrapolation décrite ci-dessous attribuerait un entraînement de près de 17 000 individus par jour au spécimen échantillonné, mais aucune merluche blanche n'a été identifiée dans l'étude sur l'impaction. Les écarts importants dans les pertes indiqués par les deux études peuvent indiquer un problème de plan d'échantillonnage.

Conclusions des méthodes sur le terrain

L'équipement choisi pour échantillonner à la fois l'impaction et l'entraînement a fourni la quantité minimale de données nécessaires pour traiter l'impact du système d'ER sur la faune. Les efforts visant à quantifier le niveau d'impact auraient bénéficié d'un plan d'échantillonnage plus rigoureux, y compris une mesure de la variabilité. Le plan d'échantillonnage utilisé pour les deux études était adéquat pour évaluer les modèles saisonniers et, dans le cas de l'entraînement, les modèles journaliers. Cependant, la nature regroupée temporellement et parfois peu fréquente de l'échantillonnage pour l'étude sur l'entraînement, particulièrement pendant l'hiver, peut être insuffisante pour saisir la variation intra-annuelle de l'abondance et de la composition des espèces. De plus, les auteurs ont déclaré que plusieurs années de données sur l'impaction et l'entraînement seraient nécessaires pour résoudre les modèles interannuels d'abondance et de composition des espèces. Une hypothèse majeure de l'étude sur l'entraînement était que le bassin de mise en charge est également traité comme étant mixte, une violation qui peut introduire un biais considérable dans les pertes estimées. Il n'y a pas d'information disponible sur l'ampleur potentielle ni sur l'orientation de ce biais.

Bien que les hypothèses que les auteurs ont formulées au sujet de la collecte et du traitement des données étaient raisonnables, plusieurs sources d'incertitude peuvent avoir eu une incidence sur les pertes estimées et leur incidence sur la population. Il s'agit notamment : de l'hypothèse selon laquelle tous les organismes de l'échantillon étaient vivants lorsqu'ils ont été capturés et n'auraient pas survécu au passage dans le système d'ER; de la prévalence des espèces non identifiées, principalement les œufs; de l'identification erronée du stade biologique de chaque organisme, principalement des juvéniles identifiés comme des larves; et des écarts importants dans les pertes entre les études sur l'impaction et sur l'entraînement.

Les méthodes d'analyse utilisées pour évaluer l'impaction et l'entraînement sont-elles conformes aux pratiques exemplaires?

On a extrapolé les données de dénombrement brutes recueillies au cours des études sur l'impaction et l'entraînement pour fournir une estimation des pertes annuelles du nombre de poissons impactés et d'œufs et de larves entraînés à la CNPL. Ces estimations annuelles ont ensuite été utilisées comme données d'entrée pour trois modèles visant à fournir une estimation des pertes d'individus d'âge 1, de la production perdue et du rendement des pêches attribuables à la CNPL. La présente section décrit les méthodes et l'incertitude entourant l'extrapolation des données brutes aux estimations annuelles de l'impaction et de l'entraînement, et donne un aperçu de l'application des trois modèles et cerne les préoccupations.

Extrapolation des chiffres aux estimations annuelles de l'impaction et de l'entraînement

Sommaire des méthodes d'extrapolation

Les estimations des pertes annuelles attribuables à l'impaction et à l'entraînement ont été désignées par les auteurs comme étant les « estimations annuelles corrigées en fonction du débit », mais la raison pour laquelle cette correction a été appliquée aux données brutes sur l'impaction n'est pas claire. Les méthodes décrites avant l'application de la correction du débit devraient produire des données qui représentent tous les organismes impactés au cours de l'étude. Aucune description de la méthode de correction du débit n'a été fournie et ne peut donc être examinée. Les estimations « corrigées en fonction du débit » des organismes impactés étaient environ le double des données brutes pour la plupart des espèces (p. ex. 3 108 crevettes nordiques impactées avec un total estimé à 6 206 impactions par année).

Contrairement à l'étude sur l'impaction, l'extrapolation des dénombrements de l'étude sur l'entraînement était très importante (p. ex. 1 979 larves de crevette nordique ont été trouvées dans les échantillons et extrapolées à plus de 230 millions). La CNPL a une prise d'environ 2 332 800 m³ d'eau par jour, tandis que la majorité des échantillons filtraient entre 60 et 80 m³ d'eau, ce qui signifie que pour chaque organisme identifié dans l'échantillon, on a considéré qu'environ 15 000 à 20 000 organismes ont été entraînés au cours de la période de 12 heures que l'échantillon représente. Les estimations annuelles corrigées en fonction du débit pour l'entraînement ont été calculées séparément pour le jour et la nuit, chaque période étant considérée comme étant de 12 heures. Les jours où l'échantillonnage a eu lieu (de 4 à 12 fois par mois), une estimation quotidienne du nombre total d'organismes passant par la station a été calculée en multipliant le nombre normalisé d'organismes par m³ par 50 % du volume quotidien total d'absorption. Ensemble, un jour et une nuit représentaient 100 % du volume d'absorption quotidien de la centrale. On a prélevé 52 échantillons de jour et 50 échantillons de nuit entre octobre 2014 et octobre 2015. Pour les jours sans échantillonnage, une estimation de l'entraînement quotidien a été calculée sous forme de moyenne pondérée du nombre

d'organismes les jours d'échantillonnage les plus rapprochés avant et après, les pondérations étant attribuées en fonction du nombre de jours entre le jour où l'échantillonnage a eu lieu et le jour de l'estimation.

Incertitude dans l'extrapolation

Les estimations du nombre annuel de mortalités de poissons fournies dans l'autoévaluation sont présentées sous forme de valeurs uniques sans aucune mesure de l'incertitude (c.-à-d. l'estimation de la précision). Dans cette section, l'incertitude est abordée en termes d'incertitude numérique, plutôt que de sources d'incertitude décrites précédemment pour le traitement des données pour les méthodes sur le terrain. Les mesures courantes de l'incertitude comprennent l'erreur type de l'estimation ou l'intervalle de confiance, qui permet l'interprétation de l'estimation avec une indication de l'ampleur de la variabilité entre les expériences répétées. Cette approche, connue sous le nom d'« estimation ponctuelle et par intervalle », permet d'évaluer à quel point l'estimation pourrait se rapprocher de la valeur réelle.

Le volume et la fréquence de l'échantillon ont été limités par les exigences opérationnelles et, par conséquent, l'extrapolation du nombre d'organismes dans l'échantillon aux estimations annuelles des pertes pourrait inclure un niveau élevé d'incertitude. En raison du faible nombre de jours d'échantillonnage, une grande incertitude serait incluse avec les pertes estimées les jours où aucun échantillon n'a été prélevé. Les écarts entre les jours d'échantillonnage étaient de jusqu'à 28 jours pendant les mois d'hiver et de jusqu'à 20 jours au printemps et à l'été, lorsque la présence de larves était la plus élevée. L'utilisation d'une moyenne pondérée entre deux jours d'échantillonnage suppose que la disponibilité de l'ichtyoplankton est une tendance linéaire entre les deux jours d'échantillonnage les plus rapprochés. Plus l'écart entre les jours d'échantillonnage est long, plus il est probable que cette hypothèse se révélera inexacte en raison de la non-concordance possible entre les événements d'échantillonnage et le calendrier de reproduction d'une espèce.

Les futurs plans d'étude bénéficieraient d'une approche d'échantillonnage aléatoire stratifié dans le cadre de laquelle des échantillons aléatoires sont prélevés dans une strate désignée (c.-à-d. période déterminée; p. ex. Kumar et Griffith 1977). Les strates appropriées devraient être choisies de façon à ce que la variabilité à l'intérieur d'une strate soit moindre qu'entre les strates; ces strates devraient être choisies avant la collecte des données, plutôt que d'être appliquées de façon ponctuelle. Bien qu'il ne s'agisse pas de la méthode privilégiée, à des fins d'illustration, une stratification a posteriori a été appliquée aux données sur le hareng de l'Atlantique recueillies au cours de l'étude sur l'entraînement afin de fournir une mesure de l'incertitude entourant les pertes déclarées dans l'autoévaluation. L'année d'étude a été divisée en deux strates d'une durée de deux semaines, à l'exception de janvier, février et octobre 2015, où chaque mois dans son ensemble était considéré comme une seule strate en raison d'un échantillonnage limité au cours de ces mois. Le nombre moyen d'organismes par jour a été calculé pour chaque strate selon la méthode d'extrapolation décrite à la section précédente (nombre d'organismes/volume d'échantillon x volume quotidien total d'eau), ainsi que l'erreur type et la variance. On a ensuite multiplié l'entraînement quotidien moyen par le nombre de jours dans la strate pour obtenir une estimation de l'entraînement total pour la strate. Les strates ont été additionnées pour obtenir l'estimation annuelle, et les intervalles de confiance ont été calculés à l'aide des méthodes décrites dans Nelson (2006). L'autoévaluation signale la perte de 1 281 942 larves de hareng de l'Atlantique. La méthode de stratification a posteriori décrite ci-dessus fournit une estimation de $1\,409\,952 \pm 907\,383$. Bien que les chiffres totaux de chaque méthode soient semblables, la stratification a posteriori illustre le degré potentiellement élevé d'incertitude entourant la perte déclarée. Comme nous l'avons vu dans les sections

précédentes, ce calcul ne tient pas compte d'autres sources d'incertitude, comme le biais dû à un bassin de mise en charge non mixte.

Le calcul dont il est question ci-dessus est inclus pour fournir un exemple d'ajout d'une mesure d'incertitude aux estimations existantes de la mortalité, mais n'est pas suggéré comme méthode de remplacement. Les données utilisées dans le calcul de l'extrapolation présentent un grand excès de zéros, ce que la méthode ci-dessus ne prend pas en considération, et elles pourraient donc ne pas être appropriées. Par exemple, les larves de hareng de l'Atlantique n'ont été observées que dans 9 des 102 échantillons d'entraînement. Le choix d'une unité expérimentale et d'un plan de stratification appropriés sera important pour améliorer l'estimation des pertes dans les études futures. Les strates devraient être suffisamment courtes pour limiter la variabilité des échantillons dans chaque strate, mais assez longues pour ne pas imposer une fréquence d'échantillonnage irréaliste. Il faut aussi faire attention à l'unité expérimentale. L'échantillonnage est limité par les exigences opérationnelles du site, mais une série d'échantillons plus courts peut être plus avantageuse qu'un échantillon long, car elle améliorera l'estimation de la variabilité.

Modèles d'âge équivalent, modèles de production perdue et modèles de rendement équivalent

Aperçus des modèles

Les trois modèles choisis pour évaluer les pertes à la CNPL sont des modèles normalisés utilisés pour estimer les répercussions futures découlant de la perte d'œufs et de larves dans les centrales électriques. Ils ont été appliqués à des installations de partout aux États-Unis pour de multiples espèces, car les modèles n'exigent qu'une estimation de la mortalité et de la croissance par stade biologique et non des données propres au site (EPRI 2004). Le choix de ces modèles pour cette étude est approprié et considéré comme une pratique exemplaire. Les trois modèles fournissent une mesure utile pour comparer les pertes entre espèces en unités plus faciles à interpréter que la perte d'œufs et de larves; toutefois, les limites et les hypothèses de chaque modèle doivent être prises en considération dans l'interprétation des résultats. Des descriptions détaillées et des équations de modèle se trouvent dans EPRI (2004).

Des modèles d'âge équivalent (MAE) sont utilisés pour calculer le nombre d'individus de chaque classe d'âge qui survivent à un âge précis, appelé âge d'équivalence, puis additionner les âges pour fournir une seule estimation des pertes. Dans cette étude, l'âge 1 a été choisi comme âge d'équivalence. Des équivalents d'âge 1 ont été calculés pour 15 espèces capturées au cours des études sur l'impaction et l'entraînement à la CNPL (tableau 1). Pour les œufs, les larves et les juvéniles, il s'agit d'une projection vers l'avant, mais pour les poissons de plus de l'âge 1, les pertes équivalentes sont prévues comme étant l'inverse du taux de survie. Barnthouse et ses collaborateurs (2019) recommandent de ne pas utiliser les MEA pour prévoir à rebours la perte de poissons plus âgés que l'âge d'équivalence, car cela peut gonfler les pertes en attribuant toutes les sources de mortalité à l'impaction ou à l'entraînement. Pour cette étude, la majorité des pertes étaient des œufs, des larves ou des juvéniles; très peu de poissons de plus de l'âge 1 ont été inclus dans les pertes; par conséquent, la mortalité supplémentaire attribuée à la centrale en raison de ce biais de rétroprojection serait minime.

Les modèles de perte de production sont appliqués aux espèces fourragères pour estimer la perte de croissance future, ce qui étaye la disponibilité des proies, qui peut avoir une incidence indirecte sur les espèces commerciales. Les modèles de perte de production nécessitent de l'information sur la survie entre les classes d'âge ainsi que sur le taux de croissance et le poids moyen pour chaque classe d'âge. La perte de production, déclarée en kg, a été calculée pour quatre espèces fourragères capturées à la CNPL (tableau 1).

Région des Maritimes

Des modèles de rendement équivalent (MRE) sont utilisés pour calculer le rendement des pêches auquel les individus impactés ou entraînés auraient contribué s'ils avaient survécu. Le rendement est calculé à partir d'une équation des prises de Baranov modifiée. Un rendement équivalent a été calculé pour 11 espèces (tableau 1).

Sélection des espèces pour les modèles

Seule une partie des espèces qui ont été observées pendant l'échantillonnage de l'impaction et de l'entraînement ont été sélectionnées pour analyse à l'aide de la MAE (tableau 1). Par la suite, selon l'existence d'une pêche, les espèces ont été incluses soit dans la modélisation de la production perdue, soit dans le MRE. La justification de la sélection initiale des espèces pour le MAE et les modèles subséquents n'a pas été bien définie par les auteurs. Plusieurs espèces qui soutiennent les pêches CRA dans la baie de Fundy ou le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse ont été identifiées pendant l'échantillonnage, mais en si petit nombre qu'elles n'ont pas été incluses dans les MAE ou les MRE. Le tableau 2 présente les espèces qui ont été impactées ou entraînées, mais qui n'ont pas été incluses dans l'un ou l'autre des modèles.

Tableau 1. Espèces incluses dans le modèle d'âge équivalent (MAE), les modèles de production perdue et le modèle de rendement équivalent (MRE) de l'autoévaluation de la CNPL (EcoMetrix, 2017). Les tirets indiquent que le modèle n'a pas été utilisé pour cette espèce. La production perdue a été calculée pour les espèces fourragères seulement, et le rendement équivalent a été calculé seulement pour les espèces visées par une pêche commerciale, récréative ou autochtone.

Nom commun	Nom scientifique	MEA	Production perdue	MRE
Homard d'Amérique	<i>Homarus americanus</i>	X	-	X
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	X	-	X
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	X	-	X
Hareng de l'Atlantique	<i>Clupea harengus</i>	X	-	X
Épinoche tachetée	<i>Gasterosteus wheatlandi</i>	X	X	-
Motelle à quatre barbillons	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	X	X	-
Crevette nordique	<i>Pandalus borealis</i>	X	-	X
Éperlan	<i>Osmerus mordax</i>	X	X	-
Merluce rouge	<i>Urophycis chuss</i>	X	-	X
Crabe commun	<i>Cancer irroratus</i>	X	-	X
Sigouine de roche	<i>Pholis gunnellus</i>	X	X	-
Chaboisseau à épines courtes	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	X	-	X
Merlu argenté	<i>Merluccius bilinearis</i>	X	-	X
Turbot de sable	<i>Scophthalmus aquosus</i>	X	-	X
Plie rouge	<i>Psuedopleuronectes americanus</i>	X	-	X

Sélection du modèle et forces et limites de son application

La sélection ou l'utilisation des trois modèles utilisés dans l'étude de la CNPL suscite quatre préoccupations. Premièrement, l'utilisation d'un facteur de correction (c.-à-d. trop grand ou trop

petit) qui pourrait fausser les pertes estimées. Les trois modèles fondés sur l'âge et le stade biologique supposent que tous les organismes classés à un stade biologique (p. ex. les larves) sont au début de ce stade. Pour corriger ce biais, les auteurs ont appliqué une correction de survie au stade auquel l'organisme a été classé au moment de sa collecte. Par exemple, lors du calcul des équivalents d'âge 1 pour les œufs, la correction de survie a été appliquée à la survie entre les œufs et les larves, mais pas à la survie entre les larves et les juvéniles ou les juvéniles et l'âge 1. Ce facteur de correction est traité en détail dans EPRI (2004). L'utilisation d'un facteur de correction augmente la survie d'un stade à l'autre, car elle suppose que certains individus ne sont pas au début du stade biologique et que la probabilité de survivre jusqu'au stade suivant est accrue. En ne tenant pas compte de cette augmentation de la survie, le modèle sous-estimera les pertes attribuées à la CNPL. À l'inverse, l'application d'une correction trop importante gonflera les pertes estimées. Deuxièmement, les paramètres du modèle sont traités comme connus et fixes. Cela est peu probable et est abordé dans la section « Sources et sélection des valeurs appropriées du cycle biologique ». Troisièmement, l'utilisation de ces trois modèles pour évaluer les pertes dues à l'impaction et à l'entraînement ne tient pas compte de la perte du potentiel de reproduction de ces organismes. Une analyse supplémentaire de cette perte de productivité future serait utile. Enfin, les pertes déclarées par l'analyse sont présentées avec un contexte minimal. Les auteurs présentent un tableau des débarquements des pêches de la région des Maritimes, qui donne un aperçu de la pression exercée par la pêche sur certaines des espèces identifiées dans l'étude. Un examen plus approfondi des pertes par rapport à la taille globale de la population ou aux pêches locales serait bénéfique. L'importance des pertes déclarées est abordée dans la section « Importance de la mortalité déclarée ».

Conclusions des méthodes d'analyse

Les analyses effectuées pour calculer les pertes à la CNPL sont pratiques compte tenu des limites opérationnelles de l'étude, mais cela n'annule pas les problèmes posés par le faible nombre d'échantillons et l'absence de caractérisation de la variance. Il serait avantageux de modifier le plan d'étude futur pour accroître la fréquence de l'échantillonnage et d'intégrer l'échantillonnage aléatoire avec stratification et une mesure plus complète de l'incertitude. Un modèle supplémentaire pour évaluer le potentiel reproductif perdu des individus impactés ou entraînés serait utile pour évaluer les pertes à la CNPL. Il y a des limites associées à l'extrapolation des données brutes aux pertes annuelles corrigées en fonction du débit présentées dans le document en raison du faible volume des échantillons, de la faible fréquence d'échantillonnage et de l'inflation zéro dans les données. Une étude plus rigoureuse est nécessaire pour examiner l'ampleur et l'orientation du biais potentiel dans les résultats présentés et, par conséquent, la présente réponse des Sciences ne peut fournir qu'une critique des résultats présentés et non pas une correction.

La liste des espèces est-elle représentative des espèces visées par des pêches CRA dans la région?

Aperçu des communautés de poissons dans la baie de Fundy

La baie de Fundy abrite une diversité d'espèces de poissons, dont bon nombre sont pêchées à des fins commerciales ou récréatives, ou sont inscrites sur la liste de la LEP ou font l'objet d'une désignation du COSEPAC (Dadswell et Rulifson 2021). Dadswell et Rulifson (2021) ont identifié 85 espèces de poissons connues ou soupçonnées d'habiter l'intérieur de la baie de Fundy. Il est raisonnable de s'attendre à ce que des espèces semblables, ou un sous-ensemble de celles-ci, soient présentes dans les eaux entourant la centrale de Point Lepreau. Les relevés de l'ichthyoplankton peuvent permettre d'en savoir davantage sur la diversité des espèces et les stades biologiques dans la région. Des relevés de l'ichthyoplankton réalisés de 2011 à 2014

Région des Maritimes

dans la baie de Passamaquoddy et le port de Saint John, près de la centrale de Point Lepreau, ont permis d'observer 32 espèces d'œufs et de larves de poisson (Van Guelpen *et al.* 2021). Quatre de ces espèces n'ont pas été incluses dans les 85 espèces mentionnées par Dadswell et Rulifson (2021).

À l'aide des registres des débarquements de pêche de la sous-division 4X de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO), accessibles à partir de la base de données du Système d'information sur les pêches maritimes (SIPMAR), huit autres espèces de poissons ont été identifiées, même si plusieurs étaient de grandes espèces pélagiques. Treize des espèces commerciales ont été signalées en très faible nombre et devraient avoir une faible probabilité de contact avec la CNPL. Les données sur les prises commerciales dans la sous-division 4X de l'OPANO ne comprennent pas les pêches en eau douce pour les espèces diadromes, comme le gaspareau, l'alose d'été, l'éperlan, l'anguille d'Amérique, le bar rayé et l'alose savoureuse, qui peuvent être présentes de façon saisonnière autour de la CNPL. En plus des changements saisonniers dans la composition des espèces et l'abondance des adultes, l'abondance de l'ichthyoplankton fluctue avec de grandes pointes de courte durée pendant les mois d'été (Van Guelpen *et coll.* 2021).

Espèces de poissons identifiées à Point Lepreau

L'étude sur l'impaction a permis d'identifier 38 espèces de poissons et 25 espèces d'invertébrés, tandis que l'étude sur l'entraînement a permis d'identifier 24 espèces d'œufs et de larves de poissons et 4 espèces d'invertébrés. Les œufs aux premiers stades dont on n'a pas pu identifier l'espèce ont été regroupés en tant que CYT (tanche-tautogue et limande à queue jaune) ou que H4B (gadidés et merlus, motelles, stromatés, turbot de sable et limande du Golfe). Van Beveren *et al.* (2021) ont utilisé les mêmes regroupements lors du traitement des échantillons de relevés d'ichthyoplankton de la baie de Passamaquoddy et du port de Saint John. Une proportion importante (80 %) des œufs de poisson n'ont pas pu être identifiés et ont été répartis proportionnellement entre les espèces de poissons identifiées positivement. Au total, 47 espèces de poissons et 25 espèces d'invertébrés ont été observées dans le cadre des deux études (tableau 2). Neuf des espèces de poissons identifiées dans le document d'autoévaluation n'ont pas été incluses dans les listes d'espèces de Dadswell et Rulifson (2021), de Van Guelpen *et al.* (2021) ou dans les registres des prises commerciales. Cinquante-neuf espèces identifiées comme faisant partie de la communauté de poissons dans la baie de Fundy n'ont pas été identifiées à la centrale de Point Lepreau.

Tableau 2. Espèces observées dans les études sur l'impaction et l'entraînement à la centrale nucléaire de Point Lepreau. *Espèces incluses dans le modèle d'âge équivalent dans le rapport d'autoévaluation. Les espèces en **caractères gras** ont été consignées dans la base de données du Système d'information sur les pêches maritimes (2011-2021) ou sont associées à une pêche en eau douce.

Nom commun	Nom scientifique
Bernard-l'ermite acadien	<i>Pagurus acadianus</i>
Gaspareau	<i>Alosa pseudoharengus</i>
Poisson-alligator	<i>Aspidophoroides monoptyerygius</i>
Homard d'Amérique	<i>Homarus americanus</i>
Plie canadienne*	<i>Hippoglossoides platessoides</i>
Lançon d'Amérique	<i>Ammodytes americanus</i>
Poisson-alligator arctique	<i>Aspidophoroides olriki</i>

Nom commun	Nom scientifique
Morue franche*	<i>Gadus morhua</i>
Hareng de l'Atlantique*	<i>Clupea harengus</i>
Hameçon atlantique	<i>Artediellus atlanticus</i>
Maquereau	<i>Scomber scombrus</i>
Limace atlantique	<i>Liparis atlanticus</i>
Capucette	<i>Menidia menidia</i>
Petite poule de mer atlantique	<i>Eumicrotremus spinosus</i>
Pouce-pied	Espèces de <i>Balanus</i>
Épinoche tachetée*	<i>Gasterosteus wheatlandi</i>
Moule bleue	<i>Mytilus edulis</i>
Stromaté	<i>Peprilus triacanthus</i>
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>
Bigorneau	<i>Littorina littorea</i>
Étoile de mer commune	<i>Asterias rubens</i>
Tanche-tautogue	<i>Tautoglabrus adspersus</i>
Lompénie tachetée	<i>Leptoclinus maculatus</i>
Chalina digitée	Espèces de <i>Chalina</i>
Motelle à quatre barbillons*	<i>Enchelyopus cimbrius</i>
Limace gélatineuse	<i>Liparis fabricii</i>
Lanterne glaciale	<i>Benthoosema glaciale</i>
Crabe vert	<i>Carcinus maenas</i>
Oursin vert	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>
Chaboisseau bronzé	<i>Myoxocephalus aeneus</i>
Limace de Cohen	<i>Liparis coheni</i>
Aiglefin	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>
Limace des pétoncles	<i>Liparis inquilinus</i>
Cyanée	<i>Cyanea capillata</i>
Chaboisseau à dix-huit épines	<i>Myoxocephalus octodecemspinosus</i>
Grosse poule de mer	<i>Cyclopterus lumpus</i>
Baudroie d'Amérique	<i>Lophius americanus</i>
Méduse lune	<i>Aurelia aurita</i>
Choquemort	<i>Fundulus heteroclitus</i>
Syngnathe brun	<i>Syngnathus fuscus</i>

Nom commun	Nom scientifique
Anémone dahlia	<i>Urticina felina</i>
Encornet nordique	<i>Illex illecebrosus</i>
Crevette nordique*	<i>Pandalus borealis</i>
Nudibranche hérissé	<i>Dendronotus frondosus</i>
Holothurie touffue	<i>Cucumaria frondosa</i>
Goberge	<i>Pollachius virens</i>
Ulvaire deux-lignes	<i>Ulvaria subbifurcata</i>
Éperlan*	<i>Osmerus mordax</i>
Merluche rouge*	<i>Urophycis chuss</i>
Crabe commun*	<i>Cancer irroratus</i>
Sigouine de roche*	<i>Pholis gunnellus</i>
Groseille de mer	<i>Pleurobrachia bachei</i>
Hémitriptère atlantique	<i>Hemitripterus americanus</i>
Pétoncle géant	<i>Placopecten magellanicus</i>
Araignée de mer	Pycnogonides
Chaboisseau à épines courtes*	<i>Myoxocephalus scorpius</i>
Merlu argenté*	<i>Merluccius bilinearis</i>
Raie à queue de velours	<i>Malacoraja senta</i>
Lompénie-serpent	<i>Lumpenus lamprætaeformis</i>
Mye	<i>Mya arenaria</i>
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>
Crabe violon	<i>Hyas coarctatus</i>
Poulamon	<i>Microgadus tomcod</i>
Acnée à écaille de tortue	<i>Tectura testudinalis</i>
Tunicier	<i>Ascidia obliqua</i>
Buccin	<i>Buccinum undatum</i>
Merluche blanche	<i>Urophycis tenuis</i>
Turbot de sable*	<i>Scophthalmus aquosus</i>
Plie rouge*	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>
Plie grise	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>
Terrassier tacheté	<i>Cryptacanthodes maculatus</i>
Limande à queue jaune	<i>Limanda ferruginea</i>

Les espèces dominantes identifiées dans les échantillons d'entraînement à la CNPL correspondaient à la composition des espèces de Van Guelpen *et al.* (2021). Les densités les plus élevées (larves ou œufs par m³) de ces espèces observées dans le cadre de l'étude sur l'entraînement à la CNPL se situaient dans les aires de répartition observées dans la baie de Passamaquoddy et le port de Saint John (Van Guelpen *et al.* 2021); cependant, les densités observées à la CNPL se situaient habituellement à l'extrémité inférieure de ces aires de répartition et parfois bien en deçà des densités les plus élevées observées par les autres relevés de l'ichthyoplankton (Van Guelpen *et al.* 2021).

Espèces visées par une pêche CRA, par la LEP et par le COSEPAC

Environ 23 espèces (le nombre exact dépend de la façon dont les espèces sont regroupées) qui peuvent soutenir les pêches CRA ont été capturées lors de l'échantillonnage de l'impaction et de l'entraînement à la CNPL. Onze de ces espèces visées par une pêche CRA ont été incluses dans les modèles d'âge équivalent, et le rapport d'autoévaluation a fourni des descriptions d'espèces pour huit de ces celles-ci : hareng de l'Atlantique, morue franche, merluche rouge, chaboisseau à épines courtes, plie rouge, homard d'Amérique, crabe commun et crevette nordique. Les descriptions donnaient un aperçu des caractéristiques physiques, du cycle biologique, de l'aire de répartition et de toute pêche existante dans la région des Maritimes, mais sans les sources. Les critères utilisés par les auteurs pour sélectionner les espèces décrites en détail n'ont pas été fournis. Les auteurs ont également présenté les débarquements commerciaux de la région des Maritimes du MPO en 2014 (EcoMetrix 2017; tableau 8.8) pour fournir des renseignements contextuels supplémentaires sur les espèces qui n'avaient pas de description dans le rapport. Les auteurs ont également fourni des descriptions détaillées de quatre espèces fourragères (éperlan, motelle à quatre barbillons, épinoche tachetée et sigouine de roche) et du phoque commun.

Douze espèces visées par une pêche CRA ont été identifiées en très petit nombre à la CNPL et n'ont été incluses dans aucun des calculs présentés des estimations des pertes. Parmi ces espèces, l'inclusion du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) dans les analyses aurait pu être justifiée, car il soutient une pêche importante et précieuse dans la région (MPO 2021c). De plus, plusieurs espèces visées par une pêche CRA qui auraient pu se trouver dans la zone entourant la CNPL, comme l'anguille d'Amérique, le sébaste et le bar rayé, n'ont pas été repérées lors de l'échantillonnage de l'impaction ou de l'entraînement. Les raisons possibles de l'absence d'enregistrement sont expliquées ci-dessous. En plus des espèces visées par une pêche CRA, les auteurs ont identifié sept espèces inscrites en vertu de la LEP ou désignées par le COSEPAC qui ont été capturées en très faible nombre, ou, dans le cas du saumon atlantique, qui n'ont pas été capturées. La seule espèce désignée par le COSEPAC qui a été capturée mais non mentionnée par les auteurs était la grosse poule de mer.

Espèces pour lesquelles aucune perte n'a été signalée

De nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés qui ont été signalées par Dadswell et Rulifson (2021), Van Guelpen et coll. (2021) ou dans les registres des prises commerciales du MPO n'ont pas été observées dans les études sur l'impaction ou sur l'entraînement à la CNPL. Les raisons peuvent être réparties en deux grandes catégories. Premièrement, il n'y avait aucune probabilité d'impaction ou d'entraînement (zéro réel). Des espèces qu'on sait présentes au large de la baie de Fundy peuvent ne pas fréquenter l'environnement côtier et ne pas entrer en contact avec la prise d'eau du système d'ER, notamment de grandes espèces pélagiques comme le thon et certains requins. Cela s'applique également aux premiers stades biologiques des espèces dont les frayères ne se trouvent pas à proximité de la CNPL. Si de grandes espèces pélagiques rencontrent la prise d'eau du système d'ER, elles sont capables de nager à

des vitesses beaucoup plus élevées que le débit dans la prise d'ER, ce qui leur permet d'éviter complètement le courant de la prise d'eau.

Deuxièmement, les espèces présentes dans la zone et incapables d'éviter le courant de la prise d'eau peuvent être impactées ou entraînées, mais non identifiées pendant l'échantillonnage. Dans les études sur l'impaction et l'entraînement, cette réponse des Sciences identifie quatre façons d'introduire ces faux zéros. Premièrement, certains animaux peuvent être assez gros pour être impactés sur les pièges à débris situés en amont des filtres mobiles et ne sont pas inclus dans l'étude sur l'impaction. Il n'est pas indiqué dans le rapport d'autoévaluation si les organismes qui sont impactés sur les pièges à débris constituent un problème persistant. Deuxièmement, les premiers stades biologiques des espèces présentes en faible densité peuvent éviter l'échantillonnage dans l'étude sur l'entraînement en raison de la faible fréquence d'échantillonnage et du faible volume d'eau filtré. Troisièmement, le moment de l'échantillonnage pour l'étude sur l'entraînement pourrait ne pas tenir compte des augmentations de courte durée de la disponibilité des œufs et des larves. Par exemple, on n'a pas observé de larves d'anguille d'Amérique pendant l'étude sur l'entraînement, bien qu'on sait qu'elles sont présentes près du rivage en hiver. L'échantillonnage pour l'étude sur l'entraînement a été peu fréquent pendant l'hiver, et il se peut qu'il ait raté la migration des larves d'anguille en raison de la courte période pendant laquelle les anguilles devraient être présentes. Enfin, les espèces capturées peuvent avoir été mal identifiées. Cela est peu probable pour les classes d'âge plus âgées d'espèces communes, mais peut s'être produit avec des œufs de stade 1 qui ont été recueillis pendant l'étude sur l'entraînement, ou avec des organismes extrêmement petits.

Conclusions concernant la liste des espèces

Il y a une communauté de poissons diversifiée dans la région entourant la centrale de Point Lepreau et, au total, 47 espèces de poissons et 25 espèces d'invertébrés ont été observées pendant l'échantillonnage de l'impaction et l'entraînement. Bon nombre de ces espèces sont considérées comme des espèces visées par une pêche CRA et peuvent soutenir la pêche dans la baie de Fundy ou les zones environnantes. Onze espèces visées par une pêche CRA ont été incluses dans les modèles d'âge équivalent, et douze autres espèces visées par une pêche CRA ont été capturées en faible nombre, mais n'ont été incluses dans aucun des modèles d'évaluation. L'inclusion du pétoncle dans les analyses aurait pu être justifiée, car il soutient une pêche très importante et de grande valeur dans la région (MPO 2021c). De plus, plusieurs espèces visées par une pêche CRA qui auraient pu se trouver dans la zone entourant la CNPL, comme l'anguille d'Amérique, le sébaste et le bar rayé, n'ont pas été observées lors de l'échantillonnage de l'impaction ou de l'entraînement. Il est peu probable que les espèces qui sont en mesure d'éviter activement la prise d'ER soient impactées ou entraînées; toutefois, il est possible que des espèces aient été entraînées et omises pendant l'échantillonnage en raison du faible volume et de la faible fréquence des échantillons.

Les unités de population et les valeurs du cycle biologique utilisées dans l'analyse s'appliquent-elles à l'espèce?

Les modèles utilisés dans cette étude exigeaient des valeurs du cycle biologique propres au stade ou à l'âge pour chaque espèce afin de calculer les équivalents d'âge 1, la production perdue ou le rendement équivalent. Des renseignements sur les taux de mortalité propres à l'âge, les taux de mortalité par pêche, la fraction de chaque classe d'âge vulnérable à la pêche et le poids moyen selon l'âge ont été présentés pour les 15 espèces incluses dans au moins un modèle. Les modèles de production perdue nécessitaient également une croissance en fonction de l'âge; toutefois, cette information n'a pas été présentée. Les unités de population n'ont pas

été abordées dans l'autoévaluation, mais une analyse de l'importance de la mortalité déclarée et de son incidence au niveau de la population est incluse dans la section « Importance de la mortalité déclarée ».

Sources et choix des valeurs appropriées du cycle biologique

Pour la majorité des espèces figurant dans le document d'autoévaluation, les valeurs du cycle biologique ont été obtenues de l'USEPA (2006), qui présentait les valeurs pour les populations et les pêches dans le nord-est des États-Unis. Pour le homard d'Amérique, les valeurs du cycle biologique ont été obtenues à partir de sources documentaires primaires (Wilder 1953; Fogarty et Idoine 1986; Gendron et Gagnon 2001). Les données sur le crabe commun étaient une agrégation de toutes les espèces commerciales de crabe, et une agrégation des espèces de crevettes a été utilisée à la place de la crevette nordique. Le poids selon l'âge propre à l'espèce pour le crabe commun et la crevette nordique a été obtenu de l'USEPA (2006) et de Skúladóttir (1996), respectivement.

Les auteurs reconnaissent que les données sur le cycle biologique peuvent être difficiles à obtenir et que l'utilisation de renseignements sur les espèces de substitution peut introduire un biais dans les résultats de la modélisation. L'information sur les paramètres du cycle biologique n'est généralement pas disponible pour les populations de la baie de Fundy en particulier, de sorte que les données disponibles du nord-est des États-Unis ont été utilisées. Pour certaines espèces, comme le hareng de l'Atlantique, des relevés de la baie de Fundy sont disponibles afin de préciser les paramètres du cycle biologique (p. ex. Singh *et al.* 2020). Dans l'ensemble, les paramètres du cycle biologique utilisés dans l'étude étaient raisonnables. L'information tirée du rapport de l'USEPA (2006) est facilement accessible et constitue une solution de rechange à l'estimation directe des caractéristiques du cycle biologique de la population de la baie de Fundy, compte tenu des similitudes attendues entre la baie de Fundy et le nord-est des États-Unis. Il y a plusieurs espèces (p. ex. la crevette nordique) pour lesquelles l'utilisation des données du nord-est des États-Unis est jugée inappropriée. Les valeurs déclarées pour la crevette nordique à l'USEPA (2006) étaient un agrégat de données sur les espèces de crevettes du Pacifique, et la mortalité était probablement sous-déclarée (Hardie *et al.* 2018). De plus, la mortalité par pêche selon l'âge, le poids selon l'âge et la vulnérabilité à la pêche peuvent également influencer les pertes estimées finales. À l'heure actuelle, il n'y a pas de pêche commerciale dans la baie de Fundy, mais dans l'est du plateau néo-écossais, la pêche commerciale est axée sur les femelles matures d'âge 5 ou plus, et les jeunes individus sont capturés de façon fortuite. Il est difficile d'évaluer l'âge et la croissance de la crevette nordique et, par conséquent, le poids selon l'âge, en raison de leur cycle biologique (commencer par les petits mâles, puis passer aux grandes femelles) et de leur dépendance à l'égard des facteurs environnementaux (Koeller 2006). Contrairement à d'autres espèces dans l'autoévaluation, la crevette nordique a été capturée en très grand nombre, et les modifications apportées aux paramètres du cycle biologique utilisés dans le MEA et le MRE peuvent entraîner de grandes différences dans les pertes déclarées.

Parmi les autres préoccupations concernant les paramètres du cycle biologique, mentionnons la sous-déclaration du poids pour la morue franche d'âge 3 (0,628 lb dans l'autoévaluation, 3,3 lb dans les enregistrements de la Nouvelle-Écosse; Clark *et al.* 2015), et les classes d'âge sous-représentées. Dans le document de l'USEPA (2006), les larves de merluche rouge étaient ventilées par taille; cependant, le taux de mortalité pour chaque taille n'a pas été agrégé pour le document d'autoévaluation, ce qui a fait en sorte que la mortalité des larves a été sous-déclarée. Bien que les valeurs des paramètres du cycle biologique puissent se situer dans la plage des valeurs appropriées pour de nombreuses espèces, les paramètres sont traités comme étant connus et fixes dans les modèles de cette étude. Cela peut fausser les pertes

estimées finales, qui ne peuvent pas être corrigées à l'aide d'une seule valeur puisque les valeurs réelles ne sont pas connues. L'intégration d'une mesure de l'incertitude dans les valeurs des paramètres peut fournir des pertes déclarées avec une mesure de l'erreur. Cette question est abordée en détail dans la section suivante.

Simulation de Monte-Carlo pour intégrer l'incertitude

Aperçu

Les paramètres du cycle biologique sont traités comme étant connus et fixes; ces deux suppositions sont peu susceptibles d'être vraies. Lorsque des valeurs uniques pour les paramètres sont utilisées pour calculer les sorties du modèle, il n'y a pas de mesure de l'incertitude entourant les résultats. Comme indiqué précédemment, les mesures de l'incertitude fournissent une indication de la précision de l'estimation. Contrairement à l'extrapolation des données brutes aux estimations annuelles, où l'incertitude dans l'estimation finale peut être calculée à partir de la variabilité des données, l'incertitude dans les sorties du modèle est dérivée de la caractérisation de l'incertitude dans les paramètres du cycle biologique. Au lieu d'utiliser des valeurs fixes pour les paramètres du cycle biologique, une plage de valeurs peut être utilisée. La sélection répétée de nouveaux paramètres et le recalcul des données de sortie du modèle (p. ex., le nombre de poissons d'âge 1) entraîneront une répartition des pertes déclarées. La déclaration de la plage de valeurs, généralement sous forme de quantiles de 2,5 %, 50 % et 97,5 %, fournit une mesure de l'incertitude des pertes déclarées, plutôt qu'une estimation ponctuelle. Cette méthode est connue sous le nom de simulation de Monte Carlo. Deux exemples d'utilisation d'une simulation de Monte Carlo sont présentés ci-dessous.

Incertainitude relative aux équivalents d'âge 1

Une simulation de Monte Carlo a été produite pour le calcul des équivalents d'âge 1 des larves entraînées de hareng de l'Atlantique et de crevette nordique. Le nombre d'équivalents d'âge 1 est calculé en appliquant le taux de mortalité total à chaque stade biologique, de l'âge de la capture à l'âge 1. Dans le cas du hareng de l'Atlantique, 1 281 942 larves ont été entraînées, et le taux de mortalité instantané des larves et des juvéniles était de 3,26, ce qui a permis à 3 639 larves de survivre jusqu'à l'âge 1. Pour la crevette nordique, 231 505 075 larves ont été entraînées, le taux de mortalité instantané des larves était de 3,4, et le taux de mortalité instantané des juvéniles était de 0,14, ce qui a permis à 12 999 625 larves de survivre jusqu'à l'âge 1.

Pour la simulation de Monte Carlo, les taux de mortalité des larves et des juvéniles ont été sélectionnés au hasard à partir d'une distribution uniforme avec des limites de $\pm 20\%$ de la valeur déclarée. Les équivalents d'âge 1 ont ensuite été calculés avec le nouvel ensemble de paramètres. Cela a été répété 10 000 fois, et les quantiles de 2,5 %, 50 % et 97,5 % ont été calculés et déclarés dans le tableau 3. Les modifications apportées à la distribution choisie (p. ex. normale ou uniforme) et à ses limites changeront la plage de quantiles déclarée; une distribution uniforme avec des limites de $\pm 20\%$ de la valeur déclarée est un point de départ raisonnable à des fins d'illustration.

Tableau 3. Équivalents d'âge 1 pour les larves entraînées déclarées dans le document d'autoévaluation et quantiles de 2,5 %, 50 % et 97,5 % tirés d'une simulation de Monte Carlo.

	Hareng de l'Atlantique	Crevette nordique
De l'autoévaluation	3 639	12 999 625
Quantile 2,5 %	1 359	6 926 831
Quantile 50 %	3 615	13 085 494
Quantile 97,5 %	9 741	24 162 816

Propagation de l'incertitude

L'incertitude de l'analyse peut être intégrée à plusieurs stades puisque les méthodes utilisées pour calculer les pertes dépendent de calculs antérieurs. Les erreurs se propagent à chaque stade, ce qui accroît l'incertitude de l'estimation finale. À titre d'exemple, on a utilisé le MRE pour le hareng de l'Atlantique et la crevette nordique. Trois simulations de Monte Carlo ont été réalisées, chacune avec une source supplémentaire d'incertitude. La première simulation ne comprenait que l'erreur dans le taux instantané de mortalité naturelle (M) et le taux instantané de mortalité par pêche (F) des individus à l'âge du recrutement ou au-delà; la deuxième simulation comprenait l'erreur dans M pour le nombre équivalent à l'âge au moment du recrutement, et enfin, la troisième simulation a intégré l'incertitude de l'extrapolation des données brutes aux estimations annuelles des pertes de larves.

Dans le MRE, les pertes potentielles attribuées à la pêche sont calculées pour chaque classe d'âge de la cohorte perdue. Cela nécessite M et F pour chaque âge, à partir de l'âge au recrutement (âge-r). À l'instar de la simulation de Monte Carlo pour les équivalents d'âge 1, des ensembles de paramètres de $\pm 20\%$ des valeurs déclarées ont été sélectionnés au hasard à partir d'une distribution uniforme 10 000 fois, et le rendement équivalent a été calculé pour chaque itération. Le nombre de personnes d'âge-r a été considéré comme fixe dans cette première simulation. Les résultats de la simulation 1 se trouvent dans le tableau 4 et montrent comment de petits écarts dans les paramètres affectent le calcul du rendement final.

Dans la simulation 2, l'erreur dans M d'âges inférieurs à l'âge du recrutement (âge 1 pour le hareng, âge 3 pour la crevette nordique) a été incluse en plus de l'erreur dans M et F des classes d'âge recrutées. L'estimation annuelle corrigée en fonction du débit des larves entraînées a été utilisée comme point de départ fixe dans cette simulation. Les nouveaux ensembles de paramètres ont été sélectionnés de la même façon que dans la simulation 1. Dans la simulation 3, l'incertitude dans le nombre annuel de larves entraînées corrigé en fonction du débit a été incluse en plus de l'erreur dans M. L'estimation annuelle des larves entraînées a été sélectionnée au hasard à partir d'une limite de distribution uniforme entre les intervalles de confiance supérieur et inférieur calculés selon la méthode décrite dans la section Extrapolation des chiffres aux estimations annuelles. Pour le hareng de l'Atlantique, l'intervalle était de 502 569 à 2 317 335, et pour la crevette nordique, de 189 859 775 à 263 826 560.

Les résultats des trois simulations présentées dans le tableau 4 illustrent comment l'incertitude croissante des paramètres accroît l'incertitude de l'estimation finale sans que des changements importants soient apportés à l'estimation médiane. Les valeurs réelles présentées dans le tableau ne visent pas à remplacer les pertes déclarées dans le document d'autoévaluation, mais à fournir un exemple de la façon d'inclure une mesure de l'incertitude et de la façon dont l'incertitude s'accroît lorsqu'il y a plusieurs sources. En plus des sources d'incertitude incluses dans la simulation, il y en a d'autres, comme le poids selon l'âge, qui pourraient être incluses et qui augmenteraient davantage l'intervalle estimé. De plus, les distributions et les paramètres connexes utilisés dans la simulation pour randomiser les paramètres du cycle biologique étaient prudents et n'ont été choisis qu'à titre d'exemple d'application de la méthode de Monte Carlo.

Tableau 4. Quantiles de 2,5 %, 50 % et 97,5 % tirés d'une simulation de Monte Carlo pour le rendement calculé (en kg) du hareng de l'Atlantique et de la crevette nordique. La simulation 1 ajoute de l'incertitude dans le taux de mortalité naturelle (M) et le taux de mortalité par pêche (F) à l'âge du recrutement et aux classes d'âge supérieures à celui-ci (modèle de rendement équivalent [MRE]). La simulation 2 ajoute de l'incertitude au taux de mortalité naturelle (M) pour les classes d'âge inférieures à l'âge du recrutement (modèle d'âge équivalent [MAE]), et la simulation 3 ajoute de l'incertitude dans les pertes de larves annuelles en utilisant l'intervalle de confiance calculé dans le cadre de l'extrapolation des données brutes aux chiffres corrigés en fonction du débit. Des corrections mineures apportées à l'application du MRE ont donné un rendement estimé de 232 kg pour le hareng de l'Atlantique et de 37 000 kg pour la crevette nordique, comparativement aux valeurs déclarées dans l'autoévaluation de 276 kg et de 41 386 kg respectivement. Les valeurs indiquées dans le tableau reflètent l'application corrigée du modèle.

Espèce	Quantile	Rendement (kg) Simulation 1 M et F pour le MRE	Rendement (kg) Simulation 2 M et F pour le MRE M dans le MEA	Rendement (kg) Simulation 3 M et F pour le MRE M dans le MEA Pertes annuelles de larves
Hareng de l'Atlantique	2,50 %	199	66	45
Hareng de l'Atlantique	50 %	232	227	238
Hareng de l'Atlantique	97,50 %	269	792	1 106
Crevette nordique	2,50 %	30 030	18 297	17 396
Crevette nordique	50 %	37 000	36 531	36 312
Crevette nordique	97,50 %	44 777	73 137	74 610

Conclusions concernant les valeurs du cycle biologique

Pour la majorité des espèces, les paramètres du cycle biologique utilisés sont appropriés et se situent probablement dans une fourchette acceptable pour les populations dans la baie de Fundy. Pour certaines espèces, comme le hareng de l'Atlantique, il existe des paramètres propres à la baie de Fundy qui pourraient être peaufinés. L'une des limites de l'étude est le traitement des paramètres du cycle biologique tels qu'ils sont connus et établis dans les modèles. Les méthodes de Monte Carlo ont été utilisées pour illustrer la façon d'ajouter une mesure de l'incertitude à la sortie finale du modèle et la façon dont l'incertitude dans une analyse à plusieurs étapes se propage à chaque étape. Les exemples fournis utilisent un critère simple de $\pm 20\%$ du paramètre déclaré du cycle biologique comme limite pour la sélection aléatoire des paramètres pour la simulation. Bien que l'on s'attende à ce que cela atténue les problèmes mineurs entourant les paramètres du cycle biologique qui peuvent changer légèrement, tant sur le plan spatial que temporel, cela ne corrige pas les écarts importants par rapport à la valeur réelle des paramètres. L'incertitude estimée à partir d'une simulation de Monte Carlo ne compensera pas le biais introduit par la sélection incorrecte d'un paramètre du cycle biologique. Les pertes déclarées dans le rapport d'autoévaluation pourraient être utilisées pour éclairer les décisions concernant la compensation, mais les valeurs ne devraient pas être traitées comme exactes.

Importance de la mortalité déclarée

Il est difficile de déterminer l'importance de la mortalité déclarée, car elle dépend de nombreuses sources d'information dont certaines ne sont peut-être pas disponibles.

Pertes annuelles déclarées dans le document d'autoévaluation

Les pertes déclarées dans le document d'autoévaluation sont présentées dans le tableau 5 et le tableau 6. Comme nous l'avons vu dans les sections précédentes, la collecte et l'analyse de ces données comportent à la fois des forces et des limites. Il est recommandé que les études futures à cet endroit abordent ces préoccupations, en particulier l'inclusion d'une mesure de l'incertitude. Les pertes déclarées ne doivent pas être traitées comme des pertes exactes; toute utilisation de ces valeurs doit être assortie de la stipulation qu'il existe de multiples sources d'incertitude qui peuvent modifier les valeurs si d'autres renseignements deviennent disponibles.

Tableau 5. Nombre de poissons impactés corrigé en fonction du débit et résultats du modèle d'âge équivalent (MAE), du modèle de production perdue et du modèle de rendement équivalent (MRE) de l'échantillonnage de l'impaction à la CNPL entre octobre 2013 et août 2014. Modification du document d'autoévaluation (EcoMetrix 2017). Les tirets indiquent que le modèle n'a pas été utilisé pour cette espèce. La production perdue a été calculée pour les espèces fourragères seulement, et le rendement équivalent a été calculé seulement pour les espèces visées par une pêche CRA.

Espèce	Nombre de poissons impactés	Équivalents d'âge 1	Production perdue (kg)	Rendement équivalent (kg)
Morue franche	160	174	-	41
Hareng de l'Atlantique	27 708	29 602	-	2 070
Épinoche tacheté	1 115	1 102	0,5	-
Homard d'Amérique	2	3	-	1
Crevette nordique	6 206	5 773	-	18
Éperlan	569	779	10,7	-
Merluche rouge	1 945	1 840	-	345
Crabe commun	479	93 288	-	27
Sigouine de roche	43	154	0,4	-
Chaboisseau à épines courtes	629	1 100	-	24
Plie rouge	2 055	2 558	-	170

Tableau 6. Pertes et résultats corrigés en fonction du débit du modèle d'âge équivalent (MAE), du modèle de production perdue et du modèle de rendement équivalent (MRE) de l'échantillonnage de l'entraînement à la CNPL entre octobre 2014 et octobre 2015. Modification du document d'autoévaluation (EcoMetrix 2017). Les tirets indiquent que la classe d'âge (œufs par rapport aux larves) n'a pas été recueillie ou que le modèle n'a pas été utilisé pour cette espèce.

Espèce	Débit – nombre corrigé d'œufs	Débit – nombre corrigé de larves	Équivalents d'âge 1 (œufs et larves)	Production perdue (kg)	Rendement équivalent (kg)
Plie canadienne	5 242 871	-	103	-	10
Morue franche	-	443 904	1 041	-	206
Hareng de l'Atlantique	-	1 281 942	3 639	-	276
Motelle à quatre barbillons	268 139 591	225 841	281 445	8 990	-
Homard d'Amérique	-	427 119	3 441	-	739
Crevette nordique	-	231 505 075	12 999 625	-	41 386

Espèce	Débit – nombre corrigé d'œufs	Débit – nombre corrigé de larves	Équivalents d'âge 1 (œufs et larves)	Production perdue (kg)	Rendement équivalent (kg)
Merluche rouge	20 639 392	-	38 452	-	7 281
Crabe commun	-	333 596 420	25 332 057	-	2 689
Sigouine de roche	-	7 259 390	928 090	10 437	-
Merlu argenté	20 512 173	-	108	-	8
Turbot de sable	17 559 873	-	322	-	3
Plie rouge	-	580 797	35 553	-	2 939

Renseignements généraux pertinents pour discuter des répercussions

La quantification de la réponse d'une population à un facteur de stress est complexe et peut nécessiter des renseignements détaillés sur de nombreuses composantes de la dynamique de la population (c.-à-d. la croissance, la mortalité, les déplacements). Ce niveau de détail dans les données disponibles est souvent insuffisant, ou il n'est pas raisonnable de mener des évaluations pour chaque espèce et facteur de stress. Lorsqu'on discute des répercussions des pertes attribuables à la CNPL sur les espèces environnantes et des mesures de compensation correspondantes, des renseignements sur les caractéristiques de la population, le moment de la mortalité et les effets cumulatifs peuvent être utiles. Lorsque des renseignements propres à une espèce ou à une population sont rares ou indisponibles, la prise en considération de ces trois catégories et de la façon dont elles sont liées, ainsi qu'une compréhension de base de la dynamique des populations, peuvent permettre une évaluation qualitative de l'impact potentiel.

Caractéristiques de la population

Bien que deux espèces puissent perdre le même nombre d'individus, l'impact sur la population dépendra de plusieurs facteurs. La taille et l'état d'une population, les caractéristiques du cycle biologique et la proportion de la population qui rencontre la source de mortalité sont tous des facteurs qui contribuent à l'impact au niveau de la population. Par exemple, on s'attend à ce que l'impact soit faible sur une espèce abondante à stratégie r (c.-à-d. les espèces qui ont un taux de reproduction élevé et une courte durée de vie comparable) ayant une grande aire de répartition géographique, comme le hareng de l'Atlantique, même si un grand nombre de pertes ont été déclarées (par rapport à d'autres espèces). En revanche, même avec un taux de mortalité très faible, l'incidence sur une population comme l'unité désignable du saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy serait probablement élevée en raison de la taille de la population (faible; MPO 2020) et de l'état de la population (en voie de disparition; COSEPAC 2010). La taille et l'état de la population influenceront également sur d'autres processus des dynamiques de la population qui dépendent de la densité.

De plus, lorsqu'on discute des répercussions possibles sur la population, il est important de faire la distinction entre une réduction de la population totale et un épuisement localisé. Il est possible qu'un taux de mortalité élevé entraîne un épuisement localisé et des effets négligeables sur la taille globale de la population. On s'attendrait à ce que ce soit le cas pour les espèces dont l'aire de répartition géographique est vaste et dont la population est unique et bien diversifiée.

Moment de la mortalité

Les répercussions à l'échelle de la population dépendent du stade biologique qui est touché, surtout s'il y a un potentiel d'effets compensatoires (Rose *et al.* 2001). En général, les poissons acquièrent une plus grande valeur reproductive pour une population à mesure qu'ils vieillissent, de sorte que la perte d'un juvénile n'équivaut pas à la perte d'un adulte reproducteur. De plus,

la durée et la tendance d'un « événement » de mortalité ont une incidence sur l'impact au niveau de la population. Les deux extrêmes de ce spectre sont la mortalité chronique continue et les événements épisodiques courts et discrets (p. ex. Callaway *et al.* 2013).

Par exemple, les adultes reproducteurs qui sont constamment soumis à un taux de mortalité élevé peuvent contribuer à un taux de mortalité total élevé pour la population, ce qui réduit le nombre de recrues et le taux de croissance de la population. Cela entraînerait probablement un déclin marqué de la population. À l'inverse, un seul événement de mortalité épisodique touchant seulement les œufs peut être compensé par des effets compensatoires (Rose *et al.* 2002) si les œufs restants ont maintenant une plus grande chance de survie en raison d'une réduction de la compétition pour les ressources.

Effets cumulatifs

Une pression accrue sur une population réduit généralement la productivité et la taille globale de la population. Il peut y avoir de multiples sources d'un seul facteur de stress, comme la mortalité directe, qui peuvent agir de façon cumulative. Par exemple, les pertes liées à l'impaction ou à l'entraînement à la CNPL s'ajoutent à celles des autres sources de mortalité directe (naturelle, par pêche, autres sources anthropiques, etc.). Une population peut aussi subir d'autres facteurs de stress qui réduisent sa productivité, comme ceux liés à l'accès à l'habitat, à la disponibilité des éléments nutritifs, à la température et aux sources de nourriture (MPO 2014). Les facteurs de stress peuvent être additifs (c.-à-d. qu'ils sont indépendants) ou multiplicatifs, et l'effet sur la productivité peut être plus important que la simple combinaison des impacts individuels. Lorsqu'on discute de l'incidence des pertes attribuables à l'impaction et à l'entraînement pour une population, il faut tenir compte des effets cumulatifs causés par d'autres facteurs de stress sur la population.

La mortalité annuelle déclarée aura-t-elle un effet sur les niveaux de population localisés?

Pour la majorité des espèces impactées et entraînées à la CNPL, il est probable que seule une petite proportion de la population générale entre en contact avec l'installation. Pour les espèces dont l'aire de répartition géographique est importante et dont la population est en bonne santé, même dans le cas extrême où 100 % des individus de la région sont impactés ou entraînés, il est peu probable qu'il y ait épuisement local, en raison du maintien d'une source qui n'entrerait pas en contact avec l'installation. Comme cela a été mentionné précédemment, les caractéristiques de la population, le moment de la mortalité et la possibilité d'effets cumulatifs devraient également être pris en considération lors de l'examen des répercussions pour des espèces et des populations particulières. À l'aide des pertes signalées dans le document, des exemples de potentiel d'impact modéré et faible sont décrits ci-dessous. Bien qu'aucun cas n'ait été signalé, le saumon atlantique est utilisé comme exemple d'espèce à impact élevé. Il existe de multiples sources d'incertitude dans le calcul des pertes déclarées et, bien qu'elles constituent la base pour aller de l'avant, les pertes déclarées ne devraient pas être considérées comme infaillibles. Pour la majorité des espèces, les pertes déclarées sont relativement faibles et entraîneraient probablement un faible impact au niveau de la population.

- **Potentiel d'impact élevé** : impaction du saumon atlantique adulte

Les unités désignables (UD) de l'intérieur de la baie de Fundy, de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du sud du saumon atlantique sont considérées comme en voie de disparition par le COSEPAC (COSEPAC 2010), et l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy est également une espèce inscrite sur la liste de la LEP. Il est possible que des adultes en migration de n'importe laquelle de ces unités entrent en contact avec la CNPL. En raison de la

très faible taille de la population, de la valeur élevée des adultes reproducteurs, du potentiel constant de mortalité par impaction et des facteurs de stress supplémentaires déjà subis par l'espèce, on s'attend à ce que toute mortalité directe supplémentaire attribuable à la CNPL ait une incidence importante sur la population.

- **Potentiel d'impact modéré** : entraînement des larves de crevettes nordiques

La crevette nordique a une aire de répartition circumpolaire discontinue, une partie de son aire de répartition s'étendant le long de la côte est de l'Amérique du Nord jusqu'au Massachusetts, aux États-Unis (Shumway et al. 1985). La crevette nordique dans la baie de Fundy fait partie de la zone de pêche à la crevette (ZPC) 16, mais on ne sait pas si elle fait partie du stock du golfe du Maine (GdM), du stock de l'est du plateau néo-écossais (PNE) ou d'une autre population distincte. Le stock du GdM fait l'objet d'un moratoire sur la pêche depuis 2014, et, en 2018, il est encore très probable que le stock soit à un faible niveau d'abondance (ASMFC 2018). De plus, on estime que le recrutement est faible, et l'ASMFC (2018) recommande d'examiner si les changements climatiques, l'augmentation de la prédation ou d'autres facteurs écosystémiques peuvent contribuer à la faible productivité du stock. Le stock du PNE est considéré comme étant dans la zone saine, et il n'y a pas de pêche active dans la ZPC 16 (MPO 2021a).

La mortalité signalée à la CNPL a été estimée à plus de 200 millions de larves entraînées chaque année. Bien qu'on s'attende à ce que seule une faible proportion du stock du GdM entre en contact avec la CNPL, l'impact de la mortalité déclarée à la CNPL peut être modéré si les larves proviennent du stock du GdM en raison du mauvais état du stock et des préoccupations au sujet du faible recrutement et de la faible productivité. Si les larves de crevettes identifiées dans l'étude proviennent du stock du PNE, les répercussions pourraient être moindres compte tenu des estimations fiables de la population (MPO 2021a).

- **Potentiel d'impact faible** : impaction du homard d'Amérique

Le homard d'Amérique est présent dans l'ensemble de la baie de Fundy et est pêché commercialement autour de la CNPL dans la zone de pêche du homard (ZPH) 36. Le stock de la ZPH 36 est considéré comme étant dans la zone saine avec une des captures par unité d'effort élevées et soutenues depuis 2013; au-dessus du point de référence supérieur du stock. On estime que le recrutement est élevé et que les débarquements commerciaux ont atteint des niveaux records en 2018 (MPO 2021b).

On a estimé que les pertes annuelles déclarées à la CNPL étaient inférieures à 500 000 larves entraînées. Étant donné les faibles pertes déclarées, combinées à une population en santé et à l'augmentation du recrutement, les répercussions sur les populations de homards d'Amérique attribuables à la CNPL sont probablement faibles.

La mortalité annuelle déclarée entraînera-t-elle des pertes de productivité dans l'avenir?

Lorsqu'un poisson est retiré d'une population par mortalité directe, son potentiel reproducteur futur est perdu. La perte d'un poisson d'une population affecte la dynamique de la population et peut affecter la productivité future du stock. En général, à mesure qu'un facteur de stress augmente, la productivité d'une population de poissons diminue, mais cette relation peut être modifiée en fonction du potentiel d'effets dépendant de la densité (MPO 2014). Par exemple, une courbe de Beverton-Holt modélise la relation entre le nombre de reproducteurs et le nombre de recrues (figure 1). Un changement dans le nombre de reproducteurs se traduira par un changement dans le nombre de recrues, mais le taux de changement dépend du nombre de reproducteurs au départ, même lorsque la perte absolue de reproducteurs est équivalente. Dans la figure 1, une réduction de 15 à 5 reproducteurs entraîne une réduction de 22,5 recrues

(A), tandis qu'une réduction de 80 à 70 reproducteurs entraîne une réduction de moins d'une recrue (B).

La nature continue des pertes liées à l'impaction et à l'entraînement à la CNPL peut entraîner une réduction de la productivité d'une espèce à un niveau inférieur à ce qu'elle serait en l'absence d'effets de la CNPL. Cette réduction serait proportionnelle au degré de perte lié à l'impaction et à l'entraînement de la population. La perte de productivité n'est pas abordée dans le document d'autoévaluation, mais elle peut justifier la prise en considération dans des études futures, surtout s'il y a des changements aux taux d'impaction ou d'entraînement, aux stades biologiques touchés ou à l'état de la population des espèces identifiées dans l'étude. Bien qu'il soit possible que les pertes actuelles déclarées de n'importe quelle espèce à la CNPL entraînent une perte de productivité future, les pertes déclarées sont généralement faibles, et se produisent au tout début du cycle biologique, et l'incidence globale serait probablement faible pour la majorité des espèces.

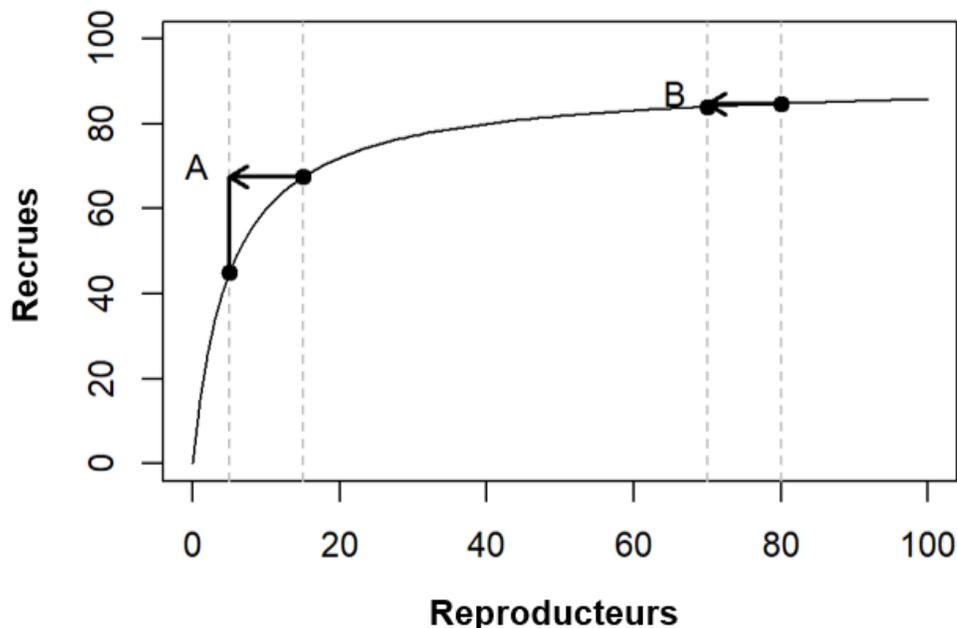


Figure 1. Courbe de recrutement du stock de Beverton-Holt pour une population hypothétique. Les lignes pointillées verticales représentent une réduction de 10 reproducteurs à deux abondances différentes de reproducteurs débutants pour illustrer la différence dans la diminution correspondante du nombre de recrues.

Le rapport donne les taux de mortalité. Peut-on extrapoler ces données pour indiquer une incidence sur les pêches CRA?

Dans le cadre du document d'autoévaluation, les débarquements commerciaux de la région des Maritimes et la perte de rendement équivalente en dollars ont été présentés à titre de comparaison avec les pertes déclarées à la CNPL. La perte de rendement équivalente fournit le contexte, mais n'est pas équivalente à la perte de ce montant provenant directement de la pêche. Plusieurs hypothèses sont nécessaires pour comparer les pertes déclarées à la CNPL à la valeur commerciale. Premièrement, on suppose que les individus aux premiers stades biologiques qui entrent en contact avec la CNPL proviennent des mêmes populations qui contribuent aux débarquements commerciaux. Deuxièmement, la perte d'individus aux premiers stades biologiques à la CNPL aura des répercussions directes ou indirectes au niveau de la

population. Enfin, les mesures de contrôle des pêches (quotas de prises ou effort de pêche) sont sensibles aux changements dans la population attribuables aux pertes à la CNPL.

Importance des conclusions sur la mortalité déclarée

Lorsqu'on se penche sur l'« importance » de la mortalité déclarée pour les espèces autour de la centrale de Point Lepreau et des mesures de compensation correspondantes, les renseignements sur les caractéristiques de la population, le moment de la mortalité et les effets cumulatifs peuvent être utiles au processus décisionnel. Même lorsque l'information propre à une espèce ou à une population est rare ou indisponible, la prise en considération de ces trois catégories et de la façon dont elles sont liées, ainsi que la compréhension des dynamiques de la population, peuvent permettre une évaluation qualitative de l'impact potentiel. Pour la majorité des espèces impactées et entraînées à la CNPL, les répercussions à l'échelle de la population et les pertes de productivité future sont probablement faibles. Il y a quelques exceptions, comme la crevette nordique, en raison de la faible taille de la population et de l'état de la population du golfe du Maine. La conclusion de faible impact sur la population pour la plupart des espèces est fondée sur les pertes déclarées dans le document d'autoévaluation. Comme nous l'avons vu dans les sections précédentes, la collecte et l'analyse de ces données présentent à la fois des forces et des limites, et les études futures à cet endroit bénéficieraient d'un plan d'étude qui intègre une mesure de l'incertitude. Les pertes déclarées et leurs répercussions correspondantes peuvent changer si d'autres renseignements deviennent disponibles, ou s'il y a des changements dans la taille de la population, son état ou son exposition à d'autres facteurs de stress.

Quelles sont les méthodes d'atténuation et de compensation possibles qui pourraient être mises en œuvre pour réduire les répercussions associées aux opérations de la CNPL?

Une fois que les répercussions associées à la CNPL ont été correctement déterminées et quantifiées, il est nécessaire de discuter des mesures d'atténuation et de compensation possibles. Au moment de la publication du présent rapport, les mesures de compensation étaient déjà convenues, et les options décrites dans Ecometrix (2017) n'ont pas été abordées dans le présent document.

Mesures déjà en place à la centrale nucléaire de Point Lepreau

Les auteurs décrivent trois mesures d'atténuation suggérées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA 2014) qui sont déjà en place pour la CNPL. Premièrement, la structure de la prise d'ER est située au large des côtes (environ 700 m) et est conçue pour empêcher les organismes d'accéder facilement à la structure de prise d'eau. Ces éléments de conception comprennent : une prise submergée limitant la vitesse d'entrée d'eau qui modifie les conditions d'écoulement, ce qui permet aux poissons de détecter et d'éviter plus facilement la structure, et un fond modifié avec une colonne montante de 2,5 m et une bordure pour empêcher les organismes benthiques de s'infiltrer facilement dans la structure de prise d'eau. Ces éléments de conception sont considérés comme des pratiques exemplaires par ECCC (anciennement Environnement Canada 1985) et l'USEPA (2014). Deuxièmement, la vitesse de l'écoulement est considérée comme faible (0,27 m/s) par rapport aux capacités de nage des espèces de poissons dominantes dans la région. Cette vitesse d'écoulement au bord de la prise d'eau est environ le double de la vitesse recommandée pour la « meilleure technologie disponible » de 0,15 m/s (USEPA 2014). De plus, le système de prise d'eau a été conçu pour accueillir deux centrales, avec un débit de prise d'eau de 0,47 m/s lorsque deux tranches sont en exploitation. Par conséquent, si une deuxième tranche était installée, la vitesse de prise

d'eau serait supérieure à la vitesse de nage déclarée de nombreuses espèces de poissons résidents. Enfin, des arrêts nécessaires pour l'entretien de la centrale sont prévus lorsqu'on sait qu'il y a une abondance importante d'organismes dans la région entourant la centrale de Point Lepreau. Il n'existe pas de données pluriannuelles sur l'abondance propres au site pour la CNPL; par conséquent, il n'existe aucun moyen fiable de prévoir les profils d'abondance des espèces préoccupantes pour planifier les arrêts prévus. Une fois que les tendances saisonnières en matière d'abondance sont caractérisées, des arrêts prévus qui devraient se produire en même temps que les périodes d'abondance élevée des animaux ou les périodes de frai pourraient réduire les événements d'impaction ou d'entraînement importants.

Autres mesures d'atténuation possibles

Les auteurs ont proposé de tenir compte de deux autres éléments de conception qui pourraient aider à atténuer l'impaction des poissons, soit : des filtres de prise d'eau grossiers et la construction d'un système de retour de poissons (SRP). Ces modifications de conception seraient ajoutées aux structures existantes. Les modifications proposées à la conception peuvent aider à réduire l'impaction des espèces de plus grande taille, mais ne réduiront pas l'entraînement des œufs ou des larves.

Le filtre grossier de prise d'eau, qui serait installé à la prise d'ER actuelle, est une caractéristique de conception recommandée par l'USEPA comme moyen de réduire l'impaction de grands organismes (USEPA 2011). Selon la taille du maillage, cela empêcherait des espèces comme les phoques de se frayer un chemin dans le système d'ER. Le filtre grossier de prise d'eau peut également réduire la vitesse au sommet de l'eau aspirée dans le système d'ER, ce qui peut réduire l'impaction et l'entraînement des espèces qui nagent lentement. Comme l'ont fait remarquer les auteurs, les biosalissures et les blocages de prise d'eau peuvent devenir un problème qui pourrait compromettre l'efficacité du circuit de refroidissement et, par conséquent, la sûreté du réacteur nucléaire. En raison de l'emplacement de la prise d'ER, l'entretien régulier serait difficile. Les auteurs ont suggéré qu'une analyse coûts-avantages comprenant les coûts d'entretien et les préoccupations en matière de sécurité de l'installation d'un filtre grossier devrait être effectuée avant d'aller de l'avant avec toute modification.

La deuxième option de conception proposée par les auteurs pour atténuer la mortalité liée à l'impaction des poissons était la construction d'un SRP. Un SRP permettrait aux poissons et à d'autres organismes impactés sur les filtres mobiles du système d'ER d'être retirés vivants et retournés à l'océan. Le rapport d'autoévaluation a fourni un résumé des facteurs de conception, comme la dynamique du débit, nécessaires à un SRP efficace (EcoMetrix 2017; tableau 10.1), qui ont été modifiés à partir de l'EPRI (2015). Selon les auteurs du document d'autoévaluation et du rapport de conception technique du circuit de refroidissement de la CNPL (Albery, Pullerits, Dickson and Associates 1982), bon nombre des composants nécessaires à un SRP sont déjà en place. Par exemple, le système automatisé de lavage des filtres, qui soulève et lave périodiquement les débris des filtres mobiles, pourrait être adapté pour faire partie d'un SRP. Les organismes peuvent subir des blessures traumatiques et souvent mortelles lorsqu'ils sont impactés, même pendant une courte période, et les adaptations du système existant devraient donc en tenir compte.

Conclusions sur les mesures d'atténuation et de compensation

Plusieurs mesures d'atténuation sont actuellement utilisées par la CNPL pour limiter l'impaction et l'entraînement des poissons et des invertébrés. La forme et l'emplacement de la prise d'ER sont considérés comme des pratiques exemplaires par l'USEPA (2014), mais des améliorations pourraient être apportées aux vitesses de prise d'eau à la centrale afin de réduire davantage l'impaction et l'entraînement. Des arrêts prévus pendant les périodes de forte densité des

larves/œufs pour les espèces préoccupantes sont également envisagés, mais il faudrait davantage de données pour prendre des décisions fondées sur des données probantes quant au moment et à la durée de ces arrêts. Des améliorations apportées à la structure existante, comme l'installation d'un filtre grossier de prise d'eau et d'un système de retour des poissons, pourraient réduire davantage l'impaction de gros poissons et mammifères, bien que les biosalissures puissent présenter un risque pour la sécurité si l'eau de refroidissement est incapable de refroidir efficacement les réacteurs nucléaires. Les projets de restauration de l'habitat, comme la plantation d'herbiers de zostère, sont une option raisonnable pour compenser les pertes attribuables à l'exploitation de la CNPL. Une approche ciblée visant à améliorer l'habitat des espèces les plus touchées par la CNPL offrirait les avantages les plus directs et pourrait justifier une étude.

Conclusions

L'exploitation de la CNPL entraîne la mort des poissons principalement par l'entraînement des œufs et des larves. Pour la majorité des espèces, les pertes déclarées à la CNPL dans le document d'autoévaluation entraîneraient probablement un faible impact au niveau de la population et une faible incidence sur la productivité future. Un faible niveau d'impact est attribuable aux pertes relativement faibles déclarées et aux rendements équivalents correspondants. La crevette nordique est l'espèce dont la perte déclarée est la plus importante, et l'impact sur sa population pourrait être modéré. On estime qu'environ 232 millions de larves, soit un rendement de pêche équivalent de 41 millions de tonnes, sont perdues chaque année. Bien que la population d'origine soit inconnue, il pourrait s'agir du stock du golfe du Maine, qui fait actuellement l'objet d'un moratoire de pêche en raison du mauvais état du stock et du faible recrutement.

Bien que les méthodes et les analyses sur le terrain aient suivi les pratiques exemplaires pour estimer les pertes dues à l'impaction et à l'entraînement, il y a plusieurs sujets de préoccupation qui introduisent un élément d'incertitude dans les pertes déclarées finales. Tout d'abord, l'échantillonnage de l'entraînement n'était peut-être pas représentatif des espèces ou des densités disponibles dans le bassin de mise en charge. Le nombre et le moment de prélèvement des échantillons étaient limités; on a supposé que le bassin de mise en charge était bien diversifié, et il n'y avait aucune possibilité de répétition dans le plan d'échantillonnage. Deuxièmement, des erreurs dans le traitement des données brutes, comme l'identification erronée des animaux aux stades des larves par rapport aux juvéniles, peuvent sous-estimer la survie jusqu'à l'âge 1. Étant donné qu'on a estimé que des millions de larves de nombreuses espèces étaient entraînées, la valeur réelle pourrait être surdéclarée ou sous-déclarée de plusieurs ordres de grandeur. Troisièmement, l'extrapolation des données brutes aux pertes annuelles corrigées en fonction du débit présentées dans le document soulève de graves préoccupations en raison du faible volume d'échantillons, de la faible fréquence d'échantillonnage, de l'inflation zéro des données et de l'absence d'incertitude numérique des résultats. Par exemple, 9 des 120 échantillons d'entraînement contenaient une seule larve de hareng de l'Atlantique. Ces neuf échantillons ont été corrigés en fonction du débit, ce qui représente une perte totale de plus de 1,2 million de larves. Enfin, les trois modèles utilisés dans l'étude ont traité tous les paramètres du cycle biologique comme étant connus et fixes.

Les études futures portant sur l'impaction et l'entraînement à la CNPL bénéficieraient d'un plan d'étude comprenant un échantillonnage aléatoire avec stratification temporelle, ce qui répondrait à bon nombre des préoccupations entourant l'absence de valeurs d'incertitude et les problèmes liés à la taille et au moment de l'échantillonnage. L'hypothèse selon laquelle le bassin de mise en charge est bien diversifié et que les organismes entraînés sont uniformément

répartis dans l'ensemble du bassin devrait faire l'objet d'une étude distincte. L'inclusion d'un quatrième modèle pour évaluer le potentiel reproductif perdu par les individus impactés ou entraînés serait bénéfique pour clore le cycle de vie lors de l'évaluation des pertes à la CNPL. Enfin, tous les modèles bénéficieraient de l'inclusion d'une mesure de l'incertitude numérique dans les paramètres du cycle biologique plutôt que de les traiter comme connus et fixes. En raison des problèmes relevés dans le cadre de cet examen, les pertes déclarées et les répercussions correspondantes peuvent changer si d'autres renseignements deviennent disponibles, ou s'il y a des changements dans la taille et l'état des populations touchées.

Collaborateurs

Nom	Organisme d'appartenance
Samantha Fulton (responsable)	Direction des Sciences du MPO, région des Maritimes
Michael Adams	Direction des Sciences du MPO, région des Maritimes
Tara McIntyre	Direction des Sciences du MPO, région des Maritimes
Nicolas Rolland	Direction des Sciences du MPO, région du Golfe
Jean-Francois Mallet	Écosystèmes aquatiques, région du Golfe
Abbie Martyn	Écosystèmes aquatiques, région du Golfe
Alicia Cassidy	Direction des Sciences du MPO, région du Golfe

Approuvé par

Francine Desharnais
Directrice régionale, Sciences
Région des Maritimes du MPO
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Date : le 19 septembre 2024

Sources de renseignements

- Albery Pullerits Dickson and Associates. 1982. The New Brunswick Electric Power Commission Point Lepreau Generating Station design manual cooling water structures main pumphouse. 87-DM-23003-01. 70 p.
- [Arcadis] Arcadis Canada, Inc. 2016a. Progress report impingement monitoring at Point Lepreau Generating Station 2013-2014. Report prepared for Point Lepreau Generating Station.
- [Arcadis] Arcadis Canada, Inc. 2016b. Entrainment monitoring plan and implementation plan for Point Lepreau Generating Station. Report prepared for Point Lepreau Generating Station.
- [ASMFC] Atlantic States Marine Fisheries Commission. 2018. Northern Shrimp benchmark stock assessment and peer review report. 356 p.

Région des Maritimes

- Bamber, R.N. and Seaby, R.M.H. 2004. [The effects of power station entrainment passage on three species of marine planktonic crustacean, *Acartia tonsa* \(Copepoda\), *Crangon crangon* \(Decapoda\), and *Homarus gammarus* \(Decapoda\)](#). Mar. Environ. Res. 57(4): 281–294.
- Barnthouse, L.W., Fietsch, C.-L., and Snider, D. 2019. [Quantifying restoration offsets at a nuclear power plant in Canada](#). Environ. Manag. 64: 593–607.
- Callaway, R., Burdon, D., Deasey, A., Mazik, K., and Elliott, M. 2013. [The riddle of the sands: how population dynamics explains causes of high bivalve mortality](#). J. Appl. Ecol. 50(4): 1050–1059.
- Clark, K.J., Clark, D.S., Andrushchenko, I.V. and Swain, D.P. 2015. [Recovery Potential Assessment \(RPA\) for the Southern Designatable Unit \(NAFO Divisions 4X5Yb and 5Zjm\) of Atlantic Cod \(*Gadus morhua*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/069. v + 58 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](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xlvii + 136 pp.
- Dadswell, M.J., and Rulifson, R.A. 2021. [A review of the fishes and fisheries of Minas Basin and Minas Passage, Nova Scotia, and their potential risk from tidal power development](#). Proc. Trans. N. S. Inst. Sci. 51(1): 39–125.
- Environment Canada. 1985. Environmental codes of practice for steam electric power generation. Environ. Pro. Ser. Rep. Series. EPS 1/PG/1.
- EcoMetrix Incorporated. 2017. Self-Assessment of I&E Losses at Point Lepreau Generating Station. Report prepared for New Brunswick Power.
- [EPRI] Electric Power Research Institute. 2004. Extrapolating impingement and entrainment losses to equivalent adults and production foregone. EPRI Report 1008471, Palo Alto, California.
- [EPRI] Electric Power Research Institute. 2015. Design of fish return systems and operations/maintenance guidelines. EPRI Report 3002001422, Palo Alto, California.
- Fogarty, M.J. and Idoine, J.S. 1986. [Recruitment dynamics in an American Lobster \(*Homarus americanus*\) population](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43(11): 2368–2376.
- Gendron, L. and P. Gagnon. 2001. Impact of various fishery management measures on egg production per recruit in American lobster (*Homarus americanus*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2369: vi + 31 p.
- Hardie, D., Covey, M., and Cook, A. 2018. 2015 Eastern Scotian Shelf Shrimp (*Pandalus borealis*) Framework. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/005. vi + 117 p.
- Koeller, P. 2006. Inferring shrimp (*Pandalus borealis*) growth characteristics from life history stage structure analysis. J. Shellfish Res. 25(2): 595–608.

Région des Maritimes

- Kumar, K.D., and Griffith, J.S. 1977. Temporally Stratified Sampling Programs for Estimation of Fish Impingement. In fourth national workshop on entrainment and impingement. Edited by L.D. Jensen. Ecological Analysts, Inc., Melville, N.Y., 1978
- MPO. 2014. [Cadre scientifique pour évaluer la réponse de la productivité des pêches à l'état des espèces ou des habitats](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/067.
- MPO. 2020. [Estimation de l'abondance de la population adulte du saumon atlantique revenant frayer à l'intérieur de la baie de Fundy \(IBF\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/027.
- MPO. 2021a. [Mise à jour de 2020 sur l'état des stocks de crevettes nordiques de l'est du plateau néo-écossais \(ZPC 13–15\)](#). Secr. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/014.
- MPO. 2021b. [Évaluation du homard d'Amérique \(*Homarus americanus*\) dans les zones de pêche du homard 35 à 38](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/020.
- MPO. 2021c. [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. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/005.
- Nelson, G.A. 2006. A guide to statistical sampling for the estimation of river herring run size using visual counts. Massachusetts Div. Mar. Fish. Tech. Rep. TR-25. 27 p.
- Rose, K.A., Cowan, J.H. Jr., Winemiller, K.O., Myers, R.A. and Hilborn, R. 2002. [Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis](#). Fish Fish. 2(4): 293–327.
- Shumway, S.E., Perkins, H.C., D.F. Schick, and A.P. Stickney. 1985. Synopsis of biological data on the Pink Shrimp, *Pandalus borealis* Krøyer, 1838. NOAA Tech. Rept. NMFS 30.
- Singh, R., Knox, D. et MacIntyre, A. 2020. [Cadre d'évaluation pour le hareng du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et de la baie de Fundy 2019 : Intrants de données](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/028. v + 129 p.
- Skúladóttir, U. 1996. Length and weight at age of Northern Shrimp (*Pandalus borealis* Kr.) at the Flemish Cap in 1996 from Iceland samples. NAFO SCR Doc 96/100. 7p.
- Stephenson, R.L. and Power, M.J. 1988. Semidiel vertical movements in Atlantic Herring *Clupea harengus* larvae: a mechanism for larval retention? Mar. Ecol. Prog. Ser. 50(1/2): 3–11.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2006. Regional benefits analysis of the final Section 316(b) Phase III Existing Facilities Rule. Office of Water. EPA-821-R-04-007.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2011. Environmental and economic benefits analysis for proposed Section 316(b) Existing facility Rule. EPA-821-R-11-002.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2014. National pollutant discharge elimination system - Final regulations to establish requirements for cooling water intake structures at existing facilities and amend requirements at Phase I facilities. Fed. Reg. Vol 79, No. 158, 40 CFR parts 122 and 125.
- Van Guelpen, L., Goodwin, C., Milne, R., Pohle, G., and Courtenay, S. 2021. [Distribution and structure of coastal ichthyoplankton communities of the Bay of Fundy in southern New Brunswick, Canada](#). Mar. Biol. 51: 2

Wilder, D.G. 1953. [The growth rate of the American Lobster \(*Homarus americanus*\)](#). J. Fish. Res. Board Can. 10(7): 371–412.

Le présent rapport est disponible auprès du :

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

Courriel : MaritimesRAP.XMAR@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-660-74425-4 N° cat : Fs70-7/2024-037F-PDF

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2024. Détermination de l'importance de la mortalité annuelle déclarée par le promoteur à la centrale nucléaire de Point Lepreau. Secr. can. des avis sci. du MPO, Rép. des Sci. 2024/037.

Also available in English:

DFO. 2024. *Determination of the Significance of Proponent-Reported Annual Mortality at the Point Lepreau Generating Station. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2024/037.*