



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/023

Région de la capitale nationale

Évaluation nationale sommaire des risques (ESR) du poisson rouge, de la carpe Prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire au Canada

J.M. Hill¹, M. Simard¹, A.M. Weise¹, J. Hubbard², S. Kingsbury³

¹Fisheries and Oceans Canada
Maurice Lamontagne Institute
850 route de la mer
Mont-Joli, QC G5H 3Z4
Canada

²Department of Physical and Environmental Sciences
University of Toronto Scarborough
1265 Military Trail
Scarborough, Ontario, M1C 1A4
Canada

³Fisheries and Oceans
BIO, Polaris Building 5Th Floor
1 Challenger Drive
Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2
Canada

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca)



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

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-76510-5 N° cat. Fs70-5/2025-023F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Hill, J.M., Simard, M., Weise, A.M., Hubbard, J., et Kingsbury, S. 2025. Évaluation nationale sommaire des risques (ESR) du poisson rouge, de la carpe Prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/023. ix + 103 p.

Also available in English :

Hill, J.M., Simard, M., Weise, A.M., Hubbard, J., and Kingsbury, S. 2025. National Screening-Level Risk Assessment (SLRA) of Goldfish, Prussian Carp, Chain Pickerel, and Black Crappie in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/023. ix + 90 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	ix
GLOSSAIRE	1
ABRÉVIATIONS.....	1
DÉFINITIONS.....	1
1. INTRODUCTION	3
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	7
2.1. OUTIL CANADIEN D'ÉVALUATION SOMMAIRE DES RISQUES RELATIFS AUX ESPÈCES ENVAHISSANTES ET MODIFICATIONS	7
2.2. ÉCORÉGIONS.....	7
2.3. INTÉGRATION DE L'AVIS DES EXPERTS.....	7
2.4. POINTAGE.....	8
2.5. ÉVALUATION DU NIVEAU DE RISQUE (C.-À-D. LE RISQUE D'INVASION)	9
2.6. VALIDATION DU POINTAGE AVEC DES ÉVALUATEURS SUPPLÉMENTAIRES	10
3. RÉSULTATS.....	15
3.1. POISSON ROUGE.....	15
3.2. CARPE PRUSSIENNE.....	15
3.3. BROCHET MAILLÉ	19
3.4. MARIGANE NOIRE.....	19
3.5. CHANGEMENTS CLIMATIQUES	19
3.6. VALIDATION DU BIAIS DU POINTAGE.....	20
4. DISCUSSION.....	27
4.1. POISSON ROUGE ET CARPE PRUSSIENNE	28
4.2. BROCHET MAILLÉ ET MARIGANE NOIRE.....	30
4.3. ÉLÉMENTS LIMITATIFS.....	33
4.4. SOURCES D'INCERTITUDE	34
4.5. AUTRES CONSIDÉRATIONS	36
5. CONCLUSIONS.....	36
6. REMERCIEMENTS	38
7. RÉFÉRENCES CITÉES	39
ANNEXE 1	61
DIRECTIVES GÉNÉRALES SUR LE POINTAGE ET LA CERTITUDE.....	61
Cotes.....	61
Modifications terminologiques : De l'incertitude à la certitude	61
Pointage par question	61
Groupes d'experts en la matière	61
QUESTION 1 – L'ESPÈCE EST-ELLE ÉTABLIE DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?	63
Cote de risque.....	63
Certitude.....	63

QUESTION 2 – À QUELLE FRÉQUENCE ET EN QUEL NOMBRE S’ATTEND-T-ON À CE QUE L’ESPÈCE ARRIVE DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?.....	65
Cote de risque.....	65
Certitude.....	67
QUESTION 3 : QUELLE PROPORTION DE LA RÉGION ÉVALUÉE PRÉSENTE UN HABITAT PROPICE À L’ESPÈCE?	69
Cote de risque.....	69
Certitude.....	69
QUESTION 4 : QUELLE PROPORTION DE LA RÉGION ÉVALUÉE PRÉSENTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES PROPICES À LA SURVIE DE L’ESPÈCE?	70
Cote de risque.....	70
Certitude.....	71
QUESTION 5 : LA RÉGION ÉVALUÉE REMPLIT-ELLE LES CONDITIONS PARTICULIÈRES DONT L’ESPÈCE A BESOIN POUR SA REPRODUCTION?	75
Cote de risque.....	75
Certitude.....	75
QUESTION 6 : DANS QUELLE MESURE LES AGENTS DE CONTRÔLE NATURELS POURRAIENT-ILS RALENTIR LA CROISSANCE DE LA POPULATION DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?.....	76
Cote de risque.....	76
Certitude.....	77
QUESTION 7 : QUELLE EST LA SUPERFICIE DANS LAQUELLE L’ESPÈCE POURRAIT SE DISPERSER NATURELLEMENT DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?	79
Cote de risque.....	79
Certitude.....	79
QUESTION 8 : QUELLE EST LA SUPERFICIE DANS LAQUELLE L’ESPÈCE POURRAIT SE DISPERSER À CAUSE DE MÉCANISMES ANTHROPIQUES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?.....	80
Cote de risque.....	80
Certitude.....	81
QUESTION 9 : QUELLE EST L’AMPLEUR DE L’IMPACT QUE L’ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LA CROISSANCE D’AUTRES ESPÈCES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?.....	83
Cote de risque.....	83
Certitude.....	83
QUESTION 10 : QUELLE EST L’AMPLEUR DE L’IMPACT QUE L’ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LES COMMUNAUTÉS DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?.....	85
Cote de risque.....	85
Certitude.....	85
QUESTION 11 : QUELLE EST L’AMPLEUR DE L’IMPACT QUE L’ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR L’HABITAT DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?	87
Cote de risque.....	87
Certitude.....	87
QUESTION 12 : QUELLE EST L’AMPLEUR DE L’IMPACT QUE L’ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LA FONCTION DE L’ÉCOSYSTÈME DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?	89

Cote de risque.....	89
Certitude.....	89
QUESTION 13 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE LES MALADIES, LES PARASITES ET LES ORGANISMES ASSOCIÉS À L'ESPÈCE POURRAIENT EXERCER SUR LES AUTRES ESPÈCES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?	91
Cote de risque.....	91
Certitude.....	91
QUESTION 14 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT GÉNÉTIQUE QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LES AUTRES ESPÈCES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?	93
Cote de risque.....	93
Certitude.....	93
QUESTION 15 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LES ESPÈCES MENACÉES OU EN DÉCLIN DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?	95
Cote de risque.....	95
Certitude.....	96
NE PAS NOTER LA QUESTION 16	102
QUESTION 17 : L'ESPÈCE EST-ELLE ENVAHISSANTE OU EST-ELLE RÉPUTÉE ENVAHISSANTE AILLEURS DANS LE MONDE?	103
Cote de risque.....	103
Certitude.....	103

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Écorégions d'eau douce au Canada (d'après Abell et al. 2008).....	10
Figure 2. Cotes de probabilité et d'impact (faible (F), modéré (M) et élevé (E)) pour chaque écorégion énumérée (graphiques) pour le poisson rouge, la carpe prussienne, le brochet maillé et la marigane noire. Les intervalles de confiance de 95% sont représentées par des barres d'erreur et indiquent le degré global de certitude pour chaque axe. Dans ce cas-ci, la certitude se définit par la confiance en la qualité des données et non pas la variation écologique.....	17
Figure 3. Cartes thermiques montrant les évaluations finales du risque d'invasion du poisson rouge, de la carpe prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire dans les écorégions canadiennes. Les écorégions colorées en gris représentent l'aire de répartition indigène des espèces qui n'ont pas été évaluées.....	18
Annexe 1, figure 1. Répartition actuelle du poisson rouge, de la carpe prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire en Amérique du Nord. Les données ont été extraites des plateformes de données SMIB, iNaturalist, EDDmaps et USGS. Certaines plateformes de données ne comportaient pas de rapports pour certaines espèces (USGS pour la carpe prussienne, EDDMaps pour la marigane noire et le brochet maillé et le SMIB pour la marigane noire).....	64
Annexe 1, figure 2. Tiré de Chan et al. 2022 (Figure 11E). Le nombre prévu et la distribution spatiale des ménages qui relâchent des organismes d'aquarium dans l'eau par an au Canada, générés par une analyse de sensibilité, où la proportion de ménages possédant des aquariums, $p(Aq) = 10,6 \%$, et la proportion de ménages possédant des aquariums et qui relâchent le poisson à l'eau, $p(Rel Aq) = 2,0 \%$. Les valeurs $< 0,5$ ont été considérées comme nulles. Chaque grille représente une couverture spatiale de 50 km x 50 km. Pour faciliter le pointage, utiliser l'image présentée dans la publication originale.....	66
Annexe 1, figure 3. Correspondance climatique (%) du poisson rouge, de la carpe prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire avec les écorégions.....	74
Annexe 1, figure 4. Tiré de Chu et al. 2015 (figure 4B). Indice combiné à huit catégories des indices de biodiversité des poissons d'eau douce (BIO), des conditions environnementales (ENV) et du stress anthropique (STR) pour 953 bassins versants tertiaires au Canada lors de périodes récentes. L'information sur les conditions environnementales récentes a été recueillie entre 1981 et 2010, l'information sur le stress anthropique a été recueilli entre 2006 et 2008 et la biodiversité des poissons d'eau douce a été recueillie à partir de la base de données de Chu et al. (2003). HI et Lo représentent l'indice de biodiversité basé sur la présence (HI) ou l'absence (Lo) d'espèces inscrites au COSEPAC.....	77

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Écorégions canadiennes définies par Abell <i>et al.</i> (2008; disponible à https://feow.org/ , en anglais seulement) et les provinces et territoires associés. Les provinces et les territoires sont énumérés par ordre décroissant de la proportion d'écorégions situées à l'intérieur des frontières provinciales.	11
Tableau 2. Questions du CMIST (Drolet <i>et al.</i> 2016) avec un résumé des considérations relatives au pointage. Les sources de données/références (en exposant) sont indiquées sous le tableau. Des renseignements supplémentaires sur la façon dont les questions et les certitudes ont été notées et pondérées sont décrits en détail à l'annexe 1.	12
Tableau 3. Résumé des réponses aux questions sur la probabilité d'une invasion (questions 1 à 8) pour chaque espèce. Les écorégions qui ont obtenu une cote élevée = E et celles qui ont obtenu une cote faible = F sont identifiées par le nombre (référence croisée avec le tableau 1), toutes les autres écorégions ont obtenu des cotes modérées. Le nombre total d'écorégions pour chaque catégorie se trouve entre parenthèses (exemple : le poisson rouge a obtenu une cote élevée dans neuf écorégions pour la Q2). Les poissons n'étaient pas notés dans leurs écorégions indigènes.	21
Tableau 4. Résumé des réponses aux questions sur l'impact d'une invasion (questions 9 à 17) pour chaque espèce. Les poissons n'étaient pas notés dans leurs écorégions indigènes.	24
Annexe 1, tableau 1. Exemple de méthode de notation de la certitude finale pour les questions 2, 8 et 15.	68
Annexe 1, tableau 2. La correspondance climatique (CC, en %) et la superficie (km ²) par écorégion au Canada, selon les conditions climatiques historiques (1981 à 2000) et projetées (2090 SSP5-8,5), pour le poisson rouge, la carpe prussienne, le brochet maillé et la marigane noire.	72
Annexe 1, tableau 3. Exemple de méthode de notation de la certitude finale pour les questions 2, 8 et 15.	82
Annexe 1, tableau 4. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur la croissance des populations d'espèces indigènes.	84
Annexe 1, tableau 5. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur la diversité ou la structure de la communauté.	86
Annexe 1, tableau 6. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur l'habitat.	88
Annexe 1, tableau 7. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur la fonction écosystémique.	90
Annexe 1, tableau 8. Parasites, virus et agents pathogènes associés au poisson rouge, à la carpe prussienne, à la marigane noire et au brochet maillé qui peuvent avoir un impact sur d'autres espèces indigènes dans les écorégions canadiennes.	92

Annexe 1, tableau 9. Données prouvant une hybridation du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire ou du brochet maillé avec des espèces de poissons indigènes.	94
Annexe 1, tableau 10. Exemple de méthode de notation de la certitude finale pour les questions 2, 8 et 15.....	97
Annexe 1, tableau 11. Information du calculateur de menaces tirée du résumé réalisé par Potts <i>et al.</i> (2023, en préparation) sur les menaces associées au poisson rouge, à la carpe prussienne, à la marigane noire et au brochet maillé pour les espèces inscrites en vertu de la LEP dans l'ensemble des écorégions canadiennes.	98
Annexe 1, tableau 12. Littérature indiquant où le poisson rouge, la carpe prussienne, la marigane noire et le brochet maillé sont considérés comme des espèces envahissantes dans le monde.	103

RÉSUMÉ

Les espèces aquatiques envahissantes (EAE) sont des espèces qui sont introduites ou qui se propagent dans des écosystèmes en dehors de leur aire de répartition naturelle et qui constituent une menace pour la biodiversité, l'économie et la société. Récemment, quatre poissons d'eau douce ont été désignés comme préoccupants pour les eaux douces canadiennes : le poisson rouge [aussi appelé cyprin doré] (*Carassius auratus*), la carpe prussienne (*Carassius gibelio*), la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*) et le brochet maillé (*Esox niger*). Ces deux dernières espèces sont indigènes dans certaines régions du Canada, tandis que les carpes sont strictement non indigènes. Les quatre espèces comptent actuellement au moins une population non indigène établie au Canada et leurs aires de répartition sont en train de s'étendre. Une évaluation sommaire des risques (ESR) a été effectuée à l'aide d'une adaptation de l'outil canadien d'évaluation sommaire des risques relatifs aux espèces envahissantes (CMIST) afin de déterminer le niveau de risque (élevé, modéré ou faible) de ces quatre espèces dans les écorégions d'eau douce du Canada. Les ESR aident les décideurs à déterminer les espèces qui posent des menaces importantes pour les espèces et les écosystèmes indigènes et qui, par conséquent, peuvent nécessiter des évaluations détaillées des risques. Des quatre espèces évaluées, le poisson rouge présentait le risque d'invasion le plus élevé au Canada, surtout dans les écorégions du sud. La carpe prussienne était une espèce à risque élevé dans les écorégions de l'Ouest canadien et le risque d'invasion des deux carpes était modéré dans toutes les autres écorégions. Le brochet maillé constituait un risque élevé au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (et modéré ailleurs, mais faible dans l'Arctique), tandis que la marigane noire présentait un risque modéré partout sauf dans l'Arctique (risque faible). La fréquence élevée des arrivées et un fort potentiel de dispersion par des mécanismes anthropiques peuvent être corrélés à la présence de populations établies d'EAE dans une écorégion (ou des écorégions adjacentes), car ces populations augmentent le potentiel d'introduction future. Ces trois facteurs corrélés constituaient les principaux facteurs de probabilité d'une invasion sous-tendant les prévisions des risques dans les présents travaux. Les éléments de preuve dans la littérature concernant les conséquences sur les populations, les communautés, la dynamique des écosystèmes et l'habitat dans leur aire de répartition indigène ou envahie étaient les principaux facteurs de l'impact d'une invasion qui ont contribué à des niveaux de risque final élevés. Le manque d'information sur les conséquences de l'invasion par la marigane noire a réduit les niveaux de risque et la certitude associée, ce qui montre que la disponibilité de l'information (p. ex. sur les conséquences et les mécanismes de dispersion) a joué un rôle important dans la détermination finale du risque. Pour les quatre poissons dans l'ensemble des écorégions canadiennes, une certaine incertitude dans les données signifie que les évaluations de risque modéré peuvent refléter le point médian de deux possibles extrêmes (c.-à-d. élevé et faible), mais le risque réel peut varier d'élevé à faible. Il est peu probable que le risque soit faible ou nul, ni qu'il soit élevé. Par conséquent, les cartes thermiques montrant les niveaux de risque devraient être utilisées conjointement avec des diagrammes de double projection des cotes de probabilité et d'impact afin de comprendre la fourchette de pointage et la certitude associée aux cotes de probabilité et d'impact d'une invasion qui sous-tendent le risque pour chaque poisson dans chaque écorégion. La grande incertitude entourant les introductions et les activités anthropiques ainsi que les échelles spatiales sur lesquelles elles se déroulent contribuent à une plus grande incertitude quant au niveau de risque pour tous les poissons. Il peut être pertinent d'effectuer des évaluations détaillées des risques à des échelles spatiales plus fines pour chaque espèce et écorégion désignée ici comme présentant un risque élevé d'invasion.

GLOSSAIRE

ABRÉVIATIONS

EAE : Espèce aquatique envahissante

CMIST : L'outil canadien d'évaluation sommaire des risques relatifs aux espèces envahissantes (voir Drolet *et al.* 2016)

MPO : Pêches et Océans Canada

ESR : Évaluation sommaire des risques

EDR : Évaluation détaillée des risques

EM : Expert en la matière

DÉFINITIONS

Espèce aquatique envahissante : Une espèce aquatique non indigène (p. ex. poisson, animal ou plante) qui peut avoir des conséquences négatives sur l'environnement, la santé humaine ou l'économie après son introduction, son établissement ou sa propagation dans un nouvel écosystème. Les termes suivants sont souvent utilisés comme synonymes dans la littérature : espèce aquatique exotique envahissante, espèce non indigène (ENI), espèce nuisible, espèce envahissante, exotique et introduite.

Diagrammes de double projection : Graphiques montrant la cote moyenne de probabilité d'une invasion sur l'axe des y et la cote moyenne d'impact d'une invasion sur l'axe des x, avec des intervalles de confiance (certitude) à 95 % associés pour chaque espèce de poisson et chaque écorégion.

Carte thermique : Représentation visuelle de la catégorie de risque final pour chaque espèce de poisson dans l'ensemble des écorégions canadiennes, classé en trois niveaux : faible, modéré et élevé.

Cote d'impact d'une invasion : La cote moyenne d'impact d'une invasion calculée au moyen des questions 9 à 17 et ensuite classée en trois niveaux : faible, modérée et élevée. L'impact d'une invasion permet d'évaluer le potentiel d'une espèce d'affecter la dynamique et les services de l'écosystème, l'abondance des populations ou des assemblages d'espèces indigènes, ainsi que les espèces vulnérables telles que celles figurant sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril*.

Cote de probabilité d'une invasion : La cote moyenne de probabilité d'une invasion calculée au moyen des questions 1 à 8 et ensuite classée en trois niveaux : faible, modérée et élevée. La probabilité d'une invasion estime le potentiel d'introduction, d'établissement et de reproduction d'une espèce dans une région évaluée.

Espèce indigène : Espèce qui se trouve naturellement dans une zone ou un habitat donné (c.-à-d. son aire de répartition historique), par opposition à une espèce introduite ou à une espèce envahissante.

Aire de répartition indigène : La région géographique d'où provient une espèce.

Voie d'entrée : Mode, mécanisme et activité (y compris la voie géographique) par lesquels une espèce envahissante est transférée d'un écosystème à un autre.

Propagule : Organisme viable (végétaux, animaux, spores ou parties de ces derniers, capables de croissance indépendante) qui propage un organisme à l'étape suivante de son cycle biologique.

Cote de risque : Cote représentant les évaluations finales du risque pour chaque espèce de poisson et chaque écorégion. Pour ce faire, on multiplie la cote moyenne de probabilité par la cote moyenne d'incidence, après ajustement à l'aide des intervalles de confiance tirés des distributions de probabilité de Monte Carlo en fonction des estimations de la certitude associée (c.-à-d. la cote du CMIST ajustée). Les cotes de risque sont ensuite classées comme étant faibles (cotes de 1 à 3 du CMIST), modérées (cotes de 3,1 à 6 du CMIST) ou élevées (cotes de 6,1 à 9 du CMIST).

Vecteur : Moyen physique par lequel une espèce envahissante est transportée d'une zone à une autre. Ces vecteurs peuvent être naturels (p. ex. le vent, les courants et les animaux) ou anthropiques (p. ex. l'eau de ballast, l'encrassement de la coque, l'aquaculture et le commerce de poissons destinés aux aquariums).

1. INTRODUCTION

Les espèces aquatiques envahissantes (EAE) sont des espèces qui sont introduites ou qui se propagent dans des écosystèmes en dehors de leur aire de répartition naturelle et qui ont des effets négatifs nets sur la dynamique de l'écosystème, y compris (mais sans s'y limiter) des effets sur la biodiversité de l'eau douce (Bellard *et al.* 2016), les services écosystémiques (Kumschick *et al.* 2015), ou la santé et le bien-être humains (Ogden *et al.* 2019; Jones *et al.* 2017), et qui ont souvent de graves conséquences économiques (Jackson 2015; Diagne *et al.* 2021). Diverses voies d'invasion contribuent à la propagation continue d'espèces plus éloignées de leurs aires de répartition indigènes, plus rapidement, et en plus grand nombre que par le passé, tant au Canada qu'à l'échelle mondiale (Ricciardi 2007; Seebens *et al.* 2017).

Cependant, des données montrent que la reconnaissance des importantes voies d'entrée et de propagation secondaire, et les efforts pour gérer ces voies, ralentissent possiblement le taux d'introduction dans certaines régions. Par exemple, de récents règlements rendant obligatoire le rinçage à l'eau salée des citernes d'eau de ballast (Gouvernement du Canada 2006; *Saint Lawrence Seaway Development Corporation* 2008) ont vraisemblablement contribué à une réduction de l'établissement d'espèces envahissantes dans les Grands Lacs (Ricciardi et MacIsaac 2022). Toutefois, d'autres voies d'entrée sont très préoccupantes pour le Canada, malgré les progrès réalisés en matière de réglementation dans certaines provinces (p. ex. Davidson *et al.* 2021). Les voies d'entrée préoccupantes sont entre autres le commerce d'aliments de consommation vivants et de poissons destinés aux aquariums (Crossman et Cudmore 1999; Chan *et al.* 2022), la pêche récréative (Mills *et al.* 1993; Kilian *et al.* 2012; Drake et Mandrak 2014), la relâche à caractère compassionnel ou spirituel (Campbell *et al.* 2021), et la dispersion spontanée grâce à la connectivité entre les plans d'eau canadiens et ceux des États-Unis (Currie *et al.* 2012; Brown et Theriault 2022). De plus, le déplacement et l'ensemencement illégaux délibérés d'espèces indigènes dans certaines régions du Canada ont contribué à l'expansion de l'aire de répartition et à l'introduction de ces espèces hors de leur aire de répartition naturelle, ce qui peut avoir des effets négatifs sur les écosystèmes envahis; par exemple l'achigan à petite bouche *Micropterus dolomieu* (Lacepède 1802; Chaput et Caissie 2010; O'Sullivan *et al.* 2020) et le grand brochet *Esox Lucius* (Linnaeus 1758; Cathcart *et al.* 2019).

Récemment, les répercussions écologiques potentielles de quatre espèces de poissons d'eau douce ont été désignées comme étant particulièrement préoccupantes au Canada, soit celles du poisson rouge *Carassius auratus* (Linnaeus 1758), de la carpe prussienne *Carassius gibelio* (Bloch 1782), du brochet maillé *Esox niger* (Lesueur 1818) et de la marigane noire *Pomoxis nigromaculatus* (Lesueur 1829). Ces deux dernières espèces sont indigènes dans certaines régions du Canada, tandis que le poisson rouge et la carpe prussienne sont strictement non indigènes. À l'heure actuelle, les quatre espèces comptent actuellement au moins une population non indigène établie au Canada (souvent davantage) et leurs aires de répartition respective s'élargissent.

Originaire de Chine, le poisson rouge présente maintenant une vaste répartition dans le monde entier (Welcomme 1988; Courtenay et Stauffer 1984) en raison de sa popularité dans le commerce de poissons destinés aux aquariums. On croit qu'il est arrivé en Amérique du Nord à la fin du 17^e siècle, et il est considéré comme le premier poisson non indigène à s'être établi aux États-Unis (Ford et Beitinger 2005). On pense que le poisson rouge a d'abord été propagé par des relâchements délibérés de la *U.S. Fish Commission* (McDonald 1887; McDonald 1893), par des amateurs et des pêcheurs qui l'utilisaient comme appât vivant (Courtenay et Stauffer 1984) et par des évasions d'étangs extérieurs lors d'inondations (Courtenay *et al.* 1984). On pense que sa principale voie d'entrée actuelle est le commerce d'espèces destinées aux aquariums et aux jardins d'eau (Rixon *et al.* 2005; Gertzen *et al.* 2008). Au cours des dernières années, le

poisson rouge a été de plus en plus documenté dans les médias en raison d'un nombre important d'individus, de rassemblements visibles et de la taille impressionnante des populations sauvages (Dalbey et Staff 2018). Au moins une population établie de poissons rouges a été signalée dans la majorité des provinces et des territoires canadiens (Nico *et al.* 2022; Bernatchez et Giroux 2012) et des dizaines de milliers de poissons rouges ont été trouvés dans des bassins d'eaux pluviales partout au pays, y compris les provinces de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Ontario (Franklin 2020; Van Dongen 2021; Boston *et al.* 2023; CBC News 2023), avec des densités sans cesse croissantes dans les milieux humides locaux associés et les cours d'eau adjacents (Dhopade 2021; Butler 2022). La capacité du poisson rouge à tolérer des environnements anoxiques ou perturbés, combinée à des seuils de tolérance à la température extrêmement étendus (p. ex. Moyle 2002), lui permet de concurrencer les poissons indigènes pour l'habitat et les ressources spatiales et alimentaires dans de nombreux systèmes d'eau douce. Par conséquent, on craint fortement que les invasions de poissons rouges ne réduisent considérablement la biodiversité des écosystèmes (Richardson 1991; Richardson et Whoriskey 1992; Richardson *et al.* 1995; Monello et Wright 2001; Kolmakov et Gladyshev 2003; Morgan et Beatty 2004).

La carpe prussienne est un cyprinidé originaire d'Europe centrale, de Sibérie et du nord de la Chine (Kottelat et Freyhof 2007, cités dans Britton 2011). Elle a été introduite et cultivée pour la production alimentaire en Europe depuis les années 1600 (Savini *et al.* 2010) et a été introduite intentionnellement en Europe de l'Ouest pour la pêche à la ligne, ce qui a entraîné une propagation importante (Vetemaa *et al.* 2005; Tarkan *et al.* 2012). Les seules populations établies connues de carpes prussiennes en Amérique du Nord continentale se trouvent dans les voies navigables du sud de l'Alberta et de la Saskatchewan, où de grandes abondances ont été documentées (Elgin *et al.* 2014; Docherty *et al.* 2017; Halas *et al.* 2018). La carpe prussienne a été identifiée comme une espèce de carpe distincte (Kottelat 1998; Fricke *et al.* 2024), mais elle a toujours été connue sous divers noms, y compris poisson rouge sauvage, carassin argenté et carassin commun (Zhou *et al.* 2000; Copp *et al.* 2005a; Tsipas *et al.* 2009; Kottelat et Freyhof 2007). Avec la variété des noms et des antécédents de mauvaise identification (Vetemaa *et al.* 2005, Kottelat et Freyhof 2007; Paulovitis *et al.* 2014), sa répartition mondiale actuelle est probablement attribuable à son transport accidentel avec les stocks d'autres espèces de carpes (Kottelat et Freyhof 2007) destinées au commerce des aliments de consommation vivants ou des poissons d'aquarium (Elgin *et al.* 2014). Avec des effets écosystémiques semblables à ceux du poisson rouge (et d'autres carpes), la carpe prussienne est considérée comme une espèce à risque élevé pour les Grands Lacs (Fusaro *et al.* 2016) et les États-Unis continentaux (USFWS 2019).

La répartition indigène du brochet maillé comprend les plaines côtières de l'Atlantique, du Maine au sud de la Floride, et elle traverse les États du golfe du Mexique jusqu'à la rivière Nevasota, au Texas. L'aire de répartition de l'espèce suit le bassin du fleuve Mississippi jusqu'à la rivière Tennessee en Alabama, puis vers le nord jusqu'au Kentucky et au Missouri (Coffie 1998; Fuller *et al.* 1999). Au Canada, le brochet maillé est considéré comme indigène dans les Cantons de l'Est, le sud du Québec et vers le nord jusqu'au fleuve Saint-Laurent (Scott et Crossman 1998; Coffie 1998; Carlson *et al.* 2016). Des déplacements importants de brochet maillé pour favoriser de nouvelles possibilités de pêche sportive ont été signalés depuis 1819 au Canada (Williamson 1832 cité dans Whittier *et al.* 1997) et ont donné lieu à des détections dans le lac Ontario (Fuller *et al.* 1999; Hoyle et Lake 2011), au Nouveau-Brunswick (Scott et Crossman 1959) et en Nouvelle-Écosse (Gilhen et Pentz 1974). Récemment, une politique de rétention des prises a été mise en œuvre dans certains écosystèmes envahis, et quelques provinces ont maintenant des règlements qui interdisent la remise à l'eau dans d'autres plans d'eau ([Rég. 212/2012 de la N.-É.](#)) [en anglais seulement]. Le brochet maillé n'est pas une espèce

importante pour la pêche sportive au Québec comparativement à d'autres espèces dans la province (Scott et Crossman 1998) et, bien que l'espèce soit considérée comme envahissante en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick, le Québec prévoit de désigner le brochet maillé comme espèce menacée ou vulnérable (MELCCFP 2023) à l'intérieur de ses frontières provinciales. Le brochet maillé est un prédateur opportuniste dont le régime alimentaire est variable et comprend des poissons, des insectes, des écrevisses, des serpents, des grenouilles et des souris (Scott et Crossman 1998; Coffie 1998). Une faible turbidité de l'eau (Meyers et Muncy 1962), un courant lent et une bonne couverture de macrophytes contribuent à son succès comme prédateur (Armbruster 1959). En combinaison avec une tolérance à un gradient étendu de pH (Duplinsky 1982), température (Scott et Crossman, 1998) et salinité (Lee *et al.* 1980), cette espèce a entraîné le déclin de nombreuses populations de poissons indigènes en Nouvelle-Écosse (Edge et Gilhen 2001; Bradford *et al.* 2004; Mitchell *et al.* 2012) et est considéré comme une menace pour certaines espèces en péril, en particulier l'éperlan arc-en-ciel *Osmerus mordax* (Mitchill 1814) dans le lac Utopia, au Nouveau-Brunswick (Gautreau et Curry 2020) et le corégone de l'Atlantique *Coregonus huntsmani* (Scott 1987) en Nouvelle-Écosse (MPO 2018).

La marigane noire a été incluse dans les présents travaux en raison de sa récente invasion du lac Big, à Millville au Nouveau-Brunswick, en 2019 (McAlpine *et al.* 2020; Powell 2022). Il est nécessaire d'évaluer le risque possible de propagation dans les principaux bassins hydrographiques de la province, en particulier les rivières Saint-Jean et Mactaquac, et de déterminer la probabilité d'impact sur l'écologie des poissons indigènes et les activités de pêche (Powell 2022). En Amérique du Nord, les introductions à des fins de pêche sportive ont commencé dans les années 1800, suivies des activités d'aquaculture pour l'ensemencement d'étangs de pêche récréative (Culpepper et Allen 2016; Fuller *et al.* 2022). En raison de ces activités d'ensemencement du gouvernement et des introductions illégales effectuées pour créer de nouvelles possibilités de pêche (Fuller *et al.* 1999; Page et Burr 2011), la répartition d'origine de l'espèce indigène n'est pas claire. Cependant, on considère actuellement que la marigane noire est indigène à l'est et au centre de l'Amérique du Nord, et que sa vaste répartition comprend plusieurs États américains (ouest de l'Alabama, Floride, centre du Texas, Oklahoma, Dakota du Sud et du Nord, est du Montana et ouest de l'État de New York). Au Canada, on considère que sa répartition indigène se situe au sud du Québec et dans les Grands Lacs au sud-ouest de l'Ontario (Scott et Crossman 1998; Fuller *et al.* 1999; Pariseau *et al.* 2009; USGS, 2022). À la suite d'un ensemencement historique répété (Mosindy 1995; VanBroeck 1995; Kerr 2006) et en raison de l'ouverture du canal Rideau et de la voie navigable Trent-Severn, des relâchements illégaux dans de nouveaux bassins hydrographiques et de la dispersion naturelle par des cours d'eau reliés (Krishka *et al.* 1996), la marigane noire est maintenant répartie le long des Grands Lacs et du nord-ouest de l'Ontario jusqu'à certaines parties du sud du Manitoba (Scott et Crossman 1998; Kerr 2006; Holm *et al.* 2021). Elle a également été introduite en Colombie-Britannique (Quinn et Paukert 2009; Carl et Guiguet 1958 cité dans Powell 2022). La marigane noire est tolérante aux perturbations anthropiques (Whittier *et al.* 1997), ce qui laisse croire qu'elle pourrait être dotée d'une valeur adaptative plus élevée dans ces zones que d'autres poissons indigènes.

Les deux espèces de carpes présentent des capacités d'adaptation qui pourraient offrir un avantage compétitif par rapport aux autres espèces et qui les aideraient à survivre aux hivers canadiens. Les poissons rouges peuvent survivre des jours ou des semaines sans oxygène à basse température (Lutz et Nilsson 1997; Nilsson 2001; Bickler et Buck 2007) en utilisant leurs muscles squelettiques pour convertir l'acide lactique produit par voie anaérobie en éthanol, qui peut se diffuser librement à travers leurs branchies jusque dans l'eau environnante (Shoubridge et Hochachaka 1980; Fagernes *et al.* 2017). La carpe prussienne peut se cacher dans la boue au fond des lacs ou des étangs pour éviter le gel (DeGiosa *et al.* 2014), elle peut survivre à

l'anoxie pendant 5 à 6 mois (Blazhka 1958, 1960 cité dans Holopainen *et al.* 1997) et à de basses températures, et elle accumulera du glycogène dans son foie quelques mois avant l'hiver pour supporter le jeûne sous la glace. Les deux autres espèces, la marigane noire et le brochet maillé, peuvent survivre à de faibles concentrations en oxygène (Cooper et Washburn 1949; Tang *et al.* 2020) et tolérer de faibles températures de l'eau, car ils sont tous deux des consommateurs actifs sous la glace, ce qui en fait des poissons de pêche récréative sur glace populaires (Parsons et Reed 1998; Scott et Crossman 1998).

Les évaluations sommaires des risques (ESR) sont des outils utilisés pour estimer le risque d'invasion d'espèces potentiellement envahissantes ou problématiques pour faciliter l'élaboration de politiques et de procédures de gestion dans des zones, des régions ou des bassins hydrographiques particuliers afin de prévenir ou d'atténuer les conséquences des invasions biologiques (Copp *et al.* 2016a). Grâce à l'utilisation des ESR, les décideurs peuvent concentrer leurs ressources limitées sur les zones où la probabilité d'une invasion est élevée et où les écosystèmes sont plus susceptibles d'être perturbés par les espèces non indigènes. De plus, les ESR aident à prioriser les espèces et les zones qui pourraient nécessiter des évaluations des risques exhaustives (détaillées) et à déterminer les lacunes dans les connaissances là où des recherches supplémentaires sont nécessaires (Copp *et al.* 2005b; Copp *et al.* 2016a; Mumford *et al.* 2010; Mandrak *et al.* 2012; Mandrak et Cudmore, 2015). Contrairement aux ESR, les évaluations détaillées des risques (EDR) comportent habituellement un examen détaillé de la probabilité et de l'ampleur des risques suivants : i) l'introduction; ii) la survie; iii) l'établissement (d'une ou de plusieurs populations autosuffisantes); iv) la dispersion (propagation secondaire); et v) les effets (sur la biodiversité indigène, la dynamique et les services écosystémiques, etc.), à l'aide de données et de renseignements plus particuliers à certaines zones/régions/bassins hydrographiques (Mandrak *et al.* 2012). Les exemples canadiens d'ERD comprennent celui de l'hydrobie des antipodes (Therriault *et al.* 2011) et des moules de la famille des *Dreissenidae* (Therriault *et al.* 2012; Wilcox *et al.* 2024) au Canada, et de la carpe de roseau dans le bassin des Grands Lacs (Cudmore *et al.* 2017).

Aucune de ces quatre espèces n'est inscrite dans le *Règlement sur les espèces aquatiques envahissantes* du MPO (DORS/2015-121), et le manque de connaissances quant à leurs effets potentiels sur les écosystèmes canadiens nuit à la capacité des gestionnaires des EAE d'accorder la priorité à ces espèces pour l'inscription et les mesures subséquentes, au besoin, comme le contrôle de la population ou la prévention de nouvelles introductions. Par conséquent, le Programme national sur les espèces aquatiques envahissantes a demandé des ESR pour le poisson rouge, la carpe prussienne, la marigane noire et le brochet maillé afin de déterminer les régions à risque d'invasion et d'éclairer la prise de décisions et la priorisation de mesures de gestion visant à empêcher leur introduction et leur propagation dans les eaux canadiennes.

Les recommandations découlant de cet avis scientifique pourraient servir à éclairer la gestion et la politique sur l'atténuation des invasions de poissons d'eau douce au Canada. Les objectifs de ce processus de consultation étaient les suivants :

1. Effectuer une ESR pour le poisson rouge, la carpe prussienne, le brochet maillé et la marigane noire, dans les écorégions d'eau douce du Canada, en tenant compte de leur probabilité d'introduction, des répercussions écologiques potentielles et des changements du risque absolu dans un scénario climatique actuel et prévu;
2. Déterminer comment les résultats obtenus dans les écorégions d'eau douce influent sur les conclusions à l'échelle nationale.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. OUTIL CANADIEN D'ÉVALUATION SOMMAIRE DES RISQUES RELATIFS AUX ESPÈCES ENVAHISSANTES ET MODIFICATIONS

L'outil canadien d'évaluation sommaire des risques relatifs aux espèces envahissantes (CMIST) est une ESR qui comporte une série de 17 questions (pour lesquelles la certitude est également notée) qui permettent d'estimer, au moyen d'une cote, le risque associé aux espèces aquatiques non indigènes (MPO 2014; Drolet *et al.* 2016). Les questions du CMIST visent à évaluer de façon générale la probabilité d'une invasion (état actuel et potentiel d'introduction, de survie, d'établissement et de propagation; questions 1 à 8) et les répercussions écologiques potentielles (questions 9 à 17) d'une EAE dans une région évaluée définie (Drolet *et al.* 2016). Dans le cadre de la présente ESR, nous avons répondu à certaines questions du CMIST à l'aide d'une combinaison de variables individuelles notées séparément (où chaque variable était notée séparément avec une certitude qui lui était associée), afin d'intégrer de multiples facteurs qui pourraient influencer chaque question. Une brève description des considérations relatives au pointage pour chaque question est fournie au tableau 2 et des directives détaillées sur la façon dont chaque question et la certitude associée ont été notées (y compris la façon de déterminer la cote finale pour chaque question qui comprenait plusieurs variables) se trouvent à l'annexe 1. En raison d'un manque d'information (et de certitude) quant aux répercussions des espèces sur les aspects socio-économiques, la question 16 du CMIST a été exclue de cette ESR.

2.2. ÉCORÉGIONS

Les cotes du CMIST ont été déterminées pour chaque espèce (poisson rouge, carpe prussienne, brochet maillé et marigane noire) pour chaque écorégion d'eau douce canadienne (21 écorégions) telle que définie par Abell et ses collaborateurs (2008; disponible à <https://www.feow.org/> [en anglais seulement]), qui ont utilisé des analyses typologiques d'assemblages de communautés de poissons distinctes au sein de communautés d'eau douce pour catégoriser les bassins hydrographiques en écorégions à l'échelle de la planète (figure 1, tableau 1). Cette approche, décrite dans Brown et Therriault (2022), permet l'évaluation des EAE dans l'ensemble du paysage complexe du Canada, qui est non seulement vaste, mais qui possède l'une des aires de répartition les plus vastes et les plus diversifiées d'habitats d'eau douce au monde (Messenger *et al.* 2016). Les poissons n'ont pas été évalués dans leurs aires de répartition indigènes, considérés ici comme étant l'Ontario (écorégion 116, Grands Lacs seulement) et le Québec (117) pour la marigane noire; et le Québec (117) seulement pour le brochet maillé (Scott et Crossman 1998; Coffie 1998; Holm *et al.* 2021).

2.3. INTÉGRATION DE L'AVIS DES EXPERTS

L'avis des experts a été recueilli auprès de groupes d'experts en la matière (EM) ayant de l'expérience et des connaissances locales, dans sept régions du MPO (Golfe, Maritimes, Terre-Neuve-et-Labrador, Québec, Ontario et Prairies, Pacifique, Arctique). Les EM étaient composés de biologistes fédéraux et provinciaux et de chercheurs universitaires qui ont été invités à répondre aux questions du CMIST les plus susceptibles de varier d'une région à l'autre (c.-à-d. 1, 2, 3, 6, 7, 8, 15). Les connaissances des EM ont contribué aux renseignements propres à la région et ont comblé les lacunes en matière de connaissances et de données sur certaines espèces ou écorégions. Les questions et les renseignements contextuels pertinents pour chaque espèce (recueillis au moyen de revues de la littérature à l'appui des évaluations du CMIST) ont été envoyés aux participants à la réunion d'experts avant la discussion. Les discussions en groupe se sont déroulées virtuellement et les membres de la réunion ont discuté

des renseignements généraux et des observations personnelles, puis chaque expert a fourni une cote de probabilité (Q1-3, Q6-8) ou d'impact d'une invasion (Q15) ainsi que la certitude associée pour ces questions. Les cotes définitives de l'opinion des experts ont été déterminées par consensus. Elles ont été intégrées à la grille d'évaluation de la présente ESR, comme décrit au tableau 2 et à l'annexe 1.

Étant donné que les écorégions chevauchaient régulièrement de multiples frontières provinciales et territoriales, et que les connaissances des EM étaient souvent applicables à des zones générales dans leur région d'expertise (p. ex. le sud de l'Alberta), les connaissances des EM ont été appliquées aux écorégions où les EM avaient confiance en leurs connaissances et aux écorégions qui chevauchaient leurs régions d'expertise. Par exemple, la région de l'Ontario et des Prairies (O et P) du MPO comprend quatre provinces et dix écorégions, et les EM n'avaient pas toutes la même expertise dans toutes les écorégions. Par conséquent, les cotes de risque finales de l'écorégion étaient fondées sur l'opinion de l'EM ayant le plus d'expérience dans l'écorégion qui chevauchait principalement sa zone d'intérêt. Par exemple, dans la région de l'Ontario et des Prairies du MPO, l'EM de l'Alberta a déterminé les cotes de risque pour les écorégions 104 et 107, tandis que l'EM du Manitoba a déterminé les cotes de risque pour les écorégions 109 et 142. Dans les cas où une écorégion couvrait plusieurs provinces, seule l'opinion de l'EM travaillant dans la province qui englobait la majorité de l'écorégion a été prise en compte.

Il a été plus difficile de trouver des EM pour les écorégions du Nunavut, des Territoires du Nord-Ouest, du Labrador et du Nunavik, car il n'y avait pas de disponibilité pour des discussions en groupe et il y a peu d'information sur les EAE. Certains renseignements ont été fournis pour la question 1 par des biologistes travaillant dans ces régions, mais on ne dispose pas de beaucoup d'autres renseignements. En raison des lacunes en matière de connaissances dans les écorégions septentrionales et des similitudes climatiques à grande échelle entre ces régions, les EM les ont regroupées et notées comme une seule région (« Arctique »), et les connaissances des EM ont ensuite été appliquées à toutes les écorégions de l'Arctique.

2.4. POINTAGE

Pour chaque espèce de poisson dans chaque écorégion, tel qu'indiqué par l'outil CMIST (Drolet *et al.* 2016), chaque question a reçu une cote classant la probabilité ou l'impact d'une invasion (1 = faible, 2 = modéré, 3 = élevé) et la certitude (ou le niveau de confiance) de l'évaluateur à l'égard de cette cote (1 = certitude faible, 2 = certitude modérée, 3 = certitude élevée; modifié ici de Drolet *et al.* 2016; Drolet *et al.* 2017). La certitude a été évaluée selon la confiance que l'évaluateur avait à l'égard des données utilisées pour répondre à chaque question (qualité et quantité) et ne représente pas la variabilité écologique. Par exemple, le pointage des questions sur l'impact d'une invasion reposait principalement sur la quantité d'études publiées démontrant les répercussions des poissons envahissants sur les espèces ou les écosystèmes indigènes. Cependant, pour être prudent dans le pointage de l'impact d'une invasion, on n'a pas tenu compte des résultats opposés (c.-à-d. des études qui ne montraient aucun impact ou des impacts opposés), car elles n'invalident pas les impacts observés ailleurs. Toutefois, dans cette évaluation, presque aucun résultat opposé n'a été relevé pour l'un ou l'autre des poissons envahissants. Pour les questions du CMIST qui comportaient plusieurs variables, chaque variable a été notée séparément (pour les cotes de probabilité et d'impact d'une invasion et la certitude associée), puis une cote finale (et la certitude) pour chaque question a été déterminée conformément aux directives de l'annexe 1. En général, la certitude était considérée comme élevée lorsque :

- les données historiques et les meilleures données disponibles étaient utilisées;

-
- les experts avaient de l'expérience des EAE dans la région évaluée;
 - il y avait un accord entre les cotes des différentes variables dans une question;
 - plusieurs des études publiées disponibles montraient un type particulier d'impact.

L'annexe 1 contient tous les détails sur la façon dont les cotes de probabilité et d'impact d'une invasion et les cotes de certitude ont été déterminées pour chaque question (y compris l'information sur les sources de données).

Pour mieux comprendre si des conditions environnementales actuellement adéquates seront affectée par les changements climatiques (p. ex. les températures au Canada aux latitudes septentrionales se réchauffent rapidement, ce qui pourrait accroître l'habitat propice pour les EAE dans ces régions) et si ces changements auront une incidence sur le risque d'invasion du poisson rouge, de la carpe prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire des écorégions canadiennes d'eau douce, deux questions (Q4-5) ont fait l'objet d'un nouveau pointage à l'aide du progiciel R *Euclimatch* (Hubbard *et al.* 2023) et de la même procédure de correspondance climatique décrite à l'annexe 1, selon l'ensemble de données *Worldclim* v2.1, la période 2081 à 2100, et le scénario climatique à émissions élevées SSP5-8.5 projeté. Bien qu'il existe de multiples périodes et scénarios de projection, le scénario climatique de la présente évaluation a été choisi en vue de fournir une estimation du risque pour les espèces dans le scénario de la pire éventualité. Les changements prévus de la température et des précipitations mondiales sont facilement accessibles (p. ex. *WorldClim*, *CHELSA*) et ont été considérés comme influant directement sur le pointage pour les questions 4 (Quelle proportion de la région évaluée présente des conditions environnementales propices à la survie de l'espèce?) et 5 (La région évaluée remplit-elle les conditions particulières dont l'espèce a besoin pour sa reproduction?). Par conséquent, ces questions ont fait l'objet d'un nouveau pointage selon le scénario climatique projeté, qui, combiné à toutes les autres cotes inchangées, a fourni une évaluation du risque dans ce scénario climatique futur.

2.5. ÉVALUATION DU NIVEAU DE RISQUE (C.-À-D. LE RISQUE D'INVASION)

L'outil CMIST calcule une cote du CMIST (variant de 1 à 9) en multipliant la cote moyenne de probabilité d'une invasion par la cote moyenne d'impact d'une invasion, après ajustement par des intervalles de confiance à 95 % tirés des distributions de probabilité de Monte Carlo en fonction des estimations de la certitude (voir Drolet *et al.* 2016). Ce calcul signifie que chaque question de l'outil CMIST est considérée comme contribuant de façon égale à la cote finale du CMIST (Drolet *et al.* 2016; mais voir aussi la section sur les éléments limitatifs du présent document). Dans le cas de cette ESR, les cotes finales du CMIST ont été calculées pour chaque espèce de poisson dans chaque écorégion à l'aide de la fonction CMISTScore dans le progiciel R du CMIST (Daigle 2021) à l'aide de R (version 4.1.3; *R Core Team* 2022).

Le niveau de risque de chaque espèce de poisson dans chaque écorégion a ensuite été classé comme étant faible (F = cotes du CMIST de 1 à 3), modéré (M = cotes du CMIST de 3,1 à 6) ou élevé (E = cotes du CMIST de 6,1 à 9) selon la cote calculée. La catégorisation des cotes a été effectuée en reconnaissant que des valeurs numériques précises du risque d'une invasion (cote du CMIST de 1 à 9) sont destinées à estimer le risque à un niveau sommaire seulement et ne sont pas des EDR, qui exigent habituellement une évaluation des probabilités réelles d'introduction, de survie, d'établissement, de propagation et d'impacts. La catégorisation des cotes a permis de visualiser les risques sur un spectre, au lieu de présenter des valeurs uniques attribuées arbitrairement.

2.6. VALIDATION DU POINTAGE AVEC DES ÉVALUATEURS SUPPLÉMENTAIRES

Afin d'évaluer le biais des évaluateurs, trois évaluateurs distincts ont reçu le document d'orientation sur le pointage (annexe 1) et ont été invités à noter de façon indépendante (à la fois les questions sur le risque et la certitude) les questions pour toutes les espèces dans toutes les écorégions requises. Les cotes de risque et de certitude ont ensuite été comparées entre les évaluateurs en examinant les écarts pour chaque question.

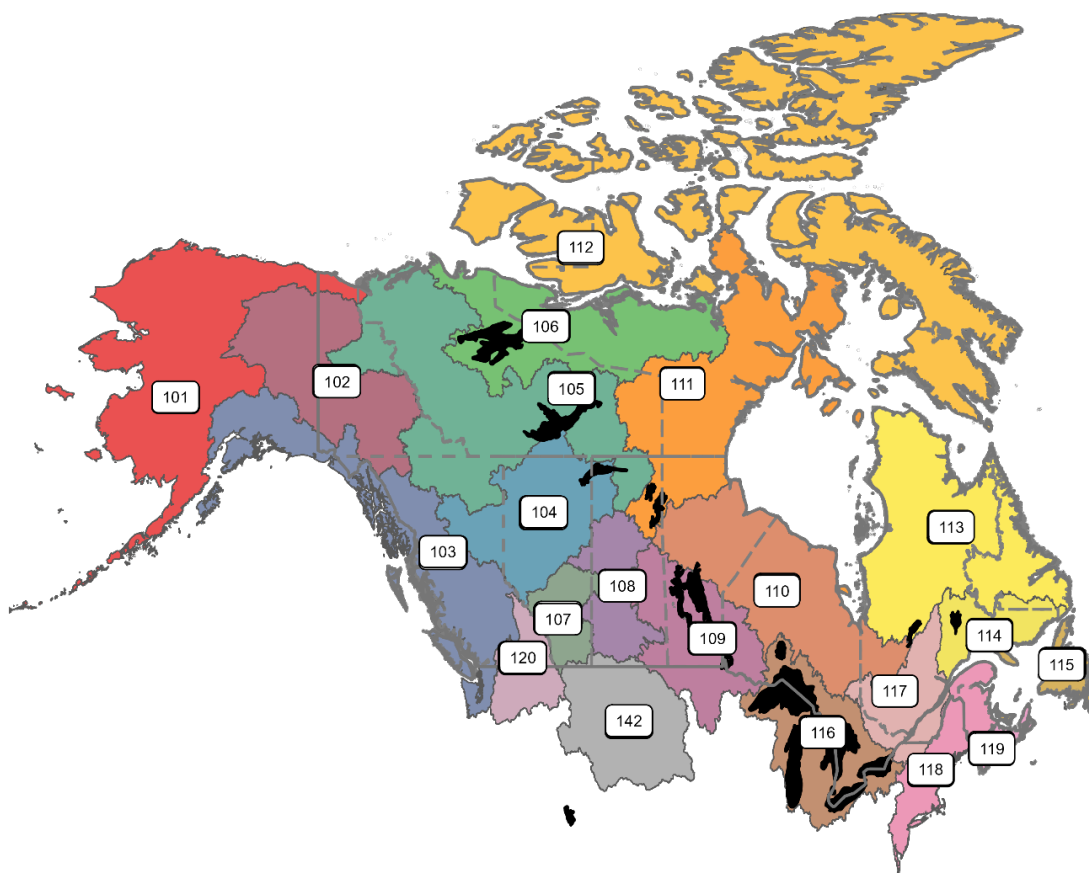


Figure 1. Écorégions d'eau douce au Canada (d'après Abell et al. 2008).

Tableau 1. Écorégions canadiennes définies par Abell et al. (2008; disponible à <https://feow.org/>, en anglais seulement) et les provinces et territoires associés. Les provinces et les territoires sont énumérés par ordre décroissant de la proportion d'écorégions situées à l'intérieur des frontières provinciales.

Écorégion #	Écorégions d'eau douce	Provinces/Territoires
101	Côte d'Alaska	Yn, T.N.-O.
102	Haut-Yukon	Yn, C.-B.
103	Côtes d'Alaska et du pacifique canadien	C.-B., Yn
104	Haut-Mackenzie	Alb., C.-B., Sask., T.N.-O.
105	Bas-Mackenzie	T.N.-O., Yn, C.-B., Sask., Alb.
106	Côtes de l'Arctique central	Nt, T.N.-O.
107	Haut- Saskatchewan	Alb., Sask.
108	Saskatchewan Centre	Sask., Alb.
109	Lacs Anglais-Winnipeg	Man., Sask., Ont.
110	Sud de la baie d'Hudson	Ont., Man., Qc, Sask.
111	Ouest de la baie d'Hudson	Nt, T.N.-O, Man., Sask.
112	Archipel de l'Arctique canadien	Nt
113	Est de la baie d'Hudson et d'Ungava	Qc, T.-N.-L.
114	Bassins versants de la côte du golfe Saint-Laurent	Qc, T.-N.-L.
115	Îles Atlantiques canadiennes	Qc, Î.-P.-É., T.-N.-L.
116	Grands Lacs laurentiens	Ont.
117	Saint-Laurent	Qc, Ont.
118	Bassins versants Nord-Est É-U/ Sud-Est de l'Atlantique, Canada	N-B, Qc
119	Scotia-Fundy	N.-É.
120	Glacier Columbia	C.-B.
142	Haut-Missouri	Alb., Man.

Tableau 2. Questions du CMIST (Drolet et al. 2016) avec un résumé des considérations relatives au pointage. Les sources de données/références (en exposant) sont indiquées sous le tableau. Des renseignements supplémentaires sur la façon dont les questions et les certitudes ont été notées et pondérées sont décrits en détail à l'annexe 1.

N° du CMIST	Questions du CMIST	Facteurs pris en compte pour le pointage
1	L'espèce est-elle établie dans la région évaluée?	Avis des experts et analyse documentaire ¹
2	À quelle fréquence et en quel nombre s'attend-on à ce que l'espèce arrive dans la région évaluée?	Risque lié au commerce de poissons destinés aux aquariums ² , avis des experts sur les activités et les relâches non autorisées, connectivité des eaux douces ³ , et avis des experts sur la dispersion et la propagation
3	Quelle proportion de la région d'évaluation présente un habitat propice à l'espèce?	Avis des experts sur l'habitat disponible
4	Quelle proportion de la région évaluée présente des conditions environnementales propices à la survie de l'espèce?	Correspondance climatique (historique, 1981 à 2000) ⁴
5	La région évaluée remplit-elle les conditions particulières dont l'espèce a besoin pour sa reproduction?	Correspondance climatique (historique, 1981 à 2000) ⁴
6	Dans quelle mesure les agents de contrôle naturels pourraient-ils ralentir la croissance de la population dans la région évaluée?	Résistance à l'invasion ⁵ et avis des experts sur la probabilité de facteurs de contrôle naturels
7	Quelle est la superficie dans laquelle l'espèce pourrait se disperser naturellement dans la région évaluée?	Connectivité des eaux douces ³ et avis des experts sur les contraintes de dispersion naturelles liées aux barrières naturelles et artificielles
8	Quelle est la superficie dans laquelle l'espèce pourrait se disperser à cause de mécanismes anthropiques dans la région évaluée?	Avis des experts sur les activités et les relâches non autorisées et sur les contraintes de dispersion anthropiques liées aux barrières naturelles et artificielles

N° du CMIST	Questions du CMIST	Facteurs pris en compte pour le pointage
9	Quelle est l'ampleur de l'impact que l'espèce pourrait exercer sur la croissance d'autres espèces dans la région évaluée?	Impact sur la croissance de la population (littérature scientifique)
10	Quelle est l'ampleur de l'impact que l'espèce pourrait exercer sur les communautés dans la région évaluée?	Impact sur les communautés (littérature scientifique)
11	Quelle est l'ampleur de l'impact que l'espèce pourrait exercer sur l'habitat dans la région évaluée?	Impact sur l'habitat (littérature scientifique)
12	Quelle est l'ampleur de l'impact que l'espèce pourrait exercer sur la fonction de l'écosystème dans la région évaluée?	Impact sur la fonction de l'écosystème (littérature scientifique)
13	Quelle est l'ampleur de l'impact que les maladies, les parasites et les organismes associés à l'espèce pourraient exercer sur les autres espèces dans la région évaluée?	Impact des maladies, parasites ou organismes associés sur d'autres espèces (littérature scientifique)
14	Quelle est l'ampleur de l'impact que l'espèce pourrait exercer sur les autres espèces dans la région évaluée?	Impact génétique sur d'autres espèces (littérature scientifique)
15	Quelle est l'ampleur de l'impact que l'espèce pourrait exercer sur les espèces menacées ou en déclin dans la région évaluée?	Avis des experts sur l'impact sur les espèces en péril et les menaces que représentent les EAE répertoriées par le COSEPAC et signalées pour les espèces en péril ⁶
16	Quelle est l'ampleur de l'impact que l'espèce pourrait exercer sur l'aquaculture et les espèces pêchées à des fins commerciales dans la région évaluée?	Question supprimée.

N° du CMIST	Questions du CMIST	Facteurs pris en compte pour le pointage
17	L'espèce est-elle envahissante ou est-elle réputée envahissante ailleurs dans le monde?	Analyse documentaire (littérature scientifique)

¹ iNaturalist (2022), EDDMapS (2022), U.S. Geological Survey (2022), gbif.org/fr (2023); ² Chan *et al.* (2022); ³ Lehner et Grill (2013); ⁴ Campbell *et al.* (2022), Anas et Mandrak (2021), Marcer *et al.* 2022, Froese et Pauly 2022, Lehner et Grill 2013, Crombie *et al.* 2008, Pheloung 1996, Abell *et al.* 2008, Bomford *et al.* 2010, Howeth *et al.* 2016, Fick et Hijmans 2017, R Core Team 2022, www.worldclim.org; ⁵ Chu *et al.* (2015); ⁶ Potts *et al.* (2023).

3. RÉSULTATS

Dans l'ensemble, les espèces présentaient une plus grande probabilité d'invasion (figure 2; diagrammes de double projection à plus grande échelle disponibles dans le Matériel supplémentaire B) dans le sud du Canada, surtout si une écorégion comportait déjà une population établie de ces EAE ou se situait près d'une autre écorégion où s'en trouvait une. Dans la plupart des écorégions, la plupart des espèces ont eu, au minimum, des impacts modérés sur l'écosystème (figure 2). Ces diagrammes de double projection permettent des comparaisons détaillées de la probabilité et des impacts d'une invasion des quatre espèces de poissons entre les écorégions, mais ne représentent pas des évaluations finales du risque. Les ESR finales sont présentées sous forme de cartes thermiques (figure 3) et elles étaient plus élevées pour le sud que pour le nord du Canada, ce qui reflète la combinaison des cotes de probabilité et d'impact d'une invasion. En raison des différences qui influent sur les cotes de risque des espèces et de l'incertitude associée, les cartes thermiques (figure 3) devraient être interprétées en parallèle avec les diagrammes de double projection (figure 2).

3.1. POISSON ROUGE

Les cotes de probabilité et d'impact d'une invasion par le poisson rouge étaient modérément élevées dans toutes les écorégions, sauf dans les écorégions 101, 105 et 111 à 114 (figure 2, Matériel supplémentaire B), qui représentent la majeure partie du nord du Canada. Les cotes de probabilité ont été déterminées par la présence de populations établies, la fréquence d'arrivée potentiellement élevée, un habitat propice important, une correspondance climatique élevée pour la survie et la reproduction (sauf dans les écorégions 106, 111 et 112) et un potentiel élevé de dispersion par des vecteurs naturels et anthropiques (tableau 3). Les cotes d'impact étaient principalement attribuables aux répercussions importantes sur les taux de croissance de la population et les interactions entre les communautés et les espèces indigènes et en péril, aux conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes, au fait d'être porteurs de multiples maladies à déclaration obligatoire et à la capacité d'agir à titre d'ingénieurs écologiques (habitat) [tableau 4]. Dans l'ensemble, la certitude quant aux cotes d'impact était plus élevée que celle associée aux cotes de probabilité. Les cartes thermiques du risque d'invasion du poisson rouge montrent que toutes les écorégions du sud étaient à risque élevé d'invasion, tandis que d'autres écorégions du Canada étaient à risque modéré. Aucune écorégion n'a été jugée à faible risque (figure 3).

3.2. CARPE PRUSSIENNE

Les cotes de probabilité et d'impact d'une invasion par la carpe prussienne étaient modérément élevées dans toutes les écorégions, sauf dans les écorégions 101, 105 et 112 à 115 (figure 2, Matériel supplémentaire B). Les cotes de probabilité étaient plus élevées que pour le poisson rouge dans 11 des 21 écorégions. La capacité de l'espèce à s'établir et à se propager a été étayée par les mêmes facteurs relevés pour le poisson rouge, mais en ayant moins de populations établies, une correspondance climatique légèrement plus élevée pour la survie et à la reproduction et une résistance moindre à l'invasion (avis des experts sur la présence de facteurs de contrôle naturels et de paramètres de la biodiversité et du stress associés aux écorégions évalués dans Chu *et al.* 2015). Bien qu'étayées par des facteurs semblables et d'autres interférences de la reproduction, les cotes d'incidence étaient inférieures à celles du poisson rouge, en raison de l'absence de maladies à déclaration obligatoire et de l'absence de données démontrant les conséquences sur les espèces en péril ou en voie d'extinction. Dans l'ensemble, la certitude quant aux cotes d'impact était plus élevée que celle associée aux cotes de probabilité. Les évaluations finales du risque ont indiqué que les écorégions couvrant la

majeure partie de la Saskatchewan, de l'Alberta et de la Colombie-Britannique (103, 104, 107, 108) présentaient un risque élevé d'invasion, et que toutes les autres écorégions présentaient un risque modéré d'invasion par la carpe prussienne (figure 3).

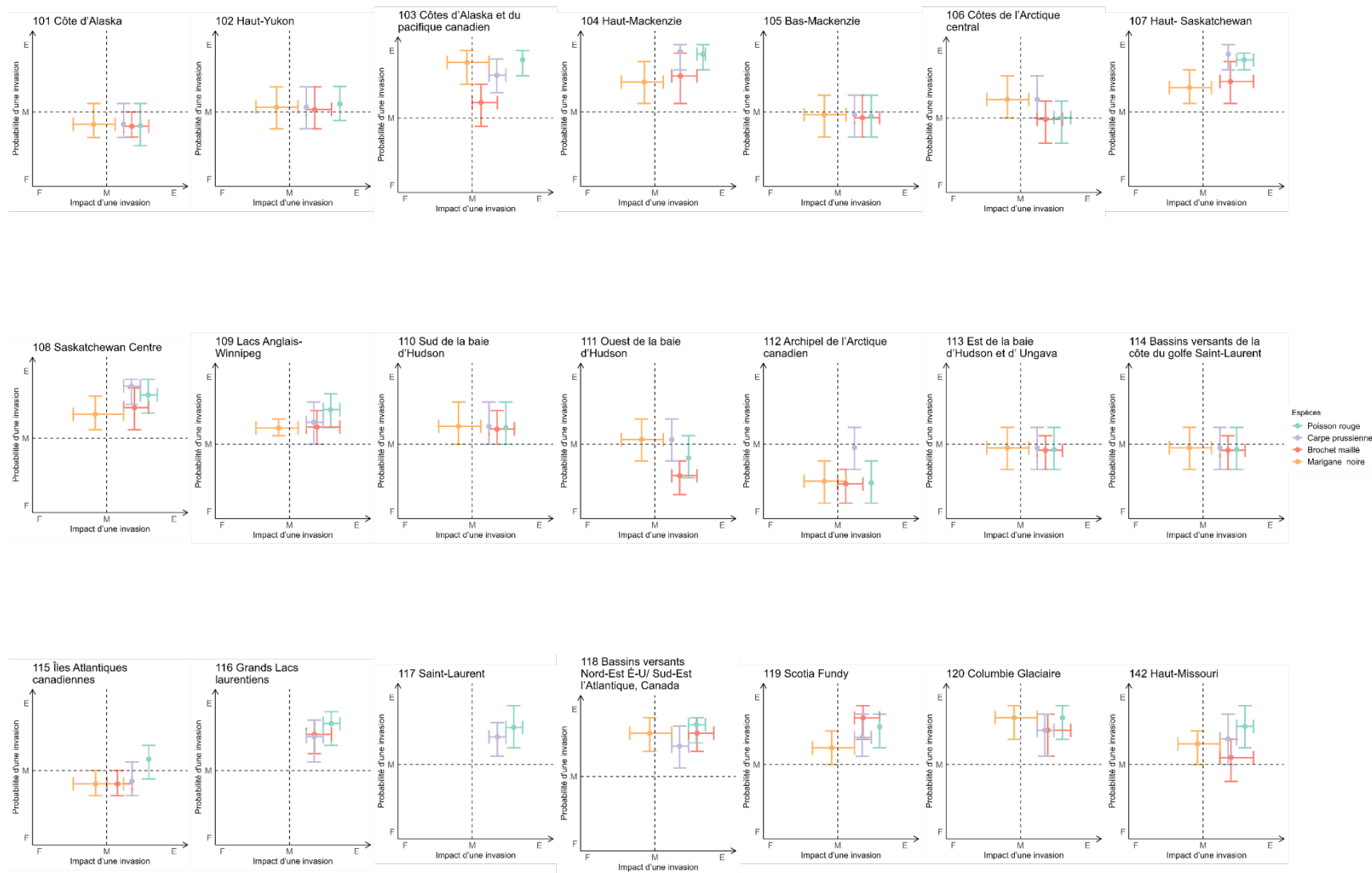
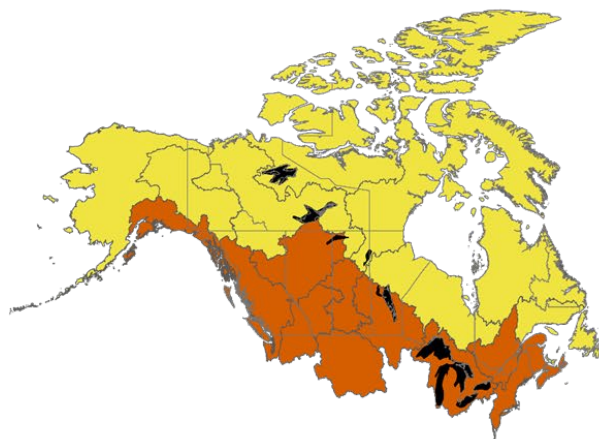
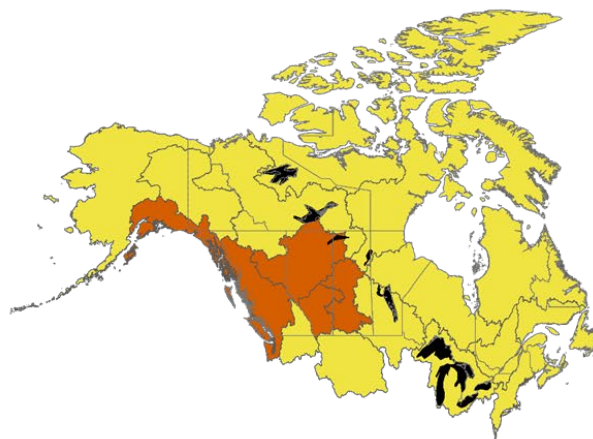


Figure 2. Cotes de probabilité et d'impact (faible (F), modéré (M) et élevé (E)) pour chaque écorégion énumérée (graphiques) pour le poisson rouge, la carpe prussienne, le brochet maillé et la marigane noire. Les intervalles de confiance de 95% sont représentés par des barres d'erreur et indiquent le degré global de certitude pour chaque axe. Dans ce cas-ci, la certitude se définit par la confiance en la qualité des données et non pas la variation écologique.

Poisson rouge



Carpe prussienne



Brochet maillé



Marigane noire

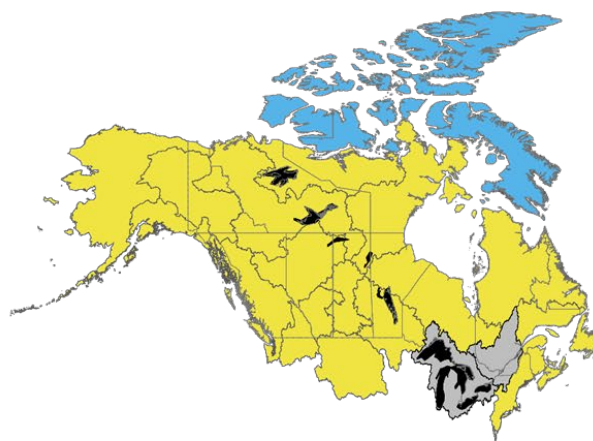


Figure 3. Cartes thermiques montrant les évaluations finales du risque d'invasion du poisson rouge, de la carpe prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire dans les écorégions canadiennes. Les écorégions colorées en gris représentent l'aire de répartition indigène des espèces qui n'ont pas été évaluées.

3.3. BROCHET MAILLÉ

Les cotes de probabilité et d'impact d'une invasion étaient modérément élevées dans 12 des 21 écorégions (102, 103, 104, 107 à 110, 116, 118 à 142), qui couvrent principalement le sud du Canada (à l'exception de 102 et 104) [figure 2, Matériel supplémentaire B]. La probabilité élevée d'une invasion a été déterminée par la fréquence et le nombre élevés d'arrivées, les habitats propices importants, une correspondance climatique élevée (sauf pour les écorégions 106, 111 et 112) et un potentiel élevé de dispersion par l'entremise de vecteurs naturels (mais seulement un potentiel modéré par des vecteurs anthropiques). À l'heure actuelle, on signale que moins de populations envahissantes de brochets maillés sont établies que de populations envahissantes de poisson rouge au Canada. Les cotes d'impact étaient semblables à celles des deux espèces de carpes, mais dans ce cas-ci, elles étaient principalement attribuables aux conséquences sur la croissance de la population et les communautés d'espèces de poissons indigènes et d'espèces en péril, à la fonction écosystémique et à sa capacité de s'hybrider avec d'autres espèces indigènes. Il n'y avait aucune donnée démontrant des impacts sur l'habitat ou des maladies associées à déclaration obligatoire. La certitude quant aux cotes d'impact était plus élevée que celle associée aux cotes de probabilité. Les évaluations finales du risque indiquent que les écorégions 118 et 119 (figure 3) présentaient un risque élevé d'invasion par le brochet maillé, tandis que toutes les autres écorégions présentaient un risque modéré d'invasion, à l'exception de l'archipel arctique (112), où le risque était faible.

3.4. MARIGANE NOIRE

Les cotes de probabilité d'une invasion étaient semblables à celles du brochet maillé dans la majorité des écorégions, à quelques exceptions près (figure 2, Matériel supplémentaire B). Au Canada, le signalement de peu de populations établies, ainsi qu'une fréquence et un nombre élevés d'arrivées, les habitats propices importants, une correspondance climatique élevée pour la survie et la reproduction (sauf dans l'écorégion 112), et un potentiel élevé de dispersion par l'entremise de vecteurs naturels (mais un faible potentiel par des vecteurs anthropiques) sous-tendent ces cotes. À l'inverse, les impacts d'une invasion par la marigane noire étaient systématiquement inférieurs à ceux des autres espèces de poissons dans toutes les écorégions, compte tenu du peu d'impacts signalés sur les communautés, et de l'absence de données démontrant des effets sur la croissance de la population, l'habitat ou la fonction écosystémique. Cependant, certaines données montrent que la marigane noire est porteuse de la septicémie hémorragique virale (une maladie à déclaration obligatoire) et pourrait menacer le méné d'argent de l'ouest *Hybognathus argyritis* (Girard 1856) une espèce en voie de disparition. La certitude était plus faible pour les cotes d'impact que pour les cotes de probabilité. Les évaluations finales des risques montrent que toutes les écorégions présentaient un risque modéré d'invasion par la marigane noire, à l'exception de l'archipel arctique (112), où le risque était faible.

3.5. CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Dans l'outil CMIST, seules les questions 4 (Quelle proportion de la région évaluée présente des conditions environnementales propices à la survie de l'espèce?) et 5 (La région évaluée remplit-elle les conditions particulières dont l'espèce a besoin pour sa reproduction?) ont été considérées comme influant directement sur les évaluations finales des risques dans un scénario climatique projeté. Étant donné que tous les poissons examinés dans le cadre des présents travaux présentaient un degré de correspondance climatique élevé pour la majorité des écorégions selon le scénario climatique historique, il y a eu très peu de cas où le degré de correspondance climatique des écorégions était beaucoup plus élevé (annexe 1, tableau 2), et

aucun cas où la cote révisée pour les questions 4 et 5 a changé le niveau de risque final dans le scénario climatique projeté. Les changements climatiques sont susceptibles d'influencer de multiples facteurs et agents stressants biotiques et abiotiques de l'écosystème et d'interagir avec eux (p. ex. disponibilité de l'habitat, interactions entre les espèces, régimes hydrologiques, OD [oxygène dissous], pH, etc.; voir les sections sur les éléments limitatifs pour plus de détails), mais ces effets cumulatifs n'ont pas pu être évalués avec précision dans ces travaux. Par conséquent, les interactions complexes entre les espèces et les écosystèmes découlant des changements climatiques peuvent augmenter ou diminuer les cotes d'impact et de probabilité d'une invasion et, en fin de compte, l'évaluation finale des risques dans les scénarios climatiques futurs. La compréhension des effets synergiques potentiels de multiples agents stressants concomitants, en particulier les changements climatiques, sur l'établissement et les impacts écologiques des espèces envahissantes, devrait être une priorité pour les futures évaluations des risques dans le cadre des scénarios climatiques projetés (Ricciardi *et al.* 2021), mais était hors de la portée des présents travaux.

3.6. VALIDATION DU BIAIS DU POINTAGE

Les cotes attribuées par les évaluateurs (probabilité/impact et certitude) étaient comparables entre les écorégions pour chaque espèce de poisson. De petites variations ont été observées pour certaines questions (p. ex. la Q1 concernant les écorégions 113 et 114 pour le poisson rouge, le brochet maillé et la marigane noire; les écorégions 104, 107, 108, 113 et 114 pour le brochet maillé et la marigane noire; la Q7 pour les écorégions 103 et 105 pour la plupart des espèces; la Q13 pour le brochet maillé dans toutes les écorégions; la Q15 pour le poisson rouge dans les écorégions 102 et 104). Les discussions avec chaque évaluateur après le pointage ont permis de comprendre les facteurs qui déterminent les variations du pointage. Ils étaient principalement attribuables à une mauvaise interprétation du protocole de pointage et de certitude, à des erreurs dans l'identification des écorégions et, dans certains cas, à un évaluateur n'ayant pas suivi correctement les instructions de notation. Le document d'orientation sur le pointage (annexe 1) a par la suite été révisé afin d'améliorer la clarté des questions pour lesquelles la cote attribuée par les évaluateurs variait. Les résultats de cette comparaison sont présentés dans le Matériel supplémentaire C.

Tableau 3. Résumé des réponses aux questions sur la probabilité d'une invasion (questions 1 à 8) pour chaque espèce. Les écorégions qui ont obtenu une cote élevée = **E** et celles qui ont obtenu une cote faible = **F** sont identifiées par le nombre (référence croisée avec le tableau 1), toutes les autres écorégions ont obtenu des cotes modérées. Le nombre total d'écorégions pour chaque catégorie se trouve entre parenthèses (exemple : le poisson rouge a obtenu une cote élevée dans neuf écorégions pour la Q2). Les poissons n'étaient pas notés dans leurs écorégions indigènes.

Questions	Poisson rouge	Carpe prussienne	Brochet maillé	Marigane noire
Sont-ils établis? (Q1)¹	Déjà établi dans la majorité des écorégions du sud. Oui : 103, 104, 107, 109, 115-142 (9) Non : 101, 105, 106, 110-114 (10)	Établie dans 3 écorégions. Oui : 104, 107, 108 (3) Non : Toutes les écorégions restantes (18)	Établi dans 3 écorégions + indigène dans 1 (117). Oui : 116, 118, 119 (3) Non : Toutes les écorégions restantes (17)	Établie dans 5 écorégions + indigène dans 2 (116, 117). Oui : 103, 109, 118, 120, 142 (5) Non : Toutes les écorégions restantes (14)
Arrivée + fréquence (Q2)²	L'arrivée (fréquence et nombre) était élevée dans 9 écorégions et modérée dans 11, en fonction du risque lié au commerce de poissons destinés aux aquariums, des activités/relâches non autorisées, de la connectivité des eaux douces et du risque de propagation/dispersion. E : 103, 104, 106-108, 110, 116-118 (9) F : (0)	L'arrivée (fréquence et nombre) était élevée dans 9 écorégions et modérée dans 11, en fonction du risque lié au commerce de poissons destinés aux aquariums, des activités/relâches non autorisées, de la connectivité des eaux douces et du risque de propagation/dispersion. E : 103, 104, 106-108, 110, 116-118 (9) F : 115 (1)	L'arrivée (fréquence et nombre) était élevée dans 7 écorégions et modérée dans 12, en fonction du risque lié au commerce de poissons destinés aux aquariums, des activités/relâches non autorisées, de la connectivité des eaux douces et du risque de propagation/dispersion. E : 104, 106-108, 110, 118, 119 (7) F : 115, 142 (2)	L'arrivée (fréquence et nombre) était élevée dans 7 écorégions et modérée dans 13, en fonction du risque lié au commerce de poissons destinés aux aquariums, des activités/relâches non autorisées, de la connectivité des eaux douces et du risque de propagation/dispersion. E : 103, 104, 106-108, 110, 118 (7) F : 115 (1)
Habitat propice (Q3)	Grande quantité d'habitats propices dans la majorité des écorégions du sud. E : 103, 104, 107, 108, 115, 116, 118-120 (9) F : 101, 102, 105, 106, 110-114 (9)	Grande quantité d'habitats propices dans les écorégions du sud. E : 103, 104, 107, 108, 118-120 (7) F : 101, 102, 105, 106, 110-114 (9)	Quantité modérée à élevée d'habitats propices dans toutes les écorégions. E : 103, 104, 107-109, 118-120, 142 (10) F : (0)	Grande quantité d'habitats propices dans les écorégions du sud. E : 103, 104, 107, 108, 118-120 (7) F : 101, 102, 105, 106, 110-114 (9)

Questions	Poisson rouge	Carpe prussienne	Brochet maillé	Marigane noire
Conditions environnementales propices (Q4) et besoins en matière de reproduction (Q5)³	Correspondance climatique élevée pour la majorité des écorégions. E : 101-105, 107-110, 113-142 (18) F : 112 (1)	Correspondance climatique élevée pour toutes les écorégions. E : 101-142 (21) F : (0)	Correspondance climatique élevée pour la majorité des écorégions. E : 101, 102, 104, 105, 107-110, 113-116, 118-142 (16) F : 111, 112 (2)	Correspondance climatique élevée pour la majorité des écorégions. E : 101-111, 113-115, 118-142 (18) F : 112 (1)
Les agents de contrôle naturels ralentissent la croissance de la population de l'espèce (Q6) (Risque élevé : il est peu probable qu'ils ralentissent la croissance de la population de l'espèce envahissante) Risque faible : il est probable qu'ils restreignent la croissance de la population de l'espèce)⁴	Il était modérément probable que les facteurs de contrôle naturels ralentissent la croissance de la population dans la majorité des écorégions d'après la résistance à l'invasion et l'avis des experts. E : 103, 104, 119, 120, 142 (5) F : 101 (1)	Il était modérément probable que les facteurs de contrôle naturels ralentissent la croissance de la population dans la majorité des écorégions d'après la résistance à l'invasion et l'avis des experts. E : 103, 104, 107, 116, 119, 120, 142 (7) F : 101 (1)	Il était modérément probable que les facteurs de contrôle naturels ralentissent la croissance de la population dans la majorité des écorégions d'après la résistance à l'invasion et l'avis des experts. E : 103, 104, 119, 120, 142 (5) F : 101 (1)	Il était modérément probable que les facteurs de contrôle naturels ralentissent la croissance de la population dans la majorité des écorégions d'après la résistance à l'invasion et l'avis des experts. E : 103, 104, 120, 142 (4) F : 101 (1)
Dispersion naturelle potentielle d'une espèce dans la région évaluée (Q7)	Le potentiel de dispersion naturelle dans la région évaluée était élevé pour la plupart des écorégions du sud. E : 103, 104, 106-110, 116-118, 120, 142 (12) F : 101, 105, 112-115 (6)	Le potentiel de dispersion naturelle dans la zone d'évaluation était élevé pour la plupart des écorégions du sud. E : 103, 104, 106-110, 116-142 (13) F : 101, 105, 112-115 (6)	Le potentiel de dispersion naturelle dans la zone d'évaluation était élevé pour la plupart des écorégions du sud. E : 103, 104, 106-108, 110, 116, 118-120 (10) F : 101, 105, 112-115, 142 (7)	Le potentiel de dispersion naturelle dans la zone d'évaluation était élevé pour la plupart des écorégions du sud. E : 103, 104, 106-108, 110, 118, 120 (8) F : 101, 105, 112-115 (6)
Dispersion potentielle de l'espèce à cause de mécanismes anthropiques dans la région évaluée (Q8)	La dispersion anthropique potentielle dans la région évaluée était élevée dans la plupart des écorégions du sud.	La dispersion anthropique potentielle dans la région évaluée était élevée dans la plupart des écorégions du sud.	La dispersion anthropique potentielle dans la région évaluée était modérée dans la majorité des écorégions. E : 103, 118-120 (4)	La dispersion anthropique potentielle dans la région évaluée variait de faible à modérée dans la majorité des écorégions.

Questions	Poisson rouge	Carpe prussienne	Brochet maillé	Marigane noire
	E : 103, 104, 107-109, 116-142 (11) F : (0)	E : 103, 104, 107-109, 116-118, 120, 142 (10) F : 115 (1)	F : 115 (1)	E : 103, 118, 120 (3) F : 104, 107, 108, 115 (4)

¹ iNaturalist (2022); EDDMapS (2022); USGS (2022); SMIB (2023). ² Lehner et Grill (2013); Chan *et al.* (2022). ³ Pheloung (1996); Abell *et al.* (2008); Crombie *et al.* (2008); , Bomford *et al.* (2010); Lehner et Grill (2013); Howeth *et al.* (2016); Fick et Hijmans, (2017); Anas et Mandrak (2021); Campbell *et al.* (2022); Froese et Pauly (2022); Marcer *et al.* (2022); R Core Team (2022); <https://worldclim.org/>, ⁴ Chu *et al.* (2015).

Tableau 4. Résumé des réponses aux questions sur l'impact d'une invasion (questions 9 à 17) pour chaque espèce. Les poissons n'étaient pas notés dans leurs écorégions indigènes.

Question	Poisson rouge	Carpe prussienne	Brochet maillé	Marigane noire
Impacts sur la croissance démographique (Q9)	Déclin de plusieurs espèces (salamandres, végétation aquatique, invertébrés, plusieurs espèces de poissons indigènes, phytoplancton) ¹ .	Déclin de plusieurs espèces indigènes de poissons et d'invertébrés benthiques, de carpes commerciales et de plancton. Déclin dû au parasitisme sexuel (reproduction par gynogenèse) ² .	Diminution de la richesse, de la diversité et de l'abondance et de la taille des poissons. Déclin des espèces de poissons indigènes, notamment en empêchant l'ensemencement de saumons ⁴ .	Aucun impact sur la croissance de la population rapportée dans la littérature – élimination possible de la perchaude et du doré jaune ³ .
Impacts sur les communautés (Q10)	Modification de la dynamique de compétition dans les communautés de poissons et de la composition des communautés de plantes aquatiques ⁵ .	Modification de la composition des communautés des populations de poissons, d'invertébrés et de moules indigènes, y compris l'interférence au moyen de la reproduction par gynogenèse ⁶ .	Diminution de la biodiversité des poissons, de l'abondance et de la taille des poissons des bassins hydrographiques, y compris la prévention de l'ensemencement de saumons ⁸ .	Structure modifiée des communautés de poissons ⁷ .
Impacts sur l'habitat (Q11)	Réduction de la végétation aquatique et augmentation de la turbidité. Amplification des cyanobactéries et prolifération d'algues ultérieures ⁹ .	Dégradation et modification de l'habitat, augmentation de la turbidité et création de conditions eutrophiques ¹⁰ .	Aucune donnée probante ¹² .	Aucune donnée probante ¹¹ .
Impacts sur la fonction écosystémique (Q12)	Déclin de plusieurs espèces (salamandres, végétation aquatique, invertébrés, plusieurs espèces de poissons indigènes, phytoplancton) ¹ .	Modification du fonctionnement et de la dynamique trophiques des écosystèmes. Diminution de la qualité des frayères et des lacs, augmentation de la turbidité ¹³ .	Diminution de l'abondance des poissons et des moules d'eau douce, réduction de la répartition de la taille des poissons et de la richesse de l'écosystème ¹⁴ .	Aucune donnée probante ¹¹ .

Question	Poisson rouge	Carpe prussienne	Brochet maillé	Marigane noire
Impacts des maladies, des parasites ou des organismes associés à l'espèce (Q13)	Le syndrome ulcératif épizootique et la nécrose pancréatique infectieuse touchent au moins une espèce indigène dans chaque écorégion. Maladies signalées à l'OMSA et à l'ACIA ¹⁵ .	Le virus de l'œdème de la carpe ne touche que les espèces de carpes. Aucune carpe indigène dans aucune écorégion. Maladie signalée à l'OMSA seulement ¹⁶ .	Aucune maladie signalée à l'OMSA ou à l'ACIA.	Le virus de la septicémie hémorragique virale touche de nombreuses espèces de poissons. Touche au moins une espèce indigène dans chaque écorégion. Maladies signalées à l'OMSA et à l'ACIA ¹⁷ .
Hybridation avec des espèces de poissons indigènes (Q14)	Non ¹⁸	Non ¹⁹	Oui ²² Le brochet d'Amérique, qui est indigène de l'écorégion 116 (et 117) ¹² . Le brochet vermiculé, qui est indigène de l'écorégion 116 (et 117) ²³ . Le grand brochet n'est pas indigène dans les écorégions 103, 112, 115 et 119 seulement ²⁴ . Le brochet maillé n'a pas été évalué dans l'écorégion 117 où il est indigène.	Non La marigane blanche ²¹ , qui est indigène de l'écorégion 116 ¹² . La marigane noire n'a pas été évaluée dans l'écorégion 116 où elle est indigène.
Impacts sur les espèces en péril ou en déclin (Q15)²⁵	Méné de lac et sucet de lac	Aucune donnée probante	Lampsile jaune et éperlan arc-en-ciel	Le sucet de lac (mais seulement dans 116, donc il n'a pas été marqué) et le méné argenté de l'ouest

Question	Poisson rouge	Carpe prussienne	Brochet maillé	Marigane noire
Espèces envahissantes ailleurs dans le monde? (Q17)	Nombreux pays ²⁶	Europe ²⁷	États-Unis ²⁸	États-Unis, Mexique, Panama ²⁹

¹ Deacon *et al.* (1964); Richardson et Whoriskey (1992); Richardson *et al.* (1995); Monello et Wright (1999); Carosi *et al.* (2017, 2019); Kolmakov et Gladyshev (2003). ² Hrbáček *et al.* (1961); Halačka *et al.* (2003); Lusk *et al.* (2010); Tarkan *et al.* (2012); Ruppert *et al.* (2017). ³ Schiavone (1983, 1985); Kerr et Grant (2000); Broda *et al.* (2022). ⁴ Warner *et al.* (1968); Warner (1972); Mirza et Chivers (2000); Bradford *et al.* (2004); Mitchell *et al.* (2012). ⁵ Deacon *et al.* (1964); Richardson *et al.* (1995). Busst et Britton (2015); Carosi *et al.* (2017, 2019). ⁶ Paschos *et al.* (2004); Perdikaris *et al.* (2012); Tarkan *et al.* (2012); Ruppert *et al.* (2017). ⁷ Warner (1972); Schiavone (1983). ⁸ Mitchell *et al.* (2012). ⁹ Richardson (1991); Richardson et Whoriskey (1992); Richardson *et al.* (1995); Kolmakov et Gladyshev (2003); Morgan et Beatty (2007). ¹⁰ Richardson et Whoriskey (1992); Crivelli (1995); Richardson *et al.* (1995). ¹¹ Scott et Crossman (1998); Kerr et Grant (2000); Warren (2009). ¹² Scott et Crossman (1998). ¹³ Richardson et Whoriskey (1992); Crivelli (1995); Richardson *et al.* (1995); Paulovits (1998); Paschos *et al.* (2004); Perdikaris (2012); Tarkan *et al.* (2012). ¹⁴ Warner (1972); Bradford *et al.* (2004); Mitchell (2012). ¹⁵ ACIA (2013, 2020a, 2020b, 2022); OMSA, (2019, 2022a); OIE (2022). ¹⁶ OMSA (2022b). ¹⁷ ACIA, (2020c); OMSA, (2021). ¹⁸ Taylor et Mahon (1977); Hume *et al.* (1983); Pullan et Smith (1987); Hänfling *et al.* (2005); Smartt (2007); Kucinski *et al.* (2015); Mezhzherin *et al.* (2019); Kramer *et al.* (2020). ¹⁹ Hänfling *et al.* (2005); Papoušek *et al.* (2008); Mezherin *et al.* (2012). ²⁰ Smith *et al.* (1994); Travnicek *et al.* (1996). ²¹ Embury (1918); Raney (1955); McCarragher (1960); Crossman et Buss (1965); Serns et McKnight (1977) Scott et Crossman (1998). ²² Scott et Crossman (1998); Crossman et Holm (2005). ²³ Scott et Crossman (1998); Harvey (2009). ²⁴ Potts *et al.* (2023). ²⁵ Courtenay *et al.* (1984); Courtenay et Stauffer (1984); Courtenay (1993); Lorenzoni *et al.* (2007); Lorenzoni *et al.* (2010); Haynes *et al.* (2012); Bonham et Siriwardena (2022). ²⁶ Vetemaa *et al.* (2005); Komiyama *et al.* (2009); Rylkova *et al.* (2010); Savini *et al.* (2010); Takada *et al.* (2010); Britton, (2022); SMIB, (2022). ²⁷ Coffie, (1998); Scott et Crossman (1998). ²⁸ Welcomme (1988); Sanderson *et al.* (2009); Fuller *et al.* (2023).

4. DISCUSSION

Tous les poissons présentaient une correspondance climatique élevée avec la majorité des écorégions, à l'exception de deux écorégions de l'Arctique (111 et 112), et il n'était que modérément probable que des facteurs de contrôle naturels puissent ralentir la croissance de la population de poissons envahissants. La dispersion naturelle devait être élevée dans les écorégions du sud, où de grandes quantités d'habitats propices étaient disponibles pour toutes les espèces de poissons (à l'exception du brochet maillé, pour lequel l'habitat était propice dans toutes les écorégions du Canada); le potentiel d'établissement des quatre poissons après une introduction est donc important. La fréquence élevée des arrivées et un fort potentiel de dispersion par des mécanismes anthropiques ont été corrélés à la présence de populations établies d'EAE dans une écorégion (ou des écorégions adjacentes), parce que ces populations augmentent le potentiel d'introduction future. Ces trois facteurs corrélés constituaient les principaux facteurs de probabilité d'une invasion sous-tendant les prévisions des risques dans ces travaux, ce qui a donné lieu à des niveaux de risque modérés à élevés pour chaque espèce. Les éléments de preuve dans la littérature scientifique concernant les conséquences sur les populations, les communautés, la dynamique des écosystèmes et l'habitat dans leur aire de répartition indigène ou envahie étaient les principaux facteurs de l'impact d'une invasion qui ont contribué à des niveaux de risque élevés. Par exemple, les carpes ont tendance à détruire l'habitat et à modifier la dynamique de l'écosystème (c.-à-d. qu'elles sont des ingénieurs de l'habitat) et démontrent une pléthore de conséquences sur la croissance de la population et les communautés d'autres espèces. Bien qu'on n'ait signalé aucun impact sur l'habitat de la marigane noire ni du brochet maillé, ce dernier entraîne des conséquences bien connues sur la croissance de la population et les communautés d'autres espèces, ainsi que sur la fonction écosystémique. Là où existaient des lacunes dans les connaissances (p. ex. écorégions arctiques, impacts de la marigane noire), le risque global d'invasion était généralement plus faible.

Dans le contexte de cette ESR pour le poisson rouge, la carpe prussienne, le brochet maillé et la marigane noire dans l'ensemble des écorégions canadiennes, une certaine incertitude dans les données signifie que les évaluations de risque modéré peuvent refléter le point médian de deux possibles extrêmes (c.-à-d. élevé et faible), mais le risque réel peut varier d'élevé à faible. Il est peu probable que le risque faible soit nul, ni qu'il soit élevé. Il faut donc utiliser les cartes thermiques des risques en conjonction avec les diagrammes de double projection pour comprendre le spectre de certitude associé aux cotes d'impact et de probabilité d'une invasion pour chaque espèce de poisson dans chaque écorégion. Dans l'ensemble, le degré de certitude était plus élevé en ce qui concerne les impacts potentiels d'une invasion associés au poisson rouge, à la carpe prussienne et au brochet maillé, tandis qu'il était plus faible pour ce qui est des impacts potentiels associés à l'établissement de la marigane noire. En utilisant à la fois les diagrammes de double projection et les cartes thermiques, les gestionnaires auront une meilleure compréhension des espèces et des écorégions qui présentent un risque élevé, mais aussi de la façon dont la certitude influe sur le niveau de risque final. La grande incertitude entourant les introductions et les activités anthropiques, et les échelles spatiales sur lesquelles elles se déroulent contribuent à une plus grande incertitude quant au niveau de risque pour tous les poissons. Il peut être pertinent d'effectuer des évaluations détaillées des risques à des échelles spatiales plus fines pour chaque espèce et écorégion désignée comme présentant un risque élevé d'invasion.

4.1. POISSON ROUGE ET CARPE PRUSSIENNE

Le risque élevé du poisson rouge dans les écorégions du sud du Canada reflète son établissement actuel (SMIB 2022; iNaturalist 2022; EDDMaps 2022) parce qu'il augmente la fréquence prévue des événements d'introduction secondaire et le nombre d'individus qui devraient arriver à chacun de ces événements (c.-à-d. la pression de propagule) dans les écorégions actuelles et adjacentes. Sa présence la plus septentrionale au Canada serait à Whitehorse, au Yukon (gouvernement du Yukon 2023). Considéré comme une espèce nuisible, avec de fortes abondances en Alberta (comm. pers.; N. Kimmel 2023), d'autres rapports de l'ouest du Canada et de Terre-Neuve indiquent actuellement de faibles abondances.

Comparativement, la carpe prussienne présente un risque élevé en Alberta, en Saskatchewan et en Colombie-Britannique, ce qui reflète en partie les populations albertaines bien établies découlant des introductions au début des années 2000, qui se sont ensuite propagées à de nombreuses voies d'eau de la province (trois des bassins versants provinciaux; Elgin *et al.* 2014; Docherty *et al.* 2017; Ruppert *et al.* 2017). Des populations établies de carpes prussiennes ont également été signalées dans la province voisine de la Saskatchewan, dont on pense qu'elles ont été facilitées par le transport résultant d'activités humaines et qu'elles sont liées à une expansion de l'aire de répartition de la population de l'Alberta (Docherty *et al.* 2017; Hamilton 2021). Malheureusement, la confusion taxonomique a compliqué la compréhension de l'historique des invasions de poissons rouges et de carpes prussiennes. La carpe prussienne s'hybride régulièrement avec d'autres espèces de carpes (Vetemaa *et al.* 2005; Komiyama *et al.* 2009; Rylkova *et al.* 2010; Takada *et al.* 2010; Fuad *et al.* 2021) et il est souvent morphologiquement impossible de la distinguer du poisson rouge (Elgin *et al.* 2014; Ribeiro *et al.* 2015), rendant son identification taxonomique difficile sans analyses génétiques (Rylkova *et al.* 2010). C'est ce qui a probablement contribué au retard de la détection de l'espèce (Hänfling *et al.* 2005; Wouters *et al.* 2012; Elgin *et al.* 2014; Ribeiro *et al.* 2015), qui a probablement été apporté de façon non intentionnelle en Amérique du Nord dans des envois de poissons rouges ou d'autres poissons commerciaux (un vecteur commun pour les nouvelles introductions; Slavík et Bartoš 2004; Kottelat et Freyhof 2007; Elgin *et al.* 2014).

La fréquence prévue des arrivées (et le nombre d'arrivées prévues) était élevée pour les deux espèces de carpes, là où le commerce d'espèces destinées aux aquariums et aux jardins d'eau est la principale voie d'arrivée (Chan *et al.* 2022). Les relâchements subséquentes dans les bassins d'eaux pluviales, les bassins municipaux et publics et d'autres écosystèmes (Rixon *et al.* 2005; Funnel *et al.* 2009; Tweedley *et al.* 2017; Butler 2022) favorisent probablement la propagation du poisson rouge et constituent le principal vecteur de dispersion anthropique pour cette espèce. Même les relâches dans des milieux sans lien avec un bassin hydrographique (p. ex. les bassins d'eaux pluviales et les étangs décoratifs) peuvent accélérer la propagation secondaire, lorsque de fortes pluies et des inondations associées relient temporairement ces écosystèmes autrement isolés (Tweedley *et al.* 2017). Sans surprise, ces relâchements intentionnels et accidentels sont le plus souvent observés là où la population humaine est élevée (Chan *et al.* 2022). Comparativement, la dispersion naturelle de la carpe prussienne, qui prospère dans les habitats artificiels, y compris les canaux d'irrigation, sous-tend les préoccupations liées à la poursuite de la propagation par l'expansion spontanée de l'aire de répartition entre l'Alberta et les États-Unis (Post *et al.* 2006; Docherty *et al.* 2017) et d'autres écorégions canadiennes adjacentes, comme la Colombie-Britannique. La dispersion anthropique de la carpe prussienne a également obtenu une cote élevée, car la stratégie de gestion initiale pour son contrôle dans le sud de l'Alberta visait à encourager les pêcheurs récréatifs à capturer, tuer et manger le poisson s'ils le souhaitaient. Malheureusement, cette stratégie a entraîné le déplacement de la carpe prussienne dans de nouveaux cours d'eau par les pêcheurs sportifs, dans le but de créer de nouvelles possibilités de pêche sportive et de produits comestibles (Nicole Kimmel, comm. pers.).

En outre, la littérature scientifique fait état de conséquences importantes d'invasions de poissons rouges et de carpes prussiennes, ce qui a accru encore davantage leur évaluation finale du risque. Leur capacité de modifier les écosystèmes qu'ils habitent (Richardson et Whoriskey 1992; Richardson *et al.* 1995; Kolmakov et Gladyshev 2003; Morgan et Beatty 2004; Razlutskiy *et al.* 2021) les rend particulièrement problématiques. Les comportements benthiques comme le crachat, la succion et la brassage des sédiments peuvent accroître la turbidité de l'eau qui, combinée à une forte densité de poissons, peut modifier le cycle des nutriments, détruire la couverture végétale aquatique, réduire le succès de recherche de nourriture des espèces de poissons indigènes et réduire les populations de macro-invertébrés (Richardson 1991, Richardson et Whoriskey 1992, Richardson *et al.* 1995; Razlutskiy *et al.* 2021). Les comportements alimentaires du poisson rouge ont perturbé les systèmes de dérivation de drainage (Morgan et Beatty 2004) et favorisé la prolifération d'algues toxiques (Kolmakov et Gladyshev 2003). Le poisson rouge et la carpe prussienne font concurrence aux espèces indigènes pour la nourriture et l'espace et sont associés à des déclin de salamandres, de macrophytes, d'invertébrés benthiques et pélagiques, et de certaines espèces de poissons (Deacon *et al.* 1964; Monelleo et Wright 1999; Richardson *et al.* 1995, Halačka *et al.* 2003; Ruppert *et al.* 2017; Carosi *et al.* 2017, 2019). On a signalé que le poisson rouge (mais pas la carpe prussienne) est porteur du syndrome ulcératif épizootique (SUE) et de la nécrose pancréatique infectieuse (NPI) (deux maladies à déclaration obligatoire de l'ACIA, le SUE étant inscrit par l'OMSA), qui pourraient avoir des effets négatifs sur les communautés de poissons indigènes (ACIA 2020a 2022; OMSA 2022a). Les deux espèces possèdent un large éventail de tolérance à de multiples paramètres environnementaux (Magurran 1984, Ford et Beitinger 2005; Mackey *et al.* 2019), des taux de croissance élevés (Van der Veer et Nentwig 2015; Docherty *et al.* 2017) et des régimes alimentaires opportunistes et variés (Deacon *et al.* 1964; Richardson *et al.* 1995; Meyer *et al.* 1998; Morgan et Beatty 2004). Ces caractéristiques permettent une tolérance aux perturbations (Robison et Buchanan 1988; Jia *et al.* 2019), ce qui permet aux deux espèces de carpes de persister ou de prospérer dans les régions où les espèces indigènes ne le peuvent peut-être pas (Gandar *et al.* 2016; Lissner *et al.* 2017; Jacquin *et al.* 2019). On sait que le poisson rouge et la carpe prussienne s'hybrident avec d'autres espèces de carpes (Hänfling *et al.* 2005; Vetemaa *et al.* 2005; Komiya *et al.* 2009; Rylkova *et al.* 2010; Takada *et al.* 2010; Fuad *et al.* 2021), mais la carpe prussienne peut aussi se reproduire de façon asexuée par gynogenèse (Paschos *et al.* 2004; Leonardos *et al.* 2007; Perdikaris *et al.* 2012; Khul *et al.* 2022). En se servant de spermatozoïdes provenant d'autres mâles cyprinidés pour activer le développement des œufs et produire des clones génétiques (Paschos *et al.* 2004; Leonardos *et al.* 2007), la carpe prussienne peut parasiter d'autres poissons cyprinidés en interférant avec la reproduction (Glen 2020). En Alberta, Ruppert et ses collaborateurs (2017) ont suggéré que la réduction des populations de ménés à grosse tête *Pimephales promelas* (Rafinesque 1820) et de méné de lac *Couesius plumbeus* (Agassiz 1850) pouvait être attribuable à la reproduction par gynogenèse des carpes prussiennes vivant dans le même bassin hydrographique. La capacité supplémentaire de la carpe prussienne à modifier sa stratégie de reproduction (sexuelle par rapport à asexuelle) lui permet de maximiser l'investissement énergétique (Emiroglu *et al.* 2012; Tarkan *et al.* 2012) et d'avoir du succès dans les systèmes stochastiques (Barbuti *et al.* 2012). Selon les calculateurs du COSEPAC, le poisson rouge constitue une menace pour le méné de lac et le sucet de lac *Couesius sucetta* (Potts *et al.* 2023), et la carpe prussienne pourrait avoir réduit les populations de méné de lac en interférant avec la reproduction (Ruppert *et al.* 2017) en Alberta. Compte tenu de la similitude des autres impacts d'une invasion entre les espèces de carpes (à l'exception des maladies associées), l'historique relativement court de l'invasion de carpes prussiennes en Amérique du Nord, sa répartition limitée et le chevauchement constaté avec les espèces indigènes menacées, ainsi que la difficulté à distinguer morphologiquement les deux espèces, il

est possible que les risques associés à l'invasion de carpes prussiennes soient plus élevés que ce qui est présenté ici.

4.2. BROCHET MAILLÉ ET MARIGANE NOIRE

Le brochet maillé et la marigane noire sont établis dans moins de régions écologiques que le poisson rouge, malgré un climat similaire au Canada et de grandes quantités d'habitats propices. En particulier, on considère que le brochet maillé possède un habitat propice dans les écorégions du sud et du nord, tandis que l'habitat propice pour la marigane noire, tout comme pour les espèces de carpe, se trouve principalement dans les écorégions du sud. Au Canada, le brochet maillé est considéré comme indigène dans le fleuve Saint-Laurent (Scott et Crossman 1998; Coffie 1998; Carlson *et al.* 2016), et des déplacements historiques associés à la pêche sportive (Williamson 1832 cité dans Whittier *et al.* 1997) ont entraîné des détections dans le lac Ontario (Fuller *et al.* 1999; Hoyle et Lake 2011), Nouveau-Brunswick (Scott et Crossman 1959), et Nouvelle-Écosse (Gilhen et Pentz 1974). Au Canada atlantique, le brochet maillé a maintenant été détecté dans environ 380 lacs et rivières au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (Swinemar *et al.* 2021; [base de données sur le brochet maillé du Canada atlantique](#) [en anglais seulement]), ce qui contribue au risque élevé de cette espèce dans les deux provinces. Par comparaison, bien que la répartition indigène historique de la marigane noire ne soit pas claire, sa répartition indigène au Canada est considérée comme étant les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent (Scott et Crossman 1998; Fuller *et al.* 1999; Pariseau *et al.* 2009; USGS, 2022). À l'instar du brochet maillé, on a observé à plusieurs reprises des événements historiques d'ensemencement (Mosindy 1995; VanBroeck 1995; Kerr 2006), de relâchements illégaux et de la dispersion naturelle (Krishka *et al.* 1996 cité dans Kerr et Grant 2000) qui ont donné lieu à des populations établies de marigane noire dans le sud du Manitoba (Scott et Crossman 1998; Kerr 2006; Holm *et al.* 2021) et dans le sud de la Colombie-Britannique (Wydoski et Whitney 2003; Quinn et Paukert 2009; Carl et Guiguet 1958 cités dans Powell 2022), bien que l'abondance dans ces régions soit actuellement faible (Manitoba : Hauger 2020; Colombie-Britannique : Nowosad et Taylor 2012). Plus récemment, une invasion à Big Lake, au Nouveau-Brunswick (McAlpine *et al.* 2020, Powell 2022) a suscité des préoccupations quant à la propagation dans les rivières Saint-Jean et Mactaquac, ainsi que dans le bassin versant de la rivière Nackawic.

La fréquence prévue des arrivées (et la pression de propagation associée) est modérée à élevée pour les deux poissons, mais, dans l'ensemble, notre compréhension de la fréquence (et du nombre) des arrivées de marigane noire et de brochet maillé dans chaque écorégion, et de ce qui se passe une fois que ces poissons se sont établis, est faible. Selon l'avis des experts, la propagation secondaire entre les écorégions est probablement le résultat de la dispersion naturelle par des systèmes connectés plutôt que de relâches intentionnelles (bien que les introductions illégales de poissons soient probablement plus importantes dans l'est du Canada), mais il existe peu de données à l'appui de ces hypothèses. Historiquement, les deux espèces ont été introduites légalement par des activités d'ensemencement ou illégalement par des déplacements effectués par les pêcheurs (Coffie 1998; Fuller *et al.* 2022). Par conséquent, les voies de déplacement par des pêcheurs ou l'utilisation comme appât vivant sont considérées comme des vecteurs importants de l'invasion et de la propagation du brochet maillé et de la marigane noire (Knapp 1953; Courtenay et Hensley 1979; Courtenay *et al.* 1984; Pflieger 1997 cité dans Nico *et al.* 2022; Mitchell *et al.* 2012), et bien que les deux soient fortement réglementés dans la majeure partie du Canada, la conformité est souvent faible et est difficile à contrôler (Drake et Mandrak 2014a; Drake *et al.* 2015). Par exemple, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, il est probable que les pêcheurs aient introduit illégalement le brochet maillé dans de nouveaux bassins versants pour créer de nouvelles possibilités de pêche sportive (Coffie 1998). L'introduction de la marigane noire dans la propriété privée de Big Lake,

au Nouveau-Brunswick, était probablement le résultat d'un effort délibéré d'ensemencement de la part de l'ancien propriétaire du lac (McAlpine *et al.* 2020). De plus, les risques d'invasion peuvent être exacerbés par les règlements et les pratiques de gestion provinciaux et fédéraux, qui ne sont pas toujours bien adaptés à la réalité des espèces envahissantes. Par exemple, le *Règlement de pêche des provinces maritimes* (N.-B., Î.-P.-É. et N.-É.) [DORS/93-55] interdit l'utilisation de brochet maillé, de poisson rouge et d'autres espèces de carpes comme appât vivant ou mort, mais permet l'utilisation d'autres espèces de poissons non inscrits capturés dans les provinces comme appâts vivants. Le *Nova Scotia Live Fish Possession Regulations* (N.S. Reg. 212/2012) [en anglais seulement] interdit le déplacement de poissons vivants entre des plans d'eau sans permis, mais permet l'utilisation d'appâts vivants si l'appât est capturé dans le même plan d'eau où il est utilisé. La *Wildlife Act* de Terre-Neuve-et-Labrador interdit l'importation d'animaux sauvages, mais le règlement ne s'applique pas aux espèces de l'annexe B qui comprend le poisson rouge (CNLR 1156/96). Au niveau fédéral, le *Règlement sur les espèces aquatiques envahissantes* (DORS/2015-121) interdit l'importation de certaines espèces de poissons dans des régions géographiques précises du Canada, mais aucune des espèces dont il est question ici ne figure sur cette liste. L'ensemencement des étangs privés n'est pas fortement réglementé au Canada, mais il pourrait servir de source d'introduction périodique pendant les inondations, où les niveaux d'eau élevés donnent accès aux lacs et aux rivières adjacents. Une meilleure compréhension des risques d'invasion associés à la voie d'entrée des appâts vivants en particulier (p. ex. Drake et Mandrak 2014a, 2014b; Drake *et al.* 2015; Smith *et al.* 2020; McEachran *et al.* 2022; Mulligan *et al.* 2023) a mené la province de Québec à interdire l'utilisation de tout appât de poisson vivant (MELCCFP 2023) et à la mise en place de règlements sur le transport et l'utilisation des appâts par les zones de gestion des appâts en Ontario (gouvernement de l'Ontario 2023). Cependant, bien que les pêcheurs à la ligne soient généralement en faveur de stratégies de gestion empêchant l'introduction ou la propagation d'espèces non indigènes, il peut être difficile de prédire si les règlements sur les appâts seront respectés. Drake et ses collaborateurs (2014a) ont déclaré que, malgré un long historique de stratégies d'éducation et de sensibilisation ciblées expliquant les risques associés aux EAE, une grande proportion des pêcheurs de l'Ontario ont quand même remis en liberté des appâts vivants parce que c'était pratique et qu'ils croyaient que l'appât servirait de fourrage pour le poisson-gibier. Bien que les campagnes de sensibilisation sur les EAE et les stratégies encourageant l'intendance et la conservation de l'environnement soient essentielles pour changer le comportement humain, la complexité des perceptions et des comportements dans les voies d'entrée de déplacement des appâts vivants et par les pêcheurs nécessitera probablement une révision régulière des pratiques réglementaires et de gestion au Canada (Drake et Mandrak 2014a; Drake *et al.* 2015).

Les cotes d'impact pour le brochet maillé et la marigane noire étaient quelque peu inférieures à celles du poisson rouge et de la carpe prussienne en raison d'un manque de renseignements disponibles (c.-à-d. aucune étude publiée) ou d'un manque de données probantes déclarées (c.-à-d. qu'il existe des études, mais qu'il y a peu ou pas de données démontrant des impacts dans leur aire de répartition indigène ou envahie). Par exemple, bien qu'on ait signalé que le brochet maillé avait un impact sur la dynamique de l'écosystème en simplifiant les communautés de poissons et en réduisant la biodiversité de l'écosystème des lacs du Maine et de la Nouvelle-Écosse (Warner 1972, Mitchell *et al.* 2012), rien n'indique que son comportement ait un impact direct sur l'habitat. À l'inverse, les répercussions du brochet maillé sur la croissance de la population et les communautés sont bien connues, sa nature prédatrice entraînant le déclin des espèces indigènes de poissons et de moules (Edge et Gilhen 2001; Bradford *et al.* 2004, Mitchell *et al.* 2012; COSEPAC 2013), la réduction de la richesse et de la diversité des communautés de poissons, l'abondance de l'espèce et, dans certains cas, la troncature de la distribution de la taille des poissons indigènes (Bradford *et al.* 2004; Mitchell *et*

al. 2012). On a également signalé que le brochet maillé limite l'efficacité de l'ensemencement de saumons par une forte prédation (Warner *et al.* 1968; Warner 1972) et produit des signaux chimiques qui peuvent modifier le comportement d'autres espèces de poissons (Mirza et Chivers 2000).

Comparativement, il existe moins d'éléments de preuve dans la littérature sur la marigane noire, aucun impact n'a été signalé sur l'habitat ou la fonction écosystémique, et une seule étude a rapporté que l'introduction de la marigane noire a modifié la structure de la communauté de poissons en modifiant l'abondance des espèces au moyen d'une compétition alimentaire sur une échelle de 5 à 10 ans (Schiavone 1983). L'alimentation variée de la marigane noire (Keast 1968; Gablehouse 1984; Pelham *et al.* 2001; Bonar *et al.* 2004; Sanderson *et al.* 2009) donne certainement à penser que la compétition directe ou indirecte pour la nourriture serait possible avec d'autres espèces dans leur aire de répartition envahie. Il n'existe aucun élément de preuve dans la littérature sur les impacts de la marigane noire concernant la croissance de la population d'autres espèces, bien qu'un certain nombre d'études spéculent sur les effets cumulatifs de multiples agents stressants par rapport aux populations de doré jaune, de perchaude et de marigane noire là où les trois espèces coexistent. Par exemple, Schiavone (1983; 1985) a laissé entendre que la compétition pour la nourriture, la perte de la perchaude comme poisson-proie et la prédation directe des alevins et des jeunes de l'année, combinées à l'exploitation par la pêche à la ligne du doré jaune et de la perchaude, peuvent entraîner un déclin de l'abondance du doré jaune et de la perchaude dans les lacs où la marigane noire est introduite. Mosindy et ses collaborateurs (1984) ainsi que Krishksa et ses collaborateurs (1996 cité dans Kerr et Grant 2000) ont postulé qu'une réduction de la perchaude comme poisson-proie en raison de la compétition possible avec la marigane noire introduite pourrait théoriquement expliquer la diminution de l'abondance de la perchaude (proie préférée du doré jaune) et l'élimination ultime du recrutement du doré jaune. Broda et ses collaborateurs (2022) ont constaté des déclin d'abondance de dorés jaunes dans les transects de pêche électrique et des augmentations simultanées des prises de marigane noire dans les verveux. Cependant, les chercheurs ont mis en garde contre les inférences causales entre la présence de la marigane noire et le déclin du doré jaune, car les deux populations sont probablement influencées par la pression de la pêche, le changement climatique et l'absence de réglementation pour la pêche à la ligne du crapet. À l'inverse, la forte abondance de dorés jaunes adultes a eu un effet négatif sur les populations de marigane noire (Mosindy 1997), ce qui n'est peut-être pas surprenant étant donné que de nombreuses introductions historiques de marigane noire ont été faites pour fournir du fourrage au poisson-gibier comme le doré jaune (McNeil 1992; Krishna *et al.* 1996). Les gestionnaires craignent que dans l'est du Canada, où il n'y a pas d'espèces indigènes ayant une fonction similaire, les conséquences ultimes de l'invasion de brochets maillés et de mariganes noires soient plus importantes qu'ailleurs. La question 6 du CMIST vise à déterminer si des agents de contrôle naturels (p. ex. les prédateurs) pourraient éliminer les invasions par de nouvelles espèces. L'est du Canada manque d'espèces prédatrices (p. ex. le grand brochet) dont la taille de la mâchoire est suffisamment grande pour consommer du brochet maillé ou de la marigane noire adultes. De plus, en raison du manque d'espèces ayant une fonction similaire, des données prouvant la modification de la dynamique du réseau trophique dans l'est du Canada ont été signalées relativement à l'invasion de brochets maillés (abordé à la question 12 du CMIST; L. Campbell, comm. pers.). Cependant, les données manquantes dans la littérature, en particulier pour la marigane noire, limitent actuellement notre compréhension de la façon dont elles se comporteront dans de nouveaux écosystèmes, ce qui réduit les cotes de risque et la certitude associée.

4.3. ÉLÉMENTS LIMITATIFS

La majorité des outils d'ESR (p. ex. AS-ISK; Copp *et al.* 2016b; CMIST; Drolet *et al.* 2016; ESSR; Marcot *et al.* 2019) intègrent le statut d'établissement d'une EAE dans une région évaluée dans leur détermination finale du risque. Il en résulte un risque plus élevé associé aux EAE établies depuis longtemps et plus répandues, comparativement à une espèce nouvellement introduite qui peut être plus localisée. Ainsi, pour une espèce envahissante largement établie, le niveau de risque peut être surestimé. Cela pourrait être particulièrement pertinent pour le poisson rouge, qui est répandu dans le sud du Canada et qui a une longue histoire d'ensemencement délibéré en Amérique du Nord, qui remonte à près de deux siècles. De plus, en évaluant le risque d'invasion dans une écorégion où une EAE est déjà établie, cette étude suppose qu'il peut rester des bassins hydrographiques propices non envahis dans une écorégion, bien que ce ne soit pas toujours le cas. Cela accentue le besoin de questions liées à l'établissement (ou à l'absence d'établissement) d'EAE dans une région ou une région voisine qui sont plus susceptibles d'avoir des conditions environnementales semblables selon la topographie, la géomorphologie et le climat. Les impacts d'une invasion sont tout aussi importants dans les outils d'ESR, car une EAE dont la probabilité d'invasion est élevée ne présente pas nécessairement d'impacts d'invasion élevés, de sorte que des outils fiables d'ESR tiennent compte de ces deux concepts au moment d'évaluer le risque final. Toutefois, l'application d'une ESR peut ne pas être nécessaire si une espèce introduite n'a pas la capacité de s'établir. Idéalement, un processus complet de liste de surveillance serait la première étape et inclurait une ou des listes initiales d'espèces candidates, filtrées pour éliminer les espèces qui n'ont aucune chance de survie dans une région évaluée (p. ex. les espèces tropicales évaluées dans les écorégions de l'Arctique), suivies des ESR et des EDR subséquentes, au besoin. De plus, une ESR n'est pas conçue pour évaluer les effets cumulatifs ou l'ampleur des impacts d'une espèce non indigène dans une région évaluée. Elle n'aborde pas le concept selon lequel l'invasion est un processus par étapes et que chaque étape de la voie d'entrée doit être franchie avant de passer à la suivante (Theoharides et Dukes 2007; Blackburn *et al.* 2011; Lockwood *et al.* 2016). Par exemple, la reproduction d'une espèce dans une écorégion n'est pas pertinente lorsque la survie est impossible, et la survie dans une écorégion n'est importante que si l'arrivée est réussie. Bien que chaque question de l'outil CMIST reçoive un poids égal quant à sa contribution au niveau de risque, il est probable que l'exactitude et la précision seraient améliorées par un régime de pondération variable (Drolet *et al.* 2016).

Le CMIST et d'autres outils d'ESR sont conçus pour fournir une vue d'ensemble du risque d'invasion afin d'aider les décideurs dans l'allocation des ressources et de permettre l'identification des espèces qui représentent une menace élevée pour les espèces indigènes, les écosystèmes et les écorégions et qui, par conséquent, peuvent nécessiter des EDR (Copp *et al.* 2005b, Copp *et al.* 2016a; Vilizzi *et al.* 2022). Pour les espèces non indigènes qui justifient une EDR (qui n'est pas incluse dans les présents travaux et ne peut pas être effectuée à l'aide d'un outil d'ESR), les probabilités statistiques d'introduction, de survie, d'établissement, de propagation et les impacts associés seraient évalués, incorporant souvent des aspects de la modélisation de l'habitat pour évaluer de façon exhaustive les risques d'invasion dans différentes régions, bassins hydrographiques et scénarios climatiques.

L'utilisation du CMIST pour évaluer le risque d'invasion des espèces dans le cadre d'un scénario climatique projeté n'a pas produit de résultats différents pour ces poissons en raison de leur grande tolérance environnementale et du nombre limité de variables disponibles pour effectuer la mise en correspondance avec le climat. Le nouveau pointage des espèces selon les scénarios climatiques actuels et projetés ne sera probablement utile que pour évaluer les espèces ayant des exigences thermiques strictes. Pour les espèces flexibles sur le plan thermique, il est plus probable que les changements du climat entraîneront des modifications

des modèles d'introduction, d'établissement, d'interactions écologiques et de dynamique de l'écosystème. Seules deux des questions du CMIST (les questions 4 et 5 portant sur l'adéquation de l'écorégion à la survie et à la reproduction) ont été considérées comme influant directement sur les cotes de risque dans un scénario climatique projeté. Étant donné que tous les poissons étudiés dans le cadre de ces travaux présentaient un degré de correspondance climatique élevé pour la majorité des écorégions selon le scénario climatique historique, il y a eu très peu de cas où le degré de correspondance climatique des écorégions était beaucoup plus élevé (annexe 1, tableau 2), et aucun cas où la cote révisée pour les questions 4 et 5 a changé la cote de risque générale dans le scénario climatique projeté. Bien que les changements climatiques puissent influencer sur de multiples facteurs biotiques et abiotiques de l'écosystème (p. ex. disponibilité de l'habitat, interactions entre les espèces, OD, pH, etc.), seuls les changements prévus de la température et des précipitations mondiales sont facilement accessibles (p. ex. *WorldClim*, *CHELSA*). On suppose donc dans les présents travaux qu'il s'agit du principal mécanisme qui sous-tend la répartition des EAE, les impacts et le risque d'une invasion subséquente. Cependant, en réalité, les effets cumulatifs de la disponibilité de l'habitat, des précipitations, des événements météorologiques extrêmes (inondations et sécheresse), de l'évapotranspiration accrue, des modifications de la salinité, de la baisse des niveaux d'eau et des concentrations en oxygène dissous associées, et d'une multitude d'autres facteurs environnementaux (Magnuson *et al.* 1997; Schindler 1997, 2001; Hudon et Létourneau 2018; Finch *et al.* 2021), dont l'ampleur varie selon les écorégions, influera sur les interactions entre les espèces, la survie, l'établissement et la dispersion des poissons dans un climat en réchauffement. La compréhension des effets synergiques potentiels des changements climatiques sur l'établissement et les répercussions écologiques des espèces envahissantes devrait être une priorité pour les futures évaluations des risques selon les scénarios climatiques projetés (Ricciardi *et al.* 2021), sans quoi il est peu probable que les outils de l'ESR soient en mesure d'estimer le risque de façon significative dans ces scénarios.

Enfin, les données manquantes dans la littérature, les bases de données ou l'avis des experts ont influé sur les résultats de l'évaluation des risques. Le manque d'information dans la littérature primaire sur les interactions, l'écologie et les répercussions potentielles de la marigane noire dans ses aires de répartition indigènes et envahies a nui au pointage du CMIST et a réduit la certitude associée des questions sur l'impact d'une invasion dans les présents travaux. L'évaluation des questions sur l'impact d'une invasion peut également être biaisée en faveur des espèces dont l'historique d'invasion est plus longue, étant donné que les EAE nouvellement introduites sont moins bien documentées quant aux impacts de l'invasion. Le contexte régional et des déplacements d'origines anthropiques n'étaient pas uniforme entre les poissons et les écorégions, et était moins claires pour le brochet maillé et la marigane noire. Les Territoires du Nord-Ouest, le Yukon, le Nunavut et l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.) étaient également mal représentés dans cette étude, en raison d'un manque d'information de base sur les écorégions ou les EAE, de littérature primaire ou d'experts ayant des connaissances locales, y compris des renseignements sur les pêches des Premières Nations et les écosystèmes associés. De plus, compte tenu des changements apportés à l'approche et à l'application du CMIST dans le contexte des présents travaux (p. ex. suppression de la question 16), les utilisateurs devraient faire preuve de prudence lorsqu'ils comparent directement ces travaux à d'autres études utilisant le CMIST.

4.4. SOURCES D'INCERTITUDE

Le comité d'examen du SCAS pour ces travaux considérait que le brochet maillé était indigène de l'écorégion 116 seulement et que la marigane noire était indigène des écorégions 116 et 117 (et ils n'ont donc pas été notés dans ces écorégions). Cependant, les répartitions canadiennes indigènes du brochet maillé et de la marigane noire ont été brouillées par un long historique

d'ensemencement et de déplacement, de sorte qu'il est possible que les répartitions indigènes d'origine soient différentes de celles qui sont indiquées ici. Par exemple, un récit en français de l'histoire orale des pêcheurs par Montpetit (1897) laisse penser que la marigane noire n'est pas indigène au Québec, mais qu'elle est arrivée des Grands Lacs après la construction des canaux Rideau, de Grenville et de Carillon, et qu'elle s'est ensuite répandue dans le fleuve Saint-Laurent. La détermination de la répartition indigène d'origine peut être difficile pour de nombreuses espèces et peut avoir une incidence sur la prise de décisions à de multiples échelles, car les mesures de contrôle et d'atténuation sont rarement adoptées pour les espèces indigènes.

La diversité des écorégions et des habitats associés dans chaque province a compliqué l'avis des experts dans nos discussions régionales. La province de Québec, par exemple, touche cinq écorégions différentes et il était difficile d'évaluer correctement l'étendue de l'habitat approprié ou de la dispersion des EAE dans toutes les écorégions, car l'expertise régionale était souvent axée davantage sur des espèces particulières que sur les caractéristiques de l'habitat.

Bien que la correspondance climatique ait servi à mieux comprendre la quantité d'habitats propices permettant la survie et la reproduction des quatre poissons non indigènes (questions 4 et 5), seuls des ensembles de données historiques et projetées sur la température de surface et les précipitations mondiales sont facilement accessibles (p. ex. *WorldClim*, *CHELSA*). Toutefois, de façon réaliste, les effets cumulatifs de la disponibilité de l'habitat, de la température, des précipitations, du niveau de l'eau, du pH, de la salinité, des inondations/sécheresses, de l'évapotranspiration, des concentrations en oxygène dissous et de nombreux autres facteurs environnementaux détermineront la proportion d'une écorégion qui convient à la survie et à la reproduction d'une espèce non indigène.

Il existe également d'importantes lacunes dans la littérature sur les parasites, les virus et les agents pathogènes associés aux poissons pris en compte dans les présents travaux. La littérature portait principalement sur des scénarios relatifs à l'aquaculture ou présentait des listes exhaustives de maladies, de parasites et d'agents pathogènes communs à de multiples poissons indigènes, mais également présents dans les espèces aquatiques envahissantes (p. ex. Trujillo-Gonzales *et al.* 2018). Les EAE peuvent transporter des maladies susceptibles de créer une multitude de situations (avantages, inconvénients, aucun effet) pour les espèces indigènes ou envahissantes ou leurs charges d'agents pathogènes déjà associées (Foster *et al.* 2021). Tout cela dépend du succès de la coévolution entre la maladie émergente et ses hôtes cibles (Kelly *et al.* 2011; Ogden *et al.* 2019). Dans la littérature, cette lacune dans les connaissances a compliqué l'évaluation de cette question, où il faut davantage d'information sur les vecteurs propres aux taxons et les conséquences écosystémiques de l'infection subséquente pour évaluer le risque associé à chaque espèce. Par conséquent, nous avons considéré seulement les maladies, les parasites et les agents pathogènes identifiés comme étant préoccupants par l'Organisation mondiale de la santé animale et l'Agence canadienne d'inspection des aliments.

Bien que les espèces envahissantes s'implantent couramment dans les écosystèmes semblables à leur habitat naturel, elles peuvent également adopter un comportement nouveau ou agir de façon imprévisible à l'extérieur de leur aire de répartition naturelle (Mooney et Cleland 2001; Peterson et Viegles 2001; Brand *et al.* 2021). La résistance de l'écosystème à l'invasion peut constituer un fragile réseau de freins et de contrepoids (Groffman *et al.* 2006; Liu *et al.* 2015) en raison des interactions complexes prédateur-proie (Martinez 1991; Feiner *et al.* 2013), des réactions de la communauté, des comportements alimentaires et des pressions environnementales (Galinat *et al.* 2002; Egertson et Downing 2004; Kennedy *et al.* 2002; Downing *et al.* 2012; Havel *et al.* 2015; Sikora *et al.* 2021). L'introduction d'une espèce non indigène, qui n'a pas d'histoire évolutive dans un écosystème, peut lui permettre de surpasser

les espèces indigènes (Strauss *et al.* 2006). De plus, la croissance sera probablement plus rapide dans un climat qui se réchauffe (Hauger 2020), ce qui pourrait modifier l'équilibre en augmentant les taux de prédation ou en l'absence de prédateurs et causer une abondance accrue de certaines espèces de poissons, modifiant ainsi la dynamique future (Tarkan 2016). Les modifications de l'habitat peuvent créer des conséquences ou des possibilités imprévisibles, entraînant une stratégie d'alimentation ou des modifications de la dynamique trophique (Broderson *et al.* 2015; Salgado *et al.* 2019; Vagnon *et al.* 2022). Par conséquent, il existe une certaine incertitude entourant les impacts potentiels d'une invasion relevés dans la littérature, où les conclusions sont tirées des données sur les aires de répartition indigènes.

4.5. AUTRES CONSIDÉRATIONS

On a récemment observé une croissance des marchés en ligne pour la vente d'espèces ornementales dans le cadre du commerce d'espèces destinées aux aquariums et aux jardins d'eau (Olden *et al.* 2021). Cette expansion des marchés en ligne pourrait avoir une incidence sur l'introduction de poissons rouges et d'autres espèces ornementales. De plus, le secteur aquaponique est un nouveau vecteur potentiel à prendre en considération dans les futures évaluations sommaire ou les évaluations détaillées des risques, car il gagne en popularité partout au Canada dans les secteurs des aliments durables (Savidov *et al.* 2007; Blom *et al.* 2022) et du cannabis (Khan 2019; Taylor 2019). À l'heure actuelle, le tilapia est l'espèce de poisson de préférence parmi les producteurs d'aliments et de cannabis au Canada. Cependant, à l'échelle internationale, on trouve des carpes, des mariganes et certains ésocidés parmi de nombreuses autres espèces de poissons dans les systèmes aquaponiques, notamment le poisson rouge, qui sont facilement disponibles et faciles à conserver, les espèces de poissons utilisées en aquaponie les plus populaires à l'échelle mondiale (Love *et al.* 2014). Les changements vers une agriculture durable et des approches plus respectueuses de l'environnement en ce qui a trait à la production alimentaire pourraient finir par soulever des préoccupations au sujet des EAE, si les systèmes aquaponiques sont remplis d'espèces non indigènes.

5. CONCLUSIONS

- Une évaluation sommaire des risques (ESR) a été effectuée pour quatre espèces de poissons d'eau douce : le poisson rouge (*Carassius auratus*), la carpe prussienne (*Carassius gibelio*), le brochet maillé (*Esox niger*) et la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*), dans 21 écorégions canadiennes d'eau douce à l'aide d'une adaptation de l'outil canadien d'évaluation sommaire des risques relatifs aux espèces envahissantes (CMIST).
- Le CMIST comprend une série de questions sur le processus d'invasion et les niveaux de certitude associés. Le risque d'invasion a été estimé comme étant la probabilité d'une invasion (le potentiel de déplacement naturel et d'origine anthropique, les habitats propices et l'établissement) multipliée par les impacts de l'invasion (conséquences multiples sur les populations aquatiques, les communautés, l'habitat et la fonction écosystémique).
- Les espèces à risque élevé étaient le poisson rouge dans la majorité des écorégions du sud, la carpe prussienne dans la majeure partie de l'Alberta, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique, et le brochet maillé en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick. La marigane noire n'a pas été identifiée comme une espèce à risque élevé.
- Un risque élevé d'invasion a été prédit pour six écorégions, situées dans cinq provinces, par deux espèces : le poisson rouge et la carpe prussienne en Colombie-Britannique, en

Saskatchewan et en Alberta; ainsi que le poisson rouge et le brochet maillé en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick.

- Les écorégions du sud étaient plus à risque en raison d'une probabilité plus élevée d'invasion que les écorégions du nord. Les écorégions du sud présentaient un plus grand potentiel d'introduction résultant d'activités humaines et une plus grande probabilité de propagation secondaire.
- Les résultats représentent le *statu quo* des conditions écologiques et anthropiques. Les données sur la façon dont les changements climatiques influenceront sur la probabilité et l'impact d'une invasion n'étaient pas disponibles pour éclairer cette ESR. De même, les données sur les changements prévus des introductions résultant d'activités humaines n'étaient pas disponibles.
- Parmi les lacunes importantes dans les connaissances, mentionnons la disponibilité limitée de données biologiques et de données sur l'habitat et le climat pour les régions arctiques et subarctiques, ainsi que des renseignements limités sur les conséquences d'une invasion de mariganes noires. Ces lacunes dans les connaissances ont augmenté l'incertitude quant à la probabilité d'une invasion dans l'Arctique et aux impacts de la marigane noire, ce qui a réduit la précision des résultats sur ces risques d'invasion.
- Le risque d'invasion cartographié et les graphiques de probabilité et de risque d'invasion, produits dans cette ESR, devraient être interprétés ensemble afin de mieux comprendre la variation entre les écorégions.
- La réalisation d'évaluation détaillée des risques (EDR) pour les espèces à risque élevé identifiées dans la présente ESR contribuerait à une meilleure compréhension du potentiel d'invasion et des principales lacunes dans les connaissances, ce qui pourrait éclairer les interventions des gestionnaires.

6. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Lindsay Potts et Andrew Drake d'avoir mis à notre disposition des données extraites de leur manuscrit (Potts *et al.* 2023) évaluant les menaces indiquées dans le calculateur des menaces de l'UICN à partir de tous les rapports du COSEPAC.

Merci à Norah Brown, qui a fourni des avis et des détails sur la méthodologie sous-jacente à une ESR semblable sur les écrevisses au Canada (Brown et Therriault 2022) et à Tom Therriault pour son aide sur l'application des questions du CMIST et concernant les meilleures approches. Rebecca Aucoin (MPO, Golfe), Sarah Kingsbury (MPO, Maritimes) et Michèle Pelletier-Rousseau (MPO, Québec) ont gracieusement communiqué des renseignements tirés d'analyses du CMIST sur la marigane noire, le brochet maillé, le poisson rouge et la carpe prussienne. Nous remercions également Philippe Beaulieu et Christophe Benjamin (MPO, Québec) d'avoir aidé à recueillir des données provinciales sur les pêches et à effectuer le pointage secondaire.

Ce projet n'aurait pas été possible sans les conseils éclairés de nombreux scientifiques, biologistes et gestionnaires du MPO, du milieu universitaire et des gouvernements provinciaux du Canada. Leur expertise et leurs avis régionaux ont été inestimables non seulement pour fournir des renseignements essentiels dans leur domaine d'évaluation, mais aussi pour combler les lacunes lorsque la littérature était difficile à trouver ou inexistante. La discussion sur le questionnaire du groupe d'experts régional dans chaque province a été intense et longue, mais leur patience a été appréciée et leur enthousiasme a été contagieux et gratifiant. Tous nos remerciements aux personnes suivantes :

Région du Golfe : Rebecca Aucoin (MPO – PN-EAE), Suncica Avlijas (MPO, Direction de la gestion des pêches et de l'aquaculture), Krista Debouver (CNEAE – gouvernement du Nouveau-Brunswick).

Région des Maritimes : Sarah, Kingsbury (MPO – PN-EAE), Jeremy Broome (MPO, Institut océanographique de Bedford), Andrew Lowles (CNEAE – gouvernement de la Nouvelle-Écosse).

Région de Terre-Neuve-et-Labrador : Philip Sargent (MPO, Science-EAE), Lynn Lush (MPO – PN-EAE), Don Keefe et Mark Young (gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador).

Région du Québec : Andréanne Demers (MPO – PN-EAE), Jesica Goldsmit (ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs – MELCCFP), Olivier Morissette (Université du Québec à Chicoutimi).

Région de l'Ontario et des Prairies : Christine Boston (Direction des sciences du MPO), Doug Watkinson (Direction des sciences du MPO), Brendan Spearin (MPO – PN-EAE), Jeff Brinsmead (CNEAE – gouvernement de l'Ontario), Laureen Janusz (CNEAE – gouvernement du Manitoba), Nicole Kimmel (CNEAE – gouvernement de l'Alberta), Lauri Geiger (CNEAE – gouvernement de la Saskatchewan).

Région du Pacifique : Tom Thériault, Direction des sciences du MPO, Cassandra Silverio et Chris Madsen (CNEAE – gouvernement de la Colombie-Britannique).

Région du Yukon : Treharne Drury (Fish and Wildlife, gouvernement du Yukon).

7. RÉFÉRENCES CITÉES

- Abell, R., Thieme, M., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S., Bussing, W., Stiassny, M., Skelton, P., Allen, G., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Petry, P. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58: 403–414. <https://doi.org/10.1641/B580507>
- Abramenko, M.I. 2011. Adaptive mechanisms of distribution and population dynamics of *Carassius auratus gibelio* in the Ponto-Caspian region (with reference to the Azov basin). *Russian Journal of Biological Invasions*, 2: 139-154. <https://doi.org/10.1134/S2075111711030027>.
- Anas, M.U.M., Mandrak, N.E. 2021. Drivers of native and non-native freshwater fish richness across North America: Disentangling the roles of environmental, historical and anthropogenic factors. *Global Ecology and Biogeography*, 30: 1232–1244. <https://doi.org/10.1111/geb.13298>.
- Aquatic Invasive Species Regulations, SOR/2015-121. 2015. [Online], <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-2015-121.pdf>.
- Armbruster, D.C. 1959. Observations on the natural history of the Chain Pickerel (*Esox niger*). *The Ohio Journal of Science*. 59(1): 55-58. https://kb.osu.edu/bitstream/handle/1811/4599/V59N01_055.pdf?sequence=1
- Batzer, D.P., Pusateri, C.R., Vetter, R. 2000. Impacts of fish predation on marsh invertebrates: direct and indirect effects. *Wetlands*, 20(2) : 307-312. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2000\)020\[0307:IOFPOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2000)020[0307:IOFPOM]2.0.CO;2).
- Beatty, S.J., Allen, M.G., Whitty, J.M., Lymbery, A.J., Keleher, J.J., Tweedley, J.R., Ebner, B.C., Morgan, D.L. 2017. First evidence of spawning migration by Goldfish (*Carassius auratus*); implications for control of a globally invasive species. *Ecology of Freshwater Fish*, 26(3): 444-455. <https://doi.org/10.1111/eff.12288>.
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(2): 4pp. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>.
- Bernatchez, L., Giroux, M. 2012. Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada. 348pp. Boucherville, QC: Broquet.
- Bickler, P.E., Buck, L.T. 2007. Hypoxia tolerance in reptiles, amphibians, and fishes: life with variable oxygen availability. *Annual Review of Physiology*, 69: 145–170. <https://doi.org/10.1146/annurev.physiol.69.031905.162529>.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarolík, V., Wilson, J.R.U. Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Blom, C.D.B., Steegeman, P., Voss, C., Sonneveld, B.G.J.S. 2022. Food in the cold: exploring food security and sovereignty in Whitehorse, Yukon, *International Journal of Circumpolar Health*, 81: 2025992. <https://doi.org/10.1080/22423982.2022.2025992>
- Bomford, M., Barry, S.C., Lawrence, E. 2010. Predicting establishment success for introduced freshwater fishes: a role for climate matching. *Biological Invasions*, 12: 2559-2571. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9665-3>.

-
- Bonar, S.A., Bolding, B.D., Divens, M., Meyer, W. 2005. Effects of Introduced fishes on wild juvenile Coho Salmon in three shallow Pacific Northwest lakes. Transactions of the American Fisheries Society, 134: 641-652. <https://doi.org/10.1577/T04-154.1>.
- Bonham, V., Siriwardena, S. 2022. *Carassius auratus auratus* (goldfish), CABI Compendium. CABI International. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.90563>.
- Bradford, R., Longard, D.L., Longue, P. 2004. Status, trends, and recovery considerations in support of an allowable harm assessment for Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*). DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2004/109. 37 pp.
- Bradford, R.G., Schaefer, H., Stevens, G. 2004. Scope for human-induced mortality in the context of Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) survival and recovery. Canadian Science Advisory Secretariat. Research Document 2004/110. 50 pp.
- Brand, J.A., Martin, J.M., Tan, H., Mason, R.T., Orford, J.T., Hammer, M.P., Chapple, D.G., Wong, B.B.M. 2021. Rapid shifts in behavioural traits during a recent fish invasion. Behavioral Ecology and Sociobiology, 75(9): 134. <https://doi.org/10.1007/s00265-021-03077-2>.
- Britton, R. 2011. *Carassius gibelio* (Prussian Carp). CABI Compendium. [Online], <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.90562>. Accessed May 5, 2022.
- Broda, S.P., Feiner, Z.S., Mrnak, J.T., Shaw, S.L., Sass, G.G. 2022. Black Crappie Influences on Walleye Natural Recruitment in Northern Wisconsin Lakes. North American Journal of Fisheries Management, 42: 1202-1214. <https://doi.org/10.1002/nafm.10814>.
- Brodersen, J., Howeth, J., Post, D. 2017. Emergence of a novel prey life history promotes contemporary sympatric diversification in a top predator. Nature Communications, 6 (8115): 9p. <https://doi.org/10.1038/ncomms9115>.
- Brown, N.E.M., Therriault, T.W. 2022. The hidden risk of keystone invaders in Canada: a case study using non-indigenous crayfish. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 79(9): 1479-1496. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0245>.
- Busst, G.M.A., Britton, J.R. 2017. Comparative trophic impacts of two globally invasive cyprinid fishes reveal species-specific invasion consequences for a threatened native fish. Freshwater Biology, 62: 1587–1595. <https://doi.org/10.1111/fwb.12970>.
- Butler, C. 2022. Ontario's feral Goldfish population is exploding and climate change may be to blame. CBC News, London. Published May 2, 2022. [Online]. <https://www.cbc.ca/news/canada/london/ontario-wild-Goldfish-climate-change-1.6434384>. Accessed on February 27, 2023.
- Campbell, S.E., Hubbard, J.A.G., Mandrak, N.E. 2022. Changing community dynamics and climate alter invasion risk of freshwater fishes historically found in invasion pathways of the Laurentian Great Lakes. Diversity and Distributions, 28: 1620–1634. <https://doi.org/10.1111/ddi.13530>.
- Campbell, T., Shaw, B., Hammond, E., Bao, L., Yang, S., Jurich, P., Fox, S. 2021. Qualitative interviews of practitioners of Buddhist life release rituals residing in the United States: implications for reducing invasion risk. Management of Biological Invasions, 12: 178–192. <https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.1.12>.
- Canagaratnam, P. 1959. Growth of fishes in different salinities. Journal of the Fisheries Board of Canada, 16(1) : 121-130. <https://cdnsciencepub.com/doi/10.1139/f59-013>.
-

Carey, M.P., Sanderson, B.L., Barnas, K.A., Olden, J.D. 2012. Native invaders – challenges for science, management, policy, and society. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10: 373-381. <https://doi.org/10.1890/110060>.

Carl, G.C., Guiguet, C.J. 1958. Alien animals in British Columbia, British Columbia Provincial Museum, Department Education, Handbook 14. Victoria, BC. Accessed at : <https://ibis.geog.ubc.ca/biodiversity/efauna/AlienSpeciesinBritishColumbiaHistoricalRecords.html#FishFrogs>

Carlson, D.M., Daniels, R.A., Wright, J.J. 2016. Atlas of inland fishes of New York. published jointly by the New York State Education Department and Department of Environmental Conservation. <https://www.nysm.nysed.gov/sites/default/files/atlasofinlandfishes.pdf>

Carosi, A., Ghetti, L., Lorenzoni, M. 2017. Invasive *Carassius spp.* in the Tiber River basin (Umbria, Central Italy): population status and possible interactions with native fish species. *Cybium*, 41: 11–23. <https://archive.org/search?query=external-identifier%3A%22urn%3Adoi%3A10.26028%2Fcymbium%2F2017-411-002%22>.

Carosi, A., Ghetti, L., Padula, R., Lorenzoni, M. 2019. Potential effects of global climate change on fisheries in the Trasimeno Lake (Italy), with special reference to the goldfish *Carassius auratus* invasion and the endemic southern pike *Esox cisalpinus* decline. *Fisheries Management and Ecology*, 26(6): 500-511. <https://doi.org/10.1111/fme.12318>.

Cathcart, C.N., Dunker, K.J., Quinn, T.P., Sepulveda, A., von Hippel, F.A., Wizik, A., Young, D.B., Westley, P.A.H. 2019. Trophic plasticity and the invasion of a renowned piscivore: a diet synthesis of northern pike (*Esox lucius*) from the native and introduced ranges in Alaska, U.S.A.. *Biological Invasions*, 21: 1379–1392. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-018-1909-7>.

CBC News, 2023, B.C. conservation group warns of Goldfish invasion in Kelowna pond. CBC News, British Columbia. Published February 7, 2023. [Online] <https://www.cbc.ca/news/canada/british-columbia/Goldfish-munson-pond-kelowna-1.6738922>. Accessed on February 7, 2023.

CFIA, 2013. Herpès virose de la carpe koï- Fiche de renseignement. [Online]. Accessed May 25, 2022. <https://inspection.canada.ca/sante-des-animaux/animaux-aquatiques/maladies/maladies-declarables/l-herpesvirose-de-la-carpe-koi/fiche-de-renseignements/fra/1336682711769/1336682801247>.

CFIA. 2020a. Facts about infectious pancreatic necrosis. <https://inspection.canada.ca/animal-health/aquatic-animals/diseases/reportable-diseases/infectious-pancreatic-necrosis/fact-sheet/eng/1330099413455/1330099555496>. [Online]. Accessed May 5, 2023.

CFIA. 2020b. Facts about spring viremia of carp. <https://inspection.canada.ca/animal-health/aquatic-animals/diseases/reportable-diseases/spring-viraemia-of-carp/fact-sheet/eng/1337230510145/1337230669570>. [Online]. Accessed May 5, 2023.

CFIA. 2020c. Viral Hemorrhagic Septicemia (VHS). <https://inspection.canada.ca/animal-health/aquatic-animals/diseases/reportable-diseases/vhs/eng/1327208906158/1327209371030>. [Online]. Accessed May 5, 2023.

Chan, F.T., Drake, D.A.R., Therriault, T.W. 2022. The Risk of Introducing Live Organisms by the Aquarium, Water Garden, and Seafood Trades in Canada. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2021/036. 139 pp. https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/mpo-dfo/fs70-5/Fs70-5-2021-036-eng.pdf

-
- Chaput, G., Caissie, D. 2010. Risk assessment of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) introductions to rivers of Gulf Region with special consideration to the Miramichi River (N.B.). DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2010/065. 39pp. https://publications.gc.ca/collections/collection_2011/mpo-dfo/Fs70-5-2010-065.pdf
- Chu, C., Minns, C.K., Lester, N.P., Mandrak, N.E. 2014. An updated assessment of human activities, the environment, and freshwater fish biodiversity in Canada. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 72(1): 135-148. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0609>.
- CLNR. Consolidated Newfoundland and Labrador Regulations under the Wild Life Act, CNLR 1156/96. 1996. [Online], <https://www.assembly.nl.ca/legislation/sr/regulations/rc961156.htm>. Accessed December 10, 2022.
- Coffie, P.A. 1998. Status of Chain Pickerel, *Esox niger*, in Canada. The Canadian Field Naturalist, 112: 140. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/34257477#page/141/mode/1up>
- Cooper, G.P., Washburn, G.N. 1949. Relation of dissolved oxygen to winter mortality of fish in Michigan lakes. Transactions of the American Fisheries Society, 76(1): 23-33. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1946\)76\[23:RODOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1946)76[23:RODOTW]2.0.CO;2)
- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Eros, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J., Kováč, V., Naseka, A.M., Peñáz, M., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russel, I.C., Stakénas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C. 2005a. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? Journal of Applied Ichthyology, 21: 242–262. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00690.x>.
- Copp, G.H., Garthwaite, R., Gozlan, R.E. 2005b. Risk identification and assessment of non-native freshwater fishes: a summary of concepts and perspectives on protocols for the UK. Journal of Applied Ichthyology, 21: 371-373. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00692.x>
- Copp, G.H., Russell, I.C., Peeler, E.J., Gherardi, F., Tricarico, E., Macleod, A., Cowx, I.G., Nunn, A.D., Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D., Mumford, J. and Britton, J.R. 2016a. European Non-native Species in Aquaculture Risk Analysis Scheme – a summary of assessment protocols and decision support tools for use of alien species in aquaculture. Fisheries Management and Ecology, 23: 1-11. <https://doi.org/10.1111/fme.12074>
- Copp, G.H., Vilizzi, L., Tidbury, H., Stebbing, P.D., Tarkan, A.S., Moissac, L., Goulletquer, P. 2016b. Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. Management of Biological Invasions, 7: 343-350. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2008.01159.x>
- COSEWIC. 2013. COSEWIC status appraisal summary on the Yellow Lampmussel *Lampsilis cariosa* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xxiii pp.
- Courtenay, W.R., Stauffer, J.R. 1984. Distribution, biology, and management of exotic fishes. Johns Hopkins University Press. 430 pp. <https://openlibrary.org/search/inside?q=Distribution+of+exotic+fishes+in+the+continental+United+States>
- Courtenay, W.R., Stauffer, J.R. 1984. The introduced fish problem and the aquarium fish industry. Journal of the World Aquaculture Society. 21(3): 145-159.
-

-
- Courtenay, W.R.J. 1993. Biological pollution through fish introductions. In B.N. McKnight (Ed.), Biological pollution : the control and impact of invasive exotic species: proceedings of a symposium held at the University Place Conference Center, Indiana University-Purdue University at Indianapolis on October 25 & 26, 1991. Indiana Academy of Science. Indianapolis, IN. pp 35-62.
- Crivelli, A.J. 1995. Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean region? Biological Conservation, 72: 311–319. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00092-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00092-5).
- Crombie, J., Brown, L., Lizzio, J., Hood, G. 2008. Climatch user manual. Bureau of Rural Sciences: Canberra.
- Crossman, E.J., Buss, K. 1965. Hybridization in the family Esocidae. Journal of Fisheries Research Board of Canada, 22(5): 1261-1292. <https://doi.org/10.1139/f65-108>.
- Crossman, E.J., Cudmore, B.C. 1999. Summary of North American fish introductions through the aquarium/horticulture trade. In R., Claudi, J.H. Leach (Eds.), Non-indigenous freshwater organisms - Vectors, Biology and Impacts. Lewis Publishers. Boca Raton, FL. pp 129-133.
- Cudmore, B., Jones, L.A., Mandrak, N.E., Dettmers, J.M., Chapman, D.C., Kolar, C.S, Conover, G. 2017. Ecological risk assessment of Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*) for the Great Lakes Basin. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2016/118. 115 pp.
- Culpepper III, C.M., Allen, P.J. 2016. Aquaculture techniques for crappie, *Pomoxis spp.*, culture. Journal of the World Aquaculture Society, 47(3) : 314-326. <https://doi.org/10.1111/jwas.12283>.
- Currie, W.J.S., Cuddington, K.M.D., Stewart, T.J., Zhang, H., Koops, M.A. 2012. Modelling spread, establishment and impact of Bighead and Silver Carps in the Great Lakes. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2011/11374 pp.
- Daigle, R. 2021. CMISTR: Canadian Marine Invasive Screening Tool in R. Available from <https://github.com/remi-daigle/CMISTR>.
- Dalbey, B., Staff, P. 2018. Tiny goldfish create monster problem when released in fresh water. Patch. Spokane, WA. Published April 26, 2018. [Online], <https://patch.com/washington/spokane/goldfish-create-monster-sized-problem-washington-lake>. Accessed February 28, 2023.
- De Giosa, M., Czerniejewski, P., Rybczyk, A. 2014. Seasonal changes in condition factor and weight-length relationship of invasive *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) from Leszczynskie Lakeland, Poland. Advances in Zoology, 678763: 1-7. <https://doi.org/10.1155/2014/678763>.
- Deacon, J.E., Hubbs, C., Zahuranec, B.J. 1964. Some effects of introduced fishes on the native fish fauna of southern Nevada. Copeia, 1964: 384-388.
- DeRoche, S., Foye, R. 1954. First Record of the Black Crappie, *Pomoxis nigromaculatus*, in Maine. Copeia, 1:75. <https://doi.org/10.2307/1440658>.
- DFO. 2014. Science advice for screening-level risk assessment protocols for non-indigenous freshwater organisms in trade in Canada. DFO Canadian Science Advisory Report. 2014/009. 18 pp.
- DFO. 2018. Recovery strategy for the Atlantic Whitefish (*Coregonus huntsmani*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. xiii + 62 pp.
-

-
- Dhopade, P. 2021. The Goldfish invasion of Hamilton Harbour. Maclean's. Published February 3, 2021. [Online]. <https://www.macleans.ca/society/environment/the-Goldfish-invasion-in-hamilton-harbour/>. Accessed February 27, 2023.
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A. C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J-M., Bradshaw, C.J.A. Courchamp, F. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592: 571-576. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05100-6>.
- Docherty, C., Ruppert, J., Rudolfsen, T., Hamann, A., Poesch, M.S. 2017. Assessing the spread and potential impact of Prussian Carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) to freshwater fishes in western North America. *BioInvasions Records*, 6: 291–296. <https://www.reabic.net/journals/bir/2017/Issue3.aspx>
- Downing, A.S., van Nes, E.H., Mooij, W.M., Scheffer, M. 2012. The resilience and resistance of an ecosystem to a collapse of diversity. *PLoS One*, 7(9): e46135. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046135>.
- Drake, D.A.R., Mandrak, N.E. 2014a. Ecological risk of live bait fisheries: A new angle on selective fishing. *Fisheries*, 39: 201–211. <https://doi.org/10.1080/03632415.2014.903835>.
- Drake, D.A.R., Mandrak, N.E. 2014b. Bycatch, bait, anglers, and roads: Quantifying vector activity and propagule introduction risk across lake ecosystems. *Ecological Applications*, 24(4): 877–894. <http://www.jstor.org/stable/24432197>.
- Drake, D.A.R., Mercader, R., Dodson, T., 2015. Can we predict risky human behaviour involving invasive species? A case study of the release of fishes to the wild. *Biological Invasions*, 17: 309-326. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0729-7>.
- Drolet, D., DiBacco, C., Locke, A., McKenzie, C.H., McKindsey, C.W., Moore, A.M., Webb, J.L., Therriault, T.W. 2016. Evaluation of a new screening-level risk assessment tool applied to non-indigenous marine invertebrates in Canadian coastal waters. *Biological Invasions*, 18: 279–294. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1008-y>.
- Drolet, D., DiBacco, C., Locke, A., McKenzie, C.H., McKindsey, C.W., Therriault, T.W. 2017. Optimizing screening protocols for non-indigenous species: are currently used tools over-parameterized? *Management of Biological Invasions*, 8: 171–179. <https://doi.org/10.3391/mbi.2017.8.2.05>.
- Duplinsky, P.D. 1982. Sperm motility of northern pike and Chain Pickerel at various pH levels. *Transactions of the American Fisheries Society*, 111: 768-771. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1982\)111<768:SMONPA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1982)111<768:SMONPA>2.0.CO;2).
- EDDMapS. University of Georgia- Center for Invasive Species and Ecosystem Health. [Online], <https://www.eddmaps.org>. Accessed September 2, 2022.
- Edge, T., Gilhen, J. 2000. Updated COSEWIC status report on the Atlantic Whitefish *Coregonus huntsmani* in Canada. In: COSEWIC assessment and update status report on the Atlantic Whitefish *Coregonus huntsmani* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 35 pp.
- Egertson, C.J., Downing, J.A. 2004. Relationship of fish catch and composition to water quality in a suite of agriculturally eutrophic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(9): 1784-1796. <https://doi.org/10.1139/f04-109>.
- Elger, M., Hentschel, H. 1981. The glomerulus of a stenohaline fresh-water teleost, *Carassius auratus gibelio*, adapted to saline water: A scanning and transmission electron-microscopic study. *Cell and Tissue Research*, 220 : 73-85. <https://doi.org/10.1007/BF00209967>.
-

-
- Elgin, E., Tunna, H., Jackson, L. 2014. First confirmed records of Prussian Carp, *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) in open waters of North America. *BiolInvasions Records*, 3: 275-282. <http://dx.doi.org/10.3391/bir.2014.3.4.09>.
- Embry, G.C. 1918. Artificial hybrids between pike and pickerel: Crossing which is possible artificially appears sometimes to occur in nature—Peculiar specimens which are occasionally found are probably not mutants, but true hybrids. *Journal of Heredity*, 9(6): 253–256. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.jhered.a111958>.
- Fagernes, C.E., Stensløkken, K.O., Røhr, Å.K., Berenbrink, M., Ellefsen, S., Nilsson, G.E. 2017. Extreme anoxia tolerance in crucian carp and goldfish through neofunctionalization of duplicated genes creating a new ethanol-producing pyruvate decarboxylase pathway. *Scientific Reports*, 7(1): 7884. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07385-4>.
- Fick, S.E., Hijmans, R.J. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12): 4302-4315.
- Finch, D.M., Butler, J.L., Runyon, J.B., Fetting, C.J., Kilkenny, F.F., Jose, S., Frankel, S.J., Cushman, S.A., Cobb, R.C., Dukes, J.S., Hicke, J.A., Amelon, S.K. 2021. Effects of Climate Change on Invasive Species. In T.M. Poland, T. Patel-Weynand, D.M. Finch, C.F. Miniati, D.C. Hayes, V.M. Lopez (Eds), *Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States* (p. 57-83). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1_4.
- Ford, T., Beiting, T.L. 2005. Temperature tolerance in the Goldfish, *Carassius auratus*. *Journal of Thermal Biology*, 30 (2): 147-152. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2004.09.004>.
- Foster, R., Peeler, E., Bojko, J., Clark, P.F., Morritt, D., Roy, H.E., Stebbing, P., Tidbury, H.J., Wood, L.E., Bass, D. 2021. Pathogens co-transported with invasive non-native aquatic species: implications for risk analysis and legislation. *NeoBiota*, 69: 79-102. <https://doi.org/10.3897/neobiota.69.71358>.
- Franklin, M. 2020. More than 40 000 invasive Goldfish found in one Alberta pond, officials say. CTV News, Calgary. Published November 7, 2020. [Online]. <https://calgary.ctvnews.ca/more-than-40-000-invasive-goldfish-found-in-one-alberta-pond-officials-say-1.5179185>. Accessed February 27, 2023.
- Fricke, R., Eschmeyer, W.N., van der Laan, R. (eds) 2024. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Froese, R., Pauly, D. 2022. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.
- Fuad, M.M.H., Vetešník, L., Šimková, A. 2021. Is gynogenetic reproduction in gibel carp (*Carassius gibelio*) a major trait responsible for invasiveness? *Journal of Vertebrate Biology*, 70: 1-13. <https://doi.org/10.25225/jvb.21049>.
- Fuller, P., Larson, J., Makled, T.H., Lower, E., Fusaro, A. 2022. *Esox niger* (Lesueur, 1818): U.S. Geological Survey, Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. [Online], <https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=681>. Revision Date: 9/12/2019, Peer Review Date: 1/30/2015. Accessed July 7, 2022.
- Fuller, P., Cannister, M., Neilson, M. 2023. *Pomoxis nigromaculatus* (Lesueur in Cuvier and Valenciennes, 1829): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL, <https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=409>, Revision Date: 8/28/2019, Peer Review Date: 5/29/2012, Access Date: 7/4/2023.
-

-
- Fuller, P.L., Nico, L.G., Williams, J.D. 1999. Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. American Fisheries Society, Special Publication 27, Bethesda, Maryland. 636 pp.
- Fusaro, A., Baker, E., Conard, W., Davidson, A., Dettloff, K., Li, J., Nunez-Mir, G., Sturtevant, R.A., Rutherford, E.S. 2016. A risk assessment of Great Lakes aquatic invaders. NOAA Technical Memorandum GLERL-169. NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, MI, 1638 pp. https://www.glerl.noaa.gov/pubs/tech_reports/glerl-169/tm-169.pdf
- Gablehouse, D.W., Jr. 1984. An assessment of crappie stocks in small midwestern private impoundments. North American Journal of Fisheries Management, 4: 371-384. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1984\)4<371:AAOCSI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1984)4<371:AAOCSI>2.0.CO;2).
- Galinat, G.F., Willis, D.W., Blackwell, D.W., Hubers, M.J. 2002. Influence of a Saugeye (Sauger × Walleye) introduction program on the Black Crappie population in Richmond Lake, South Dakota. North American Journal of Fisheries Management, 22: 1416–1424. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2002\)022<1416:IOASSW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2002)022<1416:IOASSW>2.0.CO;2).
- Gandar, A., Jean, S., Canal, J., Marty-Gasset, N., Gilbert, F., Laffaille, P. 2016. Multi-stress effects on goldfish (*Carassius auratus*) behavior and metabolism. Environmental Science and Pollution Research, 23: 3184-3194. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5147-6>.
- GBIF Secretariat. 2022. GBIF Backbone Taxonomy. Checklist Dataset. via GBIF.org. Available online: <https://doi.org/10.15468/39omei>. Accessed 3 May, 2023.
- Gertzen, E.L., Midwood, J.D., Wiemann, N., Koops, M.A. 2008. Ecological Consequences of Grass Carp, *Ctenopharyngodon idella*, in the Great Lakes Basin: vegetation, fishes and birds. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2016/117. 52 pp.
- Gilhen, J. and Pentz, D. 1974. The Fishes of Nova Scotia's Lakes and Streams. Nova Scotia Museum, Halifax, NS. 49 pp.
- Goldsmith, J., McKindsey, C.W., Stewart, D.B., Howland, K.L. 2021. Screening for high-risk marine invaders in the Hudson Bay Region, Canadian Arctic. Frontiers in Ecology and Evolution, 9: 627497. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.627497>.
- Gordon, D.R., Gantz, C.A., Jerde, C.L., Chadderton, W.L., Keller, R.P., Champion, P.D. 2012. Weed Risk Assessment for Aquatic Plants: Modification of a New Zealand System for the United States. PLoS ONE 7(7): e40031. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040031>
- Government of Canada. 2006. Ballast water control and management regulations. Canada Gazette. <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2011-237/>.
- Government of Yukon, 2023. Aquatic invasive species. [Online], <https://yukon.ca/en/aquatic-invasive-species>. Accessed March 3, 2023.
- Groffman, P., Baron, J., Blett, T., Gold, A., Goodman, I., Gunderson, L., Levinson, B., Palmer, M., Paerl, H., Peterson, G., Poff, N., Rejeski, D., Reynolds, J., Turner, M., Weathers, K., Wiens, J. 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? Ecosystems, 9:1-13. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0142-z>.
- Halačka, K., Lusková, V., Lusk, S. 2003. *Carassius gibelio* in fish communities of the Czech Republic. Ecohydrology and Hydrobiology, 3: 133-138.
-

-
- Halas, D., Lovejoy, N., Mandrak, N. E. 2018. Undetected diversity of goldfish (*Carassius spp.*) in North America. *Aquatic Invasions*, 13(2) : 211-219.
<http://www.aquaticinvasions.net/2018/issue2.html>.
- Hamilton, S.N. 2021. Expansion of invasive Prussian carp (*Carassius gibelio*) into Saskatchewan, Canada: current distribution and food-web reconstruction using stable isotopes. MSc Thesis. University of Regina. 73 pp.
- Hänfling, B., Bolton, P., Harley, M., Carvalho, G.R. 2005. A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius spp.* and *Cyprinus carpio*). *Freshwater Biology*, 50: 403-417.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01330.x>.
- Hanson, J.M. Qadri, S.U. 1980. Observations on the biology of black crappie (*Pomoxis nigromaculatus*) in the Ottawa River. *Le Naturaliste Canadien*, 107: 35-42.
- Hardy, J.D., Jr. 1978. Vol. 3. Aphredoderidae through Rachycentridae. In J.D. Hardy Jr. (Eds.), *Development of fishes of the Mid-Atlantic Bight*. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington DC. Pp 273-277.
- Harvey, B. 2009. A biological synopsis of northern pike (*Esox lucius*). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 2885: 31 pp.
- Hauger, M. 2020. Investigating Black Crappie (*Pomoxis nigromaculatus*) populations using age and growth data in Whiteshell Provincial Park, Manitoba. MSc Thesis, University of Manitoba. 99 pp.
- Havel, J.E., Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M., Amalfitano, S., Kats, L.B. 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750:147-170.
<https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>.
- Haynes, G.D., Gongora, J., Gilligan, D.M., Grewe, P., Moran, C., Nicholas, F.W. 2012. Cryptic hybridization and introgression between invasive cyprinid species *Cyprinus carpio* and *Carassius auratus* in Australia: implications for invasive species management. *Animal Conservation*, 15: 83-94. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00490.x>.
- Hijmans R (2023). *_raster: Geographic Data Analysis and Modeling_*. R package version 3.6-20, <<https://CRAN.R-project.org/package=raster>>.
- Hirner, J.L.M., Cox, S.P. 2007. Effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on amphibians in productive recreational fishing lakes of British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64: 1770–80. <https://doi.org/10.1139/f07-139>.
- Holm, E., Mandrak, N.E., Burridge, M.E. 2021. A field guide to freshwater fishes of Ontario. Royal Ontario Museum, Toronto, Ontario. 488 pp.
- Holopainen, I.J., Tonn, W.M., Paszkowski, C.A. .1997. Tales of two fish: the dichotomous biology of crucian carp (*Carassius carassius* (L.)) in northern Europe. *Annales Zoologici Fennici*, 34: 1-22.
- Howeth, J.G., Gantz, C.A., Angermeier, P.L. Frimpong, E.A., Hoff, M.H., Keller, R.P., Mandrak, N.E., Marchetti, M.P., Olden, J.D., Romagosa, C.M., Lodge, D.M. 2016. Predicting invasiveness of species in trade: climate match, trophic guild and fecundity influence establishment and impact of non-native freshwater fishes. *Diversity and Distributions*, 22:148–160. <https://doi.org/10.1111/ddi.12391>.
-

-
- Hoyle, J.A., Lake, C. 2011. First occurrence of Chain Pickerel (*Esox niger*) in Ontario: possible range expansion from New York waters of eastern Lake Ontario. *Canadian Field Naturalist*, 125(1): 16–21. <https://doi.org/10.22621/cfn.v125i1.1116>.
- Hrbáček, J. Dvořáková, M., Kořínek, V., Procházková, L. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 14: 192-195. <https://doi.org/10.1080/03680770.1959.11899269>.
- Hubbard, J.A.G., Drake, D.A.R., Mandrak, N.E. 2023. Euclimatch: Euclidean climatch algorithm. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=Euclimatch>
- Hubbard, J.A.G., Drake, D.A.R., Mandrak, N.E. 2023. Estimating potential global sources and secondary spread of freshwater invasions under historical and future climates. *Diversity and Distributions*, 29: 986–996. <https://doi.org/10.1111/ddi.13695>.
- Hudon, C., Jean, M., Létourneau, G. 2018. Temporal (1970–2016) changes in human pressures and wetland response in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Science of the Total Environment*, 643: 1137-1151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.080>.
- Hughes, R.M., Herlihy, A.T. 2012. Patterns in catch per unit effort of native prey fish and alien piscivorous fish in 7 Pacific Northwest USA rivers. *Fisheries*. 37(5): 201-211. <https://afspubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1080/03632415.2012.676833>.
- Hume, D.J., Fletcher, A.R., Morison, A.K. 1983. Interspecific hybridization between carp (*Cyprinus carpio* L.) and goldfish (*Carassius auratus* L.) from Victorian Waters. *Marine and Freshwater Research*, 34(6): 915-919. <https://doi.org/10.1071/MF9830915>.
- Hunt, L.M., Phaneuf, D.J., Abbott, J.K., Fenichel, E.P., Rodgers, J.A., Buckley, J.D., Drake, A.R. Johnson, T. 2021. The influence of human population change and aquatic invasive species establishment on future recreational fishing activities to the Canadian portion of the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78(3): 232-244. <http://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0159>.
- iNaturalist. © Copyright 2022 California Academy of Sciences. [Online], Available at <https://www.inaturalist.org/>. Accessed July 12, 2022.
- Jackson, T. 2015. Addressing the economic costs of invasive alien species: some methodological and empirical issues. *International Journal of Sustainable Society*, 7: 221–240. <https://doi.org/10.1504/IJSSOC.2015.071303>.
- Jacquin, L., Gandar, A., Aguirre-Smith, M., Perrault, A., Le Hénaff, M., De Jong, L., Paris-Palacios, S., Lafaille, P., Jean, S. 2019. High temperature aggravates the effects of pesticides in goldfish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172: 255-264. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.085>.
- Jia, Y., Liu, Y., Chen, K., Sun, H., Chen, Y. 2019. Climate, habitat and human disturbance driving the variation of life-history traits of the invasive Goldfish *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) in a Tibetan Plateau river. *Aquatic Invasions*, 14(4): 724-737. <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.4.11>.
- Jones, B.A. 2017. Invasive species impacts on human well-being using the life satisfaction index. *Ecological Economics*, 134: 250–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.01.002>.
- Keast, A. 1968. Feeding biology of the black crappie, *Pomoxis nigromaculatus*. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 25(2): 285-297. <https://doi.org/10.1139/f68-024>.
-

-
- Kelly, A.M., Engle, C.R., Armstrong, M.L., Freeze, M., Mitchell, A.J. 2011. History of introductions and governmental involvement in promoting the use of grass, silver, and bighead carps. In D.C. Chapman, M.H. Hoff (Eds.), *Invasive Asian carps in North America*. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp. 163–174.
- Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M., Knops, J.M., Tilman, D., Reich, P. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417: 636-638. <https://doi.org/10.1038/nature00776>.
- Kerr, S.J. 2006. An historical review of fish culture, stocking and fish transfers in Ontario, 1865-2004. Fish and Wildlife Branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 154 pp.
- Kerr, S.J., Grant, R. E. 2000. Ecological impacts of fish introductions: Evaluating the risk. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario. 473 pp.
- Khan, I. 2019. Canadian cannabis uses the power of aquaponics. Fishfarmingexpert.com. Published August 22, 2019. [Online]. <https://www.fishfarmingexpert.com/canada-cannabis-food/canadian-canna>. Accessed Oct 27, 2023.
- Kilian, J.V., Klauda, R.J., Widman, S., Kashiwagi, M., Bourquin, R., Weglein, S., Schuster, J. 2012. An assessment of a bait industry and angler behavior as a vector of invasive species. *Biological Invasions*, 14:1469–1481.
- Kolmakov, V.I., Gladyshev, M.I. 2003. Growth and potential photosynthesis of cyanobacteria are stimulated by viable gut passage in crucian carp. *Aquatic Ecology*, 37(3): 237-242.
- Komiyama, T., Kobayashi, H., Tateno, Y., Inoko, H., Gojobori, T., Ikeo, K. 2009. An evolutionary origin and selection process of goldfish. *Gene*. 430(1-2): 5-11. <https://doi.org/10.1016/j.gene.2008.10.019>.
- Kottelat, M. 1998. European freshwater fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 51(1): 116. <https://doi.org/10.1023/A:1007452304138>.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat. Cornol, CH. 646 pp.
- Kramer, A.G., Gomelsky, B., Warner, J.L., Novelo, N.D., Thomas, B.L. 2020. Reproductive ability of triploid ornamental (koi) carp (*Cyprinus carpio* L.) × goldfish (*Carassius auratus* L.) hybrids and characteristics of their offspring. *Aquaculture Research*, 51(7): 2824-2830.
- Krishka, B.A., Cholmondeley, R.F., Dextrase, A.J., Colby, P.J. 1996. Impacts of introductions and removals on Ontario percoid communities. Percoid Community Synthesis, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario. 111 pp.
- Kucinski, M., Demska-Zakes, K., Zarski, D., Liszewski, T., Fopp-Bayat, D., Jankun, M., Furgala-Selezniow, G. 2015. The morphological, histological and cytogenetic characteristics of goldfish *Carassius auratus* (L.) × common carp *Cyprinus carpio* (L.) hybrids. *Caryologia*, 68(2): 77-83.
- Küçük, S. 2013. The effects of salinity on growth of goldfish, *Carassius auratus* and crucian carp, *Carassius carassius*. *African Journal of Biotechnology*. 2013; 12(16): 2082-2087
- Kuhl, H., Du, K., Scharl, M., Kalous, L., Stöck, M., Lamatsch, D. K. 2022. Equilibrated evolution of the mixed auto-/allopolyploid haplotype-resolved genome of the invasive hexaploid Prussian carp. *Nature Communications*, 13(1): 4092. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31515-w>.
-

-
- Kumschick, S., Bacher, S., Evans, T., Marková, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Vaes-Petignat, S., van der Veer, G., Vilà, M., Nentwig, W. 2015. Comparing impacts of alien plants and animals in Europe using a standard scoring system. *Journal of Applied Ecology*, 52: 552-561. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12427>.
- Kumschick, S., Gaertner, M., Vilà, M., Essl, F., Jeschke, J.M., Pyšek, P., Ricciardi, A., Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J.T.A., Evans, T., Hulme, P.E., Kühn, I., Mrugała, A., Pergl, J., Rabitsch, W., Richardson, D.M., Sendek, A., Winter, M. 2015. Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *Bioscience*, 65: 55–63.
- Lawson, E.O., Alake, S.A. 2011. Salinity adaptability and tolerance of hatchery reared comet goldfish *Carassius auratus* (Linnaeus 1758). *International Journal of Zoological Research*, 7(1): 68-76.
- Lee, D.S., Burgess, G.H., Lee, D.S., Platania, S.P. 1980. Atlas of North American freshwater fishes (No. C/597.9297 A8). North Carolina State Museum of Natural History. 854 pp.
- Lehner, B., Grill G. 2013. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15): 2171–2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.9740>.
- Leonardos, I.D., Kagalogi, I., Tsoumani, M., Economidis, P.S. 2008. Fish fauna in a protected Greek lake: biodiversity, introduced fish species over a 80-year period and their impacts on the ecosystem. *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 165-173. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00268.x>.
- Lockwood, J.L., Hoopes, M.F., and Marchetti, M.P. 2013. *Invasion ecology*. Wiley-Blackwell Publishing, West Sussex, 444 pp.
- Lisser, D.F., Lister, Z.M., Pham-Ho, P.Q., Scott, G.R., Wilkie, M.P. 2017. Relationship between oxidative stress and brain swelling in goldfish (*Carassius auratus*) exposed to high environmental ammonia. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 312(1): 114-124.
- Liu, J., Kattel, G., Arp, H.P.H., Yang, H. 2015. Towards threshold-based management of freshwater ecosystems in the context of climate change. *Ecological Modelling*, 318: 265-274.
- Lorenzoni, M., Corboli, M., Ghetti, L., Pedicillo, G., Carosi, A. 2007. Growth and reproduction of the goldfish *Carassius auratus*: A case study from Italy. In F. Gherardi (Eds.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. 2: 259-273. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8_13.
- Lorenzoni, M., Dolciemi, R., Ghetti, L., Pedicillo, G., Carosi, A. 2010. Fishery biology of the goldfish *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) in Lake Trasimeno (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 396(1): 01. <https://doi.org/10.1051/kmae/20010001>.
- Love, D.C., Fry, J.P., Genello, L., Hill, E.S., Frederick, J.A., Li, X., Semmens, K. 2014. An international survey of aquaponics practitioners. *PLoS One*, 9(7): e102662. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102662>.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L. 2010. Alien fish species in Czech Republic and their impact on the native fish fauna. *Folia Zoologica*, 59(1): 57-72. <https://doi.org/10.25225/fozo.v59.i1.a9.2010>.
- Lutz, P.L., Nilsson, G.E. 1997. Contrasting strategies for anoxia brain survival—glycolysis up or down. *Journal of Experimental Biology*, 200: 411–419.
-

-
- Mackey, T., Hasler, C.T., Enders, C.T. 2019. Summary of Temperature Metrics for Aquatic Invasive Fish Species in the Prairie Region. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 3308: 62 pp.
- Magnuson, J.J., Webster, K.E., Assel, R.A., Bowser, C.J., Dillon, P.J., Eaton, J.G., Evans, H.E., Fee, E.J., Hall, R.I., Mortsch, L.R., Schindler, D.W., Quinn, F.H. 1997. Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. *Hydrological Processes*, 11(8): 825-871.
- Magurran, A. 1984. Gregarious Goldfish. *New Scientist*, 103: 32-33.
- Mandrak, N.E., Cudmore, B.C.. 2015. Risk assessment: cornerstone of an aquatic invasive species program. *Journal of Aquatic Ecosystem Health and Management*, 18: 312-320. <https://doi.org/10.1080/14634988.2015.1046357>
- Mandrak, N.E., Cudmore, B., Chapman, P.M. 2012. National detailed-level risk assessment guidelines: assessing the biological risk of aquatic invasive species in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/092. vi + 17 p.
- Marcer, A., Chapman, A.D., Wieczorek, J.R., Xavier Picó, F., Uribe, F., Waller, J., Ariño, A.H. 2022. Uncertainty matters: ascertaining where specimens in natural history collections come from and its implications for predicting species distributions. *Ecography*, 9: 1–17. <https://doi.org/10.1111/ecog.06025>.
- Marcot, B.G., Hoff, M.H., Martin, C.D., Jewell, S.D., Givens, C.E. 2019. A decision support system for identifying potentially invasive and injurious freshwater fishes. *Management of Biological Invasions* 10(2): 200–226. <https://doi.org/10.3391/mbi.2019.10.2.01>
- Maritime Provinces Fishery Regulation, SOR/93-55.1993. Online]. <https://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/SOR-93-55.pdf>. Accessed December 10, 2022.
- Martinez, N.D. 1991. Artifacts or attributes? Effects of resolution on the Little Rock Lake food web. *Ecological Monographs*, 61(4) : 367-392.
- Massicotte P, South A (2023). *_rnaturalearth: World Map Data from Natural Earth_*. <https://docs.ropensci.org/rnaturalearth/>, <https://github.com/ropensci/rnaturalearth>.
- McAlpine, D.F., Connell, C.B., Seymour, P.D. 2020. Introduction of Southern White River Crayfish (*Procambarus zonangulus*) to New Brunswick. *The Canadian Field-Naturalist*, 134(4): 375-378.
- McCarraher, D.B. 1960. Pike hybrids (*Esox lucius* x *E. vermiculatus*) in a sandhill lake, Nebraska. *Transactions of the American Fisheries Society*, 89(1): 82-83.
- McDonald, M. 1887. Report on Distribution of Fish and Eggs by the US Fish Commission for the Season 1885-86. [Online], https://www.penbay.org/usfc/usfc1886_fisheggdistrib2.html. Accessed May 24, 2022.
- McDonald, M. 1893. Report of the Commissioner for 1889 to 1891. Part XVII. US Comm. Fish Fish., Washington, DC.
- McEachran, M.C., Hofelich Mohr, A., Lindsay, T., Fulton, D.C., Phelps, N.B.D. 2022. Patterns of live baitfish use and release among recreational anglers in a regulated landscape. *North American Journal of Fisheries Management*, 42: 295-306. <https://doi.org/10.1002/nafm.10747>.
- McNeil, O.C. 1992. A review of the life history, habitat requirements and past introductions of Black Crappie. Report prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources, Midhurst District. Owen Sound, Ontario. 36 pp.
-

-
- Messenger, M.L., Lehner, B., Grill, G., Nedeva, I., Schmitt, O. 2016. Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geostatistical approach. *Nature Communications*, 7: 1–11. <https://doi.org/10.1038/ncomms13603>.
- Meyer, A.H., Schmidt, B.R., Grossenbacher, K. 1998. Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 265(1395): 523-528.
- Meyers, C.D., Muncy, R.J. 1962. Summer food and growth of chain pickerel, *Esox niger*, in brackish waters of the Severn River, Maryland. *Chesapeake Science*, 3: 125-128.
- Mezhzherin, S.V., Kokodii, S.V., Kulish, A.V., Verlati, D.B., Fedorenko, L.V. 2012. Hybridization of crucian carp *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758) in Ukrainian reservoirs and the genetic structure of hybrids. *Cytology and Genetics*, 46: 28–35. <https://doi.org/10.3103/S0095452712010069>
- MFFP, 2023. Liste des espèces susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec. [Online], <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/gestion-faune-habitats-fauniques/especes-fauniques-menacees-vulnerables/liste>. Accessed July 21, 2022.
- Miller, S.J., Fox, D.D., Bull, L.A., McCall, T.D. 1990. Population Dynamics of Black Crappie in Lake Okeechobee, Florida, following suspension of commercial harvest. *North American Journal of Fisheries Management*, 10: 98-105. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1990\)010<0098:PDOBCI>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1990)010<0098:PDOBCI>2.3.CO;2).
- Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T., Secor, C.L. 1993. Exotic Species in the Great Lakes: A History of Biotic Crises and Anthropogenic Introductions. *Journal of Great Lakes Research*, 19: 1-54. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(93\)71197-1](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(93)71197-1).
- Mirza, R.S., Chivers, D.P. 2001. Chemical alarm signals enhance survival of brook charr (*Salvelinus fontinalis*) during encounters with predatory chain pickerel (*Esox niger*). *Ethology*, 107 (11): 989-1005.
- Mitchell, S.C., LeBlanc, J.E., Heggelin, A. J. 2012. Impact of introduced Chain Pickerel (*Esox niger*) on lake fish communities in Nova Scotia, Canada. Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture, Halifax, Nova Scotia, Canada. 18 pp.
- Monello, R.J., Wright, R.G. 1999. Amphibian habitat preferences among artificial ponds in the Palouse region of northern Idaho. *Journal of Herpetology*. 33: 298-303.
- Monello, R.J., Wright, R.G. 2001. Predation by Goldfish (*Carassius auratus*) on eggs and larvae of the Eastern Long-Toed Salamander (*Ambystoma macrodactylum columbianum*). *Journal of Herpetology*, 35(2): 350–353.
- Mooney, H.A., Cleland, E.E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 98: 5446–5451.
- Morgan, D., Beatty, S. 2004. Fish fauna of the Vasse River and the colonisation by feral Goldfish (*Carassius auratus*). Centre for Fish and Fisheries Research, Murdoch University. 35 pp.
- Morrison, B.P., Moore, D.J. 2017. First occurrence of a juvenile Chain Pickerel (*Esox niger*) in Ontario waters of Lake Ontario. *The Canadian Field-Naturalist*, 131(4): 331-334.

-
- Mosindy, T. 1995. Black crappie introductions in the Lake of the Woods area. In P. MacMahon (Eds.), Fish: To Stock or Not to Stock, Northwest Region Science and Technology Workshop Proceedings WP-003, Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, ON. p. 17-18
- Mosindy, T. 1997. Habitat requirements of walleye populations. In Proceedings of the Non-Salmonid Rehabilitation Workshop, Ontario Ministry of Natural Resources, Barrie, ON. p. 83-84.
- Moyle, P.B. 2002. Inland Fishes of California: revised and expanded. University of California Press, Oakland, CA. 502 pp.
- Mugerwa, M. 2022. Invasive goldfish proliferating in Saskatoon storm ponds. CBC News. Published August 23, 2022. [Online]. <https://www.cbc.ca/news/canada/saskatchewan/invasive-goldfish-swimming-into-saskatoon-storm-ponds-1.6559934>. Accessed Oct 27, 2023.
- Mulligan, H., Schall, B.J., Davis, T., Coulter, A.A. 2023. Opportunities for regional collaboration and prevention: Assessing the risk of the live bait trade as a pathway of invasive species. Biological Conservation, 287: 110342. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110342>.
- Natural Earth 2021. [Online], <https://www.natureearthdata.com/>.
- Nico, L.G., Schofield, P.J., Larson, J., Makled, T.H., Fusaro, A., Morningstar, C. 2022. *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758). USGS Geological Survey, Non-indigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. [Online], <https://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?SpeciesID=508>. Accessed May 26, 2022.
- Nilsson, G.E. 2001. Surviving anoxia with the brain turned on. Physiology, 16: 217–221. <https://doi.org/10.1152/physiologyonline.2001.16.5.217>.
- Nova Scotia Live Fish Possession Regulations, N.S. Reg. 212/2012. 2012. [Online] <https://www.novascotia.ca/JUST/REGULATIONS/regs/fcrlivefish.htm>. Accessed January 20, 2023.
- Ogden, N.H., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., Hui, C., Davies, S.J., Kumschick, S., Le Roux, J.J., Measey, J., Saul, W.C., Pulliam, J.R.C. 2019. Emerging infectious diseases and biological invasions: a call for a One Health collaboration in science and management. Royal Society Open Science, 6: 181577. <https://doi.org/10.1098/rsos.181577>.
- Olden, J.D., Whattam, E., Wood, S.A. 2021. Online auction marketplaces as a global pathway for aquatic invasive species. Hydrobiologia, 848: 1967–1979. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04407-7>
- O'Sullivan, A.M., Samways, K.M., Perreault, A., Hernandez, C. Gautreau, M.D., Curry, R.A., Bernatchez, L. 2020. Space invaders: Searching for invasive Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) in a renowned Atlantic Salmon (*Salmo salar*) river. Ecology and Evolution, 10: 2588–2596. <https://doi.org/10.1002/ece3.6088>.
- Page, L.M., Burr, B.M. 2011. Peterson field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. 2nd ed. Boston, Houghton Mifflin Harcourt. 597pp
- Papoušek, I., Vetešník, L., Halačka, K., Lusková, V., Humpl, M., Mendel, J. 2008. Identification of natural hybrids of gibel carp *Carassius auratus gibelio* (Bloch) and crucian carp *Carassius carassius* (L.) from lower Dyje River floodplain (Czech Republic). Journal of Fish Biology, 72 : 1230–1235. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01783.x>.
-

-
- Parsons, B.G., Reed, J.R. 1998. Angler exploitation of bluegill and Black Crappie in four west-central Minnesota lakes. St. Paul: Minnesota Department of Natural Resources Investigational Report, 468: 1-35.
- Paschos I., Nathanailides C., Tsoumani M., Perdicaris C., Gouva E., Leonardos I. 2004. Intra- and inter-specific mating options for gynogenetic reproduction of *Carassius gibelio* (Bloch, 1783) in Lake Pamvotis (NW Greece). *Belgian Journal of Zoology*, 134: 55–60.
- Paulovits, G., Ferincz, Á., Staszny, Á., Weiperth, A., Tátrai, I., Korponai, J., Mátyás, K., Kováts, N. 2014. Long-term changes in the fish assemblage structure of a shallow eutrophic reservoir (Lake Hídvégi, Hungary), with special reference to the exotic *Carassius gibelio*. *International Review of Hydrobiology*, 99: 373-381. <https://doi.org/10.1002/iroh.201301662>.
- Pebesma, E., 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10(1): 439-446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pebesma, E., Bivand, R. 2023. *Spatial Data Science: With Applications in R*. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429459016>
- Pelham, M.E., Pierce, C.L., Larscheid, J.G. 2001. Diet dynamics of the juvenile piscivorous fish community in Spirit Lake, Iowa, USA, 1997–1998. *Ecology of Freshwater Fish*, 10(4): 198-211.
- Perdikaris, C., Ergolavou, A., Gouva, E., Nathanailides, C., Chantzaropoulos, A., Paschos, I. 2012. *Carassius gibelio* in Greece: the dominant naturalised invader of freshwaters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22: 17–27. <https://doi.org/10.1007/s11160-011-9216-8>.
- Peterson, A.T., Vieglais, D.A. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *BioScience*, 51: 363–371.
- Pheloung, P.C. 1996. *Climate: a system to predict the distribution of an organism based on climate preferences*. South Perth: Agriculture Western Australia.
- Post, J.R., van Poorten, B.T., Rhodes, T., Askey, P. Paul, A. 2006. Fish entrainment into irrigation canals: an analytical approach and application to the Bow River, Alberta, Canada. *North American Journal of Fisheries Management*, 26: 875-887.
- Potts, L.P., Castaneda, R.A., Grant, P., Reid, S.M., Lepitzki, D.A.W., Mandrak, N.E., May-McNally, S.L., Robert, K., and Drake, D.A.R. 2023 *in press*. IUCN threats calculator results for COSEWIC-assessed aquatic species in Canada, 2013–2021. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Powell, J.R. 2022. A biological synopsis of Black Crappie (*Pomoxis nigromaculatus*). Prepared for Fisheries and Oceans Canada. 64pp.
- Pullan, S., Smith, P. J. 1987. Identification of hybrids between koi (*Cyprinus carpio*) and goldfish (*Carassius auratus*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21(1): 41-46.
- QGIS Development Team, 1991. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Quebec Fishery Regulations, 1990, SOR/90-214. 1990. [Online]. <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-90-214/index.html>. Accessed December 10, 2022.
- Quinn, S., Paukert, C. 2009. Centrarchid Fisheries. In S.J. Cooke, D.P. Philipp (Eds.), *Centrarchid Fishes: diversity, biology, and conservation*. Blackwell Publishing Ltd. 312-339.
-

-
- R Core Team 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raney, E. C. 1942. The summer food and habits of the chain pickerel (*Esox niger*) of a small New York pond. The Journal of Wildlife Management, 6(1): 58-66.
- Razlutskiy, V., Mei, X., Maisak, N., Sysova, E., Lukashanets, D., Makaranka, A., Jeppesen, E., Zhang, X. 2021. Omnivorous Carp (*Carassius gibelio*) increase eutrophication in part by preventing development of large-bodied zooplankton and submerged macrophytes. Water, 13(11): 12 pp. <https://doi.org/10.3390/w13111497>.
- Ribeiro, F., Rylková, K., Moreno-Valcárcel, R., Carrapato, C., Kalous, L. 2015. Prussian carp *Carassius gibelio*: a silent invader arriving to the Iberian Peninsula. Aquatic Ecology, 49: 99-104.
- Ricciardi, A. 2007. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? Conservation Biology, 21: 329–336. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00615.x>.
- Ricciardi, A., Iacarella, J.C., Aldridge, D.C., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Catford, J.A., Dick, J.T.A., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Liebhold, A.M., Lockwood, J.L., MacIsaac, H.J., Meyerson, L.A., Pyšek, P., Richardson, D.M., Ruiz, G.M., Simberloff, D., Vilà, M., Wardle, D.A. 2021. Four priority areas to advance invasion science in the face of rapid environmental change. Environmental Reviews 29(2): 119–141. <https://doi.org/10.1139/er-2020-0088>
- Ricciardi, A., MacIsaac, H. J. 2022. Vector control reduces the rate of species invasion in the world's largest freshwater ecosystem. Conservation Letters, 15: e12866. <https://doi.org/10.1111/conl.12866>.
- Richardson, M.J., Whoriskey, F.G., Roy, L.H. 1995. Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. Journal of Fish Biology, 47(4): 576-585.
- Richardson, M.J., Whoriskey, F.G. 1992. Factors influencing the production of turbidity by goldfish (*Carassius auratus*). Canadian Journal of Zoology, 70(8): 1585-1589.
- Richardson, M.J. 1991. Biological impacts and turbidity generation by an introduced exotic fish (*Carassius auratus*). MSc Thesis, McGill University. 60pp.
- Rixon, C.A., Duggan, I.C., Bergeron, N., Ricciardi, A., MacIsaac, H.J. 2005. Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. Biodiversity and Conservation, 14(6): 1365-1381. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-9663-9>.
- Robison, H.W., Buchanan, T.M. 1988. Fishes of Arkansas. The University of Arkansas Press, Fayetteville, AR.
- Ruppert, J.L.W., Docherty, C., Neufeld, K., Hamilton, K., McPherson, L., Poesch, M.S. 2017. Native freshwater species get out of the way: Prussian Carp (*Carassius gibelio*) impacts both fish and benthic invertebrate communities in North America. Royal Society Open Science, 4: 170400. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.170400>.
- Rylkova, K., Kalous, L., Bohlen, J., Lamatsch, D.K. Petrtyl, M. 2012. Phylogeny and biogeographic history of the cyprinid fish genus *Carassius* (Teleostei: Cyprinidae) with focus on natural and anthropogenic arrivals in Europe. Aquaculture, 380-383: 13-20.
-

-
- Rylkova, K., Kalous, L., Slechtova, V., Bohlen, J. 2010. Many branches, one root: first evidence for a monophyly of the morphologically highly diverse goldfish (*Carassius auratus*). *Aquaculture*, 302(9): 36–41.
- Saint Lawrence Seaway Development Corporation. 2008. Seaway Regulations and Rules: Ballast Water. Code of Federal Regulations 33-CFR Part 401.
- Salgado, J., Vélez, M.I., Caceres-Torres, L.C., Villegas-Ibagon, J.A., Bernal-Gonzalez, L.C., Lopera-Congote, L., Martinez-Medina, N.M., González-Arango, C. 2019. Long-term habitat degradation drives neotropical macrophyte species loss while assisting the spread of invasive plant species. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 3389. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00140>.
- Sanderson, B.L., Barnas, K.A., Rub, A.M.W. 2009. Non-indigenous Species of the Pacific Northwest: An Overlooked Risk to Endangered Salmon? *BioScience*, 59(3): 245–256. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.3.9>.
- Savini, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., Gollasch, S. 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied Ichthyology*, 26 (Supl. 2): 1-7.
- Savidov, N.A., Hutchings, E., Rakocy, J.E. 2007. Fish and plant production in a recirculating aquaponic system: a new approach to sustainable agriculture in Canada. *Acta Horticulturae*, 742: 209-221. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2007.742.28>
- Schiavone, A., Jr. 1985. Response of walleye populations to the introduction of the black crappie in the Indian River Lakes. *New York Fish and Game Journal*, 32(2): 114-140.
- Schiavone, A., Jr. 1983. The Black Lake fish community, 1931 to 1979. *New York Fish and Game Journal*, 30(1): 78-90.
- Schindler, D.W. 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrological Processes*, 11(8): 1043-1067.
- Schindler, D.W. 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1): 18-29.
- Schofield, P.J., Brown, M.E., Fuller, P.L. 2006. Salinity tolerance of Goldfish (*Carassius auratus* L.), a non-native fish in the United States. *Florida Scientist*, 69(4): 258–268. <http://www.jstor.org/stable/24321452>.
- Schramm, H.L., Jr., Shireman, J.V., Hammond, D.E., Powell, D.M. 1985. Effect of commercial harvest of sport fish on the Black Crappie population in Lake Okeechobee, Florida. *North American Journal of Fisheries Management*. 5 (2B): 217-226 [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1985\)5%3C217:EOCHOS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1985)5%3C217:EOCHOS%3E2.0.CO;2).
- Scott, W.B., Crossman, E.J. 1959. The Freshwater Fishes of New Brunswick : a checklist with distributional notes. Contributions of the Royal Ontario Museum Division of Zoology and Palaeontology No. 51. Toronto, Canada. 62 pp.
- Scott, W.B., Crossman, E.J. 1998. Freshwater fishes of Canada. Revised Edition. Galt House Publishing, Oakville, Ontario. 966 pp.

-
- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jager, H., Essl, F. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8: 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>.
- Serns, S.L., McKnight, T.C. 1977. The occurrence of northern pike X grass pickerel hybrids and an exceptionally large grass pickerel in a northern Wisconsin stream. *Copeia*, 4: 780-781.
- Shoubridge, E.A., Hochachka, P.W. 1980. Ethanol: novel end product of vertebrate anaerobic metabolism. *Science*, 209: 308–309.
- Sikora, L.W., VanDeHey, J.A., Sass, G.G., Matzke, G., Preul, M. 2021. Fish community changes associated with bullhead removals in four northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 41: 71-81.
- Slavík, O., Bartoš, L. 2004. What are the reasons for the Prussian carp expansion in the upper Elbe River, Czech Republic? *Journal of Fish Biology*, 65 (Supl. A): 240-253. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00560.x>.
- Smartt, J. 2007. A possible genetic basis for species replacement: preliminary results of interspecific hybridisation between native crucian carp *Carassius Carassius* (L.) and introduced goldfish *Carassius auratus* (L.). *Aquatic Invasions*, 2(1): 59-62. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2007.2.1.7>.
- Smith, E.R.C., Bennion, H., Sayer, C.D., Aldridge, D.C., Owen, M. 2020. Recreational angling as a pathway for invasive non-native species spread: awareness of biosecurity and the risk of long distance movement into Great Britain. *Biological Invasions*, 22: 1135–1159. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02169-5>.
- Smith, S.M., Maceina, M.J., Dunham, R.A. 1994. Natural hybridization between black crappie and white crappie in Weiss Lake, Alabama. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123(1): 71-79. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1994\)123<0071:NHBBCA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1994)123<0071:NHBBCA>2.3.CO;2).
- South, A. 2017. Rnaturalearth: World Map Data from Natural Earth. R package version 0.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=rmaturalearth>.
- Southwick, R., Norman, M.D. 1991. Impact of Salinity Changes on Fish Populations in Back Bay, Virginia, 1950-1989.
- Statistic Canada. 2022. Annual Demographic Estimates: Canada, Provinces and Territories 2022. Catalogue no. 91-215-X, 69 pp.
- Strahler, A.N. 1952. Dynamic basis of geomorphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 63: 923–938.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions American Geophysical Union*, 38(6): 913–920.
- Strauss, S.Y., Lau, J.A., Carroll, S.P. 2006. Evolutionary responses of natives to introduced species: what do introductions tell us about natural communities?. *Ecology Letters*, 9: 357-374. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00874.x>.
- Takada, M., Tachihara, K., Kon, T., Yamamoto, G., Iguchi, K., Miya, M., Nishida, M. 2010. Biogeography and evolution of the *Carassius auratus*-complex in East Asia. *BMC Evolutionary Biology*, 10: 7. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-10-7>.
-

-
- Tang, R.W.K., Doka, S.E., Gertzen, E.L., Neigum, L.M. 2020. Dissolved oxygen tolerance guilds of adult and juvenile Great Lakes fish species. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 3193: 69 pp.
- Tarkan, A.S., Gaygusuz, Ö., Gürsoy Gaygusuz, Ç., Saç, G., Copp, G.H. 2012. Circumstantial evidence of gibel carp, *Carassius gibelio*, reproductive competition exerted on native fish species in a mesotrophic reservoir. Fisheries Management and Ecology, 19: 167-177.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00839.x>.
- Taylor, A., Sigona, A., Kelly, M. 2023. Modeling spatial distributions of Amah Mutsun priority cultural plants to support Indigenous cultural revitalization. Ecosphere. 14(1): 1–16.
<https://doi.org/10.1002/ecs2.4374>.
- Taylor, J., Mahon, R. 1977. Hybridization of *Cyprinus carpio* and *Carassius auratus*, the first two exotic species in the lower Laurentian Great Lakes. Environmental Biology of Fishes, 1: 205-208.
- Taylor, S. 2019. How a Canadian cannabis producer is using fish poop to reduce its water consumption. Global News. Published February 4, 2019. [Online].
<https://globalnews.ca/news/4924450/aquaponics-cannabis-fish-waste-green-relief/>
Accessed Oct 27, 2023.
- Tennekes, M. 2018. tmap: Thematic Maps in R. Journal of Statistical Software. 84 (6): 1-39.
- Therriault, T.W., Weise, A.M., Gillespie, G.E. and T.J. Morris. 2011. Risk assessment for New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Canada. DFO Canadian Science Advisory Secretariat Research Document. 2010/108. 93 pp.
- Therriault, T.W., Weise, A.M., Higgins, S.N., Guo, Y., Duhaime, J. 2013. Risk assessment for three Dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis*, and *Mytilopsis leucophaeata*) in Canadian freshwater ecosystems. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/174 v + 88 p.
- Theoharides, K.A., Dukes, J.S. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. New Phytologist, 176: 256-273. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02207.x>
- Travnichek, V.H., Maceina, M.J., Smith, S.M., Dunham, R.A. 1996. Natural hybridization between black and white crappies (*Pomoxis*) in 10 Alabama reservoirs. American Midland Naturalist, 135: 310-316.
- Trujillo-González, A., Becker, J.A., Hutson, K.S. 2018. Parasite dispersal from the ornamental goldfish trade. Advances in Parasitology, 100: 239-281.
<https://doi.org/10.1016/bs.apar.2018.03.001>.
- Tsipas, G., Tsiamis, G., Vidalis, K., Bourtzis, K. 2009. Genetic differentiation among Greek Lake populations of *C. gibelio* and *C. carpio carpio*. Genetica, 136: 491–500.
<https://doi.org/10.1007/s10709-008-9331-1>.
- Tucker, W.H. 1973. Food habits, growth and length-weight relationships of young-of-the-year black crappie and largemouth bass in ponds. Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners, 26: 565-577.
- United States Fish and Wildlife Service (USFWS). 2019. Prussian Carp (*Carassius gibelio*) Ecological Risk Screening Summary.
<https://www.fws.gov/sites/default/files/documents/Ecological-Risk-Screening-Summary-Prussian-Carp.pdf>
-

-
- United States Geological Survey (USGS) 2022. Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. [Online], <http://nas.er.usgs.gov>. Accessed July 12, 2022.
- Vagnon, C., Rohr, R.P., Bersier, L.-F., Cattaneo, F., Guillard, J., Frossard, V. 2022. Combining food web theory and population dynamics to assess the impact of invasive species. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10: 3389. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.913954>.
- Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J., Simberloff, D. 2009. Invasive species can also be native. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 585. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.003>.
- Van der Veer, G., Nentwig, W. 2015. Environmental and economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system. *Ecology of Freshwater Fish*, 24: 646-656. <https://doi.org/10.1111/eff.12181>.
- VandenBroeck, J. 1997. Assessment of an adult black crappie transfer. In P. MacMahon (Ed.), *Fish: To Stock or Not to Stock*, Northwest Region Science and Technology Workshop Proceedings WP-003, Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, ON. 19 pp.
- Vetemaa, M., Eschbaum, R., Albert, A., Saat, T. 2005. Distribution, sex ratio and growth of *Carassius gibelio* (Bloch) in coastal and inland waters of Estonia (north-eastern Baltic Sea). *Journal of Applied Ichthyology*. 21: 287-291. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00680.x>.
- Vilizzi, L., Hill, J.E., Piria, M., Copp, G.H. 2022. A protocol for screening potentially invasive non-native species using Weed Risk Assessment-type decision-support tools. *Science of The Total Environment*, 832: 54966. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154966>. Epub 2022 Apr 1.
- Warner, K. 1972. Further studies of fish predation in salmon stocks in Maine lakes. *Progressive Fish Culturalist*, 34: 217-221.
- Warner, K. 1972. Further studies of fish predation in salmon stocks in Maine lakes. *Progressive Fish Culturalist*. 34: 217-221.
- Warner, K., Auclair, R.P., DeRoche, S.E., Havey, K.A., Ritzi, C.F. 1968. Fish predation on newly stocked landlocked salmon. *Journal of Wildlife Management*, 32 (4): 712-717.
- Warren, M.L., 2009. Centrarchid identification and natural history. In: Cooke, S.J., Philipp, D.P. (Eds.) *Centrarchid Fishes: diversity, biology, and conservation*. Blackwell Publishing Ltd. pp. 375-534.
- Welcomme, R.L. 1988. International Introductions of Inland Aquatic Species. <https://www.fao.org/3/X5628E/X5628E00.htm>.
- Whittier, T.R., Halliwell, D.B., Paulsen, S.G. 1997. Cyprinid distributions in Northeast USA lakes: evidence of regional-scale minnow biodiversity losses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(7): 1593-1607. <https://doi.org/10.1139/f97-066>.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wilcox, M.A., Weise, A.M., Guerin, A.J., Chu, J.W.F., Therriault, T.W. 2024. National Aquatic Invasive Species (AIS) Risk Assessment for Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) and Quagga Mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*), April 2022. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/008. ix + 91 p.
- WOAH. 2019. Infection with Spring Viraemia of Carp virus. In *WOAH Aquatic Manual 2019*. Chapter 2.3.9. p.1-19. https://www.woah.org/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.3.09_SVC.pdf
-

-
- WOAH. 2021. Infection with Viral Haemorrhagic Septicaemia virus. In Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals. Chapter 2.3.10. p. 377-401.
https://www.woah.org/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.3.10_VHS.pdf
- WOAH. 2022a. Infection with *Aphanomyces invadans* (Epizootic Ulcerative Syndrome). In WOAHA Aquatic Manual 2022. Chapter 2.3.1. p. 1-18.
https://www.woah.org/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.3.01_EUS.pdf
- WOAH. 2022b. Infection with Koi Herpes Virus. In WOAHA Aquatic Manual 2022. Chapter 2.3.6. p. 1-18.
https://www.woah.org/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.3.06_KHV.pdf
- WOAH. 2022c. Infection with Carp Edema Virus (CEV).
<https://www.woah.org/app/uploads/2023/03/a-woah-cev-disease-card-nov-2022.pdf>.
[Online]. Accessed May 5, 2023.
- Wouters, J., Janson, S., Lusková, V., Olsén, K.H. 2012. Molecular identification of hybrids of the invasive gibel carp *Carassius auratus gibelio* and crucian carp *Carassius carassius* in Swedish waters. Journal of Fish Biology, 80(7): 2595-2604. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03312.x>.
- WWF/TNC 2019. Freshwater Ecoregions of the World [Online]. Available from <https://www.feow.org/>.
- Wydoski, R.S., Whitney, R.R. 2003. Inland fishes of Washington 2nd edition. American Fisheries Society in Association with University of Washington Press, Seattle. 322 pp.
- Yu, D.R., Pulyayevskaya, M.V., Zuev, I.V., Makhutova, O.N., Degermendzhi, A.G. 2011. Growth, diet and fatty acid composition of Gibel carp *Carassius gibelio* in Lake Shira, a brackish water body in Southern Siberia. Journal of Siberian Federal University. Biology, 4(1): 86-103.
- Zhou, L., Wang, Y., Gui, J.F. 2000. Genetic evidence for gonochoristic reproduction in gynogenetic silver crucian carp (*C. auratus gibelio* Bloch) as revealed by RAPD assays. Journal of Molecular Evolution, 51: 498–506. <https://doi.org/10.1007/s002390010113>.

ANNEXE 1

DIRECTIVES GÉNÉRALES SUR LE POINTAGE ET LA CERTITUDE

Cotes

Les cotes pour chaque question ont été calculées par écorégion d'eau douce (Abell *et al.* 2008; disponible à l'adresse <https://feow.org/> [en anglais seulement]) en fonction des recommandations du CMIST de Drolet *et al.* (2016) et du manuel associé disponible à l'adresse <https://www.bio.gc.ca/science/monitoring-monitorage/cmist/usage-fr.php>. Elles varient de 1 à 3, 1 représentant le risque le plus faible et 3 le plus élevé.

Modifications terminologiques : De l'incertitude à la certitude

Les recommandations concernant les cotes d'incertitude dans le CMIST sont expliquées dans Drolet *et al.* (2016) et vont de 1 à 3, 1 représentant une incertitude élevée et 3 une incertitude faible. Pour simplifier la compréhension du présent document, nous ferons référence à la certitude (plutôt qu'à l'incertitude). Par conséquent :

- Certitude faible = incertitude élevée (cote 1) : peu ou pas de renseignements fiables sont disponibles ET l'utilisateur n'a aucune expérience de l'espèce.
- Certitude modérée = incertitude modérée (cote 2) : quelques renseignements fiables sont disponibles. Si les renseignements sont incomplets, ceux-ci sont complétés par des renseignements sur une espèce similaire dans le même environnement ou par une expérience en la matière.
- Certitude élevée = incertitude faible (cote 3) : de nombreux renseignements fiables sont disponibles OU l'évaluateur a une expérience directe de l'espèce et de la région évaluée.

Pointage par question

Certaines questions du CMIST ont été divisées en variables notées séparément (chaque variable ayant été notée séparément pour la probabilité et l'impact d'une invasion et les cotes de certitude associées), afin d'intégrer divers concepts influant sur l'évaluation du risque. Vous trouverez ci-dessous des recommandations sur la détermination de la cote de risque finale pour chaque question, sous les lignes directrices pour chaque question.

Groupes d'experts en la matière

L'avis des experts a été recueilli auprès de groupes d'experts en la matière (EM) ayant des connaissances et de l'expérience locales, dans sept régions du MPO (Golfe, Maritimes, Terre-Neuve-et-Labrador, Québec, Ontario et Prairies, Pacifique, Arctique). Les EM étaient des chercheurs et des biologistes des gouvernements fédéral et provinciaux, ainsi que des chercheurs universitaires, qui ont été invités à répondre aux questions du CMIST les plus susceptibles de varier d'une région à l'autre (c.-à-d. 1, 2, 3, 6, 7, 8, 15). Les connaissances des EM ont contribué aux renseignements propres à la région et ont comblé les lacunes en matière de connaissances et de données sur certaines espèces ou écorégions. Les questions et les renseignements contextuels pertinents par espèce (recueillis au moyen de revues de la littérature à l'appui des évaluations du CMIST) ont été envoyés aux participants à la réunion d'experts avant la discussion. Les discussions en groupe se sont déroulées virtuellement et les membres de la réunion ont discuté des renseignements généraux, des observations personnelles, puis chaque expert a fourni une cote de probabilité (Q1 à 3, Q6 à 8) ou d'impact d'une invasion (Q15) ainsi que la certitude associée pour ces questions. Les cotes définitives de

l'avis des experts ont été déterminées par consensus. Elles ont été intégrées à la grille d'évaluation de la présente ESR, comme décrit au tableau 2 et à l'annexe 1.

Étant donné que les écorégions chevauchaient régulièrement de multiples frontières provinciales et territoriales, et que les connaissances des EM étaient souvent applicables à des zones générales dans leur région d'expertise (p. ex. le sud de l'Alberta), les connaissances des EM ont été appliquées aux écorégions où les EM avaient confiance en leurs connaissances et aux écorégions qui chevauchaient leurs régions d'expertise. Par exemple, la région de l'Ontario et des Prairies (O et P) du MPO comprend quatre provinces et dix écorégions, et les EM n'avaient pas toutes la même expertise dans toutes les écorégions. Par conséquent, les cotes de risque finales de l'écorégion étaient fondées sur l'opinion de l'EM ayant le plus d'expérience dans l'écorégion qui chevauchait principalement sa zone d'intérêt. Par exemple, dans la région de l'Ontario et des Prairies du MPO, l'EM de l'Alberta a déterminé les cotes de risque pour les écorégions 104 et 107, tandis que l'EM du Manitoba a déterminé les cotes de risque pour les écorégions 109 et 142. Dans les cas où une écorégion couvrait plusieurs provinces, seule l'opinion de l'EM travaillant dans la province qui englobait la majorité de l'écorégion a été prise en compte.

Il a été plus difficile de trouver des EM pour les écorégions du Nunavut, des Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.), du Labrador et du Nunavik, car il n'y avait pas de disponibilité pour des discussions en groupe et peu d'information sur les EAE. Certains renseignements ont été fournis pour la question 1 par des biologistes travaillant dans ces régions, mais on ne dispose pas de beaucoup d'autres renseignements. En raison des lacunes en matière de connaissances dans les écorégions septentrionales et des similitudes climatiques à grande échelle entre ces régions, les EM les ont regroupées et notées comme une seule région (« Arctique »), et les connaissances des EM ont ensuite été appliquées à toutes les écorégions de l'Arctique.

QUESTION 1 – L'ESPÈCE EST-ELLE ÉTABLIE DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

CMIST : Cette question vise à différencier les espèces qui ne sont pas présentes dans la région évaluée (1) des espèces qui sont établies dans la région évaluée (3). Les espèces qui sont présentes dans la région évaluée, mais qui n'y sont pas établies obtiennent la cote 2.

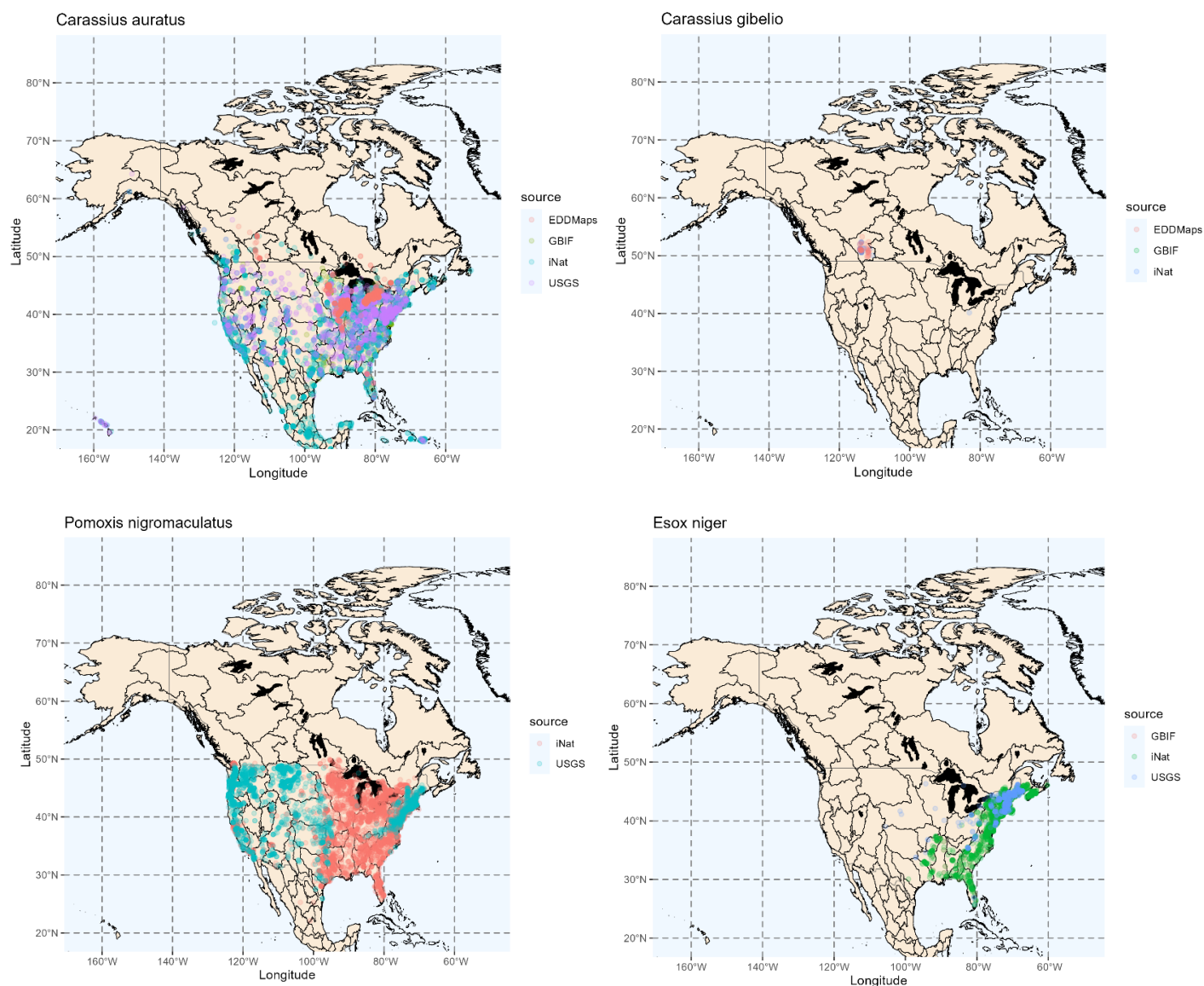
Seule la partie canadienne de l'écorégion est prise en compte. Les poissons n'étaient pas notés dans leurs écorégions indigènes. Deux espèces (brochet maillé et marigane noire) sont considérées comme indigènes dans certaines écorégions (marigane noire = 116 et 117, brochet maillé = 117), mais envahissantes dans d'autres écorégions. Les espèces étaient considérées comme indigènes d'une écorégion selon le consensus établi dans la littérature. Les cotes étaient les suivants :

Cote de risque

- Cote 3 : Si plusieurs sources d'établissement déclaré sont disponibles pour une écorégion. Elles doivent comprendre 1) des publications scientifiques sur l'établissement, 2) des avis d'experts confirmant l'établissement et 3) des observations de la présence sur plusieurs années d'autres sources indépendantes (p. ex. iNaturalist [2022], EDDMapS [2022], SMIB.org [2023], ou USGS [2022] de qualité recherche – [voir les cartes fournies à l'annexe 1, figure 1 ci-dessous]).
- Cote 2 : Si l'établissement est confirmé par seulement deux des trois sources mentionnées ci-dessus (publications scientifiques ou avis d'experts ou observations multiples sur plusieurs années dans des bases de données en ligne).
- Cote 1 : Si l'espèce est présente dans la partie américaine, mais non observée dans la partie canadienne OU si elle n'a jamais été observée dans l'écorégion.

Certitude

- Cote 3 : S'il existe des rapports tirés de publications scientifiques.
- Cote 2 : S'il existe seulement des enregistrements de plateformes de données ou seulement des avis d'experts.
- Cote 1 : S'il n'existe pas de renseignements.



Annexe 1, figure 1. Répartition actuelle du poisson rouge, de la carpe prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire en Amérique du Nord. Les données ont été extraites des plateformes de données [SMIB](#), [iNaturalist](#), [EDDmaps](#) et [USGS](#). Certaines plateformes de données ne comportaient pas de rapports pour certaines espèces (USGS pour la carpe prussienne, EDDMaps pour la marigane noire et le brochet maillé et le SMIB pour la marigane noire).

QUESTION 2 – À QUELLE FRÉQUENCE ET EN QUEL NOMBRE S'ATTEND-T-ON À CE QUE L'ESPÈCE ARRIVE DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

CMIST : Prenez en compte l'arrivée initiale dans la région évaluée par les principaux vecteurs uniquement. Ne prenez pas en compte la propagation secondaire (anthropique ou naturelle) au sein de la région évaluée par une espèce déjà présente.

Prenez en compte l'ensemble des principaux vecteurs anthropiques et naturels de transport dans la région évaluée (p. ex. l'eau de ballast, la salissure des coques, l'aquaculture, le transport par corps flottant, et la dispersion naturelle en dehors de la région évaluée).

Cote de risque

Le pointage tenait compte des risques associés au commerce de poissons destinés aux aquariums, des avis des experts sur les activités et les relâches non autorisées, de la connectivité des eaux douces et des avis des experts sur la propagation et la dispersion des espèces à partir d'écorégions adjacentes. Les risques liés au commerce de poissons destinés aux aquariums ont été calculés en utilisant le nombre de ménages rejetant des organismes provenant d'aquariums par année (Chan *et al.* 2022); l'avis des experts sur les activités et les relâches non autorisées ont tenu compte du risque lié aux appâts découlant de pratiques d'utilisation d'appâts légales et illégales et des introductions non autorisées associées à la pêche sportive et récréative; la connectivité des eaux douces entre les écorégions a été calculée à l'aide d'*Hydro Atlas Rivers* (<https://www.hydrosheds.org/products/hydrorivers> [en anglais seulement]) dans QGIS; et l'avis des experts sur la propagation et la dispersion d'une écorégion adjacente ont pris en compte la présence et l'absence dans des écorégions adjacentes (ou la partie américaine d'une écorégion), les chaînes de montagnes et les barrières naturelles et anthropiques).

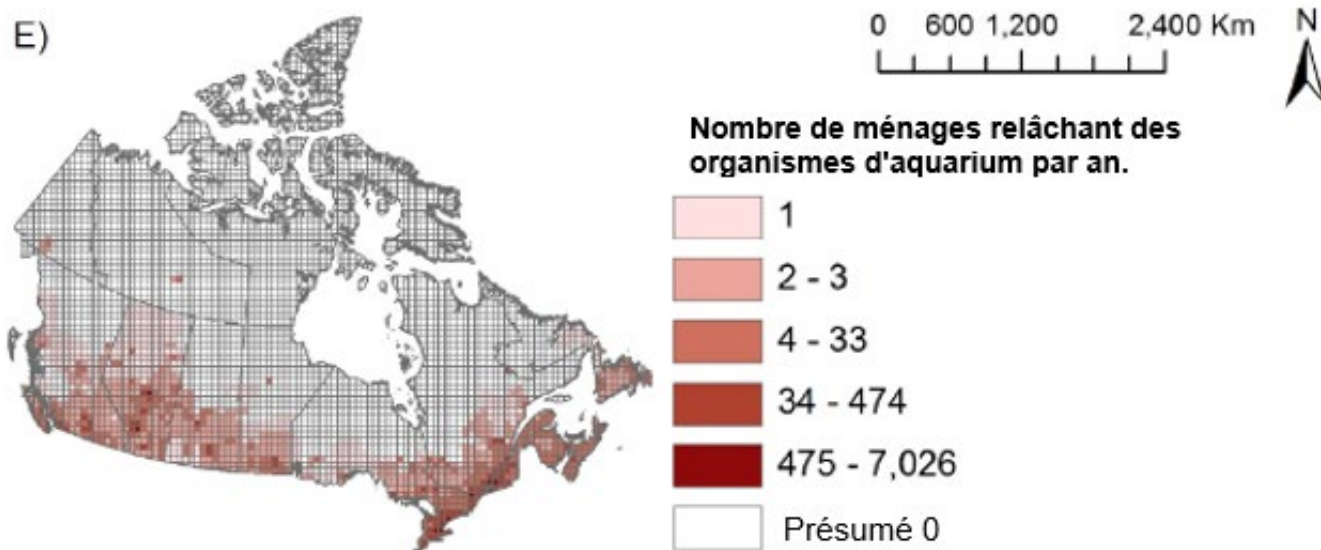
Remarque : Le risque lié à l'aquaculture n'a pas été pris en compte parce qu'on ne retrouve aucune des espèces étudiées dans l'aquaculture au Canada.

Variable 1 – Risques liés au commerce de poissons destinés aux aquariums

D'après la carte thermique quadrillée de la figure 11E dans Chan *et al.* (2022) (reproduite ci-dessous à l'annexe 1, figure 2), attribuez une cote selon le nombre de ménages rejetant des organismes provenant d'aquariums par année. Les cotes sont :

- Cote 3 : De 475 à 7026 ménages
- Cote 2 : De 34 à 474 ménages
- Cote 1 : De 0 à 33 ménages
- Cote 0 : Si l'espèce de poisson ne fait pas partie du commerce de poissons destinés aux aquariums

Pour assurer une approche de précaution, les cotes étaient fondées sur le nombre maximal de ménages rejetant des organismes provenant d'aquariums dans une écorégion (p. ex. même si un seul carré dans l'écorégion est en rouge le plus foncé (475 à 7026 ménages), vous attribueriez une cote de 3.



Annexe 1, figure 2. Tiré de Chan et al. 2022 (Figure 11E). Le nombre prévu et la distribution spatiale des ménages qui relâchent des organismes d'aquarium dans l'eau par an au Canada, générés par une analyse de sensibilité, où la proportion de ménages possédant des aquariums, $p(Aq) = 10,6 \%$, et la proportion de ménages possédant des aquariums et qui relâchent le poisson à l'eau, $p(Rel|Aq) = 2,0 \%$. Les valeurs $< 0,5$ ont été considérées comme nulles. Chaque grille représente une couverture spatiale de 50 km x 50 km. Pour faciliter le pointage, utiliser l'image présentée dans la [publication originale](#).

Variable 2 – Avis des experts sur les activités et les relâchements non autorisés

Des groupes d'experts ont fourni de l'information sur le risque des appâts découlant de pratiques légales et illégales d'utilisation d'appâts et d'introductions non autorisées associées à la pêche sportive ou récréative (mais non à la relâche à caractère spirituel) dans leur région d'expertise. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 1 : Rarement, avec peu d'individus.
- Cote 2 : Fréquemment, avec peu d'individus OU rarement, avec un grand nombre d'individus.
- Cote 3 : Fréquemment et en grand nombre.

Variable 3 – Connectivité des eaux douces

À l'aide du fichier HydroRiver.gbd d'*Atlas Hydro Rivers* (Lehner et Grill 2013), des fichiers de formes ont été créés dans QGIS pour les rivières de Strahler (1952, 1957) ordres 1, 2 et 3. À partir du fichier de forme River_order_1, à l'aide du numéro d'identification (Main_riv), on a compté le nombre de rivières et de lacs reliés aux écorégions avoisinantes. Le même processus a été utilisé pour les fichiers shapefiles River_order_2 et 3, en maintenant leur lien avec River_order_1 et a été noté comme suit :

- Cote 3 : S'il y avait deux rivières de Strahler ou plus d'ordres 1, 2 et 3 qui relient l'écorégion à une autre.
- Cote 2 : Si une seule rivière de Strahler d'ordres 1, 2 et 3 passait dans une écorégion adjacente.
- Cote 1 : S'il n'y avait pas de rivières de n'importe lequel ordre de Strahler passant dans des écorégions adjacentes.

Variable 4 – Avis des experts sur la propagation et la dispersion (nouvelles introductions par des vecteurs anthropiques ou par dispersion naturelle)

Des groupes d'experts ont pris en compte la présence ou l'absence dans les écorégions adjacentes (ou la partie américaine d'une écorégion), la connectivité, les chaînes de montagnes et les barrières naturelles et anthropiques dans leur région d'expertise. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 3 : Fréquemment et en grand nombre.
- Cote 2 : Fréquemment, avec peu d'individus OU rarement, avec un grand nombre d'individus.
- Cote 1 : Rarement, avec peu d'individus.

Cotes de risque finales

Pour assurer une approche de précaution, utiliser la cote maximale trouvée parmi les variables.

Certitude

Variable 1 – Risque lié au commerce de poissons destinés aux aquariums

Le risque lié au commerce de poissons destinés aux aquariums a été déterminé à l'aide d'une carte thermique quadrillée tirée de la figure 11e trouvée dans Chan *et al.* 2022 (reproduite ci-dessus à l'annexe 1, figure 1) représentant le nombre de ménages rejetant des organismes provenant d'aquariums par année, en fonction d'estimations spatialement explicites récentes de la pression de propagation. Étant donné que ces données ont été interpolées sur une fourchette de valeurs modélisées, elles ont obtenu une cote de certitude de 2 pour toutes les écorégions.

Variable 2 – Avis des experts sur les activités et les relâches non autorisées

- Cote 3 : Si le groupe d'experts a une expérience directe de l'espèce et de la région évaluée.
- Cote 2 : Si le groupe d'experts a de l'expérience avec des espèces semblables dans un environnement semblable.
- Cote 1 : Si le groupe d'experts n'a aucune expérience de l'espèce ou de l'écorégion.

Variable 3 – Connectivité des eaux douces

Les fichiers de forme de l'ordre des rivières ont été déterminés à l'aide de mesures tirées d'*Atlas Hydro Rivers*. Cette couche de données est fondée sur des données historiques récentes et les meilleures données disponibles et a donc obtenu une cote de certitude de 3 pour toutes les écorégions.

Variable 4 – Avis des experts sur la propagation et la dispersion à partir d'écorégions adjacentes

- Cote 3 : Si le groupe d'experts a une expérience directe de l'espèce et de la région évaluée.
- Cote 2 : Si le groupe d'experts a de l'expérience avec des espèces semblables dans un environnement semblable.
- Cote 1 : Si le groupe d'experts n'a aucune expérience de l'espèce ou de l'écorégion.

Cotes de certitude finales

Comme cette question tient compte de plusieurs variables comportant différentes mesures de certitude et pour assurer une approche de précaution dans notre cote finale, utiliser la cote de **certitude** correspondant à la variable qui présentait la cote de risque la plus élevée.

Voici quelques exemples de cotes simplifiées, où deux variables sont prises en compte. Dans le tableau ci-dessous :

Exemple 1 – Les variables 1 (V1) et 2 (V2) ont différentes cotes de risque, la V2 ayant la cote de risque la plus élevée (2), et différentes cotes de certitude = la cote de certitude finale est 1.

Exemple 2 – Les cotes de risque des variables 1 (V1) et 2 (V2) sont les mêmes (2), mais ont des cotes de certitude différentes = la cote de certitude finale est 3.

Exemple 3 – Les variables 1 (V1) et 2 (V2) ont différentes cotes de risque, la V2 ayant la cote de risque la plus élevée (3), mais les cotes de certitude sont les mêmes = la cote de certitude finale est 2.

Annexe 1, tableau 1. Exemple de méthode pour le pointage de la cote de certitude finale pour les questions 2, 8 et 15.

Exemples	Variables	Cote de risque	Cote de certitude	Cote de certitude finale
Exemple 1	V1	1	3	1
Exemple 1	V2	2	1	
Exemple 2	V1	2	2	3
Exemple 2	V2	2	3	
Exemple 3	V1	1	2	2
Exemple 3	V2	3	2	

QUESTION 3 : QUELLE PROPORTION DE LA RÉGION ÉVALUÉE PRÉSENTE UN HABITAT PROPICE À L'ESPÈCE?

CMIST : Prenez d'abord en compte la zone d'habitat générale de l'espèce (p. ex. intertidale, infratidale, benthique et pélagique). Puis, prenez en compte la proportion de cette zone au sein de la région évaluée qui présente un habitat propice à l'espèce.

Prenez en compte l'habitat anthropique propice (p. ex. les quais flottants et les sites d'aquaculture) ainsi que l'habitat naturel.

Cote de risque

Étant donné la non-concordance entre les données requises pour répondre à cette question (profondeur, type d'habitat, substrat, herbier d'algues, débit, etc.) et ce qui était disponible dans l'ensemble des écorégions canadiennes, seule l'opinion des EM a été prise en compte ici. Des groupes d'EM ont évalué cette question en fonction de leurs connaissances et de leur expérience de l'habitat physique dans leur région d'expertise. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 3 : Si la majeure partie de la région évaluée constitue un habitat propice à l'espèce.
- Cote 2 : Si une proportion modérée de la région évaluée constitue un habitat propice à l'espèce.
- Cote 1 : Si une proportion négligeable de la région évaluée constitue un habitat propice à l'espèce.

Certitude

- Cote 3 : Si le groupe d'experts a une expérience directe de l'espèce et de la région évaluée.
- Cote 2 : Si le groupe d'experts a de l'expérience avec des espèces semblables dans un environnement semblable.
- Cote 1 : Si le groupe d'experts n'a aucune expérience de l'espèce ou de l'évaluation de la région.

QUESTION 4 : QUELLE PROPORTION DE LA RÉGION ÉVALUÉE PRÉSENTE DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES PROPICES À LA SURVIE DE L'ESPÈCE?

CMIST : Prenez en compte les conditions environnementales (p. ex. la température, la salinité et la turbidité) dans son habitat propice.

Prenez en compte le stade biologique le plus tolérant à n'importe quel moment de l'année. Prenez en compte la survie uniquement, et non la reproduction. 1 – Proportion négligeable de la région évaluée, 2 – Proportion modérée de la région évaluée, 3 – Très grande proportion de la région évaluée.

Cote de risque

L'évaluation de la mesure dans laquelle la région évaluée présente des conditions environnementales propices pour que chaque espèce puisse survivre dans chaque écorégion est effectuée à l'aide d'analyses de la correspondance climatique. Elle a été réalisée en suivant l'approche de Hubbard et ses collaborateurs (2023) selon les méthodes de Campbell et ses collaborateurs (2022). Les données sur les sources des espèces ont été recueillies à l'aide des données sur l'occurrence provenant du Système mondial d'informations sur la biodiversité (SMIB) pour les occurrences mondiales (références propres aux espèces à l'annexe 1, tableau 1) et d'Anas et Mandrak (2021) pour les mentions d'occurrence en Amérique du Nord. Nos méthodes dans cette analyse différaient de celles de Campbell et ses collaborateurs (2022) en ce sens que nous avons inclus les enregistrements du SMIB qui ne sont pas désignés comme faisant partie de l'aire de répartition indigène de l'espèce, ce qui incorpore les aires de répartition des espèces envahissantes. Les enregistrements du SMIB ont été supprimés s'ils manquaient des coordonnées, si un problème de nature géospatiale avait été signalé, ou s'il existait un ou plusieurs des problèmes suivants : précision des coordonnées invalide, référentiel géodésique invalide, non-concordance des coordonnées du continent, dénombrement individuel invalide, ou état de l'occurrence déduit de la base d'enregistrement (qui fait référence aux spécimens de musée et non aux données sur la présence ou l'absence). Les enregistrements du SMIB ont également été supprimés si l'incertitude quant à la précision de la longitude et de la latitude était supérieure à 10 km, afin de correspondre à la résolution des données climatiques (Marcer *et al.* 2022). Les données de sources ponctuelles ont été examinées par rapport aux renseignements sur l'aire de répartition des espèces (Froese et Pauly 2022). Les observations aberrantes perçues ont été supprimées si elles étaient en dehors de la description de l'aire de répartition et à des endroits peu probables, comme dans les milieux marins (Howeth *et al.* 2016). Certains de ces enregistrements provenaient de la base de données d'observations iNaturalist de qualité recherche (iNaturalist Users 2023), qui a été de plus en plus utilisée dans la modélisation de la répartition des espèces (p. ex. Taylor *et al.* 2023). Pour combiner les enregistrements de sources ponctuelles (SMIB) avec les enregistrements des occurrences des bassins hydrographiques (Anas et Mandrak 2021), tous les enregistrements ont été superposés à la base de données des bassins hydrographiques mondiaux *HydroBASINS* de niveau 5 (Lehner et Grill 2013), et les données climatiques ont été extraites des polygones des bassins hydrographiques avec les occurrences.

Le progiciel R *Euclimatch* a été utilisé pour la correspondance climatique (Hubbard *et al.* 2023), qui met en œuvre l'algorithme *CLIMATCH* (Crombie *et al.* 2008; Pheloung 1996), une mesure de distance euclidienne. La correspondance climatique a été modélisée entre les écorégions d'eau douce du Canada en tant que réceptrices ($n = 21$; Abell *et al.* 2008), et les mentions d'occurrence des espèces en tant que sources des quatre poissons d'eau douce. Elle a été exprimée comme le pourcentage de cellules de grille ayant une cote de climat de 6 ou plus dans l'écorégion réceptrice (Bomford *et al.* 2010; Howeth *et al.* 2016). Elle a été calculée à l'aide d'un ensemble de huit variables bioclimatiques fondées sur la température et de huit

variables bioclimatiques fondées sur les précipitations, par exemple la température annuelle moyenne et les précipitations annuelles moyennes (Bomford *et al.* 2010). La correspondance climatique a été effectuée à l'aide des données climatiques de *Worldclim* v2.1 pour la période climatique historique, qui fournit des valeurs moyennes pour la période allant de 1981 à 2000 (Fick et Hijmans 2017) et une projection sur le changement climatique, soit les valeurs moyennes pour la période de 2081 à 2100 pour le scénario SSP5-8.5 de trajectoire socio-économique commune de croissance alimentée par les combustibles fossiles, à une résolution de 10 minutes d'arc (Campbell *et al.* 2022). Pour la projection des changements climatiques, nous avons généré un ensemble (c.-à-d. la moyenne pour de multiples projections) à partir de six modèles climatiques mondiaux (BCC-CSM2-MR, CanESM5, CNRM-ESM2-1, IPSL-CM6A-LR, MIROC-ES2L, MRI-ESM2-0) du Projet de comparaison de modèles couplés (CMIP6), accessible à l'adresse www.worldclim.org [en anglais seulement]. Toutes les analyses de correspondance climatique ont été effectuées à l'aide d'un logiciel statistique R (R Core Team, 2022) et les cartes ont été créées à l'aide du progiciel « tmap » (Tennekes 2018). Les résultats utilisés pour le pointage sont présentés à l'annexe 1, au tableau 2, et à l'annexe 1, figure 2. Les cotes de risque sont fondées sur les seuils de correspondance climatique dans Howeth *et al.* (2016) où la réussite de l'établissement des EAE dans les Grands Lacs exige une correspondance climatique de 71,7 % ou plus. Bien que ce seuil puisse être différent d'une écorégion à l'autre, trop peu de données sont disponibles pour le calibrer dans l'ensemble des écorégions canadiennes et, par conséquent, le nombre de 71,7 % a été utilisé comme approximation pour la réussite de l'établissement des EAE dans toutes les écorégions.

Les cotes étaient les suivants :

- Cote 3 : Si la correspondance climatique (%) était de 71,7 % ou plus.
- Cote 2 : Si la correspondance climatique (%) se situait entre 40 et 71,6 %.
- Cote 1 : Si la correspondance climatique (%) se situait entre 0 et 39 %.

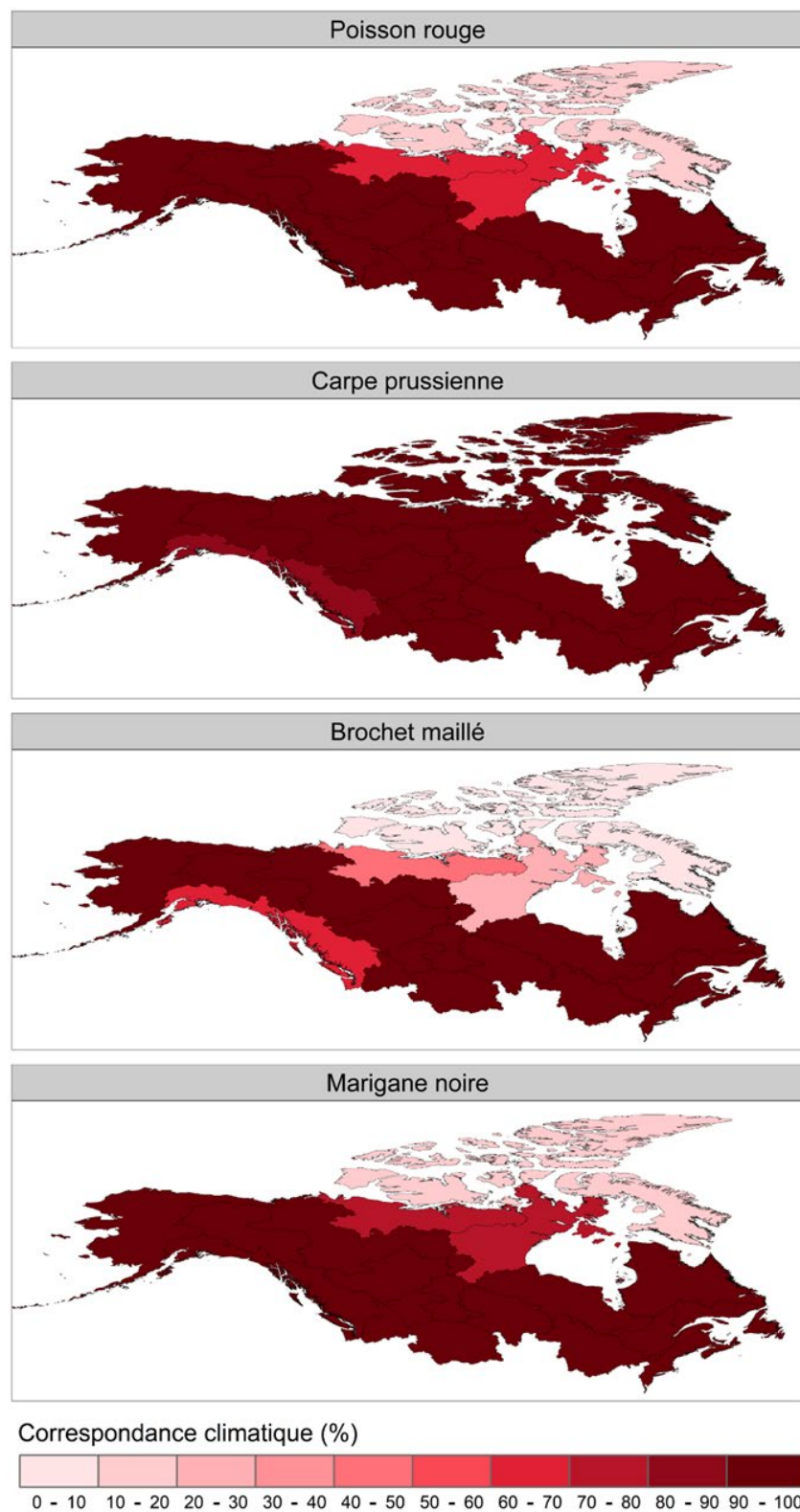
Certitude

Étant donné que la correspondance climatique est fondée sur des ensembles de données historiques à long terme disponibles dans *WorldClim* (www.worldclim.org), considérées comme les meilleures données disponibles, toutes les écorégions ont obtenu une cote de 3 (certitude élevée).

Annexe 1, tableau 2. La correspondance climatique (CC, en %) et la superficie (km²) par écorégion au Canada, selon les conditions climatiques historiques (1981 à 2000) et projetées (2090 SSP5-8,5), pour le poisson rouge, la carpe prussienne, le brochet maillé et la marigane noire.

ID	Superficie (km ²)	Poisson rouge – CC historique (en %)	Poisson rouge – CC projetée (en %)	Carpe prussienne CC – historique (en %)	Carpe prussienne CC – projetée (en %)	Brochet maillé CC – historique (en %)	Brochet maillé – CC projetée (en %)	Marigane noire CC – historique (en %)	Marigane noire CC – projetée (en %)
101	990 699,7	95,5	100,0	100,0	100,0	92,8	97,4	95,9	100,0
102	572 690,0	99,8	100,0	100,0	100,0	98,6	99,8	99,8	100,0
103	927 260,6	98,5	94,7	84,3	82,6	69,3	63,4	90,5	90,0
104	630 669,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
105	1 089 035,8	99,8	100,0	100,0	100,0	95,0	100,0	99,9	100,0
106	580 809,8	65,1	100,0	100,0	100,0	48,1	99,9	73,4	100,0
107	223 720,7	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
108	317 721,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
109	643 607,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
110	997 304,4	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
111	891 808,8	63,2	100,0	100,0	100,0	30,0	99,9	79,7	100,0
112	1 347 214,9	12,4	87,6	97,4	99,8	9,7	84,5	14,7	88,9
113	1 093 120,3	100,0	100,0	100,0	100,0	99,9	99,9	100,0	100,0
114	263 985,6	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
115	129 059,3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
116	767 004,7	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
117	387 065,0	100,0	100,0	99,7	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
118	360 067,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
119	57 256,4	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
120	256 937,3	100,0	100,0	100,0	99,7	91,9	75,7	100,0	100,0

ID	Superficie (km²)	Poisson rouge – CC historique (en %)	Poisson rouge – CC projetée (en %)	Carpe prussienne CC – historique (en %)	Carpe prussienne CC – projetée (en %)	Brochet maillé CC – historique (en %)	Brochet maillé – CC projetée (en %)	Marigane noire CC – historique (en %)	Marigane noire CC – projetée (en %)
142	679 471,2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0



Annexe 1, figure 3. Correspondance climatique (%) du poisson rouge, de la carpe prussienne, du brochet maillé et de la marigane noire avec les écorégions.

QUESTION 5 : LA RÉGION ÉVALUÉE REMPLIT-ELLE LES CONDITIONS PARTICULIÈRES DONT L'ESPÈCE A BESOIN POUR SA REPRODUCTION?

CMIST : Tenir compte de toute contrainte au cycle biologique de l'espèce (p. ex. température, salinité, habitat) qui peut avoir une incidence sur sa capacité à se reproduire dans son habitat propice.

Cote de risque

La correspondance climatique telle que définie ci-dessus pour la question 4 évalue la similitude de chaque écorégion canadienne avec le climat d'autres écorégions mondiales où l'espèce est déjà établie (aires de répartition indigènes et envahies). Ainsi, cela intègre nécessairement une mesure de la qualité de reproduction, car une reproduction réussie est implicite dans l'établissement. Par conséquent, les cotes de la question 4 ont également été utilisées ici.

Même cote que pour la question 4.

Certitude

Même cote que pour la question 4.

QUESTION 6 : DANS QUELLE MESURE LES AGENTS DE CONTRÔLE NATURELS POURRAIENT-ILS RALENTIR LA CROISSANCE DE LA POPULATION DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

CMIST : Prenez en compte la présence et l'incidence des agents de contrôle naturels connus (p. ex. les prédateurs, les concurrents, la maladie et la perturbation) dans l'habitat propice de l'espèce et dans quelle mesure ils pourraient ralentir la croissance de la population.

Cette question vise à différencier les espèces qui ont des agents de contrôle naturels efficaces connus dans la région évaluée (il est probable qu'ils restreignent la croissance de la population = 1) de celles qui n'ont pas d'agents de contrôle naturels efficaces connus dans la région évaluée (il est peu probable qu'ils ralentissent la croissance de la population = 3). Les espèces qui ont des agents de contrôle naturels connus, mais pas forcément efficaces, dans la région évaluée obtiendraient probablement la cote 2.

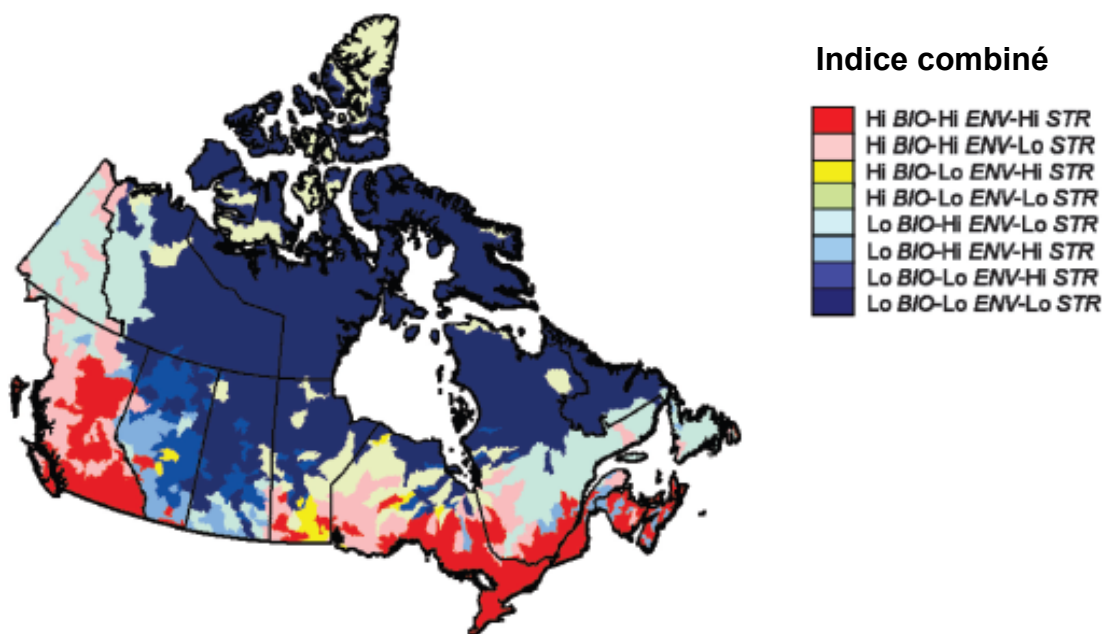
Cote de risque

Le pointage tenait compte des risques associés à la résistance à l'invasion et de l'avis des experts sur la probabilité d'agents de contrôle naturels dans les écorégions.

Variable 1 – Résistance à l'invasion

Ici, la résistance d'une écorégion à l'invasion a été évaluée à l'aide de la figure 4B de Chu *et al.* (2015) (reproduite ci-dessous à l'annexe 1, figure 4). Nous avons choisi la ou les couleurs et la ou les cotes associées (en tenant compte uniquement des combinaisons BIO-STR) trouvées dans la majorité de l'écorégion. Si l'écorégion montre une quantité à peu près égale de deux couleurs, nous avons choisi le risque le plus prudent (c.-à-d. la cote le plus élevée) parmi les couleurs.

- Cote 3 : Si la résistance est faible (biodiversité faible et stress élevé).
- Cote 2 : Si la résistance est modérée (biodiversité élevée et stress élevé OU biodiversité faible et stress faible).
- Cote 1 : Si la résistance est élevée (biodiversité élevée et stress faible).



Annexe 1, figure 4. Tiré de Chu et al. 2015 (figure 4B). Indice combiné à huit catégories des indices de biodiversité des poissons d'eau douce (BIO), des conditions environnementales (ENV) et du stress anthropique (STR) pour 953 bassins versants tertiaires au Canada lors de périodes récentes. L'information sur les conditions environnementales récentes a été recueillie entre 1981 et 2010, l'information sur le stress anthropique a été recueillie entre 2006 et 2008 et la biodiversité des poissons d'eau douce a été recueillie à partir de la base de données de Chu et al. (2003). HI et Lo représentent l'indice de biodiversité basé sur la présence (HI) ou l'absence (Lo) d'espèces inscrites au COSEPAC.

Variable 2 – Avis des experts sur la probabilité d'agents de contrôle naturels

Les groupes d'experts ont évalué cette question en fonction de leurs connaissances et de leur expérience de la probabilité d'agents de contrôle naturels dans leur région d'expertise. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 3 : S'il est peu probable que les agents de contrôle naturels limitent la croissance de la population
- Cote 2 : Si les agents de contrôle naturels peuvent ralentir la croissance de la population
- Cote 1 : S'il est probable que les agents de contrôle naturels restreignent fortement la croissance de la population

Cotes de risque finales

Pour assurer une approche de précaution, utiliser la cote maximale entre la résistance et l'avis des experts.

Certitude

Étant donné que les cotes de risque de l'avis des experts au sujet des agents de contrôle naturels dans la région évaluée intègrent une compréhension de la biodiversité au sein d'une écorégion, la certitude doit être notée comme suit :

- Cote 3 : Si les cotes entre la résistance et l'avis des experts étaient les mêmes.

-
- Cote 2 : Si les cotes entre la résistance et l'avis des experts différaient de 1.
 - Cote 1 : Si les cotes entre la résistance et l'avis des experts différaient de 2.

QUESTION 7 : QUELLE EST LA SUPERFICIE DANS LAQUELLE L'ESPÈCE POURRAIT SE DISPERSER NATURELLEMENT DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

CMIST : Prenez en compte les vecteurs de dispersion naturelle (p. ex. les courants, le transport par corps flottant et la migration) pour tous les stades biologiques. Prenez en compte toute contrainte sur les vecteurs de dispersion naturelle dans la région évaluée.

Cote de risque

Le pointage tenait compte des risques associés à la connectivité des eaux douces et de l'avis des experts sur les contraintes de dispersion naturelle liées aux barrières dans les écorégions. La connectivité des eaux douces entre les écorégions a été calculée à l'aide d'*Hydro Atlas Rivers* (<https://www.hydrosheds.org/products/hydrorivers>) dans QGIS et l'avis des experts sur les contraintes de dispersion a tenu compte de la façon dont les barrières naturelles et artificielles pourraient limiter la dispersion naturelle dans les écorégions.

Variable 1 – Connectivité des eaux douces

Les cotes de la question 2 du CMIST, variable 3, ont été utilisées ici parce que la connectivité des eaux douces, évaluée comme le nombre de rivières connectées entre les écorégions, fournit également une indication générale sur le fait qu'une écorégion a un nombre élevé, modéré ou faible de cours d'eau et, par conséquent, une connectivité qui peut influencer sur la dispersion naturelle au sein d'une écorégion.

Variable 2 – Avis des experts sur les contraintes de dispersion naturelle liées aux barrières naturelles et artificielles

Les groupes d'experts ont évalué cette question en fonction de leurs connaissances et de leur expérience des contraintes liées à la dispersion naturelle dans leur région d'expertise. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 3 : Peu de contraintes à la dispersion naturelle.
- Cote 2 : Contrainte modérée à la dispersion naturelle.
- Cote 1 : Contraintes importantes à la dispersion naturelle.

Cotes de risque finales

Pour assurer une approche de précaution, utiliser la cote de risque maximale entre la connectivité et l'avis des experts.

Certitude

Étant donné que les cotes de risque de l'avis des experts au sujet de la dispersion naturelle dans la région évaluée intègrent une compréhension de la connectivité au sein d'une écorégion, la certitude doit être notée comme suit :

- Cote 3 : Si les cotes entre la connectivité des eaux douces et l'avis des experts étaient les mêmes.
- Cote 2 : Si les cotes entre la connectivité des eaux douces et l'avis des experts différaient de 1.
- Cote 1 : Si les cotes entre la connectivité des eaux douces et l'avis des experts différaient de 2.

QUESTION 8 : QUELLE EST LA SUPERFICIE DANS LAQUELLE L'ESPÈCE POURRAIT SE DISPERSER À CAUSE DE MÉCANISMES ANTHROPIQUES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

CMIST : Prenez en compte les vecteurs de dispersion anthropique (p. ex., l'eau de ballast, la salissure des coques, l'aquaculture) pour tous les stades biologiques.

Cette question tient compte du risque de propagation par les mécanismes anthropiques dans une écorégion. Elle vise à différencier les espèces susceptibles d'être peu en contact avec les vecteurs anthropiques de dispersion dans la région évaluée 1) de celles qui sont susceptibles d'être en contact avec les vecteurs anthropiques qui pourraient les disperser sur de longues distances 3). Les espèces qui sont en contact avec des vecteurs anthropogéniques qui pourraient les disperser sur de courtes distances obtiendraient une cote de 2. Prenez en compte les vecteurs de dispersion anthropique à tous les stades biologiques.

Cote de risque

Le pointage tenait compte des risques déterminés au moyen de l'avis des experts au sujet des activités et des relâches non autorisées et des contraintes de dispersion anthropiques liées aux barrières naturelles et artificielles au sein des écorégions. L'avis des experts concernant les activités et les relâches non autorisées a tenu compte du risque lié aux appâts découlant de pratiques d'utilisation d'appâts légales et illégales et des introductions non autorisées associées à la pêche sportive et récréative; et l'avis des experts sur les contraintes de dispersion a tenu compte de la façon dont les barrières naturelles et artificielles pourraient limiter la dispersion anthropique dans les écorégions.

Variable 1 – Avis des experts sur les activités et les relâchements non autorisés

Des groupes d'experts ont fourni de l'information sur le risque des appâts découlant de pratiques légales et illégales d'utilisation d'appâts et d'introductions non autorisées associées à la pêche sportive ou récréative dans leurs provinces. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 1 : Rarement, avec peu d'individus.
- Cote 2 : Fréquemment, avec peu d'individus OU rarement, avec un grand nombre d'individus.
- Cote 3 : Fréquemment et en grand nombre.

Variable 2 – Avis des experts sur les contraintes de dispersion anthropiques liées aux barrières naturelles et artificielles

Des groupes d'experts ont évalué cette question en fonction de leurs connaissances et de leur expérience des contraintes à la dispersion anthropique dans leur région d'expertise. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 3 : Peu de contraintes à la dispersion anthropique.
- Cote 2 : Contrainte modérée à la dispersion anthropique.
- Cote 1 : Contraintes importantes à la dispersion anthropique.

Cotes de risque finales

Pour assurer une approche de précaution, utiliser la cote de risque maximale qui se trouve parmi les deux variables.

Certitude

Variable 1 – Avis des experts sur les activités et les relâches non autorisées

Utilisez les mêmes cotes que pour la question 2 du CMIST, variable de certitude 2, où :

- Cote 3 : Si le groupe d'experts a une expérience directe de l'espèce et de la région évaluée.
- Cote 2 : Si le groupe d'experts a de l'expérience avec des espèces semblables dans un environnement semblable.
- Cote 1 : Si le groupe d'experts n'a aucune expérience de l'espèce ou de l'évaluation de la région.

Variable 2 – Avis des experts sur les barrières naturelles et artificielles

- Cote 3 : Si le groupe d'experts a une expérience directe de l'espèce et de la région évaluée.
- Cote 2 : Si le groupe d'experts a de l'expérience avec des espèces semblables dans un environnement semblable.
- Cote 1 : Si le groupe d'experts n'a aucune expérience de l'espèce ou de l'évaluation de la région.

Cotes de certitude finales

Comme cette question tient compte de plusieurs variables comportant différentes mesures de certitude et pour assurer une approche de précaution dans notre cote finale, utiliser la cote de **certitude** correspondant à la variable qui présentait la cote de risque la plus élevée.

Voici quelques exemples de cotes simplifiées, où deux variables sont prises en compte. Dans le tableau ci-dessous :

Exemple 1 – Les variables 1 (V1) et 2 (V2) ont différentes cotes de risque, la V2 ayant la cote de risque la plus élevée (2), et différentes cotes de certitude = la cote de certitude finale est 1.

Exemple 2 – Les cotes de risque des variables 1 (V1) et 2 (V2) sont les mêmes (2), mais ont des cotes de certitude différentes = la cote de certitude finale est 3.

Exemple 3 – Les variables 1 (V1) et 2 (V2) ont différentes cotes de risque, la V2 ayant la cote de risque la plus élevée (3), mais les cotes de certitude sont les mêmes = la cote de certitude finale est 2.

Annexe 1, tableau 3. Exemple de méthode de pointage pour la cote certitude finale pour les questions 2, 8 et 15.

Exemples	Variables	Cote de risque	Cote de certitude	Cote de certitude finale
Exemple 1	V1	1	3	1
Exemple 1	V2	2	1	
Exemple 2	V1	2	2	3
Exemple 2	V2	2	3	
Exemple 3	V1	1	2	2
Exemple 3	V2	3	2	

QUESTION 9 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LA CROISSANCE D'AUTRES ESPÈCES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

Prenez en compte uniquement les impacts dans l'habitat propice de l'espèce. Prenez en compte les impacts positifs et négatifs (c.-à-d. la croissance de la population ou le déclin de la population). Prenez en compte les impacts sur les populations d'espèces indigènes et non indigènes. Prenez en compte les impacts écologiques sur l'aquaculture et les espèces pêchées à des fins commerciales, et non les impacts économiques sur l'industrie même.

Cote de risque

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 4), le pointage était la suivante :

- Cote 3 : S'il existe de multiples impacts propres à l'espèce sur la croissance de la population de plusieurs espèces.
- Cote 2 : S'il existe un seul impact propre à l'espèce sur la croissance de la population d'une seule espèce.
- Cote 1 : S'il n'existe pas d'impact propre à l'espèce déclaré sur la croissance de la population de n'importe quelle espèce.

Certitude

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 4), le pointage était la suivante :

- Cote 3 : S'il existe trois études ou plus montrant des impacts sur la croissance de la population d'autres espèces.
- Cote 2 : S'il existe deux études montrant des impacts sur la croissance de la population d'autres espèces.
- Cote 1 : S'il existe une seule étude ou s'il n'y a pas d'information montrant des impacts sur la croissance de la population d'autres espèces.

Le pointage des questions sur l'impact d'une invasion reposait principalement sur la quantité d'études publiées démontrant les répercussions des poissons envahissants sur les espèces ou les écosystèmes indigènes. Cependant, pour être prudent dans le pointage de l'impact d'une invasion, on n'a pas tenu compte des résultats opposés (c.-à-d. des études qui ne montraient aucun impact ou des impacts opposés), car elles n'invalident pas les impacts observés ailleurs.

Annexe 1, tableau 4. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur la croissance des populations d'espèces indigènes.

Espèce	Croissance de la population
Poisson rouge	Diminution des salamandres (Monello et Wright 1999), de la végétation aquatique (Richardson <i>et al.</i> 1995) et des populations d'invertébrés (Richardson et Whoriskey, 1992); déclin de la population de poissons indigènes (Deacon <i>et al.</i> 1964; Carosi <i>et al.</i> 2017, 2019); augmentation de la croissance phytoplanctonique de <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kolmakov et Gladyshev 2003)
Carpe prussienne	Diminution des populations de poissons et d'invertébrés benthiques (Tarkan <i>et al.</i> 2012; Ruppert <i>et al.</i> 2017), déclin des espèces de poissons indigènes en République tchèque (Halačka <i>et al.</i> 2003; Lusk <i>et al.</i> 2010) et réduction des populations de plancton (Hrbáček <i>et al.</i> 1961); parasitisme sexuel (Lusk <i>et al.</i> 2010); nuisible à la production commerciale de carpes (Halačka <i>et al.</i> 2003).
Marigane noire	Aucun impact sur la croissance de la population signalé dans la littérature. Non incluses : Doré jaune et perchaude (Schiavone 1983, 1985) ¹ ; doré jaune (Krishksa <i>et al.</i> 1996 et Mosindy <i>et al.</i> 1984 cité dans Kerr et Grant 2000) ² ; Broda <i>et al.</i> 2022 ³ .
Brochet maillé	Diminution de la richesse et de la diversité des poissons et réduction de l'abondance et de la taille des poissons et des moules d'eau douce (Bradford <i>et al.</i> 2004; Mitchell <i>et al.</i> 2012, COSEPAC 2013); signaux chimiques susceptibles de modifier le comportement d'autres espèces de poissons (Mirza et Chivers 2000); prévention de l'ensemencement de saumons (Warner <i>et al.</i> 1968; Warner 1972).

¹ Schiavone (1983), (1985): La compétition pour la nourriture, la perte du fourrage de la perchaude et la prédation directe des alevins et des juvéniles, combinées à l'exploitation du doré et de la perchaude par la pêche à la ligne, peuvent entraîner un déclin de l'abondance de la perchaude et du doré dans les lacs où la marigane noire a été introduite. Les déclins sont ici associés à de multiples effets cumulatifs et non pas directement à l'introduction de la marigane noire.

² Mosindy *et al.* (1984) et Krishksa *et al.* (1996) cité dans Kerr et Grant (2000) déduisent qu'une réduction du fourrage de la perchaude due à une concurrence potentielle avec la marigane introduite peut avoir réduit l'abondance de la perchaude (une proie préférée du doré) et, en fin de compte, supprimé le recrutement du doré. Les liens entre la marigane noire et la perche jaune et le doré dans ces études sont théoriques et aucune preuve n'est fournie.

³ Broda *et al.* (2022): identifie le déclin de l'abondance du doré dans les transects de pêche électrique et l'augmentation des captures de la marigane noire dans les filets verveux. L'auteur met en garde contre toute conclusion causale, car la population de dorés est probablement déterminée par la pression de pêche, les changements climatiques et l'absence de réglementation concernant la pêche à la ligne. Les déclins ici sont associés à de multiples effets cumulatifs et non pas directement à l'introduction de la marigane noire.

QUESTION 10 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LES COMMUNAUTÉS DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

Prenez en compte uniquement les impacts dans l'habitat propice de l'espèce. Prenez en compte les impacts positifs et négatifs. Prenez en compte les impacts sur les populations d'espèces indigènes et non indigènes.

Cote de risque

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 5) :

- Cote 3 : S'il existe de multiples impacts propres à l'espèce qui ont modifié la diversité ou la structure des communautés.
- Cote 2 : S'il existe un seul impact propre à l'espèce qui a modifié la diversité ou la structure de la communauté.
- Cote 1 : S'il n'y a pas d'impact propre à l'espèce susceptible de modifier la diversité ou la structure de la communauté.

Certitude

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 5) :

- Cote 3 : Si trois études ou plus montrent une modification de la diversité ou de la structure de la communauté.
- Cote 2 : Si deux études montrent une modification de la diversité ou de la structure de la communauté.
- Cote 1 : S'il existe une seule étude ou s'il n'y a aucune information montrant une modification de la diversité ou de la structure de la communauté.

Le pointage des questions sur l'impact d'une invasion reposait principalement sur la quantité d'études publiées démontrant les répercussions des poissons envahissants sur les espèces ou les écosystèmes indigènes. Cependant, pour être prudent dans le pointage de l'impact d'une invasion, on n'a pas tenu compte des résultats opposés (c.-à-d. des études qui ne montraient aucun impact ou des impacts opposés), car elles n'invalident pas les impacts observés ailleurs.

Annexe 1, tableau 5. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur la diversité ou la structure de la communauté.

Espèce	Impact sur la diversité ou la structure communautaire
Poisson rouge	Compétition des poissons (Deacon <i>et al.</i> 1964; Busst et Britton 2015; Carosi <i>et al.</i> 2017, 2019) et modification de la structure de la communauté végétale aquatique (Richardson <i>et al.</i> 1995).
Carpe prussienne	Diminution des populations de poissons et d'invertébrés (Ruppert <i>et al.</i> 2017; Tarkan <i>et al.</i> 2012), déclin des populations de moules indigènes (Perdikaris <i>et al.</i> 2012), reproduction par gynogenèse et contacts sexuels (Paschos <i>et al.</i> 2004).
Marigane noire	Modification de la structure de la communauté de poissons (Schiavone 1983).
Brochet maillé	Diminution de la biodiversité des bassins hydrographiques (Mitchell <i>et al.</i> 2012; Warner 1972), réduction de l'abondance et de la taille des poissons (Mitchell <i>et al.</i> 2012); prévention de l'ensemencement de saumons (Warner 1972).

QUESTION 11 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR L'HABITAT DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

Prenez en compte uniquement les impacts dans l'habitat propice de l'espèce. Prenez en compte la construction d'habitat (p. ex. les organismes hermatypiques) et la destruction d'habitat (p. ex. les organismes jouant un rôle dans la bioturbation).

Cote de risque

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 6) :

- Cote 3 : S'il existe de multiples impacts propres à l'espèce sur l'habitat.
- Cote 2 : S'il existe au moins un impact propre à l'espèce sur l'habitat.
- Cote 1 : S'il n'y a pas d'impact propre à l'espèce déclaré sur l'habitat.

Certitude

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 6) :

- Cote 3 : Si trois études ou plus montrent des impacts sur l'habitat.
- Cote 2 : Si deux études montrent que les impacts sur l'habitat ou le potentiel d'impact sur l'habitat sont élevés.
- Cote 1 : S'il existe une étude ou qu'il n'y a pas de données prouvant que l'habitat est modifié par cette espèce.

Le pointage des questions sur l'impact d'une invasion reposait principalement sur la quantité d'études publiées démontrant les répercussions des poissons envahissants sur les espèces ou les écosystèmes indigènes. Cependant, pour être prudent dans le pointage de l'impact d'une invasion, on n'a pas tenu compte des résultats opposés (c.-à-d. des études qui ne montraient aucun impact ou des impacts opposés), car elles n'invalident pas les impacts observés ailleurs.

Annexe 1, tableau 6. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur l'habitat.

Espèce	Impact sur l'habitat
Poisson rouge	Réduction de la végétation aquatique et augmentation de la turbidité (Richardson 1991; Richardson et Whoriskey 1992; Richardson <i>et al.</i> 1995), amplification des cyanobactéries et proliférations d'algues subséquentes (Kolmakov et Gladyshev 2003; Morgan et Beatty 2007).
Carpe prussienne	Dégradation et modification de l'habitat (Crivelli 1995), réduction de la végétation aquatique et augmentation de la turbidité (Richardson et Whoriskey 1992; Richardson <i>et al.</i> 1995).
Marigane noire	Aucun impact sur l'habitat n'a été signalé dans la littérature
Brochet maillé	Aucun impact sur l'habitat n'a été signalé dans la littérature

QUESTION 12 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LA FONCTION DE L'ÉCOSYSTÈME DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

Prenez en compte uniquement les impacts dans l'habitat propice de l'espèce. Prenez en compte les changements (positifs ou négatifs) des processus physiques, chimiques et biologiques qui conserveraient normalement l'écosystème.

Cote de risque

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 7) :

- Cote 3 : S'il existe de multiples impacts propres à l'espèce sur la fonction écosystémique.
- Cote 2 : S'il existe un seul impact propre à une espèce sur la fonction écosystémique.
- Cote 1 : S'il n'y a pas d'impact propre à une espèce déclaré sur la fonction écosystémique.

Certitude

Sur la base de publications traitant d'études sur le terrain dans la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 7) :

- Cote 3 : Si trois études ou plus montrent que l'EAE a eu un impact sur la fonction écosystémique.
- Cote 2 : Si deux études montrent que l'EAE a eu un impact sur la fonction écosystémique.
- Cote 1 : S'il existe une seule étude ou s'il n'y a pas d'information montrant que l'EAE a eu un impact sur la fonction écosystémique.

Le pointage des questions sur l'impact d'une invasion reposait principalement sur la quantité d'études publiées démontrant les répercussions des poissons envahissants sur les espèces ou les écosystèmes indigènes. Cependant, pour être prudent dans le pointage de l'impact d'une invasion, on n'a pas tenu compte des résultats opposés (c.-à-d. des études qui ne montraient aucun impact ou des impacts opposés), car elles n'invalident pas les impacts observés ailleurs.

Annexe 1, tableau 7. Impacts du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire et du brochet maillé sur la fonction écosystémique.

Espèce	Impact sur la fonction écosystémique
Poisson rouge	Déclin de la salamandre (Monello et Wright 1999); diminution de la couverture végétale aquatique, de l'habitat et des sites de fraie potentiels (Richardson <i>et al.</i> 1995); déclin des populations d'invertébrés (Richardson et Whoriskey 1992); déclin des populations de poissons indigènes (Deacon <i>et al.</i> 1964; Carosi <i>et al.</i> 2017, 2019); augmentation du phytoplancton <i>Microcystis aeruginosa</i> et des proliférations d'algues (Kolmakov et Gladyshev 2003; Morgan et Beatty 2007).
Carpe prussienne	Modifications de la fonction écosystémique (Paulovits 1998; Perdikaris 2012; Tarkan <i>et al.</i> 2012); perturbation du niveau trophique (Paschos <i>et al.</i> 2004); dégradation et modification de l'habitat (Crivelli 1995), réduction de la végétation aquatique et augmentation de la turbidité (Richardson et Whoriskey 1992; Richardson <i>et al.</i> 1995).
Marigane noire	Aucun impact sur la fonction écosystémique signalé dans la littérature.
Brochet maillé	Réduction de la richesse et de la diversité des communautés de poissons, de l'abondance et de la répartition des tailles des populations de poissons (Warner 1972; Mitchell <i>et al.</i> 2012).

QUESTION 13 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE LES MALADIES, LES PARASITES ET LES ORGANISMES ASSOCIÉS À L'ESPÈCE POURRAIENT EXERCER SUR LES AUTRES ESPÈCES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

CMIST : Prenez en compte uniquement les impacts dans l'habitat propice de l'espèce.

Il existe d'importantes lacunes dans les connaissances sur les parasites, les virus et les agents pathogènes associés aux EAE, et il faudrait effectuer des recherches ciblées pour répondre à cette question. Par conséquent, nous considérons ici seulement les parasites, les virus et les agents pathogènes désignés comme étant préoccupants par l'Organisation mondiale de la santé animale (OMSA; <https://www.woah.org/fr/accueil/>) et l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA; <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies-infectieuse.html>) selon la grille d'évaluation suivante :

Cote de risque

Sur la base de publications de la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 8) :

- Cote 3 : Si l'EAE est porteuse de parasites, de virus ou d'agents pathogènes (selon la littérature scientifique) qui sont inscrits sur les sites Web de l'OMSA ou de l'ACIA **ET** si d'autres espèces indigènes pourraient être touchées dans la région évaluée.
- Cote 2 : Si l'EAE est porteuse de parasites, de virus ou d'agents pathogènes (selon la littérature scientifique) qui sont inscrits sur les sites Web de l'OMSA ou de l'ACIA, **MAIS** qu'il est peu probable que les espèces indigènes soient touchées si l'EAE arrive dans la région évaluée.
- Cote 1 : S'il n'y a pas de données prouvant que l'EAE est porteuse de parasites, de virus ou d'agents pathogènes figurant sur les sites Web de l'OMSA ou de l'ACIA.

Certitude

Sur la base de publications de la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 8) :

- Cote 3 : Si au moins une publication montre que l'EAE est porteuse de parasites, de virus ou d'agents pathogènes selon l'OMSA ou l'ACIA.
- Cote 1 : Si au moins une publication montre que l'EAE n'est pas porteuse de parasites, de virus ou d'agents pathogènes selon l'OMSA ou l'ACIA **OU** qu'il n'y a aucune donnée probante.

Annexe 1, tableau 8. Parasites, virus et agents pathogènes associés au poisson rouge, à la carpe prussienne, à la marigane noire et au brochet maillé qui peuvent avoir un impact sur d'autres espèces indigènes dans les écorégions canadiennes.

Espèce	OMSA	ACIA	Espèces que ces maladies peuvent affecter
Poisson rouge	Syndrome ulcératif épizootique (OMSA 2022a) [en anglais seulement], virémie printanière de la carpe (OMSA 2019) [en anglais seulement], herpès virose de la carpe koï (hôte potentiel, mais non considéré comme vulnérable) (OMSA 2022b).	Nécrose pancréatique infectieuse (ACIA 2020a), virémie printanière de la carpe (ACIA 2020b), syndrome ulcératif épizootique (ACIA 2022), herpès virose de la carpe koï (ACIA 2013).	Le syndrome ulcératif épizootique, la nécrose pancréatique infectieuse et la virémie printanière de la carpe touchent de nombreuses espèces de poissons. Au moins une espèce indigène pouvant être touchée est susceptible de se trouver dans chaque écorégion.
Carpe prussienne	Virus de l'œdème de la carpe (OMSA 2022c) [en anglais seulement].	S.O.	Ne touche que les espèces de carpes. Aucune carpe indigène dans aucune écorégion canadienne.
Marigane noire	Virus de la septicémie hémorragique virale (OMSA 2021 [en anglais seulement])	Virus de la septicémie hémorragique virale (ACIA 2020c)	Le virus de la septicémie hémorragique virale touche de nombreuses espèces de poissons. Au moins une espèce indigène pouvant être touchée est susceptible de se trouver dans chaque écorégion.
Brochet maillé	S.O.	S.O.	S.O.

QUESTION 14 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT GÉNÉTIQUE QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LES AUTRES ESPÈCES DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

CMIST : Prenez en compte uniquement les impacts dans l'habitat propice de l'espèce. Ne tenez compte que des espèces indigènes dans la région évaluée.

Prenez en compte le croisement entre espèces (le croisement entre espèces et l'apport complémentaire de matériel génétique entre les souches ou les variétés d'une espèce) ainsi que les autres impacts génétiques.

Cote de risque

Sur la base de publications de la littérature scientifique primaire (voir l'annexe 1, tableau 9) :

- Cote 3 : S'il existe des données prouvant l'hybridation [croisement dans le texte du CMIST] ET si des congénères indigènes sont présents dans l'écorégion.
- Cote 2 : S'il n'existe pas de données prouvant l'hybridation ET si des congénères indigènes sont présents dans l'écorégion.
- Cote 1 : S'il n'y a pas de congénères indigènes dans l'écorégion.

Certitude

Évaluez la certitude en fonction des cotes (ci-dessus) comme suit :

- Si une cote 1 a été obtenue ci-dessus : accordez une cote de certitude de 3 parce qu'aucune hybridation ne peut avoir lieu sans congénère indigène dans l'écorégion (la certitude est élevée).
- Si une cote 2 a été obtenue ci-dessus : attribuez une cote de certitude de 1 parce qu'il existe des congénères indigènes dans l'écorégion, mais qu'il n'y a aucune donnée prouvant que l'hybridation se produit (la certitude est modérée).
- Si une cote 3 a été obtenue ci-dessus : cote de certitude 3 (la certitude est élevée).

Annexe 1, tableau 9. Données prouvant une hybridation du poisson rouge, de la carpe prussienne, de la marigane noire ou du brochet maillé avec des espèces de poissons indigènes.

Espèce	Preuve que les espèces se sont hybridées avec une autre espèce de poisson.	Références	Congénères indigènes présents dans l'écorégion?
Poisson rouge	- Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>) - Carpe koï (<i>C. carpio carpio</i>) - Carpe prussienne (<i>C. gibelio</i>)	Taylor et Mahon 1977 Hume <i>et al.</i> 1983 Pullan et Smith 1987 Kramer <i>et al.</i> 2020 Hänfling <i>et al.</i> 2005 Smartt 2007 Kucinski <i>et al.</i> 2015 Mezhzherin <i>et al.</i> 2019	Non
Carpe prussienne	- Carassin (<i>Carassius carassius</i>) - Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>) - Poisson rouge [ou cyprin doré] (<i>Carassius auratus</i>)	Hänfling <i>et al.</i> 2005 Papoušek <i>et al.</i> 2008 Mezhzherin <i>et al.</i> 2012	Non
Marigane noire	Marigane blanche (<i>Pomoxis annularis</i>)	Smith <i>et al.</i> 1994 Travnicek <i>et al.</i> 1996	Non La marigane blanche est indigène de l'écorégion 116 (Scott et Crossman 1988) La marigane noire n'a pas été évaluée dans l'écorégion 116 où elle est indigène.
Brochet maillé	- Brochet d'Amérique (<i>E. americanus americanus</i>) - Brochet vermiculé (<i>Esox americanus vermiculatus</i>) - Grand brochet (<i>E. Lucius</i>)	Embury 1918 Raney 1955 McCarragher 1960 Crossman et Buss 1965 Scott et Crossman 1988 Serns et McKnight 1977	Oui Le brochet d'Amérique est originaire de l'écorégion 116 (et 117; Scott et Crossman 1998) Le brochet vermiculé est indigène de l'écorégion 116 (et 117; Scott et Crossman 1998; Crossman et Holm 2005) Le grand brochet est originaire de toutes les écorégions du Canada, sauf : 103, 112, 115 et 119 (Harvey 2009) Le brochet maillé n'a pas été évalué dans l'écorégion 117 où il est indigène.

QUESTION 15 : QUELLE EST L'AMPLEUR DE L'IMPACT QUE L'ESPÈCE POURRAIT EXERCER SUR LES ESPÈCES MENACÉES OU EN DÉCLIN DANS LA RÉGION ÉVALUÉE?

Prenez en compte tous les impacts possibles sur les espèces dans la région évaluée qui sont en déclin, qui ont une valeur supplémentaire, ou qui sont reconnues comme étant en péril.

Cote de risque

Le pointage tient compte de l'avis des experts sur les conséquences que les espèces aquatiques envahissantes peuvent avoir sur les espèces en péril dans leur région d'expertise et sur les menaces associées aux espèces aquatiques envahissantes qui ont été désignées dans les rapports publiés du COSEPAC pour les espèces inscrites en vertu de la LEP.

Variable 1 – Avis des experts concernant les impacts sur les espèces en péril

Les groupes d'experts ont évalué cette question en fonction de leurs connaissances et de leur expérience des impacts possibles sur les espèces en péril dans leur région d'expertise. Les cotes ont été déterminées au moyen de discussions et d'un consensus subséquent en se servant de la grille d'évaluation suivante :

- Cote 3 : Si l'impact est important dans de nombreuses régions.
- Cote 2 : Si l'impact est important dans quelques régions OU modéré dans de nombreuses régions.
- Cote 1 : Si l'impact est négligeable ou s'il n'y a pas d'impact.

Variable 2 – Calculateurs de menaces pour les espèces inscrites en vertu de la LEP

Les calculateurs de menaces fondés sur les feuilles de calcul de l'UICN sont obligatoires dans les rapports publiés du COSEPAC pour les espèces inscrites en vertu de la LEP depuis 2012. Potts et ses collaborateurs (2023, *en préparation*), ont préparé un résumé de toutes les menaces indiquées dans ces calculateurs de menaces, à partir duquel nous avons pu signaler tous les cas où nos EAE d'intérêt ont été identifiées comme une menace pour toute espèce inscrite en vertu de la LEP au Canada (voir l'annexe 1, tableau 11).

- Cote 3 : Si le calculateur de menaces a indiqué que les impacts sur les espèces en péril ou leur habitat étaient élevés ou très élevés. Si une fourchette est mentionnée, utiliser le niveau d'impact le plus élevé.
- Cote 2 : Si le calculateur de menaces a indiqué que les impacts sur les espèces en péril ou leur habitat étaient modérés. Si une fourchette est mentionnée, utiliser le niveau d'impact le plus élevé.
- Cote 1 : Si le calculateur de menaces a indiqué que les impacts sur les espèces en péril ou leur habitat étaient faibles.

Si plus d'une espèce était déclarée en péril dans la même écorégion, le risque le plus élevé parmi ces espèces a été choisi afin d'être prudent dans notre estimation de la menace. Toutes les autres écorégions pour lesquelles aucune menace n'est indiquée dans le calculateur de menaces ont reçu une cote de 1.

Cotes de risque finales

Utilisez la cote de risque maximale trouvée parmi les variables.

Certitude

Variable 1 – Avis des experts concernant les impacts sur les espèces en péril

- Cote 3 : Si le groupe d'experts a une expérience directe de l'espèce et de la région évaluée.
- Cote 2 : Si le groupe d'experts a de l'expérience avec des espèces semblables dans un environnement semblable.
- Cote 1 : Si le groupe d'experts n'a aucune expérience de l'espèce ou de l'écorégion.

Variable 2 – Calculateurs de menaces pour les espèces inscrites en vertu de la LEP

- Cote 3 : si les menaces sont indiquées dans les calculateurs (telles que résumées par Potts *et al.* 2023, *en préparation*). La confiance est élevée parce que les calculateurs de menaces sont fondés sur les meilleurs renseignements disponibles, suivent le modèle de l'UICN et sont fournis dans les rapports publiés du COSEPAC.
- Cote 2 : Si aucune menace n'est indiquée dans les calculateurs. Dans ce cas, la confiance est modérée parce que nous ne pouvons pas confirmer l'absence de menace.

Cotes de certitude finales

Comme cette question tient compte de plusieurs variables comportant différentes mesures de certitude et pour assurer une approche de précaution dans notre cote finale, utiliser la cote de **certitude** correspondant à la variable qui présentait la cote de risque la plus élevée.

Voici quelques exemples de cotes simplifiées, où deux variables sont prises en compte. Dans le tableau ci-dessous :

Exemple 1 – Les variables 1 (V1) et 2 (V2) ont différentes cotes de risque, la V2 ayant la cote de risque la plus élevée (2), et différentes cotes de certitude = la cote de certitude finale est 1.

Exemple 2 – Les cotes de risque des variables 1 (V1) et 2 (V2) sont les mêmes (2), mais ont des cotes de certitude différentes = la cote de certitude finale est 3.

Exemple 3 – Les variables 1 (V1) et 2 (V2) ont différentes cotes de risque, la V2 ayant la cote de risque la plus élevée (3), mais les cotes de certitude sont les mêmes = la cote de certitude finale est 2.

Annexe 1, tableau 10. Exemple de méthode de pointage pour la cote de certitude finale pour les questions 2, 8 et 15.

Exemples	Variables	Cote de risque	Cote de certitude	Cote de certitude finale
Exemple 1	V1	1	3	1
Exemple 1	V2	2	1	
Exemple 2	V1	2	2	3
Exemple 2	V2	2	3	
Exemple 3	V1	1	2	2
Exemple 3	V2	3	2	

Annexe 1, tableau 11. Information du calculateur de menaces tirée du résumé réalisé par Potts et al. (2023, en préparation) sur les menaces associées au poisson rouge, à la carpe prussienne, à la marigane noire et au brochet maillé pour les espèces inscrites en vertu de la LEP dans l'ensemble des écorégions canadiennes.

Espèces touchées	Provinces	Écorégion	Espèces menacées	Impact	Commentaire complet de l'inventaire du calculateur de menaces
Méné de lac (populations des sources thermales d'Atlin)	Colombie-Britannique	102	Poisson rouge	Élevé-Faible	Des crevettes <i>Neocaridina davidi</i> ont été relâchées dans les sources thermales et l'introduction de poissons rouges ou d'autres espèces d'eau chaude non indigènes est préoccupante.
Méné de lac (populations des sources thermales de la Liard)	Colombie-Britannique	104	Poisson rouge	Élevé-Faible	Préoccupation liée à l'introduction de poissons rouges ou d'autres espèces thermales non indigènes.
Sucet de lac	Ontario	116	Poisson rouge	Faible	Carpe commune/poisson rouge. On en trouve partout au Canada. La principale conséquence est la modification des caractéristiques de l'habitat dont le sucet de lac a besoin pour se nourrir, se protéger et se reproduire.

Espèces touchées	Provinces	Écorégion	Espèces menacées	Impact	Commentaire complet de l'inventaire du calculateur de menaces
Sucet de lac	Ontario	116	Marigane noire	Faible à modéré	Tiens compte de l'ensemencement illégal. Comprend les poissons de sport indigènes prédateurs comme la marigane noire, l'achigan à grande bouche et le grand brochet. La composition historique des communautés de sucets de lac est mal comprise. L'ensemencement illégal du grand brochet a été confirmé dans le chenal Old Ausable; les conséquences ne sont pas claires. La marigane noire est originaire de cette écorégion de l'Ontario (116), et elle n'a donc pas été notée ici.
Méné d'argent de l'ouest	Alberta	142	Marigane noire	Faible à modéré	Le grand corégone et la marigane noire sont également présents dans le réservoir Fresno et pourraient étendre leur aire de répartition dans la portion albertaine de la rivière Milk. Bien que les impacts de ces espèces sont actuellement

Espèces touchées	Provinces	Écorégion	Espèces menacées	Impact	Commentaire complet de l'inventaire du calculateur de menaces
					minimes, la stabilisation du régime d'écoulement (grâce à la construction d'un barrage, par exemple) peut les favoriser par rapport au méné d'argent de l'ouest et exacerber les effets.
Lampsile jaune	Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse	118, 119	Brochet maillé	Négligeable	L'impact du brochet maillé, du maskinongé et de l'achigan à petite est discutable au cours des dix prochaines années dans les rivières Saint-Jean et Sydney.
Éperlan arc-en-ciel (population d'individus de grande taille du lac Utopia)	Nouveau-Brunswick	118	Brochet maillé	Faible	On a signalé la présence de brochet maillé (confirmée) et d'achigan à grande bouche (non confirmée) dans le lac Utopia, deux espèces qui s'attaqueraient aux éperlans juvéniles. La gravité de l'impact est incertaine.
Éperlan arc-en-ciel (population d'individus de petite taille du lac Utopia)	Nouveau-Brunswick	118	Brochet maillé	Très élevé	On a signalé la présence de brochet maillé (confirmée) et d'achigan à grande bouche (non confirmée) dans le lac

Espèces touchées	Provinces	Écorégion	Espèces menacées	Impact	Commentaire complet de l'inventaire du calculateur de menaces
					Utopia, deux espèces qui s'attaqueraient aux éperlans juvéniles. La gravité de l'impact est incertaine.

NE PAS NOTER LA QUESTION 16

La question 16 a été jugée hors de la portée d'une évaluation des risques par la Direction des sciences du MPO, car elle évalue les impacts des espèces aquatiques envahissantes sur l'aquaculture et les espèces pêchées à des fins commerciales, qui sont principalement liées à la santé économique. La question 16 a donc été retirée des analyses.

QUESTION 17 : L'ESPÈCE EST-ELLE ENVAHISSANTE OU EST-ELLE RÉPUTÉE ENVAHISSANTE AILLEURS DANS LE MONDE?

CMIST : Cette question vise à différencier les espèces qui ne sont pas envahissantes et qui ne sont pas susceptibles de l'être d'après leurs caractéristiques du cycle biologique de celles qui sont ou sont réputées envahissantes.

Cote de risque

- Cote 3 : Si l'espèce est reconnue comme étant envahissante ailleurs dans le monde.
- Cote 2 : Si l'espèce n'est généralement pas considérée comme envahissante, mais qu'elle possède des traits liés au pouvoir envahissant.
- Cote 1 : Si l'espèce n'est pas envahissante et qu'elle n'est pas susceptible de l'être en raison des caractéristiques de son cycle biologique.

Certitude

- Cote 3 : Si deux études ou plus montrent que l'espèce est envahissante ailleurs dans le monde.
- Cote 2 : S'il existe une seule étude qui montre que l'espèce est envahissante ailleurs dans le monde.
- Cote 1 : S'il n'y a aucune donnée prouvant que l'espèce est envahissante ailleurs dans le monde.

Annexe 1, tableau 12. Littérature indiquant où le poisson rouge, la carpe prussienne, la marigane noire et le brochet maillé sont considérés comme des espèces envahissantes dans le monde.

Espèce	Références
Poisson rouge	États-Unis (Courtenay 1993, Courtenay <i>et al.</i> 1984; Courtenay et Stauffer 1984); Europe (Lorenzoni <i>et al.</i> 2007; Lorenzoni <i>et al.</i> 2010), Australie (Haynes <i>et al.</i> 2012), ailleurs dans le monde (Bonham et Siriwardena 2022; SMIB 2022).
Carpe prussienne	Europe (Vetemaa <i>et al.</i> 2005; Komiyama <i>et al.</i> 2009; Savini <i>et al.</i> 2010; Takada <i>et al.</i> 2010; Rylkova <i>et al.</i> 2012; Britton 2022; SMIB 2022).
Marigane noire	États-Unis (Sanderson <i>et al.</i> 2009; Fuller <i>et al.</i> 2023), Mexique et Panama (Welcomme 1988).
Brochet maillé	États-Unis (Coffie 1998; Scott et Crossman 1998).