



L'invasion du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) par la tanche (*Tinca tinca*) : que nous apprend l'historique de l'expansion spatio-temporelle sur l'ampleur du problème qui nous guette ?

David Dussault, Olivier Morissette et Frédéric Lecomte

Volume 148, numéro 2, automne 2024

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1113307ar>
DOI : <https://doi.org/10.7202/1113307ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)
1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Dussault, D., Morissette, O. & Lecomte, F. (2024). L'invasion du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) par la tanche (*Tinca tinca*) : que nous apprend l'historique de l'expansion spatio-temporelle sur l'ampleur du problème qui nous guette ? *Le Naturaliste canadien*, 148(2), 23–38.
<https://doi.org/10.7202/1113307ar>

Résumé de l'article

En 1991, la tanche (*Tinca tinca* Linné, 1758) a été relâchée illégalement dans les eaux de la rivière Richelieu. Après s'être répandue dans l'ensemble de cette rivière, ce poisson a colonisé le fleuve Saint-Laurent et le lac Champlain. La présente étude analyse par cartographie l'évolution spatio-temporelle de sa dispersion depuis son introduction en quantifiant notamment les patrons et les taux de dispersion à partir des données d'occurrences de 1999 à 2020. Les résultats démontrent une saturation spatiale observée à l'échelle du corridor fluvial, notamment dans l'ensemble des secteurs du lac Saint-Pierre, dès 2012. Trois phases distinctes de dispersion sont ainsi observées : 1) une période de latence de 1991 à 2006 ; 2) une période de croissance exponentielle de 2006 à 2012 ; 3) une période de saturation depuis 2012. Bien que le taux de dispersion de la tanche pourrait ralentir au cours des prochaines années en raison de la saturation spatiale observée, il semble cependant que l'espèce n'ait pas encore atteint son pic d'abondance en matière de biomasse. Cette étude souligne l'importance d'orienter les futures études vers la quantification de ce processus et d'évaluer les conséquences que la tanche aura sur la communauté des poissons et leur habitat.

L'invasion du fleuve Saint-Laurent (Québec, Canada) par la tanche (*Tinca tinca*): que nous apprend l'historique de l'expansion spatio-temporelle sur l'ampleur du problème qui nous guette ?

David Dussault, Olivier Morissette et Frédéric Lecomte

Résumé

En 1991, la tanche (*Tinca tinca* Linné, 1758) a été relâchée illégalement dans les eaux de la rivière Richelieu. Après s'être répandue dans l'ensemble de cette rivière, ce poisson a colonisé le fleuve Saint-Laurent et le lac Champlain. La présente étude analyse par cartographie l'évolution spatio-temporelle de sa dispersion depuis son introduction en quantifiant notamment les patrons et les taux de dispersion à partir des données d'occurrences de 1999 à 2020. Les résultats démontrent une saturation spatiale observée à l'échelle du corridor fluvial, notamment dans l'ensemble des secteurs du lac Saint-Pierre, dès 2012. Trois phases distinctes de dispersion sont ainsi observées : 1) une période de latence de 1991 à 2006 ; 2) une période de croissance exponentielle de 2006 à 2012 ; 3) une période de saturation depuis 2012. Bien que le taux de dispersion de la tanche pourrait ralentir au cours des prochaines années en raison de la saturation spatiale observée, il semble cependant que l'espèce n'ait pas encore atteint son pic d'abondance en matière de biomasse. Cette étude souligne l'importance d'orienter les futures études vers la quantification de ce processus et d'évaluer les conséquences que la tanche aura sur la communauté des poissons et leur habitat.

MOTS-CLÉS : analyses géospatialisées, ArcGIS, espèce aquatique envahissante, observations citoyennes, programme de suivi

Abstract

The tench (*Tinca tinca* Linnaeus, 1758) was illegally released into the Richelieu River (Québec, Canada) in 1991. After spreading throughout this waterway, this fish species colonized the neighbouring St. Lawrence River and Lake Champlain. This study analyzes the spatio-temporal evolution of its spread, in particular by quantifying the dispersion patterns and rates from 1999 to 2020. The results show spatial saturation of the entire fluvial corridor and all sectors of Lake Saint-Pierre by 2012. Three distinct phases of dispersion were observed: 1) a latent period between 1991 and 2006; 2) a period of exponential dispersion between 2006 and 2012; and 3) a saturation period from 2012. Although the rate of spatial dispersion could slow over the next few years due to spatial saturation, saturation in terms of biomass does not seem to have reached its peak. This study highlights the importance of future research to quantify this process and assess the impact that tench will have on native fish communities and habitats.

KEYWORDS: aquatic invasive species, ArcGIS, citizen science, geospatial analysis, monitoring program

Introduction

Les espèces aquatiques envahissantes (EAE) représentent une des plus grandes menaces pour les écosystèmes et les usages humains qui y sont associés (Bellard et collab., 2016). Bien que les conséquences néfastes de leur présence soient connues depuis longtemps (Christie, 1974), le Canada n'a établi qu'en 2004 sa première stratégie dédiée à celles-ci (Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes). Probablement en raison du faible nombre d'EAE présentes au Québec comparativement à celui des Grands Lacs laurentiens, la lutte contre les EAE, comme la carpe commune (*Cyprinus carpio* Linné, 1758) et le myriophylle à épis (*Myriophyllum spicatum* Linné, 1753), n'était pas jugée prioritaire au Québec jusqu'à tout récemment. Avec l'arrivée notable des moules zébrées (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) en 1989 et des moules quaggas (*D. bugensis* Andrusov, 1897) en 1992 (Costan et de Lafontaine, 2000), de la tanche (*Tinca tinca*) en 1991 (Dumont et collab., 2002),

du gardon rouge (*Scardinius erythrophthalmus* Linné, 1758) en 1990 (MRNF, 2007), du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) en 1997 (Brodeur et collab., 2011), de la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes,

David Dussault est diplômé de la maîtrise en biogéosciences de l'environnement à l'Université Laval et détient un baccalauréat en biologie de l'Université Laval.

david.dussault.3@ulaval.ca

Olivier Morissette est professeur en biologie et cotitulaire de la Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées à l'Université du Québec à Chicoutimi.

Frédéric Lecomte est conseiller scientifique à la Direction principale de l'expertise sur la faune aquatique du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.

frederic.lecomte@mffp.gouv.qc.ca

1844) détectée la première fois en 2016 (Pouliot et Morissette, 2019) et du cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus* Leydig, 1860) en 2018, la problématique des EAE au Québec a pris une tout autre ampleur. En 2016, le Programme québécois de lutte contre les carpes asiatiques¹ a été lancé par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), aujourd'hui connu sous le nom du Plan de lutte contre les espèces exotiques envahissantes animales. La majorité des EAE présentes au Québec sont arrivées dans les eaux territoriales par 2 vecteurs principaux : soit (1) la connectivité du fleuve Saint-Laurent avec les autres écosystèmes de grande taille, tels que les Grands Lacs ou le lac Champlain ou (2) l'introduction anthropique (p. ex. : eau de ballast, échappement, introduction volontaire).

Le fleuve Saint-Laurent est un écosystème hétérogène ; il abrite d'ailleurs la faune piscicole la plus diversifiée du Québec, soit 97 espèces de poissons d'eau douce et diadromes (Foubert et collab., 2018). Le Saint-Laurent se caractérise également par la présence de 3 grands lacs fluviaux, soit les lacs Saint-Pierre, Saint-Louis et Saint-François, qui contribuent à l'hétérogénéité des habitats (La Violette, 2004). À cet égard, les grandes zones d'herbiers du plus grand de ces lacs (lac Saint-Pierre) abritent un peu plus de 50 espèces de poissons à elles seules (Foubert et collab., 2018). Ces herbiers contribuent notamment au maintien de la biodiversité et de l'abondance des espèces présentes (Giacomazzo et collab., 2023). Ces zones riches en biodiversité ont permis au lac Saint-Pierre d'être désigné réserve mondiale de la biosphère par l'UNESCO en 2001 (Coopérative de solidarité de la réserve de la biosphère du Lac-Saint-Pierre, 2002).

L'arrivée de la tanche est très préoccupante en raison de l'expansion rapide de son aire de répartition, de son abondance au Québec et des répercussions écologiques potentielles qu'elle peut engendrer sur la chaîne alimentaire (Beklioglu et Moss, 1998; Bronmark, 1994; Rowe et collab., 2008; Williams et collab., 2002). Importée illégalement au Québec, elle fut illicitement relâchée dans la rivière Richelieu en 1991 à partir d'étangs d'élevage situés à proximité de la localité de Saint-Alexandre (Dumont et collab., 2002). Bien que les premières observations dans la rivière Richelieu aient été enregistrées officiellement en 1999, des observations non validées remonteraient à 1994 (Dumont et collab., 2002). Les tanches sont observées depuis 2002 dans le lac Champlain (Marsden et Hauser, 2009). Les premières observations dans le fleuve Saint-Laurent (lac Saint-Pierre) datent de 2006 alors que les observations dans le corridor fluvial entre Québec et Montréal datent de 2011 (Masson et collab., 2013). Les plus récentes publications concernant la distribution des tanches dans le système du Saint-Laurent suggèrent que l'aire de répartition, depuis 2016, s'étend désormais jusqu'au sud du lac Champlain et dans le fleuve Saint-Laurent du lac Saint-François à l'ouest, jusqu'à la ville de Québec à l'est (Avlijaš et collab., 2017). Malgré l'actuelle invasion du système

par la tanche, l'expansion probable de son aire de répartition n'a pas été mise à jour depuis 2016, notamment au niveau des états et des provinces limitrophes du Québec.

La tanche est un poisson de la famille des cyprinidés reconnu pour sa capacité à s'adapter à des conditions environnementales variées, ce qui lui confère un avantage compétitif lorsqu'il est introduit dans un nouvel habitat (Balik, 2004; Masson et collab., 2013; Moyle, 2002; Starmach, 1951, cité dans Pimpicka et Piros, 1999). Son alimentation variée inclut insectes, crustacés, mollusques et autres organismes zoobenthiques typiques des herbiers aquatiques où l'espèce s'alimente préférentiellement (Bezmaternykh et Shcherbina, 2018; Kennedy et Fitzmaurice, 1970). Le comportement de cette espèce a été décrit comme non migratoire, les individus semblant préférer les eaux stagnantes ou les zones de faibles courants (Moyle, 2002). Malgré cette description, elle est reconnue également pour sa capacité à parcourir de relativement grandes distances pour s'alimenter (Perrow et collab., 1996) ou se reproduire (Pollux et collab., 2006). Des études récentes réalisées dans le fleuve Saint-Laurent suggèrent d'ailleurs une capacité migratoire plus importante et un choix d'habitat beaucoup plus varié. Ainsi, Morissette et collab. (2021) ont démontré une grande variabilité dans la réponse à la dispersion des individus présents dans le fleuve Saint-Laurent ; les sites envahis initialement (rivière Richelieu) sont occupés par une proportion d'individus résidents plus importante alors que les individus migrants sont plus fréquents dans les sites récemment envahis (lac Saint-Pierre et lac Saint-Louis). La propension à se disperser par un segment migrateur de la population de tanche aurait été un facteur favorisant l'accroissement rapide de l'aire de répartition dans le fleuve Saint-Laurent (Morissette et collab., 2021). Après avoir colonisé de grandes portions du fleuve Saint-Laurent, le front de colonisation principal semble désormais pointer dans la direction des Grands Lacs. Depuis les dernières études publiées sur la tanche au Québec (Avlijaš et collab., 2017; Masson et collab., 2013), une quantité importante d'observations a été générée, dont la majorité a été compilée au sein de diverses bases de données gouvernementales.

Bien que les effets de la tanche dans le système du Saint-Laurent ne soient pas quantifiés, l'explosion démographique anticipée pourrait contribuer, en synergie avec d'autres EAE également en croissance dans le système (Paradis, 2018), à altérer davantage l'habitat du poisson (Avlijaš et collab., 2017; Masson et collab., 2013). Cette situation pouvant être associée à une débâcle due aux invasions (*invasional meltdown*), dans ce cas, l'arrivée d'espèces envahissantes pave la voie à celle de nouvelles espèces envahissantes qui exacerbent d'autant plus les répercussions sur la communauté indigène et favorisent un déséquilibre général des chaînes trophiques en place (Simberloff et Von Holle, 1999). Actuellement, bien qu'il soit presque impossible d'anticiper précisément les effets qu'auront de nouvelles EAE, des exemples probants comme la situation de l'invasion de la rivière Mississippi par les carpes envahissantes démontrent qu'il est impératif de se préparer aux conséquences potentiellement désastreuses que peuvent avoir ces dernières (Cooke, 2016).

1. Les carpes envahissantes, anciennement dénommées « carpes asiatiques », sont un groupe de 4 espèces composé de la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis* Richardson, 1845), de la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, 1844), de la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon idella*) et de la carpe noire (*Mylopharyngodon piceus* Richardson, 1846).

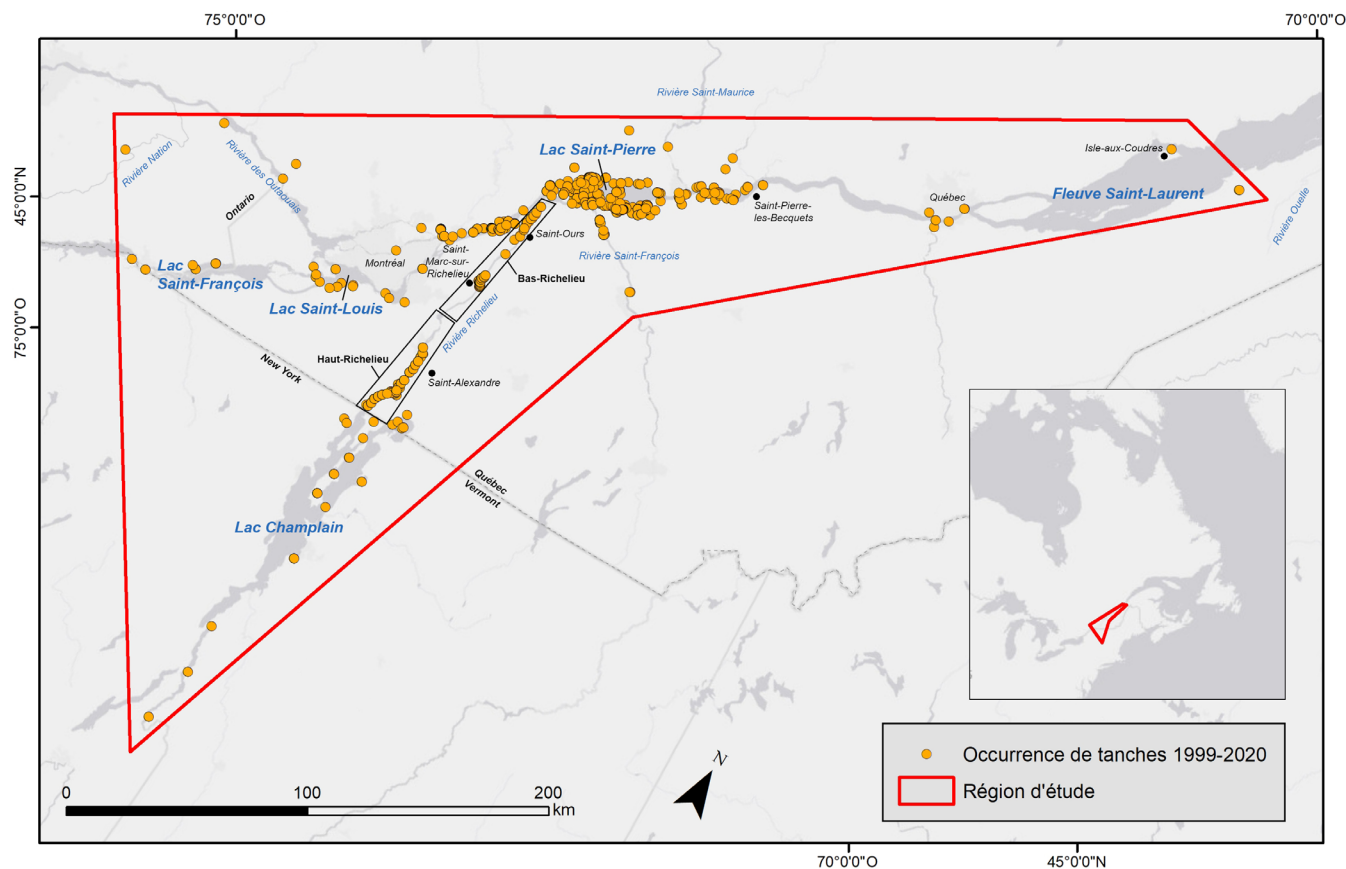


Figure 1. Carte de l'emplacement de la région d'étude (encadré rouge) et des occurrences de tanches de 1999 à 2020 (points orange).

Selon la biologie présumée de la tanche, il semble plausible de prédire une dispersion² du poisson, au sein du système du Saint-Laurent, limitée aux milieux lenticques (milieux d'eaux calmes). Toutefois, sa biologie dans un contexte d'envahisseur est peu documentée. La présence de la tanche dans l'écosystème du Saint-Laurent est désormais une menace grandissante au maintien de l'intégrité écologique des écosystèmes d'eau douce du Québec. Ces écosystèmes sous pression démontrent déjà des signes de répercussions écologiques significatives, notamment en lien avec la réduction de l'extension des herbiers et de l'augmentation de la turbidité au lac Saint-Pierre (Giacomazzo et collab., 2020; Hudon et collab., 2018). Analyser l'ampleur et la dynamique de la dispersion de la tanche permettrait de mieux comprendre son comportement en milieu envahi et d'anticiper ses déplacements futurs (p. ex. : les endroits des prochaines zones touchées).

L'objectif principal de la présente étude est de colliger la totalité des observations de tanches en provenance du Québec, de valider ces dernières et d'établir l'historique des premières phases de colonisation de la tanche dans le Saint-Laurent. Les objectifs spécifiques sont de : 1) retracer et compiler l'ensemble de l'information ; 2) réaliser une analyse spatio-temporelle par cartographie des données d'occurrences de la tanche afin de

retracer les schémas des colonisations passées et 3) estimer le taux de dispersion depuis l'introduction initiale.

Matériel et méthodes

Afin de retracer la totalité des données d'observation de tanches capturées ou observées dans le bassin versant des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent de 1999 à 2020, une recherche exhaustive a été réalisée auprès de l'ensemble des unités régionales des ministères responsables de la gestion des pêches et des divers partenaires gouvernementaux du Québec et de l'Ontario. En ce qui a trait aux données obtenues dans les eaux territoriales américaines, les données compilées aux États-Unis ont été mises à disposition sur le site Internet du United States Geological Survey (USGS) (<https://nas.er.usgs.gov/>). Chaque donnée d'observation a été groupée en donnée d'occurrence en fonction de la date de l'observation, des coordonnées géographiques, de la catégorie d'observation et du type d'engin de capture. Une occurrence de tanche est définie comme une ou plusieurs tanches capturées ou observées à un même site, à une même date et par une même méthode de capture.

Aire d'étude

Le bassin versant du fleuve Saint-Laurent (y compris la portion associée aux Grands Lacs) draine près de 25 % de l'eau douce de surface de la planète, pour une superficie totale de 1 600 000 km². La connectivité du réseau aquatique a été modifiée

par la création de nombreux barrages et digues. Dans la portion ontarienne, immédiatement en amont du lac Saint-François, le complexe Moses-Saunders sert à la production hydroélectrique et à la régulation du niveau d'eau du lac Ontario (La Violette, 2004). Cependant, le cours naturel du fleuve Saint-Laurent n'est entravé dans la portion québécoise que par le barrage de Beauharnois, ce dernier est localisé immédiatement en aval du lac Saint-François et délimite la partie amont du lac Saint-Louis. Les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre sont des élargissements du fleuve Saint-Laurent et couvrent ensemble une superficie approximative de 800 km² (La Violette, 2004).

La région d'étude a été délimitée en fonction de l'aire de distribution des données d'occurrences de tanches récoltées depuis 1999 (figure 1). Elle comprend spécifiquement le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial et une portion de l'estuaire moyen du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires. La rivière Richelieu est à cet égard un des tributaires d'intérêt puisque l'historique de l'invasion des tanches y est intimement lié. Ce tributaire draine le lac Champlain qui se situe à la frontière canado-américaine. La région d'étude s'étend au sud jusqu'à la South Bay du lac Champlain dans l'état de New York aux États-Unis.

Analyse cartographique

La cartographie de la région d'étude, c'est-à-dire la portion de l'aire d'étude où des tanches ont été observées, est basée sur le système de coordonnées projetées NAD83 (SCRS) Lambert du Québec (EPSG: 6622). L'analyse spatio-temporelle et la cartographie ont été réalisées avec la suite de logiciels ArcGIS 10.3.1 (Esri, 2015) en employant une approche développée à partir de la méthode de Docherty et collab. (2017). Cette dernière consiste en l'utilisation d'une analyse de densité de noyau et des isoplèthes de densité (en pourcentage) par intervalles de 4 ans. Dans la présente étude, une isoplèthe correspond à la ligne de délimitation qui contient une proportion donnée d'une variable (ici, la densité). Par exemple, une isoplèthe de densité 95 % représenterait la ligne contenant 95 % de la densité totale de tanches capturées ou observées. La méthode de Docherty et collab. (2017) a dû être modifiée afin de l'adapter au profil de nos données. Les intervalles suivants ont ainsi été employés: 1999-2000, 2001-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Contrairement à la méthode originale qui utilise des intervalles réguliers de 4 ans, des intervalles irréguliers ont été déterminés afin de représenter les différentes phases de la courbe d'invasion/dispersion (introduction, période de latence, croissance exponentielle, saturation). Pour correspondre à la méthode de Docherty et collab. (2017), l'accumulation des données a été priorisée dans la cartographie. Ainsi, chaque période présente le cumulatif de la distribution des occurrences des périodes existantes précédentes afin de calculer l'évolution de l'aire de distribution entre ces différentes périodes (p. ex., les occurrences de la période 2001-2007 incluent aussi les occurrences de la période 1999-2000). De façon à représenter les zones de forte abondance, des zones tampons de 10 km de rayon autour de chaque point d'occurrence ont été créées. Cette valeur arbitraire de rayon a été choisie, car

jugée suffisamment conservatrice (considérant la biologie de l'espèce) tout en permettant de suivre une certaine progression dans la dispersion du front d'invasion. Une valeur trop forte (p. ex. : 100 km) aurait fait en sorte que le système aurait été saturé trop rapidement alors qu'une valeur trop faible (p. ex. : 1 km) aurait laissé d'immenses zones inoccupées en dépit de la colonisation de l'écosystème en entier. Le nombre de tanches pour chaque zone de superposition a été estimé par la somme de tanches capturées ou observées pour chaque occurrence. Pour faciliter la visualisation cartographique, des classes d'abondance arbitraires basées sur la distribution du nombre d'observations ont été employées pour ces zones: [1-10], [11-50], [51-90], [91-200], [201-500], [501-1000] et [1001-3730].

Afin de représenter l'étendue de l'aire de répartition de la tanche, chaque classe d'abondance brute a été reclassée dans 5 catégories compte tenu de la distribution inégale du nombre de tanches par zones: 1 pour [1-5]; 2 pour [6-19]; 3 pour [20-57]; 4 pour [58-196]; 5 pour [197-1948]. Le nombre de catégories a été choisi en fonction de la forme de la distribution du nombre d'observations, alors que les intervalles ont été choisis selon la méthode de classification par seuils naturels (Jenks, 1967). À partir des données reclassées, des matrices de densité de noyau ont été créées avec l'outil Densité de noyau d'ArcGIS. La méthode d'estimation par noyau permet de caractériser les centres d'activité, c'est-à-dire les secteurs les plus utilisés par l'espèce et les limites de l'aire de répartition (Girard et collab., 2002; Marzluff et collab., 2004). Comme pour les zones tampons, un rayon de recherche de 10 km a été utilisé pour l'analyse de densité de noyau. Les isoplèthes de densité 50 % et 95 % ont ensuite été calculées pour chacune des matrices de densité créées à partir de l'outil Isopleth du logiciel Geospatial Modeling Environment (GME) (Beyer, 2015), fonctionnant avec le logiciel R (R Core Team, 2018). Les surfaces à l'intérieur des isoplèthes 50 % et 95 % représentent respectivement l'étendue spatiale des centres d'activité et de l'aire de répartition (Girard et collab., 2002). Pour faciliter la visualisation des résultats de la dispersion de la tanche, la surface terrestre est illustrée dans les zones tampons et dans les isoplèthes présentées à la figure 2, cependant ces zones ne sont pas considérées dans les calculs d'aire de répartition ni de taux de dispersion (p. ex. : km²/année).

Afin d'évaluer l'importance des observations citoyennes dans la détection hâtive de l'espèce, une cartographie a été réalisée en y présentant les occurrences rapportées par les citoyens et les occurrences provenant d'autres sources. Les occurrences citoyennes ont été divisées en 2 sous-catégories, soit les occurrences citoyennes observées dans une zone non colonisée à plus de 5 km (première occurrence citoyenne) et celles à moins de 5 km d'une autre occurrence toutes catégories confondues (autre occurrence citoyenne). Nous avons arbitrairement fixé à 5 km la distance différenciant 2 observations distinctes considérant (1) qu'elle représente une distance suffisamment grande permettant d'assurer que 2 observations ne soient pas liées tout en permettant (2) de détecter la progression de la colonisation de nouveaux habitats.

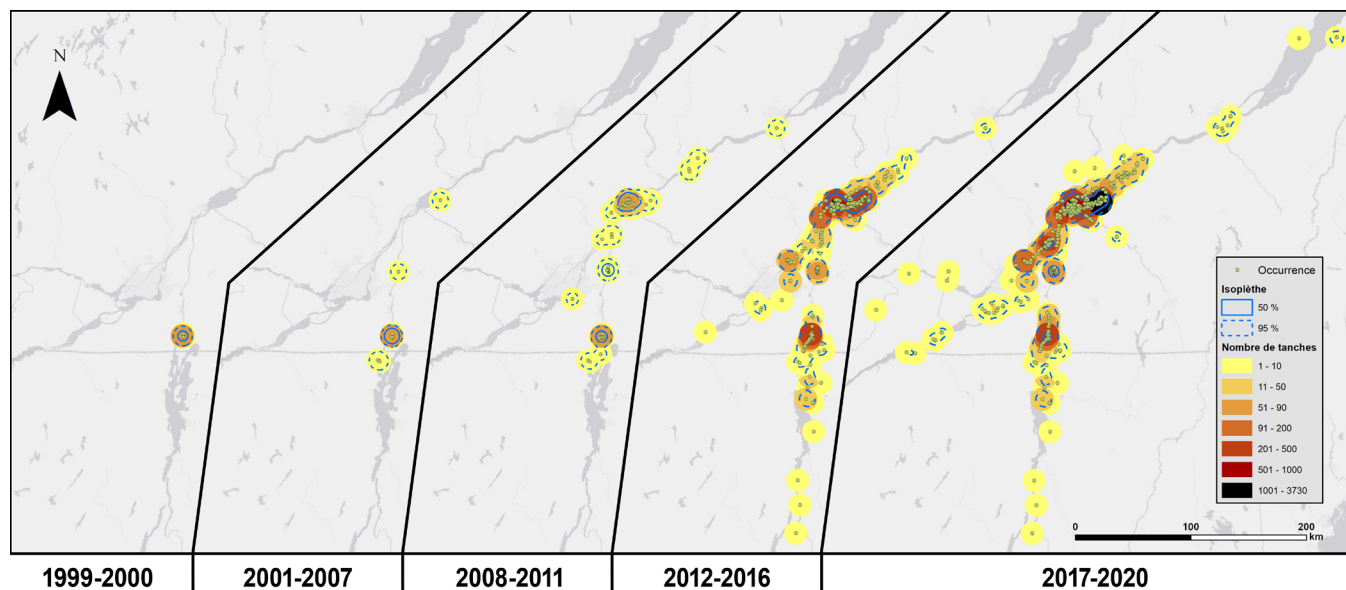


Figure 2. Évolution de l'étendue spatiale de l'aire de répartition occupée par la tanche dans la région d'étude au cours des périodes 1999-2000, 2001-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Chaque période présente le cumulatif de la distribution des occurrences des périodes existantes précédentes. Les zones colorées représentent la somme du nombre de tanches observées à chaque point d'occurrence dans un rayon de 10 km. Les isoplèthes 50 % des densités de noyau sont montrées en lignes pleines; les isoplèthes 95 % des densités de noyau sont montrées en lignes pointillées.

Quantification de la dispersion

Les isoplèthes 95 % ont été employées pour quantifier la dispersion, car elles représentent une meilleure estimation des limites de l'aire de répartition de la tanche. Afin d'éviter d'augmenter artificiellement l'aire de distribution estimée à partir des surfaces entourant les points d'observation, les portions des isoplèthes 95 % se retrouvant sur la surface terrestre ont été retranchées des analyses spatiales. Les découpages des isoplèthes ont été effectués avec l'outil Découper d'ArcGIS en utilisant un fichier de forme polygonale de l'ensemble du réseau hydrographique de la région d'étude comme entité de découpage. Les données de superficies des isoplèthes ont été ajoutées dans le logiciel Regressi (Millet, 2017). L'outil Tangente de Regressi a permis de calculer les taux de variation instantanés à partir des superficies d'isoplèthes 95 %. Le taux de dispersion instantané annuel, exprimé en $\text{km}^2/\text{année}$, est défini comme le gain annuel en étendue spatiale de l'aire de répartition de la tanche.

Lac Saint-Pierre

Considérant l'importance que revêt le lac Saint-Pierre en matière de biodiversité et de zones de pêche sportive et commerciale, nous avons analysé avec une approche fine l'invasion de ce plan d'eau par la tanche. La cartographie du lac Saint-Pierre a été réalisée avec un découpage du fichier de forme polygonale du lac Saint-Pierre (environ 333 km^2) provenant des fichiers hydrographiques des littoraux (Gouvernement du Canada, 2016). Ce fichier a été utilisé pour montrer la dispersion de la tanche de 1999 à 2020 en utilisant les intervalles suivants: 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Le pas des intervalles est le même que celui des analyses précédentes hormis les 2 premiers intervalles qui ont été adaptés au fait que l'espèce était absente du

lac jusqu'en 2006 (1999-2005: absence; 2006-2007: premières observations). Dans la présente analyse, l'étendue du lac Saint-Pierre débute au sud-ouest de l'île de Grâce de l'archipel du lac Saint-Pierre (latitude $46^\circ 4' 2'' \text{ N}$; longitude $73^\circ 3' 43'' \text{ O}$.) et finit à l'embouchure de la rivière Nicolet dans le lac Saint-Pierre (latitude $46^\circ 15' 31'' \text{ N}$; longitude $72^\circ 38' 56'' \text{ O}$.) Une analyse de sensibilité a été effectuée en comparant les résultats d'étendue spatiale de l'aire de répartition et de taux de dispersion instantané obtenus en considérant des zones tampons de 3, 5 et 10 km. L'utilisation de zones tampons plus petites que 10 km de rayon permet une analyse à plus fine échelle, ce qui rend possible l'identification de secteurs notables dans le lac où le taux de dispersion pourrait différer. Ces différences dans les taux de dispersion peuvent être masquées lorsque des secteurs sont couverts par des zones tampons trop grandes. Finalement, la méthode employée pour cartographier les zones tampons et les isoplèthes a été répétée avec des zones tampons de 5 km de rayon et des isoplèthes 95 % seulement.

Résultats

Un total de 2 387 données d'observation a été compilé. Parmi celles-ci, 90 données, datées de 2009 à 2017, n'ont pas été considérées parce qu'elles n'étaient pas géoréférencées. De plus, une donnée d'observation de 2018 provenant du lac Ontario dans le secteur de Belleville en Ontario n'a pas été considérée dans l'analyse, puisque nous suspectons que cet individu a été relâché localement, sa présence ne serait pas le résultat d'une dispersion naturelle. L'ensemble des 2 296 données d'observation compilées et considérées dans la présente analyse possèdent ces informations: la date de l'observation, le plan d'eau d'observation, les coordonnées géographiques, la catégorie

(source) d'observation et le nombre de tanches capturées ou observées par donnée. D'autres informations sont disponibles pour une majorité de ces données : le secteur d'observation, le type d'engin de capture, la longueur totale et la masse moyenne des spécimens capturés, le sexe et le niveau de maturité. Les données d'observation proviennent de diverses sources, incluant les citoyens, les pêcheurs commerciaux, les pêcheurs sportifs, les travaux scientifiques, les données obtenues lors de suivis des populations de poissons et les sources d'origine inconnue. L'ensemble de ces observations sont principalement des tanches capturées soit au verveux, au filet maillant ou à la seine. Les observations citoyennes auxquelles se réfèrent les présentes analyses comprennent les observations provenant de citoyens (sans lien avec la pêche), de pêcheurs sportifs et de pêcheurs autochtones (pêche de subsistance). Les observations d'origine inconnue proviennent de bases de données de l'Ontario (Ontario Federation of Anglers and Hunters [OFAH]) et des États-Unis (USGS). Dans ces cas, la source originale n'est pas spécifiée bien que ces observations aient été confirmées par des autorités compétentes.

Les 2 296 données d'observation conservées dans la base de données ont été regroupées en 904 occurrences pour un total de 5 928 tanches observées, avec une moyenne de 6,6 poissons par occurrence. Les occurrences répertoriées sont associées à des observations d'un nombre variable de tanches (de 1 à 1 948 individus). Nos données ne présentent aucune occurrence de tanche pour les années 2001, 2003, 2004, 2005 et 2008. Parmi les occurrences, 1 872 tanches observées sont associées à une longueur totale (mm) et 4 056 n'ont pas de longueur associée. Parmi les tanches mesurées, la moyenne est d'environ 295 mm, dont environ 62 % sont supérieures ou égales à 250 mm de longueur totale, taille à laquelle la tanche peut être considérée comme mature (Alaş et Solak, 2004; Erguden et Goksu, 2010; Kennedy et Fitzmaurice, 1970; Neophitou, 1993). Les tanches non mesurées ont été capturées majoritairement par des engins de capture non sélectifs quant à la taille (seine ou verveux). Les tanches observées peuvent être considérées comme des individus majoritairement adultes, notamment dans des secteurs comme le lac Champlain (taille moyenne de 404 mm) et les lacs fluviaux Saint-François (416 mm), Saint-Louis (419 mm) et Saint-Pierre (267 mm).

Les pourcentages d'occurrences par catégorie d'observation se présentent ainsi : 49 % (pêche commerciale); 40 % (suivi des populations); 5 % (pêche scientifique); 3 % (observation citoyenne); 2 % (observation d'origine inconnue). Toutefois, les pourcentages d'individus observés par catégorie d'observation sont les suivants : 82 % (suivi de population); 15 % (pêche commerciale); 2 % (pêche scientifique); 0,7 % (observation citoyenne); 0,3 % (observation d'origine inconnue). Parmi les observations citoyennes, soit 44 tanches observées pour 29 occurrences, 19 captures ont été signalées de la pêche sportive à la ligne, représentant moins de 0,01 % des observations. Seules 22 observations sont d'origine inconnue, 2 proviennent de la base de données de l'OFAH et 20 de l'USGS.

Cartographie de l'expansion démographique

La période 1999-2000 est caractérisée par une très faible expansion de la tanche, celle-ci se limitant à la rivière Richelieu dans la région du Haut-Richelieu en amont du site d'introduction (Saint-Alexandre) et en aval du lac Champlain (figure 2). Durant cette période, 65 tanches (24 occurrences, réparties sur 4 positions géographiques différentes) sont observées dans un rayon de moins de 4 km, toutes regroupées dans la zone délimitée par l'isoplèthe 50 %. Parmi ces 65 tanches, 57 d'entre elles sont des captures de pêcheurs commerciaux datant de 1999. L'ensemble des tanches de cette période a été capturé avec des engins de type commercial (filet maillant, verveux).

La période 2001-2007 est marquée par les premières occurrences de tanches dans le nord du lac Champlain en 2002 et en 2007 (2 occurrences), et en aval de la rivière Richelieu, soit à Saint-Marc-sur-Richelieu en 2007 (1 occurrence) (figure 2). L'occurrence de 2002 au lac Champlain est la première occurrence citoyenne, soit une tanche capturée à la ligne. En 2006, une première tanche est capturée par un pêcheur commercial dans le lac Saint-Pierre.

La période 2008-2011 marque le début d'une augmentation du nombre de tanches capturées, dont 51 en 2010 et 65 en 2011 (figure 2). Cette augmentation est apparente notamment dans le lac Saint-Pierre, devenant une nouvelle zone chaude d'observations avec un nombre de tanches observées pouvant atteindre 87 dans un même rayon de 10 km (pour les périodes 1999 à 2011 cumulées). L'espèce s'est aussi dispersée dans le fleuve Saint-Laurent au niveau de la municipalité de Saint-Pierre-les-Becquets en 2010, puis dans les secteurs de l'île de Montréal et de Québec en 2011. La majorité des tanches capturées dans cette période proviennent de la pêche commerciale, avec 42 en 2010 et 48 en 2011.

Durant la période 2012-2016 (5 années cumulées), le nombre de tanches observées s'élève à 1 501 comparativement à 192 de 1999 à 2011 (13 années cumulées) (figure 2). À partir de 2012, le nombre d'observations s'accroît, notamment au lac Saint-Pierre et dans la rivière Richelieu (secteurs du Haut-Richelieu et de Saint-Marc-sur-Richelieu). Le nombre de tanches observées dans un même rayon de 10 km peut excéder 600 dans le lac Saint-Pierre et 300 dans la région du Haut-Richelieu (pour les périodes 1999 à 2016 cumulées). Les occurrences cumulées augmentent dans le tronçon du Saint-Laurent entre Montréal et le lac Saint-Pierre (120 en 2016 contrairement à 18 en 2011) et des tanches sont observées en amont de cette zone (dont 5 occurrences au lac Saint-Louis de 2013 à 2016 et 1 occurrence au lac Saint-François en 2016). L'expansion est notable dans le lac Champlain avec plusieurs nouvelles occurrences au nord du lac à partir de 2012 et quelques occurrences allant jusqu'à son extrémité sud dès 2016. Par ailleurs, des captures de 196 tanches par pêcheur ont été rapportées pour un même jour dans le Haut-Richelieu en 2014. Ce nombre atteint 1 948 captures par pêcheur dans le lac Saint-Pierre en 2017.

Durant la période 2017-2020 (4 années cumulées), 4 235 tanches sont observées, dont 3 563 en 2017 dans le secteur du lac Saint-Pierre seulement (figure 2). Cette période est marquée particulièrement par une augmentation d'occurrences dans des secteurs déjà colonisés comme à Québec, au lac Saint-Pierre, au lac Saint-Louis et dans la rivière Richelieu (secteurs du Haut-Richelieu, de Saint-Marc-sur-Richelieu et de Saint-Ours). Une tanche est observée en 2017 dans le secteur de l'île aux Coudres, puis 8 autres dans la rivière Ouelle de 2018 à 2019, ce qui en fait les observations géolocalisées se trouvant le plus en aval du fleuve Saint-Laurent actuellement. D'autres observations sont réalisées dans la rivière des Outaouais (1 observation en amont du barrage de Carillon et 1 en aval de ce barrage), dans le lac Saint-François (lac fluvial) (6 observations), dans la rivière Saint-Maurice (1 observation) et dans la rivière Saint-François (84 observations). Une tanche est observée en territoire ontarien en 2020 dans la rivière Nation, affluent de la rivière des Outaouais.

Parmi les 29 occurrences citoyennes, 17 sont apparues en premier dans une zone non colonisée à plus de 5 km d'une autre occurrence toutes catégories confondues, représentant 58,6 % des occurrences citoyennes (figure 3).

Taux de dispersion

L'évolution de l'étendue spatiale de l'aire de répartition et du taux de dispersion de la tanche dans la région d'étude de 2000 à 2020 est présentée à la figure 4. L'étendue spatiale est passée de 17 km² en 2000 à plus de 1 350 km² en 2020. De 1999 à 2007, l'expansion de la tanche est lente. Le taux de dispersion calculé durant cette période reste relativement faible et stable par rapport aux autres périodes, soit inférieur à 30 km²/année. L'étendue spatiale de l'espèce s'accroît exponentiellement dès 2007 jusqu'en 2010. Durant cette période, l'étendue augmente d'environ 367 km² en 3 ans comparativement à une augmentation d'environ 162 km² de 2000 à 2007. Le taux de dispersion atteint un pic de 133,7 km²/année en 2009. La dispersion de la tanche connaît ensuite un ralentissement de 2010 à 2014, passant de 124,8 à 36,0 km²/année. Une augmentation du nombre de tanches est toutefois observée durant cette période, dont 514 tanches en 2012 et 230 en 2014. Parmi celles-ci, 437 des 514 tanches observées en 2012 proviennent du lac Saint-Pierre et 200 des 230 tanches observées en 2014 proviennent d'un même point d'occurrence dans le secteur du Haut-Richelieu. En 2015, le taux de dispersion atteint un pic de 120,6 km²/année, où l'étendue spatiale s'accroît de 187,9 km² de 2015 à 2016. Par ailleurs, il semble y avoir eu une

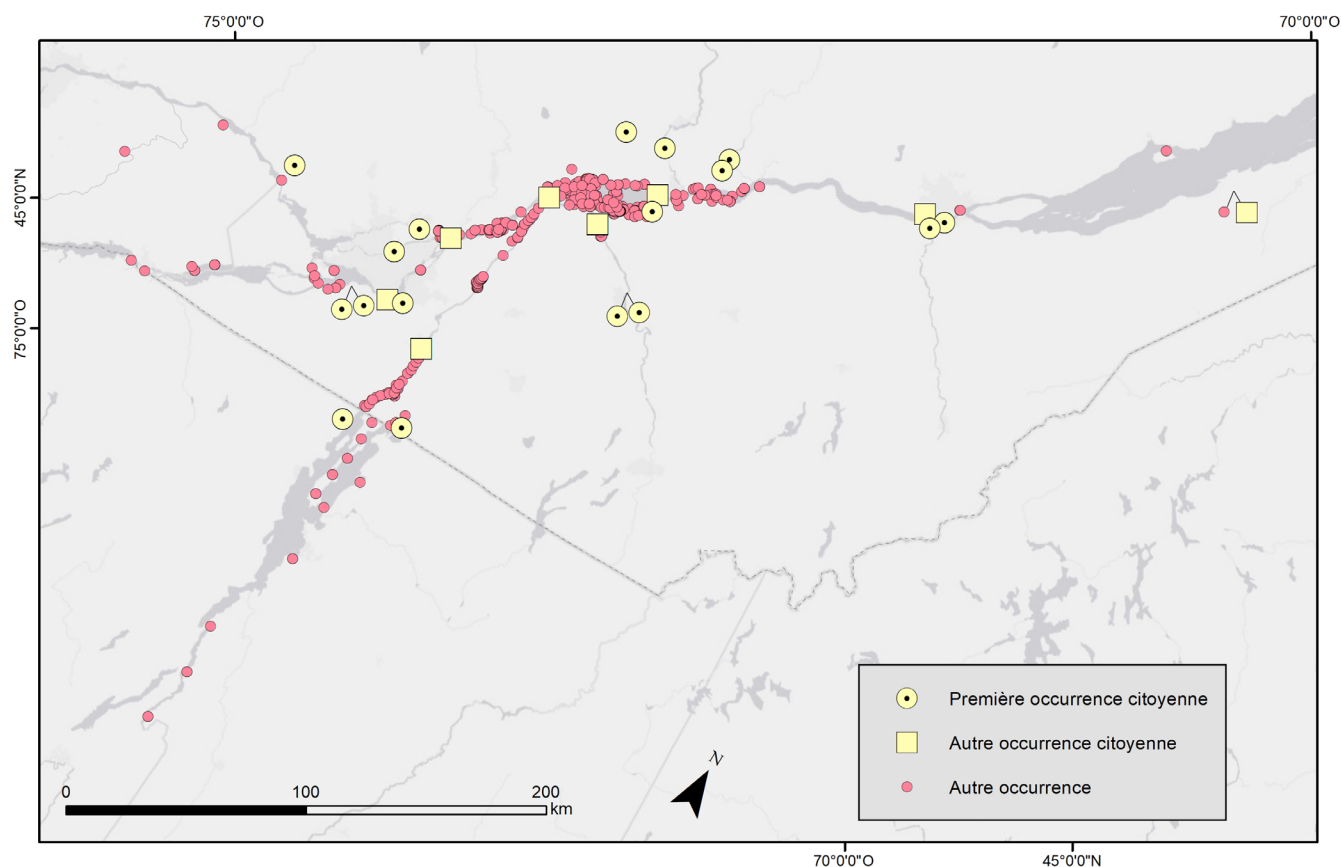


Figure 3. Carte de la répartition des occurrences rapportées par des citoyens et de celles des autres catégories dans la région d'étude. Les occurrences rapportées par des citoyens dans une zone non colonisée à plus de 5 km d'une autre occurrence, toutes catégories confondues (Première occurrence citoyenne), sont indiquées par un cercle jaune, alors que celles à moins de 5 km d'une autre occurrence, toutes catégories confondues (Autre occurrence citoyenne), sont indiquées par un carré jaune. Les occurrences des autres catégories qui ne sont pas citoyennes (Autre occurrence) sont indiquées par un point rouge.

perte d'étendue spatiale de 2016 à 2017. Cette perte d'étendue est estimée à 11,1 km². L'année 2017 est aussi caractérisée par une légère baisse du taux de dispersion (78,0 km²/année) par rapport à 2015 et à 2016. Toutefois, le nombre de tanches observées durant cette année atteint un nombre record de 4001 tanches.

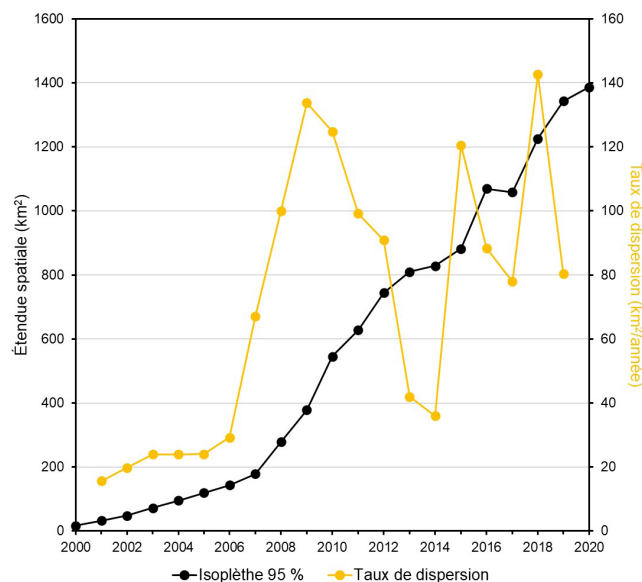


Figure 4. Évolution de l'étendue spatiale (ligne noire) de l'aire de répartition (aires internes des isoplèthes de densité 95 %) de la tanche dans la région d'étude, et évolution du taux de dispersion instantané (ligne jaune) de 2000 à 2020, à partir des valeurs reclassées du nombre de tanches observées.

Les 3 dernières années sont marquées par une augmentation de l'étendue spatiale, passant de 1 225,3 km² en 2018 à 1 386,1 km² en 2020. Le taux de dispersion atteint un troisième pic de 142,6 km²/année en 2018 et décroît à 80,4 km²/année en 2019 suivant la baisse du nombre de tanches observées de 2019 à 2020, passant de 89 à 11 tanches observées respectivement.

À partir des valeurs obtenues de l'étendue spatiale et du taux de dispersion, 3 phases distinctes de l'invasion du système par la tanche ont pu être identifiées : une première phase de latence de 1991 à 2006, suivie par une seconde phase de croissance exponentielle de 2006 à 2012 et finalement l'actuelle phase de saturation qui débute vers 2012 (figure 5). La phase de croissance exponentielle est définie principalement par des observations commerciales (environ 75 % des observations rapportées pendant cette phase), alors que la phase de saturation consiste majoritairement d'observations de suivis des populations (environ 84 % des observations).

Lac Saint-Pierre

La figure 6 illustre l'étendue spatiale de la tanche avec un rayon de recherche de 5 km au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Aucune occurrence n'est présente pour la période 1999-2005. Une occurrence est présente dans le secteur des battures des Frères durant la période 2006-2007. Pour la période 2008-2011, environ 56 % de la superficie du lac est couverte par la surface interne de l'isoplèthe 95 %, comparativement à 8,8 % pour la période 2006-2007. Cette surface couvre environ 98,7 % de la superficie du lac durant la période 2012-2016 et couvre l'entièreté

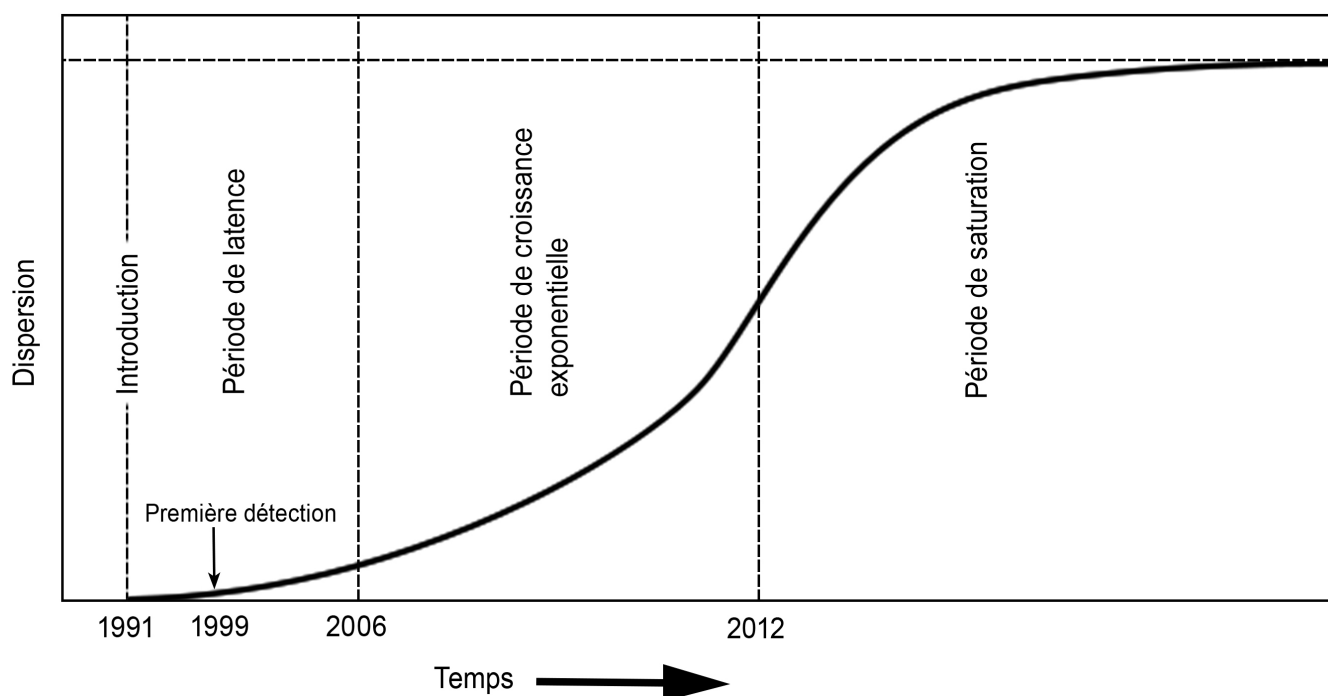


Figure 5. Les 3 périodes de dispersion de la tanche dans le système du fleuve Saint-Laurent : 1. Période de latence (1991-2006); 2. Période de croissance exponentielle (2006-2012); 3. Période de saturation (depuis 2012) (inspiré de Grice, 2009).

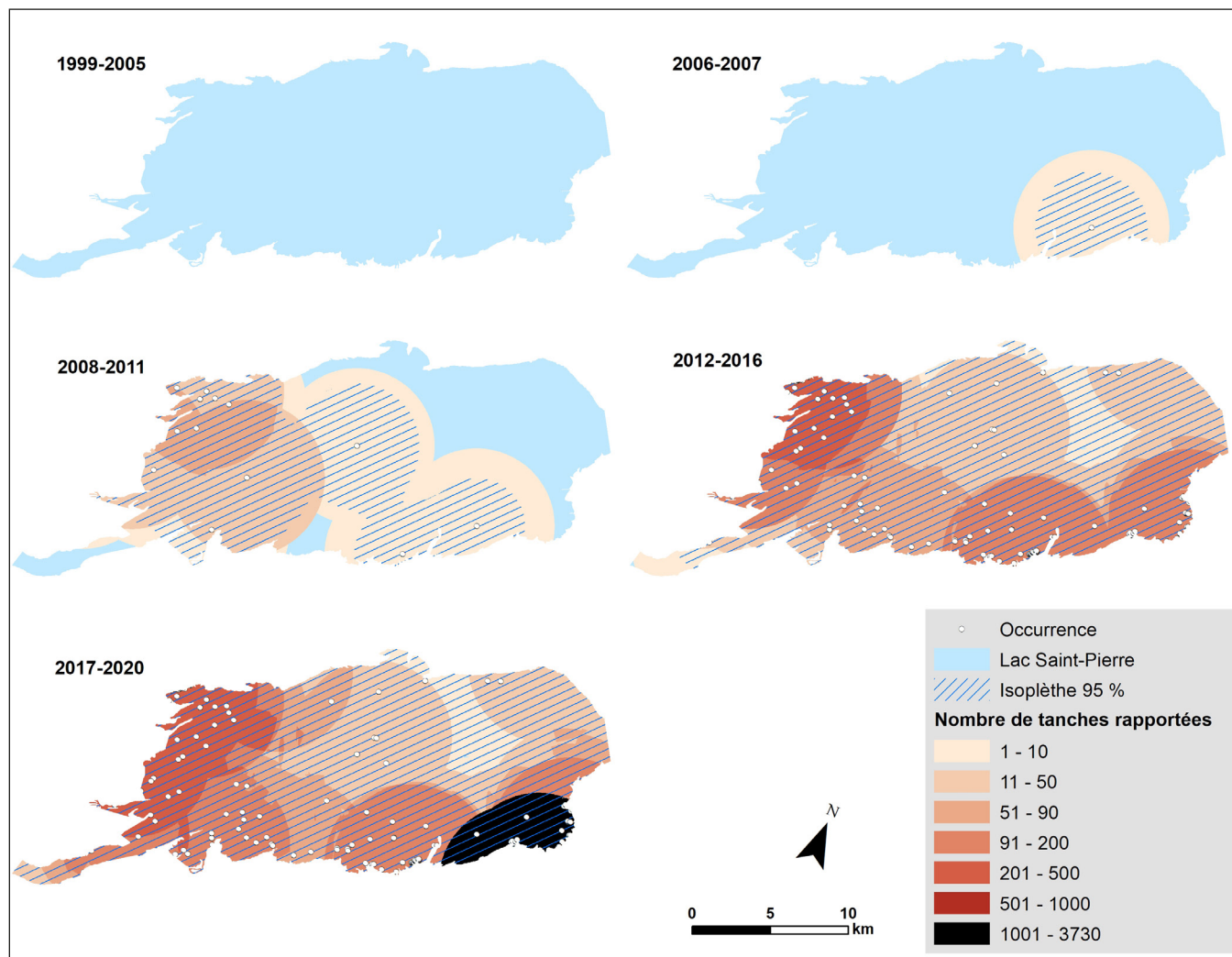


Figure 6. Évolution de l'étendue spatiale de l'aire de répartition occupée par la tanche au lac Saint-Pierre pour les périodes 1999-2005, 2006-2007, 2008-2011, 2012-2016 et 2017-2020. Les zones colorées représentent la somme du nombre de tanches observées à chaque point d'occurrence dans un rayon de 5 km. Ces zones ont été découpées au fichier de forme polygonale du lac Saint-Pierre. Les sections hachurées représentent l'aire interne des isoplièthes 95 % des densités de noyau.

de la superficie du lac pour la période 2017-2020. L'évolution de l'étendue spatiale de la tanche au lac Saint-Pierre diffère selon la dimension du rayon de recherche. L'étendue spatiale pour un rayon de recherche de 3 km atteint un maximum de 255,7 km² en 2020, comparativement à 332,9 et 333,0 km² pour des rayons de 5 et 10 km respectivement (figure 7). D'ailleurs, l'étendue spatiale pour un rayon de 10 km atteint 278,9 km² dès 2011, représentant environ 84 % de la superficie du lac. L'évolution du taux de dispersion instantané permet de distinguer 2 phases de dispersion au lac Saint-Pierre, soit une première phase de 2007 à 2010 commune pour les 3 rayons de recherche, et une deuxième phase de 2014 à 2017 se manifestant seulement pour les rayons de 3 et de 5 km (figure 7). À partir de 2017, l'étendue spatiale se stabilise pour les 3 rayons, où le taux de dispersion semble tendre vers une valeur nulle.

Discussion

Un exemple de patron d'invasion d'un vaste écosystème

L'historique de la dispersion de la tanche dans le Saint-Laurent concorde avec les diverses phases typiquement observées lors d'une invasion biologique (figure 5). Bien qu'il fût anticipé que la tanche allait s'établir au Québec du fait qu'elle est originaire d'une région arborant des similitudes écologiques avec le sud de la province, l'augmentation de son abondance au cours des premières années suivant son introduction ne suggérait pas l'explosion démographique et l'expansion spatiale qui allaient s'en suivre (Dumont et collab., 2002; Masson et collab., 2013). Une dispersion hors contrôle pouvant s'étendre à l'ensemble du Saint-Laurent n'a été appréhendée que tardivement. Il est désormais vraisemblable qu'elle puisse atteindre les Grands Lacs, dans un avenir proche

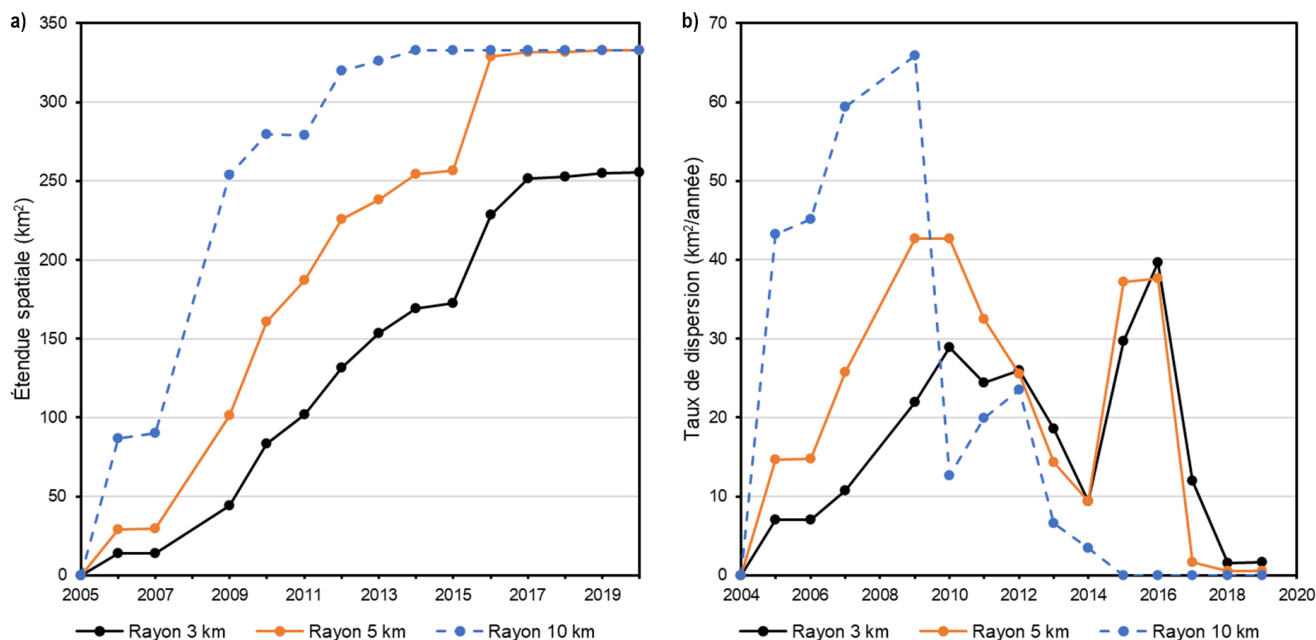


Figure 7. Évolution a) de l'étendue spatiale de l'aire de répartition (aires internes des isoplèthes 95 % des densités de noyau) et b) du taux de dispersion instantané de la tanche au lac Saint-Pierre de 2005 à 2020, à partir de rayons de recherche de 3 km (ligne pleine noire), 5 km (ligne pleine orange) et 10 km (ligne pointillée bleue). La surface terrestre comprise dans les limites des isoplèthes n'a pas été incluse dans le calcul de l'étendue spatiale.

(Avlijaš et collab., 2017). Les présents résultats démontrent que la tanche s'est dispersée dans toute la portion dulcicole du Saint-Laurent où la connectivité n'est pas contrainte par la présence de barrages. La dispersion s'étend même au-delà de certains barrages, notamment le complexe hydroélectrique de Beauharnois-Les Cèdres (sépare le lac Saint-François de la portion continue du fleuve Saint-Laurent) et le barrage de Carillon (premier barrage en aval sur la rivière des Outaouais).

Au cours de la phase de latence, qui s'est déroulée sur 15 années, la première détection de l'espèce n'a été rapportée que 8 ans après son introduction dans la rivière Richelieu. Cette phase a été caractérisée par de rares observations faites à proximité du secteur où l'espèce fut initialement introduite. Durant cette phase, la dispersion a été lente. Bien qu'elles varient d'une espèce envahissante à l'autre, des phases de latence similaires ont été observées dans plusieurs écosystèmes. C'est notamment le cas du cladocère épineux dans le lac Mendota au Wisconsin (États-Unis) (Walsh et collab., 2016). Le laps de temps relativement long entre l'introduction et la première détection peut s'expliquer en partie par les limites de détection, l'effet de dilution engendré par la taille du système et le temps de génération de l'espèce (approximativement 3 ans dans le cas de la tanche) (Alaş et Solak, 2004; Kennedy et Fitzmaurice, 1970; Neophitou, 1993). Malgré la popularité de l'espèce à des fins de pêche sportive dans d'autres régions du monde (Fitzmaurice, 1984), nos données de captures de tanches de 1999 à 2006 montrent que 98,5 % des captures sont faites avec des engins de type commercial (filet maillant, verveux) et 1,5 % par la pêche sportive (pêche à la ligne) (Malchoff et collab., 2005). Encore aujourd'hui, la pêche sportive à la ligne

ne vise généralement pas la tanche, principalement parce que l'espèce n'est pas encore bien connue des citoyens du Québec ni désirée par ceux-ci. Les pêcheurs commerciaux localisés dans la portion dulcicole du Saint-Laurent emploient principalement des engins fixes tels que des filets maillants et des verveux. Considérant la faible densité de tanches durant cette période et le fait qu'elles étaient spatialement limitées à une zone spécifique, les engins de pêche commerciale constitueraient une méthode de capture plus appropriée à ce type d'espèces. Le temps écoulé entre l'introduction initiale et l'établissement de l'espèce est la période clé où les efforts dédiés à l'éradication, ou du moins à l'endigement de l'espèce, ont le plus de chance de porter ses fruits. Cependant, de tels efforts ne peuvent être déployés qu'après la détection initiale de la présence de l'espèce dans l'écosystème. Dans le présent cas, le fait qu'il se soit écoulé 8 années entre l'introduction et la détection (présence cryptique) de la tanche dans le fleuve Saint-Laurent en a pratiquement scellé le sort. Présentement, l'usage de nouvelles méthodes de surveillance des EAE plus sensibles (p. ex. : ADN environnemental), le déploiement d'un réseau de détection hâtive et les efforts consentis envers la sensibilisation citoyenne visent à réduire la période où une espèce envahissante est présente de façon cryptique dans l'écosystème.

La phase de croissance exponentielle a été caractérisée par une hausse rapide des observations, tout particulièrement de 2007 à 2010. Dans cette phase d'expansion, l'augmentation du taux de dispersion, lequel a atteint un sommet de 133,7 km²/année en 2009, est attribuable à la colonisation de nouvelles zones où les tanches n'avaient pas encore été observées. D'ailleurs, la différence d'occurrences entre les

périodes 2008-2011 et 2012-2016 illustre bien l'augmentation exponentielle du nombre de tanches capturées par les pêcheurs commerciaux dans le lac Saint-Pierre de 2007 à 2014 telle que décrite par Pelletier et Gagnon (2014). Cette augmentation exponentielle concorde également avec la première phase de dispersion observée de 2007 à 2010 dans le lac Saint-Pierre. À partir de 2011, la répartition de la tanche s'étend désormais dans l'entièreté de la rivière Richelieu à partir du nord du lac Champlain et comprend une importante portion du fleuve Saint-Laurent entre Lachine (dans la région de Montréal) et la ville de Québec. Trois zones de forte densité sont bien définies spatialement par les isoplèthes de densité 50 % : 1) le Haut-Richelieu, 2) le Bas-Richelieu et 3) le lac Saint-Pierre. L'emplacement de ces zones en périphérie du site original d'introduction est cohérent avec l'idée que la rivière Richelieu a été entièrement colonisée dès 2011. La zone de forte densité observée au lac Saint-Pierre apparaît avant celle dans le Bas-Richelieu. De tels résultats appuient le patron de dispersion inféré par Morissette et collab. (2021). Ces derniers décrivent la dispersion de la tanche comme étant une stratégie de diffusion stratifiée, suggérant la coexistence de dispersion à courte et à longue distance chez cette espèce. Des analyses récentes de la structure génétique de la tanche dans le fleuve Saint-Laurent, qui montrent la présence d'un fort flux génique entre les secteurs du fleuve, corroborent également cette stratégie de dispersion (Bernos et collab., 2022). Les pêcheurs commerciaux ont joué un important rôle dans la détection de l'espèce avec environ 75 % des observations au cours de la phase de croissance exponentielle. Hormis les 57 observations commerciales datant de 1999, le nombre d'individus observés annuellement par les pêcheurs commerciaux est passé de 1 tanche pour l'année 2006 à 48 tanches pour l'année 2011. Toutefois, la contribution des pêcheurs commerciaux dans la détection de la dispersion de la tanche diminue drastiquement à partir de 2012, notamment parce que la majorité des observations commerciales sont effectuées dans le lac Saint-Pierre, qui était déjà colonisé à plus de 80 % en 2011.

Dans la phase de saturation, bien que le taux de dispersion augmente encore un peu après 2012, l'augmentation interannuelle du taux de dispersion ne s'accroît plus de manière exponentielle et tend à se stabiliser. La phase de saturation peut être définie par un taux de dispersion qui diminue en raison de la présence de barrières biotiques et abiotiques, par exemple la présence de limites géographiques de l'espace accessible par l'espèce (Lambrinos, 2001 ; Shigesada et Kawasaki, 1997). Cette saturation spatiale peut être démontrée par des diminutions fréquentes du taux de dispersion à partir de 2012, en raison de la présence importante d'individus dans certaines zones déjà fréquentées comme le lac Saint-Pierre (3 563 tanches en 2017). Toutefois, la réduction du nombre de captures pour l'année 2020 doit être évaluée en considérant l'effet marqué qu'a eu la pandémie de la COVID-19 sur l'effort de pêche commerciale et sur la capacité de récupérer et de colliger les observations provenant des pêcheurs. Par la nature même de la base de données utilisée pour la présente étude, nous ne

sommes pas en mesure de déterminer de façon précise la densité de la tanche dans le système du Saint-Laurent. Nous ne pouvons pas actuellement statuer sur le niveau de saturation du système par l'espèce (p. ex. : biomasse). La corrélation entre la saturation spatiale et la saturation démographique est difficile à établir, cette dernière varie d'une EAE à l'autre et selon la taille du système envahi et de sa capacité de support. Par exemple, bien que le gobie à taches noires soit arrivé dans les Grands Lacs dès 1996 et qu'il s'est rapidement dispersé dans l'ensemble des 5 lacs (Charlebois et collab., 1997), les populations de gobies des Grands Lacs n'ont commencé à présenter des indices de saturation qu'à partir d'environ 2002 (Roseman et Riley, 2009 ; Young et collab., 2010). L'exemple de la carpe à grosse tête (*Hypophthalmichthys nobilis*), qui est bien établie dans la rivière Illinois depuis la fin des années 1990 (Chick et Pegg, 2001 ; Koel et collab., 2000), montre aussi que l'espèce a atteint un pic d'abondance au début des années 2000 dans la région de *La Grange Reach* avant de voir le nombre de captures diminuer en 2005 et en 2006, suggérant l'atteinte de la capacité de support de l'habitat envahi (Hayer et collab., 2014 ; Irons et collab., 2011).

Enfin, la dernière phase (2017-2020) est particulièrement marquée par la présence de nouvelles occurrences en territoire ontarien. Les 2 observations dans les rivières Nation et des Outaouais en amont du barrage de Carillon suggèrent une éventuelle dispersion en direction ouest (Ottawa). Par ailleurs, au fil des différentes périodes, la colonisation progressive de la tanche vers la portion ouest du tronçon fluvial est flagrante. Bien que l'observation de 2018 au lac Ontario n'ait pas été considérée dans la présente analyse, celle-ci n'est pas à négliger puisqu'elle confirme la présence de la tanche dans les Grands Lacs. À ce jour, aucune tanche n'a été observée dans le tronçon fluvial en amont du barrage Moses-Saunders, mise à part l'observation dans le lac Ontario. Il n'est pour l'instant pas possible de statuer sur la présence de l'espèce dans le tronçon fluvial entre le lac Ontario et le barrage Moses-Saunders, même si le risque d'invasion existe.

Une méthodologie permettant l'interprétation de données irrégulières

La méthode d'analyse spatio-temporelle utilisée dans la présente étude est une technique qui est relativement simple méthodologiquement et qui permet d'exploiter une base de données imparfaite et non standardisée. En effet, un faible nombre de variables sont nécessaires à la réalisation de l'analyse, soit les coordonnées géographiques de l'occurrence, la date de l'occurrence et le nombre de tanches observées par occurrence. Les informations additionnelles fournies dans la base de données comme la catégorie d'observation et le type d'engin de capture ont notamment permis d'obtenir des renseignements sur les moyens de capture préférentiels et la provenance des observations. L'analyse par densité de noyau a permis de calculer des superficies estimées de zones colonisées par la tanche à partir d'observations géoréférencées. Cette méthode est largement employée dans le domaine de l'écologie des populations pour estimer l'aire de répartition d'une espèce (Kernohan et collab., 2001 ; Seaman et collab.,

1999), notamment pour des populations de poissons (Gilroy et collab., 2010; Vokoun et Rabeni, 2005). Cette technique est appropriée, particulièrement pour sa capacité à calculer les limites d'étendue de zones de forte densité et pour son absence de sensibilité aux valeurs aberrantes (Kernohan et collab., 2001). Les limites d'étendue peuvent néanmoins être biaisées par un mauvais choix de distance de rayon de recherche, communément nommé le paramètre de lissage, qui devient alors une composante critique de la technique (Worton, 1995). Le choix d'un rayon de recherche de 10 km est conservateur puisqu'il considère une distance de dispersion somme toute minimale pour un individu au cours de sa vie sachant que la tanche peut parcourir au moins 80 km au cours de sa vie (Morissette et collab., 2021). Un rayon de recherche trop grand aurait comme effet de diluer la densité estimée et ainsi d'augmenter à tort les limites d'étendue. Par ailleurs, la nécessité d'employer uniquement des observations géoréférencées demeure un facteur limitant de la méthode. Ainsi, plusieurs observations confirmées non géoréférencées sont éliminées des analyses subséquentes. Par exemple, Pelletier et Gagnon (2014) répertoriaient 84 tanches récoltées dans le Saint-Laurent en 2011; notre base de données compte seulement 65 tanches géoréférencées pour la même année. Pareillement, Dumont et collab. (2002) rapportaient un total de 150 tanches capturées dans la rivière Richelieu en 1999 et 176 en 2000 tandis que dans notre cas seulement 57 ont été géoréférencées pour l'année 1999 et 8 pour l'année 2000. Un autre facteur limitant est l'interprétation de l'absence de données. Une perte d'étendue spatiale d'environ 11,1 km² est notée de 2016 à 2017, ce qui pourrait porter à croire que des zones déjà colonisées ne le seraient plus. Cependant, il ne s'agit pas ici d'une perte réelle d'étendue spatiale, mais bien d'un artefact de calcul associé aux outils géomatiques utilisés qui vient en partie ignorer certaines zones moins denses en occurrences (p. ex. : lac Champlain et lac Saint-Louis) et valoriser les zones plus denses en occurrences (p. ex. : lac Saint-Pierre). D'autre part, les données comprises dans la présente étude ne proviennent pas d'inventaires exhaustifs ou de suivis visant particulièrement la tanche, mais plutôt d'opportunités provenant de la disponibilité des données de pêche, d'inventaires et de suivis des populations d'agences gouvernementales. Ainsi, la méthode ne permet pas de garantir l'absence de l'espèce dans un secteur où aucune occurrence n'est présente parce qu'aucune donnée d'absence n'est disponible.

L'utilité des observations citoyennes

Malgré le faible nombre d'occurrences citoyennes dans la base de données (29 occurrences pour un total de 44 observations), plus de la moitié de ces occurrences sont localisées en périphérie des zones principales de pêche sportive et commerciale. Le positionnement des occurrences citoyennes observées dans une zone non colonisée à plus de 5 km d'une autre occurrence, toutes catégories confondues, a permis de démontrer ainsi que le signalement citoyen a joué un rôle central dans le suivi de l'expansion des zones envahies par l'espèce. L'efficacité de rapporter les observations par les citoyens

est cependant dépendante de leur capacité d'identification, de leur mobilisation et de leur niveau de sensibilisation à la problématique. Considérant les efforts consentis pour la lutte contre les EAE et la couverture spatiale requise, l'implication des citoyens devient un élément incontournable afin de suivre l'expansion des aires de distribution d'espèces envahissantes ou pour détecter l'arrivée de nouvelles espèces. Martelo et collab. (2021) ont démontré que les données d'observations citoyennes peuvent être utilisées conjointement avec les données provenant de différentes sources d'observation afin de mieux estimer la distribution spatiale des espèces exotiques envahissantes. À cet égard, l'outil Web Sentinelle déployé par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs permet notamment de transmettre et de consulter des observations d'espèces exotiques envahissantes en ligne (<https://www.pub.enviroweb.gouv.qc.ca/scc/>).

Bien qu'il soit possible de regrouper les observations en provenance de la pêche commerciale avec celles issues des observations citoyennes, nous les avons différenciées puisque les pêcheurs commerciaux sont particulièrement visés par le Réseau de détection précoce des espèces aquatiques exotiques envahissantes du Saint-Laurent (Pelletier et collab., 2012), assurant un suivi dans les zones productives, notamment dans le lac Saint-Pierre. Les citoyens assurent d'autre part un suivi plus étendu, mais moins intense, et qui ne vise pas nécessairement les zones de forte production. En effet, nos résultats montrent que 58,6 % des occurrences citoyennes de tanches proviennent de sites aux limites de l'aire de répartition de l'espèce connue préalablement. Ceci suggère que la contribution du public peut servir comme indicateur d'expansion d'aire de répartition d'espèces exotiques envahissantes et qu'en ce sens, elle joue un rôle significatif quant au suivi de l'expansion de l'espèce.

Nouvelle perception de la tanche dans le Saint-Laurent

D'après la littérature, la tanche posséderait des capacités migratoires limitées et serait plutôt sédentaire (Moyle, 2002). En ce sens, il était probable que la tanche se limite géographiquement aux eaux de la rivière Richelieu. Toutefois, la présente étude démontre que la tanche a colonisé des habitats atypiques comparativement à ce qui était rapporté dans la littérature. Le type d'analyse employée dans la présente étude et le profil des observations compilées ne permettent pas de brosser un portrait précis des aspects démographiques qui ont eu cours pendant les premières étapes de colonisation de l'écosystème du Saint-Laurent. Cependant, l'évolution du profil des occurrences rapportées démontre que la densité de tanches a atteint des biomasses importantes localement, et ce, exclusivement après 2012. En effet, des occurrences avec plus de 100 tanches observées sont visibles à partir de 2014, dont une occurrence avec plus de 1900 tanches observées au lac Saint-Pierre en 2017. La présence de biomasses élevées de tanche dans le lac Saint-Pierre a d'ailleurs été validée récemment par

des travaux du MFFP utilisant la pêche électrique (Drouin, communication personnelle, octobre 2021).

Masson et collab. (2013) ont proposé que les inondations majeures de la rivière Richelieu en 2011 aient contribué à favoriser la dispersion de la tanche dans le fleuve Saint-Laurent. En analysant les données compilées dans la présente étude, Dussault (2021) a montré qu'il n'y avait pas de corrélation entre les taux de dispersion et les débits mesurés dans la rivière Richelieu, et ce, même en comparant avec des décalages de 1 à 4 ans pour considérer l'effet potentiel sur le recrutement de jeunes ayant bénéficié de conditions environnementales plus favorables à la survie et à la croissance. Bien que ces analyses ne puissent détecter un effet sur la biomasse locale, il demeure que la vitesse de colonisation n'a pas accéléré de façon significative après les inondations. Vraisemblablement, l'expansion de l'aire de répartition de la tanche n'aurait pas été dépendante de la présence de fortes crues printanières, celles-ci ne représentant pas le mécanisme principal expliquant l'actuel patron de dispersion.

Une augmentation démographique de la population de tanches du fleuve Saint-Laurent serait amplement susceptible d'avoir un effet sur l'écosystème envahi. Des études montrent qu'à des densités élevées, la tanche pourrait nuire aux populations de macroinvertébrés, notamment les gastéropodes (Beklioglu et Moss, 1998; Bronmark, 1994). Ces taux de consommation élevés pourraient provoquer un effet en cascade sur la chaîne alimentaire en stimulant l'augmentation de la biomasse du périphyton et ainsi provoquer une diminution du taux de croissance des macrophytes dans les milieux envahis (Beklioglu et Moss, 1998; Bronmark, 1994; Rowe et collab., 2008; Vis et collab., 2008; Williams et collab., 2002). Les herbiers aquatiques représentent une source de nourriture et de refuge pour les organismes aquatiques benthiques (Hudon et collab., 2012), notamment pour le stock de perchaudes (*Perca flavescens* Mitchill, 1814) du lac Saint-Pierre qui est protégé par un moratoire sur la pêche sportive et commerciale depuis 2012 (de la Chenelière et collab., 2014; Gouvernement du Québec, 2022). La présence de fortes biomasses de tanches dans le lac Saint-Pierre est une pression supplémentaire sur l'écosystème qui peut aller à l'encontre des efforts de restauration du stock de perchaudes et de ses habitats. Cette altération de l'habitat pourrait être exacerbée par la cooccurrence d'autres EAE, soit par leurs effets synergiques sur l'écosystème ou sur les espèces indigènes (Beggel et collab., 2016; Morgan et collab., 2002; Rowe, 2007; Warburton et Madden, 2003). À cet égard, la carpe commune est présente dans le fleuve Saint-Laurent depuis plus d'une centaine d'années (McCrimmon, 1968) et est toujours susceptible d'avoir des effets sur les écosystèmes aquatiques (Paradis, 2018). Schallenberg et Sorrell (2009) montrent que la cooccurrence de poissons herbivores et benthivores, comprenant la présence de la carpe commune et de la tanche, était associée positivement aux changements de régime entre eau claire et eau turbide dans des lacs en Nouvelle-Zélande. Ces résultats appuient ceux de Rowe (2007), qui montrent que la présence de plus d'un poisson exotique introduit, incluant la tanche et la carpe koï (forme domestique créée à

partir de *Cyprinus carpio*), dans des lacs en Nouvelle-Zélande entraîne une baisse plus marquée de la clarté de l'eau et, par conséquent, perturbe la croissance des herbiers aquatiques. Avec la détection récemment confirmée de la carpe de roseau dans le fleuve Saint-Laurent, une diminution de la qualité des habitats aquatiques du Saint-Laurent engendrée par la tanche pourrait, dans l'avenir, favoriser l'établissement et la croissance de la biomasse de cette carpe envahissante, notamment en raison de sa tolérance à une large gamme de conditions environnementales (Pípalová, 2006).

La vitesse d'expansion observée au cours des 10 dernières années et ses effets potentiels sur l'écosystème entier du fleuve Saint-Laurent justifient que l'on s'intéresse davantage à cette espèce qui se doit d'être jugée comme prioritaire en matière de gestion et de protection de la biodiversité. L'instauration de suivis standardisés permettant d'évaluer l'augmentation de la biomasse semble une prérogative afin de mieux anticiper les conséquences délétères sur l'écosystème et éventuellement d'identifier des actions de mitigation. Finalement, un suivi du front de colonisation semble nécessaire afin de contrer la dispersion de la tanche vers les zones encore exemptes de sa présence et de prendre des mesures de gestion afin de restreindre sa progression vers les eaux intérieures (p. ex. : arasement ou non des barrages et autres contraintes au libre passage des poissons).

Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un essai de la maîtrise en biogéosciences de l'environnement à l'Université Laval. Des remerciements particuliers sont adressés à M. Claude Lavoie et M^{me} Danielle Cloutier de l'Université Laval pour la supervision et l'encadrement. La production de cette étude a été possible grâce aux pêcheurs commerciaux du Réseau de détection et aux données recueillies et communiquées par les responsables des programmes de suivi et les biologistes en région du MFFP. Nous tenons également à remercier les experts scientifiques et l'équipe du *Naturaliste canadien*, dans le cadre du processus de révision, qui ont pertinemment contribué à l'amélioration de la première version du manuscrit. Finalement, un remerciement spécial s'adresse à Émilie Morissette pour son soutien tout au long de la réalisation de cette étude. ◀

Références

- ALAŞ, A. et K. SOLAK, 2004. The reproductive biology of the tench (*Tinca tinca* L., 1758) in Kayabogazi (Kutahya, Turkey) Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28 (5): 879-885. <https://journals.tubitak.gov.tr/veterinary/vol28/iss5/15>.
- AVLIJAŠ, S., A. RICCIARDI et N.E. MANDRAK, 2017. Eurasian tench (*Tinca tinca*): The next Great Lakes invader. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75 (2): 169-179. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0171>.
- BALIK, S., H.M. SARI, M.R. USTAĞLU et A. İLHAN, 2004. The structure, mortality and growth of the tench (*Tinca tinca* L., 1758) in Çivril Lake, Denizli, Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28 (6): 973-979. <https://journals.tubitak.gov.tr/veterinary/vol28/iss6/3>.
- BEGGEL, S., J. BRANDNER, A.F. CERWENKA et J. GEIST, 2016. Synergistic impacts by an invasive amphipod and an invasive fish explain native gammarid extinction. *BMC Ecology*, 16: 32. <https://doi.org/10.1186/s12898-016-0088-6>.
- BEKLIOĞLU, M. et B. MOSS, 1998. The effects of tench (*Tinca tinca* (L.)) and sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.) on planktonic and benthic

- communities in mesocosms in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 32 (3): 229-240. <https://doi.org/10.1023/A:1009946505397>.
- BELLARD, C., P. CASSEY et T.M. BLACKBURN, 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12 (2): 20150623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>.
- BERNOS, T.A., A. SUNČICA, J. HILL, O. MORISSETTE, A. RICCIARDI, N.E. MANDRAK et K.M. JEFFRIES, 2022. Genetic diversity and structure of a recent fish invasion: Tench (*Tinca tinca*) in eastern North America. *Evolutionary Applications*, 00 (1): 1-16. <https://doi.org/10.1111/eva.13520>.
- BEYER, H.L., 2015. Geospatial Modelling Environment (Version 0.7.4.0). Spatial Ecology LLC. Disponible en ligne à : <https://www.spatial ecology.com/gme/isopleth>.
- BEZMATERNYKH, V.V. et G.K. SHCHERBINA, 2018. Feeding of tench *Tinca tinca* (Cyprinidae) in a small eutrophic water body. *Journal of Ichthyology*, 58 (4): 545-551. <https://doi.org/10.1134/S003294521804001X>.
- BRODEUR, P., Y. REYJOL, M. MINGELBIER, T. RIVIÈRE et P. DUMONT, 2011. Prédation du gobie à taches noires par les poissons du Saint-Laurent : contrôle potentiel d'une espèce exotique. *Le Naturaliste canadien*, 135 (2): 4-11.
- BRONMARK, C., 1994. Effects of tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain. *Ecology*, 75 (6): 1818-1828. <https://doi.org/10.2307/1939640>.
- CHARLEBOIS, P.M., J.E. MARSDEN, R.G. GOETTEL, R.K. WOLFE, D.J. JUDE et S. RUDNIKA, 1997. The round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), a review of European and North American literature. Illinois-Indiana Sea Grant Program and Illinois Natural History Survey, Champaign, 76 p.
- CHICK, J.H. et M.A. PEGG, 2001. Invasive carp in the Mississippi River basin. *Science*, 292 (5525): 2250-2251. <https://doi.org/10.1126/science.292.5525.2250>.
- CHRISTIE, W.J., 1974. Changes in the fish species composition of the Great Lakes. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 31 (5): 827-854. <https://doi.org/10.1139/f74-104>.
- COOKE, S.L., 2016. Anticipating the spread and ecological effects of invasive bigheaded carps (*Hypophthalmichthys* spp.) in North America: A review of modeling and other predictive studies. *Biological Invasions*, 18 (2): 315-344. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1028-7>.
- COOPÉRATIVE DE SOLIDARITÉ DE LA RÉSERVE DE LA BIOSPHERE DU LAC-SAINT-PIERRE, 2002. Plan de coopération. Disponible en ligne à : https://oraprdnt.uqtr.quebec.ca/pls/public/docs/GSC665/F852556915_Plan_de_cooperation_2002.pdf. [Visité le 2022-11-27].
- COSTAN, G. et Y. DE LAFONTAINE, 2000. Présence de la moule zébrée dans le Saint-Laurent : à suivre... *Environnement Canada*, Montréal, 8 p. Disponible en ligne à : https://belsp.uqtr.ca/ideprint/610/13/Costan_2000_Moule%20z%C3%A9br%C3%A9e_A.pdf.
- DE LA CHENELIÈRE, V., P. BRODEUR et M. MINGELBIER, 2014. Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le Naturaliste canadien*, 138 (2): 50-61. <https://doi.org/10.7202/1025070ar>.
- DOCHERTY, C., J. RUPPERT, T. RUDOLFSSEN, A. HAMANN et M.S. POESCH, 2017. Assessing the spread and potential impact of Prussian Carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) to freshwater fishes in western North America. *BioInvasions Records*, 6 (3): 291-296. <https://doi.org/10.3391/bir.2017.6.3.15>.
- DUMONT, P., N. VACHON, J. LECLERC et A. GUIBERT, 2002. Introduire délibérément un poisson au Canada peut être facile : l'exemple de l'implantation de la tanche dans le sud du Québec. Dans : CLAUDI, R., P. NANTEL et E. MUCKLE-JEFFS (édit.). *Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada*. Ressources Naturelles Canada, Ottawa, p. 169-177.
- DUSSAULT, D., 2021. Dispersion de la tanche (*Tinca tinca*) dans le fleuve Saint-Laurent : implications écologiques et socioéconomiques potentielles. Essai de maîtrise, Université Laval, Québec, 83 p. Disponible en ligne à : <https://www.bibl.ulaval.ca/doelec/TravauxEtudiants/1291202846.pdf>.
- ERGUDEN, S.A. et M.Z.L. GOKSU, 2010. Age, growth and sex ratio of tench *Tinca tinca* (L., 1758) in Seyhan Dam Lake, Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 26 (4): 546-549. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01476.x>.
- ESRI, 2015. ArcGIS Desktop: Release 10.1.3. Environmental Systems Research Institute, Redlands. Disponible en ligne à : <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-desktop/overview>.
- FITZMAURICE, P., 1984. The effects of freshwater fish introductions into Ireland. Dans : COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES (édit.). Douzième session de la CECPI. Documents présentés au symposium sur l'amélioration des stocks dans le cadre de l'aménagement des pêcheries d'eau douce tenu à Budapest, 31 mai-2 juin 1982. Vol. 2 : Introductions et transplantations, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, p. 449-457.
- FOUBERT, A., F. LECOMTE, P. LEGENDRE et M. CUSSON, 2018. Spatial organisation of fish communities in the St. Lawrence River: A test for longitudinal gradients and spatial heterogeneities in a large river system. *Hydrobiologia*, 809 (1): 155-173. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3457-z>.
- GIACOMAZZO, M., A. BERTOLO, P. BRODEUR et P. MAGNAN, 2023. Relationship between submerged aquatic vegetation, turbidity, and fish distribution in a large shallow fluvial lake. *Environmental Biology of Fishes*, 106: 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10641-022-01359-w>.
- GIACOMAZZO, M., A. BERTOLO, P. BRODEUR, P. MASSICOTTE, J.-O. GOYETTE et P. MAGNAN, 2020. Linking fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. *Science of the Total Environment*, 717: 135377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135377>.
- GILROY, D.J., O.P. JENSEN, B.C. ALLEN, S. CHANDRA, B. GANZORIG, Z. HOGAN, J.T. MAXTED et M.J. VANDER ZANDEN, 2010. Home range and seasonal movement of taimen, *Hucho taimen*, in Mongolia. *Ecology of Freshwater Fish*, 19 (4): 545-554. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00434.x>.
- GIRARD, I., J.P. OUELLET, R. COURTOIS, C. DUSSAULT et L. BRETON, 2002. Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. *The Journal of Wildlife Management*, 66 (4): 1290-1300. <https://doi.org/10.2307/3802962>.
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2016. Fichier hydrographique – Littoraux (polygones) – Recensement de 2011. Disponible en ligne à : <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/92e3ad59-c7d3-4b79-ba90-5540a67a89a7>. [Visité le 2022-11-28].
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2022. Reconduction du moratoire sur la pêche à la perchaude au lac Saint-Pierre et dans les secteurs du fleuve Saint-Laurent compris entre le pont Lavolette et Saint-Pierre-les-Becquets. Disponible en ligne à : <https://www.quebec.ca/nouvelles/actualites/details/reconduction-du-moratoire-sur-la-peche-a-la-perchaude-au-lac-saint-pierre-et-dans-les-secteurs-du-fleuve-saint-laurent-compris-entre-le-pont-lavolette-et-saint-pierre-les-becquets-39983>. [Visité le 2024-07-06].
- GRICE, T., 2009. Principles of containment and control of invasive species. Dans : CLOUT, M.N. et P.A. WILLIAMS (édit.). *Invasive species management: A handbook of principles and techniques*. Oxford University Press, New York, p. 62.
- HAYER, C.A., J.J. BREEGGEMANN, R.A. KLUMB, B.D. GRAEB et K.N. BERTRAND, 2014. Population characteristics of bighead and silver carp on the northwestern front of their North American invasion. *Aquatic Invasions*, 9 (3): 289-303. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.3.05>.
- HUDON, C., A. CATTANEO, A.-M. T. POIRIER, P. BRODEUR, P. DUMONT, Y. MAILHOT, J.-P. AMYOT, S.-P. DESPATIE et Y. DE LAFONTAINE, 2012. Oligotrophication from wetland eutrophication alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences*, 74: 495-511. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0243-2>.
- HUDON, C., M. JEAN et G. LÉTOURNEAU, 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>.
- IRONS, K.S., G.G. SASS, M.A. MCCLELLAND et T.M. O'HARA, 2011. Bigheaded carp invasion of the La Grange Reach of the Illinois River: Insights from the long term resource monitoring program. Dans : CHAPMAN, D.C. et M.H. HOFF (édit.). *Invasive Asian carps in North America*. American Fisheries Society, Bethesda, p. 31-50.

- JENKS, G.F., 1967. The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography*, 7 : 186-190.
- KENNEDY, M. et P. FITZMAURICE, 1970. The biology of the tench *Tinca tinca* (L.) in Irish Waters. *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science*, 69 (3) : 31-82.
- KERNOHAN, B.J., R.A. GITZEN et J.J. MILLSPAUGH, 2001. Chapter 5 – Analysis of animal space use and movements. Dans : MILLSPAUGH, J.J. et J.M. MARZLUFF (éd.). *Radio Tracking and Animal Populations*. Academic Press, San Diego, p. 125-166. <https://doi.org/10.1016/B978-012497781-5/50006-2>.
- KOEL, T.M., K.S. IRONS et E. RATCLIFF, 2000. Asian carp invasion of the Upper Mississippi River System. U.S. Geological Survey, La Crosse. Disponible en ligne à : https://www.umesc.usgs.gov/reports_publications/psrs/psr_2000_05.html. [Visité le 2022-11-28].
- LAMBRINOS, J.G., 2001. The expansion history of a sexual and asexual species of *Cortaderia* in California, USA. *Journal of Ecology*, 89 (1) : 88-98. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00524.x>.
- LA VIOLETTE, N., 2004. Les lacs fluviaux du Saint-Laurent : hydrologie et modifications humaines. *Le Naturaliste canadien*, 128 (1) : 98-104.
- MAGNAN, P., 2002. Avis scientifique sur l'état du stock de perchaudes au lac Saint-Pierre, les indicateurs biologiques utilisés pour effectuer son suivi et la pertinence de protéger la période de fraye de façon partielle ou totale. *Chaire de recherche en écologie des eaux douces*, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, 52 p.
- MALCHOFF, M., J.E. MARSDEN, M. HAUSER, C.L.K. LIANG, E. FITZPATRICK, B. HIGGINS et K. O'NEIL, 2005. Feasibility of Champlain Canal aquatic nuisance species barrier options. *Lake Champlain Sea Grant, Plattsburgh*, 46 p.
- MARSDEN, J.E. et M. HAUSER, 2009. Exotic species in Lake Champlain. *Journal of Great Lakes Research*, 35 (2) : 250-265. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.01.006>.
- MARTELO, J., L.M. DA COSTA, D. RIBEIRO, J. GAGO, M.F. MAGALHÃES, H.F. GANTE, M.J. ALVES, G. CHEOO, C. KENAS, F. BANHA, M. GAMA, P.M. ANASTÁCIO, P.M. TIAGO et F. RIBEIRO, 2021. Evaluating the range expansion of recreational non-native fishes in Portuguese freshwaters using scientific and citizen science data. *BioInvasions Records*, 10 (2) : 378-389.
- MARZLUFF, J.M., J.J. MILLSPAUGH, P. HURVITZ et M.S. HANDCOCK, 2004. Relating resources to a probabilistic measure of space use: Forest fragments and Steller's jays. *Ecology*, 85 (5) : 1411-1427. <https://doi.org/10.1890/03-0114>.
- MASSON, S., Y. DE LAFONTAINE, A.-M. PELLETIER, G. VERREAULT, P. BRODEUR, N. VACHON et H. MASSÉ, 2013. Dispersion récente de la tanche au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 137 (2) : 55-61. <https://doi.org/10.7202/1015516ar>.
- MCCRIMMON, H.R., 1968. Carp in Canada. *Fisheries Research Board of Canada*, 165 : 1-93.
- MILLET, J.-M., 2017. *Regressi* (Version 3.99). Evariste. Disponible en ligne à : <https://regressi.fr/>.
- [MRNF] MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE, 2007. Guide d'identification pour le Réseau de détection des espèces aquatiques exotiques envahissantes du Saint-Laurent. Gouvernement du Québec, Rivière-du-Loup, 49 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/guide-especes-aquatiques.pdf>.
- MORGAN, D.L., S.J. HAMBLETON, H.S. GILL et S.J. BEATTY, 2002. Distribution, biology and likely impacts of the introduced redeye perch (*Perca fluviatilis*) (Percidae) in Western Australia. *Marine and Freshwater Research*, 53 (8) : 1211-1221. <https://doi.org/10.1071/MF02047>.
- MORISSETTE, O., F. LECOMTE, N. VACHON, A. DROUIN et P. SIROIS, 2021. Quantifying migratory capacity and dispersal of the invasive tench (*Tinca tinca*) in the St. Lawrence River using otolith chemistry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78 (11) : 1628-1638. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0460>.
- MOYLE, P.B., 2002. *Inland fishes of California: Revised and expanded*. University of California Press, Berkeley, 517 p.
- NEOPHITOU, C., 1993. Some biological data on the tench (*Tinca tinca* (L.)) in Lake Pamvotida (Greece). *Acta Hydrobiologica*, 35 (4) : 367-379.
- PARADIS, Y. 2018. Les espèces animales aquatiques envahissantes du fleuve Saint-Laurent : bilan de la situation en eau douce. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 9 p. Disponible en ligne à : https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/fiches_indicateurs/Francais/2018_Especes_aquatiques_envahissantes_fleuve_Saint-Laurent_bilan_situation_eau_douce.pdf.
- PELLETIER, A.-M. et P. GAGNON, 2014. Réseau de détection précoce des espèces aquatiques exotiques envahissantes du Saint-Laurent – Bilan 2014. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Rivière-du-Loup, 1 p.
- PELLETIER, A.-M., G. VERREAULT et A. SIMARD, 2012. Le Réseau de détection précoce des espèces aquatiques exotiques envahissantes du Saint-Laurent : bilan des activités 2007-2010. *Le Naturaliste canadien*, 136 (3) : 73-79. <https://id.erudit.org/iderudit/1009243ar>.
- PERROW, M.R., A.J.D. JOWITT et S.R. JOHNSON, 1996. Factors affecting the habitat selection of tench in a shallow eutrophic lake. *Journal of Fish Biology*, 48 (5) : 859-870. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1996.tb01481.x>.
- PIMPICKA, E. et B. PIROS, 1999. Growth of female tench (*Tinca tinca*) in lake Dgal Wielki, NE Poland. *Folia Zoologica*, 48 (2) : 143-148.
- PÍPALOVÁ, I., 2006. A review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44 (1) : 1-12. Disponible en ligne à : <https://apms.org/wp-content/uploads/japm-44-01-001.pdf>.
- POLLUX, B.J.A., A. KOROSI, W.C.E.P. VERBERK, P.M.J. POLLUX et G. VAN DER VELDE, 2006. Reproduction, growth, and migration of fishes in a regulated lowland tributary: Potential recruitment to the river Meuse. *Hydrobiologia*, 565 (1) : 105-120. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1908-4>.
- POULIOT, R. et O. MORISSETTE, 2019. Risques de dispersion des carpes asiatiques dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent – Aspects théoriques, évaluation préliminaire de la franchissabilité des obstacles pour les carpes asiatiques et actions pouvant être mises en œuvre pour contribuer à la protection des eaux intérieures. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 163 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/risques-dispersion-carpes-asiatiques.pdf>.
- R CORE TEAM, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en ligne à : <https://www.r-project.org>. [Visité le 2022-11-28].
- ROSEMAN, E.F. et S.C. RILEY, 2009. Biomass of deepwater demersal forage fishes in Lake Huron, 1994-2007: Implications for offshore predators. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 12 (1) : 29-36. <https://doi.org/10.1080/14634980802711786>.
- ROWE, D.K., 2007. Exotic fish introductions and the decline of water clarity in small North Island, New Zealand lakes: A multi-species problem. *Hydrobiologia*, 583 (1) : 345-358. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0646-1>.
- ROWE, D.K., A. MOORE, A. GIORGETTI, C. MACLEAN, P. GRACE, S. WADHWA et J. COOKE, 2008. Review of the impacts of gambusia, redeye perch, tench, roach, yellowfin goby and streaked goby in Australia. *Commonwealth of Australia*, 245 p. Disponible en ligne à : <https://www.dcccew.gov.au/sites/default/files/documents/introduce-fish.pdf>.
- SCHALLENBERG, M. et B. SORRELL, 2009. Regime shifts between clear and turbid water in New Zealand lakes: Environmental correlates and implications for management and restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43 (3) : 701-712. <https://doi.org/10.1080/00288330909510035>.
- SEAMAN, D.E., J.J. MILLSPAUGH, B.J. KERNOHAN, G.C. BRUNDIGE, K.J. RAEDEKE et R.A. GITZEN, 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*, 63 (2) : 739-747. <https://doi.org/10.2307/3802664>.
- SHIGESADA, N. et K. KAWASAKI, 1997. *Biological invasions: Theory and practice*. Oxford University Press, Oxford, 205 p.

- SIMBERLOFF, D. et B. VON HOLLE, 1999. Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1 (1): 21-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>.
- VIS, C., A. CATTANEO et C. HUDON, 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. *Journal of Phycology*, 44: 38-44. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00429.x>.
- VOKOUN, J.C. et C.F. RABENI, 2005. Home range and space use patterns of flathead catfish during the summer–fall period in two Missouri streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134 (2): 509-517. <https://doi.org/10.1577/T04-064.1>.
- WALSH, J.R., S.E. MUNOZ et M.J. VANDER ZANDEN, 2016. Outbreak of an undetected invasive species triggered by a climate anomaly. *Ecosphere*, 7 (12): e01628. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1628>.
- WARBURTON, K. et C. MADDEN, 2003. Behavioural responses of two native Australian fish species (*Melanotaenia duboulayi* and *Pseudomugil signifer*) to introduced Poeciliids (*Gambusia holbrooki* and *Xiphophorus helleri*) in controlled conditions. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, 124: 115-124.
- WILLIAMS, A.E., B. MOSS et J. EATON, 2002. Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: Top-down and bottom-up processes in mesocosm experiments. *Freshwater Biology*, 47 (11): 2216-2232. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00963.x>.
- WORTON, B.J., 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *The Journal of Wildlife Management*, 59 (4): 794-800. <https://doi.org/10.2307/3801959>.
- YOUNG, J.A.M., J.R. MARENTETTE, C. GROSS, J.I. McDONALD, A. VERMA, S.E. MARSH-ROLLO, P.D.M. MACDONALD, D.J.D. EARN et S. BALSHINE, 2010. Demography and substrate affinity of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in Hamilton Harbour. *Journal of Great Lakes Research*, 36 (1): 115-122. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.11.001>.



Faunique depuis 40 ans!

© Jean-Simon Bégin

Célébrons ensemble 40 ans d'actions concrètes pour la conservation de la faune et de son habitat.

> Faites un don aujourd'hui : fondationdelafaune.qc.ca



Fondation de la faune du Québec



Gervais Comeau, Conseiller en placement

gervais.comeau@iagestionprivee.ca • gervaiscomeau.com

iagestionprivee.ca



Yvan Bedard
PHOTONATURE

Ph.D. Prof. émérite
Neuville, Qc
Canada G0A 2R0
1-418-561-7046

yvan_bedard@hotmail.com

PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS

<http://yvanbedardphotonature.com>