

Évolution spatio-temporelle (2006–2022) de l'état de la situation des espèces aquatiques envahissantes marines au Québec

Nathalie Simard, Simon Faye et Isabelle Bérubé

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la mer
Mont-Joli, Québec
Canada G5H 3Z4

2024

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3590



Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Rapport technique canadien
des sciences halieutiques et aquatiques 3590

2024

Évolution spatio-temporelle (2006–2022) de l'état de la situation des espèces aquatiques
envahissantes marines au Québec

Nathalie Simard, Simon Faye et Isabelle Bérubé

Direction régionale des sciences
Région du Québec
Directions des sciences démersales et benthiques
Pêches et océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, Route de la Mer
Mont-Joli, QC
G5H 3Z4

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

N° de catalogue Fs97-6/3590F-PDF

ISBN 978-0-660-70042-7

ISSN 1488-545X

On doit citer la publication comme suit :

Simard, N., Faye, S. et Bérubé, I. 2024. Évolution spatio-temporelle (2006–2022) de l'état de la situation des espèces aquatiques envahissantes marines au Québec. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3590 : vii + 71 p.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures.....	iv
Liste des tableaux.....	iv
1. Introduction.....	1
2. Méthodes.....	2
2.1 Zone d'étude et période d'échantillonnage.....	2
2.2 Sources des données.....	3
2.2.1 Collecteurs de détection d'espèces aquatiques envahissantes.....	3
2.2.2 Crabe vert.....	3
2.3 Choix de l'indicateur.....	3
2.4 Indicateur des impacts cumulatifs des EAE.....	4
2.4.1 Description de l'indicateur CIMPAL.....	4
2.4.2 Calculs de l'indicateur CIMPAL.....	4
2.5 Analyses statistiques.....	5
3. Résultats.....	5
3.1 Sites de monitoring et fréquence d'échantillonnage.....	5
3.2 Distribution des espèces aquatiques envahissantes.....	6
3.2.1 Botrylle étoilé (<i>Botryllus schlosseri</i> , Pallas 1766).....	6
3.2.2 Botrylloïde violet (<i>Botrylloides violaceus</i> , Oka 1927).....	7
3.2.3 <i>Diplosoma listerianum</i> (Milne Edwards 1841).....	7
3.2.4 Ascidie jaune (<i>Ciona intestinalis</i> , Linnaeus 1767).....	7
3.2.5 Ascidie plissée (<i>Styela clava</i> , Herdman 1881).....	8
3.2.6 Membranipore (<i>Membranipora membranacea</i> , Linnaeus 1767).....	8
3.2.7 Bryozoaire à stries oranges (<i>Schizoporella japonica</i> , Ortmann 1890).....	8
3.2.8 Crabe vert (<i>Carcinus maenas</i> , Linnaeus 1758).....	9
3.2.9 Caprelle japonaise (<i>Caprella mutica</i> , Schurin 1935).....	9
3.2.10 <i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i> (Hariot 1889).....	10
3.2.11 <i>Ascidiella aspersa</i> (Müller 1776), <i>Didemnum vexillum</i> (Kott 2002) et <i>Hemigrapsus sanguineus</i> (De Haan 1835).....	10
3.3 Score du poids des impacts.....	10
3.4 Indicateur CIMPAL.....	11
3.5 Variation spatio-temporelle de l'abondance des EAE.....	12
4. Discussion.....	13
5. Conclusion.....	18

6. Remerciements.....	18
Annexes.....	64

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation des sites d'échantillonnage de chaque écorégion. Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine, Saguenay : fjord du Saguenay.....	60
Figure 2A. Carte de distribution des espèces aquatiques envahissantes observées dans les différents sites de monitoring au cours de la période 2006–2009.....	61
Figure 2B. Carte de distribution des espèces aquatiques envahissantes observées dans les différents sites de monitoring au cours de la période 2010–2013.....	62
Figure 2C. Carte de distribution des espèces aquatiques envahissantes observées dans les différents sites de monitoring au cours de la période 2014–2017.....	63
Figure 2D. Carte de distribution des espèces aquatiques envahissantes observées dans les différents sites de monitoring au cours de la période 2018–2021.....	64
Figure 3A. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2006–2009.	65
Figure 3B. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2010–2013.	66
Figure 3C. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2014–2017.	67
Figure 3D. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2018–2022	68
Figure 4. Indicateur CIMPAL dans les différents sites de monitoring (voir tableau 4 pour l'identification des sites) au cours des quatre périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022). Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IDM : Îles-de-la-Madeleine, S : fjord du Saguenay..	69
Figure 5. Ordination non-métrique multidimensionnelle (MDS) de l'abondance moyenne pondérée des espèces aquatiques envahissantes pour 4 écorégions et 4 périodes d'échantillonnage. Chaleur : baie des Chaleurs, Estuaire : Estuaire du Saint-Laurent, Golfe : Golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine, 1 : 2006–2009, 2 : 2010–2013, 3 : 2014–2017 et 4 : 2018–2022. Voir tableau 1 pour l'identification des sites de monitoring (#).....	70

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Sites de monitoring des EAE visités au cours de quatre périodes d'échantillonnage. X : site visité au cours de la période d'échantillonnage, * : site uniquement échantillonné dans le cadre du programme de monitoring du crabe vert.....	36
Tableau 2. Tableau comparatif des avantages et des inconvénients de quatre indicateurs répertoriés dans la littérature scientifique.	37
Tableau 3. Grille d'évaluation du poids des impacts des EAE en prenant en compte la magnitude des impacts écologiques et la nature des preuves sur lesquelles le jugement est basé (tiré de Katsanevakis et al. 2016).	38

Tableau 4. Premières observations de 13 espèces aquatiques envahissantes dans les provinces de l'est du Canada. NB = Nouveau-Brunswick; TN = Terre-Neuve et Labrador; NÉ = Nouvelle-Écosse; ÎPÉ = Île-du-Prince-Édouard; QC = Québec; atl. = atlantique.	39
Tableau 5. Scores du poids des impacts (W_i) de 13 espèces aquatiques envahissantes présentes sur la côte est canadienne.	42
Tableau 6. Indicateurs CIMPAL (moyenne \pm erreur standard, minimum, maximum et nombre de sites de monitoring) calculés dans les différents secteurs maritimes (écorégions) au cours de quatre périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022).	46
Tableau 7. Résultats de l'analyse des variances multivariée par permutations (PERMANOVA) sur l'effet des écorégions (baie des Chaleurs, estuaire maritime du Saint-Laurent, golfe du Saint-Laurent et Îles-de-la-Madeleine) et des périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022) sur l'abondance moyenne normalisée et pondérée des EAE. Les valeurs significatives sont indiquées en gras.	46
Tableau 8. Résultats des comparaisons par paires (<i>pair-wise tests</i>) de l'abondance des EAE entre les écorégions (<i>sample groups</i>) pour chaque période d'échantillonnage. Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine. Les valeurs significatives sont indiquées en gras.	47
Tableau 9. Contributions (%) des EAE à la dissimilarité entre les écorégions pour chaque période d'échantillonnage (SIMPER). Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine. Abondance EAE : abondance moyenne normalisée (entre 0 et 1) et pondérée des EAE. Les valeurs de contribution cumulée ≥ 70 % sont indiquées en gras.	48
Tableau 10. Résultats des comparaisons par paires (<i>pair-wise tests</i>) de l'abondance moyenne normalisée et pondérée des EAE entre les périodes d'échantillonnage (<i>sample groups</i>) pour chaque écorégion. Les valeurs significatives sont indiquées en gras.	51
Tableau 11. Contributions (%) des EAE à la dissimilarité entre les périodes d'échantillonnage pour l'écorégion des Îles-de-la-Madeleine (SIMPER). Abondance EAE : abondance moyenne normalisée (entre 0 et 1) et pondérée des EAE. Les valeurs de contribution cumulée ≥ 70 % sont indiquées en gras.	52

RÉSUMÉ

Simard, N., Faye, S. et Bérubé, I. 2024. Évolution spatio-temporelle (2006–2022) de l'état de la situation des espèces aquatiques envahissantes marines au Québec. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3590 : vii + 71 p.

Depuis 2006, grâce à la collaboration de nombreux partenaires, Pêches et Océans Canada mène un programme de monitoring zonal atlantique des EAE. À ce jour, un total de 10 a été détecté et suivi dans l'ensemble du territoire maritime du Québec : 5 tuniciers (*Botryllus schlosseri*, *Botrylloides violaceus*, *Diplosoma listerianum*, *Ciona intestinalis* et *Styela clava*), 2 bryzoaires (*Membranipora membranacea* et *Schizoporella japonica*), 2 crustacés (*Carcinus maenas* et *Caprella mutica*) et une algue verte (*Codium fragile* subsp. *fragile*). Le présent rapport dresse un portrait de l'état de la situation des EAE marines au Québec à l'aide d'un outil simple qui intègre l'abondance et les impacts des EAE. L'indicateur CIMPAL (*Cumulative IMPacts of invasive ALien species*) a permis de cartographier les impacts cumulatifs des EAE à l'échelle locale (sites) et identifier les sites et écorégions les plus affectés par les EAE. L'écorégion des Îles-de-la-Madeleine est la plus affectée, suivie de la baie des Chaleurs, du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. En se basant sur les abondances pondérées des EAE, nos résultats montrent que la situation est demeurée stable dans toutes les écorégions (sauf Îles-de-la-Madeleine) entre les 4 périodes d'échantillonnage. L'utilisation d'un indicateur qui intègre les impacts cumulatifs des EAE est un outil essentiel à la gestion et au suivi de ces espèces. L'indicateur CIMPAL permet de comprendre, quantifier et cartographier les impacts des EAE afin de prioriser plus efficacement les actions et l'allocation des ressources pour la prévention de nouvelles introductions, la détection précoce ou pour développer des mesures d'atténuation.

ABSTRACT

Simard, N., Faye, S. et Bérubé, I. 2024. Évolution spatio-temporelle (2006–2022) de l'état de la situation des espèces aquatiques envahissantes marines au Québec. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3590 : vii + 71 p.

Since 2006, through the collaboration of many partners, Fisheries and Oceans Canada has been conducting the Atlantic Zonal AIS monitoring program. To date, a total of 10 aquatic invasive species (AIS) have been detected and monitored throughout the maritime territory of Quebec: 5 tunicates (*Botryllus schlosseri*, *Botrylloides violaceus*, *Diplosoma listerianum*, *Ciona intestinalis* and *Styela clava*), 2 bryozoans (*Membranipora membranacea* and *Schizoporella japonica*), 2 crustaceans (*Carcinus maenas* and *Caprella mutica*) and one green algae (*Codium fragile* subsp. *fragile*). This report provides an overview of the status of marine AIS in Quebec using a simple tool that integrates the abundance and impacts of AIS. The CIMPAL indicator (*Cumulative IMPacts of invasive ALlien species*) allows mapping of the cumulative impacts of AIS at local scales (sites) and identification of the sites and ecoregions most affected by AIS. The Magdalen Islands is the most affected ecoregion, followed by Chaleur Bay, the St. Lawrence Gulf, the St. Lawrence Estuary, and the Saguenay Fjord. Based on AIS weighted abundances, with the exception of the Magdalen Islands, our results show that the situation remained stable in all ecoregions between the 4 sampling periods. The use of an indicator that incorporates the cumulative impacts of AIS is an essential tool for the management and monitoring of these species. The CIMPAL indicator helps to understand, quantify and map AIS impacts in order to more effectively prioritize actions and resource allocation for the prevention of new introductions, early detection or to develop mitigation measures.

1. INTRODUCTION

Une espèce aquatique envahissante (EAE) est définie comme étant une espèce végétale ou animale ou un micro-organisme (virus ou bactérie) non-indigène qui est introduit hors de son aire de répartition naturelle, qui s'y établit avec succès et dont la propagation a des conséquences écologiques, économiques et sociales importantes. L'établissement des EAE dans les écosystèmes aquatiques est considéré comme l'un des principaux facteurs responsables de la perte de la biodiversité, ayant de graves conséquences sur les écosystèmes (Mack et al. 2000; Clavero et García-Berthou 2005; Costello et al. 2010; Simberloff et al. 2013; Katsanevakis et al. 2014; Gallardo et al. 2019). L'envahissement par les EAE est principalement attribué aux activités anthropiques (ex : navigation commerciale et de plaisance et activités aquacoles) et est exacerbé par l'intensification de la mondialisation du commerce et l'augmentation du trafic maritime (eaux de ballast et biosalissures) (Ricciardi 2006; McKindsey et al. 2007; Hulme 2009; Katsanevakis et al. 2013).

Depuis 2006, Pêches et Océans Canada (MPO) mène un programme de monitoring zonal atlantique (Île-du-Prince-Édouard, Terre-Neuve et Labrador, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et Québec) des EAE (Simard et al. 2013; McKenzie et al. 2016; Sephton et al. 2017). Les objectifs de ce programme visent à : 1) détecter le plus rapidement possible l'arrivée d'une nouvelle espèce envahissante; 2) suivre la dispersion des EAE présentes; 3) réaliser des évaluations rapides à la suite de la détection d'une nouvelle espèce et élaborer des plans d'action et; 4) minimiser les risques d'introduction et de dispersion par la sensibilisation. Les efforts d'échantillonnage se concentrent dans les sites où les risques d'introduction sont les plus élevés, soit les marinas, les ports commerciaux et de pêche et les sites aquacoles. Dans la région du Québec, grâce à la collaboration de nombreux partenaires (Merinov, aquaculteurs, pêcheurs, autorités portuaires, gestionnaires de marinas, Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, Parcs Canada, Transport Canada), plusieurs sites d'échantillonnage ont été suivis dans les différents secteurs maritimes du Québec (données du programme disponibles via le portail de l'Observatoire Global du Saint-Laurent <https://ogsl.ca/bio/>).

Afin de combler des besoins visant à établir un constat de l'état de la situation des EAE dans un secteur maritime donné, des priorités d'actions, ou encore, mettre en place des mesures de prévention, il s'avère essentiel de développer un outil simple (indicateur) qui permettra de mieux identifier les sites les plus affectés par les EAE. Dans le cadre de l'activité *Suivi de l'état du Saint-Laurent* du *Plan d'action Saint-Laurent*, une fiche de suivi des EAE a été produite (Simard 2017). Un indicateur appelé 'indice d'envahissement relatif' y est présenté et est calculé en utilisant les données du programme de monitoring du MPO. Les indices d'envahissement moyens par secteur maritime (Îles-de-la-Madeleine, Gaspésie et Côte-Nord) sont classés en fonction de cinq catégories d'état (Bon, Intermédiaire-Bon, Intermédiaire, Intermédiaire-Mauvais et Mauvais) qui ont été établies en comparant l'état de la situation des EAE marines au Québec à celle de la côte est canadienne où un total de 11 EAE y était observé au moment de la publication de cette fiche. Les constats de l'indice d'envahissement relatif pour les trois secteurs maritimes ont été classés comme « Intermédiaire » pour les Îles-de-la-Madeleine et « Intermédiaire-Bon » pour la Gaspésie et la Côte-Nord. Cet indice relatif est basé uniquement sur les données de présence des EAE et calculé en faisant la somme des proportions des sites occupés par chaque EAE pour chaque année du suivi (Simard 2017). Cet indice ne prend donc pas en compte l'abondance des EAE à un site donné. Dans le but de faire un constat plus précis de l'état de la situation des EAE dans

un secteur maritime donné, les données d'abondance devraient être intégrées dans le calcul de l'indice d'envahissement. De plus, étant donné que l'ampleur des impacts sur les écosystèmes peut varier entre les différentes espèces, l'ajout d'un paramètre qui permettrait d'attribuer un poids différentiel aux espèces est également recommandé (Katsanevakis et al. 2016). Selon ces auteurs, il est essentiel de faire une analyse qui tient compte de l'impact cumulatif de toutes les EAE dans tous les écosystèmes afin d'aider à l'établissement des priorités d'action pour prévenir l'introduction de nouvelles espèces envahissantes ou pour développer des mesures d'atténuation.

Selon Gabrielsen et Bosch (2003), un indicateur est défini comme étant un outil d'analyse et de communication permettant de qualifier des phénomènes parfois complexes sous forme de mesure simple. Il permet également de définir des conditions de référence et d'étudier son évolution dans le temps et dans l'espace. Un bon indicateur doit donc : 1) être fondé sur des statistiques et un raisonnement scientifique solide; 2) montrer une évolution spatio-temporelle pertinente en fonction des conditions de référence; 3) être représentatif du problème considéré; 4) être facile à interpréter; 5) correspondre à l'intérêt du public cible et; 6) inviter à l'action (Gabrielsen et Bosch 2003).

Les objectifs du présent rapport visent à : 1) présenter une mise à jour de la distribution des EAE marines au Québec; 2) présenter les résultats d'une revue de littérature visant à identifier un indicateur d'envahissement permettant de considérer l'abondance des espèces envahissantes observées dans les différents sites d'échantillonnage et l'ampleur des impacts associés à chaque EAE et; 3) présenter l'évolution spatio-temporelle de l'état de la situation des EAE marines au Québec à l'aide d'un indicateur qui considère les impacts cumulatifs des EAE.

2. MÉTHODES

2.1 ZONE D'ÉTUDE ET PÉRIODE D'ÉCHANTILLONNAGE

La zone d'étude a été subdivisée en 5 secteurs maritimes (ci-après 'écorégion') qui sont la baie des Chaleurs, l'estuaire maritime du Saint-Laurent, le golfe du Saint-Laurent (côte nord-ouest du golfe), les Îles-de-la-Madeleine et le fjord du Saguenay (Figure 1 et Tableau 1). Ces subdivisions sont une adaptation de la classification de Harper et al. (1993). Les données disponibles couvrent la période 2006 à 2022 et sont rassemblées sous 4 périodes d'échantillonnage : 2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022. Le programme de monitoring a débuté en 2006 dans les secteurs des Îles-de-la-Madeleine et de la baie des Chaleurs, en 2009 dans les secteurs de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et en 2021 dans le fjord du Saguenay. À noter que les eaux des sites du fjord du Saguenay sont saumâtres alors que les autres écorégions sont typiquement marines (données de températures non présentées).

2.2 SOURCES DES DONNÉES

2.2.1 Collecteurs de détection d'espèces aquatiques envahissantes

Depuis 2006, des collecteurs (structure composée d'une à trois plaques de PVC et de trois disques de Pétri) ont été utilisés pour détecter et suivre des EAE (voir schéma dans Simard et al. 2013). De juin à octobre, six (2006–2016) à dix (2017–2022) collecteurs ont été installés aux différents sites d'échantillonnage à environ un mètre sous la surface de l'eau, attachés sur des infrastructures portuaires et aquacoles ou en mouillage (attaché à une bouée et un poids). Les pourcentages de recouvrement de chaque espèce envahissante observée sur chacune des plaques de PVC et des disques de Pétri ont été estimés en utilisant des catégories d'abondance (0 = 0% ; 1 = 1–25% ; 2 = 26–50% ; 3 = 51–75% ; 4 = 76–99% et 5 = 100%). Les données de catégorie ont été transformées en valeurs numériques en utilisant la médiane de chaque intervalle de pourcentage de recouvrement (1 = 12,5% ; 2 = 37,5% ; 3 = 62,5% ; 4 = 87,5%), à l'exception des catégories 0 et 5 qui représentent 0 et 100% de recouvrement pour une espèce donnée. Un pourcentage de recouvrement moyen par espèce a été calculé pour chaque site d'échantillonnage pour les 4 périodes d'échantillonnage.

2.2.2 Crabe vert

Le suivi du crabe vert (*Carcinus maenas*) a débuté en 2005 aux Îles-de-la-Madeleine (Paille et al. 2006; Simard et al. 2013). À partir de 2009, le casier Fukui est devenu l'engin d'échantillonnage standard du programme de monitoring du crabe vert dans l'est du Canada (Bernier et al. 2020; McKenzie et al. 2022). Le protocole d'échantillonnage standardisé consiste à installer neuf casiers Fukui à environ un mètre de profondeur à marée basse pour une durée de 24 heures. Les casiers sont idéalement déposés dans des herbiers de zostère, un habitat préférentiel de cet envahisseur. En utilisant les données entre 2006 et 2022, la moyenne des prises par unité d'effort (PUE), représentant le nombre total de crabes capturés dans un casier par jour (individus/casier/jour), a été calculée pour chaque site de monitoring pour les 4 périodes d'échantillonnage.

2.3 CHOIX DE L'INDICATEUR

Une revue de littérature sur les indicateurs a été réalisée en utilisant différentes sources telles que *Web of Science (Web of Knowledge)*, *WAVES*, *Google Scholar* et *Research Gate*. Toutes les publications disponibles (des plus anciennes publications jusqu'à 2021) ont été considérées, incluant des articles primaires et secondaires, de même que des sites web. Quatre indicateurs, développés par des scientifiques, ont été retenus pour une analyse comparative. Ces quatre indicateurs sont : le SEBI (*Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators*, EEA 2007), le BPL (*Biopollution Level Index*, Olenin et al. 2007), l'ALEX (*Alien Biotic Index*, Çinar et Bakir 2014) et le CIMPAL (*Cumulative IMPacts of invasive ALien species*, Katsanevakis et al. 2016). Le tableau 2 présente un sommaire des avantages et inconvénients des quatre indicateurs

retenus. Le CIMPAL (Katsanevakis et al. 2016) est l'indicateur retenu pour dresser l'état de la situation en utilisant les données sur les EAE marines du réseau de monitoring pour le Québec. Il est le plus approprié car il est le seul qui mesure les impacts cumulatifs des EAE présentes dans l'écosystème marin en utilisant l'abondance des différentes espèces et l'ampleur des impacts de chaque EAE, estimée à l'aide des résultats d'études réalisées sur le terrain ou expérimentales.

2.4 INDICATEUR DES IMPACTS CUMULATIFS DES EAE

2.4.1 Description de l'indicateur CIMPAL

L'indicateur CIMPAL (*Cumulative IMPacts of invasive ALiens species*) développé par Katsanevakis et al. (2016) est basé sur un modèle additif. Il permet de cartographier les impacts cumulatifs des EAE et est calculé à l'aide de la formule suivante :

$$Ic = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m A_i H_j W_{i,j}$$

A_i est un indice de l'état des espèces envahissantes (i) présentes dans une cellule donnée (site d'échantillonnage). Ce paramètre a été calculé en utilisant les abondances moyennes de chaque EAE mesurées à chaque site d'échantillonnage (n représente le nombre d'EAE inclus dans le calcul de l'indicateur).

H_j est un indice de l'étendue de l'habitat dans une cellule donnée (site d'échantillonnage). Tel que suggéré par Katsanevakis et al. (2016), si l'information disponible sur l'habitat se limite à 'présence/absence de l'habitat', l'indice de l'étendue de l'habitat (H_j) peut être simplifié en un indice binomial utilisant 0 pour l'absence et 1 pour la présence (m représente le nombre d'habitats marins inclus dans le calcul, mais ne s'applique pas pour le présent rapport).

$W_{i,j}$ est le poids de l'impact (*impact weight*) d'une espèce donnée (i) dans un habitat donné (j). Pour estimer le poids de l'impact de chaque EAE ($W_{i,j}$), l'approche UAA (*Uncertainty-averse approach*) qui propose une grille combinant la magnitude des impacts écologiques (Minime, Mineure, Modérée, Majeure et Massive) et la nature des preuves (robuste, moyenne, limitée) a été utilisée (Tableau 3). Les scores attribués au poids des impacts d'une EAE peuvent être 0, 1, 2, 4 ou 8, selon la combinaison obtenue entre la magnitude des impacts écologiques et la nature des preuves (Tableau 3).

2.4.2 Calculs de l'indicateur CIMPAL

Pour les calculs de l'indice de l'état des EAE (A_i), les pourcentages de recouvrement moyens des EAE observées sur les collecteurs et les moyennes des prises par unité d'effort (PUE) des crabes verts par site d'échantillonnage ont été utilisés. Toutes les abondances par espèce ont été normalisées sur une échelle de 0 à 1. Pour l'indice de l'étendue de l'habitat (H_j), une valeur de 1 a été attribuée à l'ensemble des calculs puisque nous considérons que nos sites de monitoring sont des habitats propices à l'établissement des EAE (habitat 'présent'). Le poids

des impacts ($W_{i,j}$) de chaque EAE ciblée a été déterminé en attribuant un score (0, 1, 2, 4 ou 8) pour chaque espèce en se basant sur les résultats publiés dans les études d'impacts de ces espèces, et nous avons supposé que $W_{i,j}$ était spatialement constant pour chaque EAE. En tenant compte de l'ensemble des résultats extraits de la littérature, un score par espèce a été attribué en utilisant une approche de précaution (le score le plus élevé a été retenu).

2.5 ANALYSES STATISTIQUES

Les valeurs moyennes (\pm erreur standard), minimales et maximales de l'indicateur CIMPAL par écorégion (Baie des Chaleurs, Estuaire maritime du Saint-Laurent, Golfe du Saint-Laurent, Îles-de-la-Madeleine et Saguenay) ont été calculées pour les quatre périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022). Les indicateurs CIMPAL moyens transformés à la racine quatrième (*fourth root*) ont été comparés entre les écorégions et les périodes d'échantillonnage à l'aide d'une analyse des variances non-paramétrique multivariée par permutations (PERMANOVA, Anderson 2001; McArdle et Anderson 2001) au moyen du logiciel PRIMER 6 & PERMANOVA + (PRIMER-E Ltd 2007). La distance Euclidienne a été utilisée pour calculer la matrice de dissimilarités entre les échantillons et une constante de 1 (*dummy*) a été ajoutée à toutes les données.

Les abondances normalisées et pondérées avec le poids de l'impact (abondance par espèce multipliée par le poids de l'impact de l'espèce) des EAE ont aussi été comparées entre les écorégions et les périodes d'échantillonnage à l'aide d'une analyse des variances non-paramétrique multivariée par permutations (PERMANOVA). Ces données ont aussi été transformées à l'aide de la racine quatrième (*fourth root*) et une constante de 1 a été ajoutée, mais c'est le coefficient Bray Curtis qui a été utilisé pour calculer la matrice de similarités entre les échantillons (Bray et Curtis 1957). De plus, pour ces données, la similarité relative entre les échantillons (composition et abondance des EAE) est représentée graphiquement à l'aide d'une analyse d'ordination non-métrique multidimensionnelle (nMDS) et une analyse SIMPER (Clarke 1993) a été utilisée pour déterminer les espèces qui contribuent le plus à la dissimilarité entre les écorégions et les périodes (seulement pour les comparaisons significativement différentes). La contribution (%) à la dissimilarité de chaque espèce est présentée dans les résultats, mais nous avons fait ressortir les espèces les plus importantes, soit celles qui contribuent à $\geq 70\%$ (contribution cumulée) de la dissimilarité.

3. RÉSULTATS

3.1 SITES DE MONITORAGE ET FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE

Depuis le début du programme de monitoring zonal du MPO (2006), un total de 57 sites de monitoring répartis dans la baie des Chaleurs (18 sites), l'estuaire maritime du Saint-Laurent (7), le golfe du Saint-Laurent (16), les Îles-de-la-Madeleine (14) et le fjord du Saguenay (2) ont fait l'objet d'un suivi des EAE. Le tableau 1 présente les sites visités dans les cinq écorégions au cours des quatre périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022) et le type d'installation (site aquacole, marina, quai, port) retrouvé à chaque site. Les sites

identifiés comme étant un 'quai' sont des installations constituées d'un ou plusieurs quais fixes (bois, métal ou béton) ou de quais flottants (pontons) et sont principalement utilisées par des bateaux de pêche, mais peuvent aussi être utilisés par des plaisanciers. Les 'marinas' sont principalement constituées de quais flottants et utilisées par des plaisanciers alors que les 'ports' sont principalement caractérisés par la navigation commerciale.

3.2 DISTRIBUTION DES ESPÈCES AQUATIQUES ENVAHISSANTES

Depuis 2006, le programme de monitoring zonal des espèces aquatiques envahissantes (EAE) du MPO a permis de détecter et suivre plusieurs EAE marines au Québec : le botrylle étoilé (*Botryllus schlosseri*), le botrylloïde violet (*Botrylloides violaceus*), l'ascidie jaune (*Ciona intestinalis*), Diplosoma (*Diplosoma listerianum*), l'ascidie plissée (*Styela clava*), le Membranipore (*Membranipora membranacea*), le bryzoaire à stries oranges (*Schizoporella japonica*), le crabe vert (*Carcinus maenas*), la caprelle japonaise (*Caprella mutica*) et l'algue *Codium* (*Codium fragile* subsp. *fragile*) (Annexes 1–8 pour les cartes de distribution de chaque espèce, à l'exception du crabe vert; Observatoire Global du Saint-Laurent <https://ogsl.ca/>). Le tableau 4 présente les années et lieux de détection des premières observations de 13 EAE présentes dans les provinces atlantiques : Nouvelle-Écosse (NÉ), Nouveau-Brunswick (NB), Île-du-Prince-Édouard (ÎPÉ), Terre-Neuve et Labrador (TN) et Québec (Qc). À noter qu'une EAE est considérée comme étant établie à un site donné à partir du moment où elle a été observée au moins deux années différentes à un même site de monitoring.

3.2.1 Botrylle étoilé (*Botryllus schlosseri*, Pallas 1766)

Le botrylle étoilé (*B. schlosseri*) aurait été observé pour la première fois sur la côte est atlantique (NB, NÉ) avant 1980 (Brinkhurst et al. 1975; Linkletter et al. 1977; Carver et al. 2006a) (Tableau 4). Cette espèce a été respectivement rapportée sur la côte ouest et est de TN en 1975 (Hooper 1975) et 2006 (Callahan et al. 2010; McKenzie et al. 2016), et à l'ÎPÉ en 2001 (Locke et al. 2007). Au Québec, ce tunicier envahissant a été signalé au MPO pour la première fois en 2006 par le ministère de l'Aquaculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et provenait du quai du Cap-Vert dans la lagune de Havre-aux-Maisons (Tableau 4; Simard et al. 2013). Cette nouvelle détection a été confirmée suite à des plongées sous-marines effectuées par le MPO quelques jours après le signalement. Des inspections additionnelles en plongée dans les quais de Cap-aux-Meules, Grande-Entrée et Havre-Aubert ont permis de détecter cette espèce à la marina de Havre-Aubert (Simard et al. 2013). Depuis sa première observation, le botrylle étoilé s'est progressivement dispersé dans les différents plans d'eau et quais des Îles-de-la-Madeleine et est maintenant établi dans la lagune de Havre-aux-Maisons (marina et site aquacole), la marina de Havre-Aubert, le bassin du Havre-Aubert, Cap-aux-Meules (quai des pêcheurs, marina et quai commercial) et les quais de Pointe-Basse et Grande-Entrée (Figures 2A–D). Observé à une seule occasion à la marina de Chandler (2012), *B. schlosseri* est considéré non établi à ce site de monitoring. Jusqu'en 2022, le botrylle étoilé avait été observé seulement en 2017 au site aquacole de Grande-Entrée et n'était pas considéré établi à ce site de monitoring. Cependant, cette espèce y était très abondante en 2023 (données non présentées). Finalement, cette espèce n'a pas été observée sur les

collecteurs installés dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et le fjord Saguenay (Figures 2A–D; Annexe 1).

3.2.2 Botrylloïde violet (*Botrylloides violaceus*, Oka 1927)

Le botrylloïde violet (*B. violaceus*) a été détecté pour la première fois sur la côte est canadienne en 2001 en NÉ (Carver et al. 2006a). Cette espèce a ensuite été signalée à l'ÎPÉ (2002), au NB (2006) et à TN (2007) (Locke et al. 2007, 2009; Bernier et al. 2009; Callahan et al. 2010). Au Québec, ce tunicier envahissant a été observé pour la première fois aux Îles-de-la-Madeleine en octobre 2010 lors d'une inspection en plongée du quai des pêcheurs de Cap-aux-Meules et sur des structures installées sous les pontons de la marina de Havre-Aubert (Tableau 4; Simard et al. 2013). Tel qu'observé avec le botrylle étoilé, le botrylloïde violet s'est dispersé progressivement vers d'autres sites de monitoring des Îles-de-la-Madeleine et est maintenant présent à Havre-aux-Maisons (site aquacole et marina), Havre-Aubert (marina), bassin du Havre-Aubert (site aquacole), Cap-aux-Meules (quai des pêcheurs, marina et quai commercial), Grande-Entrée (quai) et au port de mine Seleine (Figures 2A–D; Annexe 2). Jusqu'en 2022, cette espèce n'avait pas été observée sur les collecteurs installés dans la baie des Chaleurs, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et au Saguenay. Cependant, *B. violaceus* a été détectée pour la première fois en 2023 (données non présentées) dans la baie des Chaleurs au port de Port-Daniel (nouveau site de monitoring).

3.2.3 *Diplosoma listerianum* (Milne Edwards 1841)

Sur la côte est canadienne, le tunicier *D. listerianum* a été détecté pour la première fois en 2008 à la marina de Havre-Aubert lors d'une inspection en plongée sous-marine (Tableau 4; Simard et al. 2013; Ma et al. 2016), en NÉ en 2012 (Moore et al. 2014) et au sud-ouest du NB en 2017 (Ma et al. 2019). Sur les collecteurs installés aux Îles-de-la-Madeleine, *D. listerianum* a été observé uniquement à la marina de Havre-Aubert en 2017, 2019 et 2020 et n'a pas été observé ailleurs au Québec (Annexe 3).

3.2.4 *Ascidie jaune* (*Ciona intestinalis*, Linnaeus 1767)

Sur la côte est atlantique, *C. intestinalis* est considérée comme étant une espèce cryptogénique ou d'origine inconnue; cette espèce pourrait donc être indigène mais aurait probablement été introduite d'Europe du Nord (Carver et al. 2006b). La première occurrence origine de l'Île de Grand Manan au NB (Stimpson 1852, Whiteaves 1901). Dans le golfe du Saint-Laurent, où l'espèce est considéré non-indigène, l'ascidie jaune (*C. intestinalis*) a été observée pour la première fois à l'ÎPÉ en 2004 (Locke et al. 2009) et en 2012 à TN (Sargent et al. 2013; McKenzie et al. 2016). Au Québec, cette espèce a été détectée en 2006 par le MPO sur des collecteurs installés au port de Cap-aux-Meules (Simard et al. 2013; Figure 2A). Cette espèce a ensuite été observée en 2011 à la marina et au quai des pêcheurs de Cap-aux-Meules (Figure 2B). À l'exception d'un petit spécimen retrouvé fixé sur un pétoncle de culture provenant du site aquacole de Havre-aux-Maisons (2008; donnée non présentée sur les cartes), c'est seulement en 2021 que l'ascidie jaune a été observée à la marina de Havre-aux-Maisons (Figure 2D). À ce jour, elle est considérée comme étant établie à Cap-aux-Meules (marina, quai des pêcheurs et

quai commercial) et Havre-aux-Maisons (marina). Elle a été observée pour la première fois au quai de Pointe-Basse en 2022 (non présente en 2023; données non présentées), mais n'a pas été observée dans les autres écorégions du Québec (Figures 2A–D; Annexe 4).

3.2.5 Ascidie plissée (*Styela clava*, Herdman 1881)

L'ascidie plissée (*S. clava*) a été détectée pour la première fois sur la côte est canadienne en 1998 à l'ÎPÉ (Thompson et MacNair 2004; Bourque et al. 2007; Locke et al. 2007) et en 2012 en NÉ (Moore et al. 2014). Au Québec, *S. clava* a été observé pour la première fois au quai commercial de Cap-aux-Meules en 2021 et à nouveau en 2022 (Tableau 4; Figure 2D; Annexe 5). En 2023 (données non présentées), l'ascidie plissée était présente au quai commercial et à la marina de Cap-aux-Meules. À ce jour, elle n'a pas été détectée dans les autres écorégions du Québec.

3.2.6 Membranipore (*Membranipora membranacea*, Linnaeus 1767)

Sur la côte est canadienne, le bryzoaire *M. membranacea* a été observé pour la première fois en 1992 sur la côte sud-ouest de la NÉ (Scheigling et al. 1999), en 2002 à TN (Caines et Gagnon 2012), en 2009 en NÉ (Bernier R., MPO, comm. pers.) et en 2014 à l'ÎPÉ (Bernier R., MPO, comm. pers.). Au Québec, ce bryzoaire envahissant a été rapporté pour la première fois en 2003 à Port-Daniel dans la baie des Chaleurs et à Havre-aux-Maisons (Îles-de-la-Madeleine) en 2006 (Simard et al. 2013). Depuis sa découverte, ce bryzoaire envahissant s'est dispersé vers plusieurs sites de monitoring et est maintenant établi aux Îles-de-la-Madeleine (marina de Havre-Aubert, baie de Plaisance, Cap-aux-meules, Havre-aux-Maisons, Grande Entrée), dans la baie des Chaleurs (Tracadigache, Cascapédia, Paspébiac, Gaspé, Newport, Grande-Rivière, Chandler et l'Île Bonaventure) et dans le golfe du Saint-Laurent (Rivière-au-Renard, Sept-Îles et Port-Cartier). Cette espèce a été observée pour la première fois dans l'estuaire maritime (port de Baie-Comeau) en 2022, mais n'a pas été observée dans l'écorégion du fjord du Saguenay (Figures 2A–D; Annexe 6).

3.2.7 Bryzoaire à stries oranges (*Schizoporella japonica*, Ortmann 1890)

Schizoporella japonica a été observé pour la première fois sur la côte est canadienne aux Îles-de-la-Madeleine en 2019 (Bérubé I., MPO, comm. pers.) et à TN en 2021 (Sargent, P., MPO, comm. pers.) (Tableau 4). À ce jour, *S. japonica* n'a pas été rapporté en NÉ (Dibacco, C., MPO, comm. pers.). Au Québec, depuis sa découverte, cette espèce a été observée à quelques sites aux Îles-de-la-Madeleine (quai Grande Entrée, mine Seleine, marina de Cap-aux-Meules, marina de Havre-aux-Maisons et quai de Pointe-Basse), mais aucune détection n'a eu lieu dans les autres écorégions du Québec (Figure 2D; Annexe 7). Des analyses génétiques sont actuellement en cours afin de confirmer l'identification de cette espèce qui a souvent été confondue avec d'autres espèces du même genre (Dick et al. 2005; Ryland et al. 2014).

3.2.8 Crabe vert (*Carcinus maenas*, Linnaeus 1758)

Le crabe vert (*C. maenas*) est présent au NB (baie de Passamaquoddy) et en NÉ (baie de Fundy et côte est atlantique) depuis plusieurs décennies (années 1950; Leim 1951; MacPhail 1953), alors qu'il a été introduit plus tard dans le golfe du Saint-Laurent, soit en 1996 à l'ÎPÉ (Gillis et al. 2000; Audet et al. 2003) et en 2007 à TN (Best et al. 2009) (Tableau 4). Au Québec, ce crabe envahissant a été détecté pour la première fois en 2004 aux Îles-de-la-Madeleine (bassin aux Huîtres, baie Clarke et baie de Old Harry) par des pêcheurs d'anguille (Paille et al. 2006). Cette espèce s'est ensuite dispersée dans l'ensemble des plans d'eau des Îles-de-la-Madeleine (Havre-Aubert, Étang-du-Nord, Havre-aux-Basques, Havre-aux-Maisons, Grande-Entrée) pour atteindre des valeurs maximales de captures en 2010 (7449 crabes). Les captures totales ont chuté en 2014 (61 crabes), aucun crabe vert n'a été capturé en 2015 et seulement quelques spécimens en 2016 (3 crabes) et 2017 (2 crabes) (Simard et al. 2013; données non publiées du programme de monitoring du MPO). En résumé, au cours des trois premières périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013 et 2014–2017), le crabe vert était présent dans le bassin du Havre-Aubert, Étang-du-Nord, Havre-aux-Basques, Havre-aux-Maisons et Grande-Entrée. Cependant, au cours de la période 2018–2022, un seul crabe vert par année a été capturé en 2019 et 2020 (Havre-aux-Basques) et 18 crabes en 2022 (Havre-aux-Basques et Étang-du-Nord), mais le nombre de captures a été supérieur (337) en 2023 (données non présentées). Entre 2006 et 2022, à l'exception de quelques spécimens juvéniles observés en 2011 sur les collecteurs de Chandler et Grande-Rivière (Simard et al. 2013), aucun autre crabe vert n'a été rapporté dans la baie des Chaleurs, et aucun dans les écorégions de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay.

3.2.9 Caprelle japonaise (*Caprella mutica*, Schurin 1935)

Caprella mutica est présente à l'ÎPÉ depuis 1998 (Locke et al. 2007) et dans la baie de Passamaquoddy (NB) depuis 2003 (Ashton et al. 2007) (Tableau 4). Cette espèce envahissante a ensuite été observée dans la baie des Chaleurs (Belledune et Dalhousie, NB) et dans le sud du Golfe (baie Saint-Georges, NÉ) en 2005 (Bernier, R., MPO, comm. pers.). La première observation de la caprelle japonaise au Québec a eu lieu dans la baie des Chaleurs (Cascapédia) en 2003 et aux Îles-de-la-Madeleine (baie de Plaisance) en 2004 (Turcotte et Sainte-Marie 2009). Dans ces deux écorégions, la caprelle s'est rapidement dispersée vers d'autres sites de monitoring, plus particulièrement sur les sites aquacoles (Figures 2B–C). Elle a ensuite été détectée pour la première fois (2016) dans le golfe du Saint-Laurent à la marina de Sept-Îles (Figure 2D). En se basant sur les données des collecteurs (2006–2022), la caprelle japonaise est maintenant établie aux Îles de la Madeleine (baie de Plaisance, bassin du Havre-Aubert, marina Havre-Aubert, Cap-aux-Meules, site aquacole Grande-Entrée, Havre-aux-Maisons, Cap-aux-Meules, mine Seleine et Grande-Entrée), dans la baie des Chaleurs (Tracadigache, Cascapédia, marina de Carleton, marina de Paspébiac, marina de Bonaventure, Newport, Chandler et baie de Gaspé) et dans le golfe du Saint-Laurent (marina de Sept-Îles). Aucune caprelle n'a été détectée dans les écorégions de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay (Figures 2A–D; Annexe 8).

3.2.10 *Codium fragile* subsp. *fragile* (Harriot 1889)

Sur la côte est canadienne, la macroalgue verte *Codium fragile* subsp. *fragile* (ci-après *Codium*) a été détectée pour la première fois en NÉ en 1989 (Bird et al. 1993). En 1996, l'algue a été observée pour la première fois dans le sud du golfe en NÉ, au NB et à l'ÎPÉ (Garbary et al. 1997; Garbary et Jess 2000), et en 2012 à TN (Matheson et al. 2014) (Tableau 4). Au Québec, cette algue a été détectée en 2003 aux Îles-de-la-Madeleine dans la lagune de Grande-Entrée (Simard et al. 2007). Suite à sa découverte, des observations anecdotiques ont été rapportées en provenance des lagunes de Grande-Entrée et Havre-aux-Maisons et de la marina de Havre-Aubert (Simard N., MPO, comm. pers.), mais cette espèce n'a pas fait l'objet d'un suivi systématique et standardisé. Plus récemment, dans le cadre d'un projet sur la cartographie de la zostère marine aux Îles-de-la-Madeleine, réalisé par l'Université du Québec à Rimouski (Papageorges et Bernatchez 2021), des plants de *Codium* ont été observés en 2020 dans la lagune de Grande-Entrée, alors que l'espèce n'a pas été observée dans les autres lagunes (Papageorges S., comm. pers.). En 2023, cette algue envahissante a aussi été observée par des plongeurs du MPO dans la lagune de Grande-Entrée (Grégoire B., MPO, comm. pers.). Cependant, les données disponibles sur sa distribution et son abondance étant très limitées, il n'a pas été possible de produire une carte de distribution et d'inclure cette espèce dans le calcul de l'indicateur CIMPAL.

3.2.11 *Asciidiella aspersa* (Müller 1776), *Didemnum vexillum* (Kott 2002) et *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan 1835)

Sur la côte est du Canada, l'ascidie sale (*Asciidiella aspersa*) et le Didemnum (*Didemnum vexillum*) ont été respectivement détectés en 2012 et 2013 en NÉ (Moore et al. 2014). En 2017, le crabe sanguin (*Hemigrapsus sanguineus*) a été observé pour la première fois en NÉ (Ramey-Balci P., Université du Manitoba, comm. pers.; Lyons et al. 2020), mais rapporté au MPO seulement en 2021 (Dibacco C., MPO, comm. pers.). À ce jour, ces trois EAE n'ont pas été observées dans les autres provinces canadiennes atlantiques, incluant le Québec (Tableau 4).

3.3 SCORE DU POIDS DES IMPACTS

Les résultats de l'estimation du score du poids des impacts ($W_{i,j}$) de 13 EAE présentes sur la côte est canadienne et la liste des références utilisées sont présentés dans le tableau 5. Puisque la cote 'Robuste' pour la nature des preuves a été attribuée à toutes les espèces, seule la magnitude des impacts contribue à la variation du score entre les EAE évaluées. Pour la plupart des tuniciers coloniaux (*B. violaceus*, *B. schlosseri* et *D. listerianum*), un score de 2, qui résulte de la combinaison de la cote « Robuste » pour la nature des preuves avec la cote « Modérée » pour la magnitude des impacts, a été attribué (Tableaux 3 et 5). *D. vexillum* a obtenu un score de 4 parce que la magnitude des impacts a été classifiée « Majeure » pour ce tunicier envahissant (Tableau 5). Pour les tuniciers solitaires, *C. intestinalis* et *S. clava* ont obtenu un score de 4, tandis qu'un score de 2 a été attribué à *A. aspersa*. La magnitude des impacts des deux bryozoaires évalués (*M. membranacea* et *S. japonica*) a été classée

« Modérée », ce qui a donné un score de 2. Puisque plusieurs études ont démontré des impacts majeurs pour les trois espèces de crustacés (*C. mutica*, *C. maenas* et *H. sanguineus*), ces trois espèces ont obtenu un score de 4 (Tableaux 3 et 5).

3.4 INDICATEUR CIMPAL

Les Figures 3A–D présentent les valeurs moyennes de l'indicateur CIMPAL à chaque site de monitoring au cours des 4 périodes d'échantillonnage. Ces cartes illustrent la grande hétérogénéité spatiale de l'indicateur CIMPAL entre les sites de monitoring et les écorégions pour chacune des périodes d'échantillonnage. Le tableau 6 présente les indicateurs CIMPAL moyens (\pm erreur standard) et les valeurs maximales et minimales obtenus pour les 5 écorégions et les 4 périodes d'échantillonnage. Dans la baie des Chaleurs, les valeurs moyennes de l'indicateur CIMPAL varient entre $0,506 \pm 0,277$ (2006–2009) et $1,113 \pm 0,450$ (2018–2022) avec une valeur maximale de 4,216 obtenue au site aquacole de Paspébiac au cours de la période 2018–2022 (Tableau 6) en raison de la forte abondance de *C. mutica* à ce site de monitoring (Figure 4). Les valeurs maximales du CIMPAL pour les autres périodes ont été obtenues à la marina de Bonaventure (2006–2009), au site aquacole de Cascapédia (2010–2013) et à la marina de Gaspé (2014–2017). Dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent, les valeurs moyennes du CIMPAL varient de 0 (2006–2009, 2010–2013 et 2014–2017) à $0,001 \pm 0,001$ (2018–2022) avec une valeur maximale de 0,006 au port de Baie-Comeau (Tableau 6; Figure 4). Pour le golfe du Saint-Laurent, la valeur moyenne de l'indicateur était de 0 en 2006–2009, a augmenté à $0,185 \pm 0,182$ en 2010–2013 et était ensuite inférieure au cours des périodes 2014–2017 ($0,047 \pm 0,030$) et 2018–2022 ($0,090 \pm 0,053$). La valeur maximale du CIMPAL (1,279) a été obtenue au port de Sept-Îles en 2010–2013 en raison d'une abondance relativement élevée de *M. membranacea* au cours de cette période (Tableau 6; Figure 4). Pour les autres périodes, les valeurs maximales ont été obtenues à Rivière-au-Renard (2014–2017) et à la marina de Sept-Îles (2018–2022). Les valeurs moyennes de l'indicateur obtenues aux Îles-de-la-Madeleine sont les plus élevées de toutes les écorégions et varient de $0,877 \pm 0,221$ (2006–2009) à $2,154 \pm 0,490$ (2018–2022). La valeur maximale (5,891) a été obtenue au cours de la période 2010–2013 à la marina de Cap-aux-Meules (Tableau 6). Cet indicateur maximal est principalement expliqué par les fortes abondances de *C. intestinalis* mesurées dans la marina de Cap-aux-Meules au cours de cette période (Figure 4). Pour les autres périodes, la valeur maximale du CIMPAL a été obtenue à la marina de Havre-Aubert (2006–2009), à la marina de Cap-aux-Meules (2014–2017) et au port commercial de Cap-aux-Meules (2018–2009). En ce qui concerne l'écorégion du fjord du Saguenay, le monitoring a débuté seulement au cours de la période 2018–2022 et la valeur du CIMPAL est de 0 puisqu'aucune EAE n'a été détectée dans les deux sites de monitoring (Figures 2D et 3D).

Les indicateurs CIMPAL diffèrent significativement entre les écorégions (PERMANOVA; Pseudo-F = 18,637; $p < 0,001$) alors qu'il n'y a pas de différences significatives entre les périodes (Pseudo-F = 1,5137; $p = 0,221$) et au niveau de l'interaction entre les deux facteurs (Pseudo-F = 0,3656; $p = 0,956$). À noter que l'écorégion du fjord du Saguenay n'a pas été incluse dans cette analyse en raison du peu de données disponibles (une période d'échantillonnage et deux sites de monitoring). Les résultats des analyses des comparaisons par paires (*pair-wise tests*) montrent que les indicateurs CIMPAL sont significativement différents ($p < 0,05$) entre toutes les écorégions, à l'exception de la comparaison entre l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. L'écorégion des Îles-de-la-Madeleine est la plus affectée par les

EAE, suivie de la baie des Chaleurs, du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay (Tableau 6; Figure 4). Aux Îles-de-la-Madeleine (2018–2022), la marina et le port de Cap-aux-Meules sont les sites les plus impactés (indicateur CIMPAL >5–6; Figure 3D). C'est surtout la présence de *C. intestinalis* à la marina de Cap-aux-Meules et de *S. clava* au port de Cap-aux-Meules qui expliquent ces valeurs élevées de l'indicateur CIMPAL (Figure 4). Dans la baie des Chaleurs (2018–2022), ce sont les sites aquacoles de Gaspé et de Paspébiac qui sont les plus impactés (indicateur CIMPAL >4–5; Figure 3D), en raison de l'abondance élevée de *C. mutica* (Figure 4). En ce qui concerne le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent, la marina de Sept-Îles et les ports commerciaux de Sept-Îles, Port-Cartier et Baie-Comeau et le quai de Rivière-au-Renard sortent en tête de liste, mais demeurent très peu impactés (indicateur CIMPAL >0–1; Figure 3D) par rapport aux Îles-de-la-Madeleine et à la baie des Chaleurs.

3.5 VARIATION SPATIO-TEMPORELLE DE L'ABONDANCE DES EAE

Les résultats de l'analyse multivariée des variances par permutations (PERMANOVA) montrent que l'abondance moyenne normalisée (entre 0 et 1) et pondérée des EAE (ci-après abondance des EAE) diffèrent significativement entre les écorégions ($p = 0,001$), mais ne diffère pas entre les périodes d'échantillonnage ($p = 0,088$); tandis que l'interaction entre les deux facteurs (écorégion et période d'échantillonnage) est significative ($p = 0,001$) (Tableau 7). L'écorégion du fjord du Saguenay n'a pas été incluse dans ces analyses multivariées en raison du peu de données disponibles (une période d'échantillonnage et deux sites de monitoring). Les résultats des comparaisons par paires (*pair-wise tests*) de l'abondance des EAE entre les écorégions (*sample groups*) sont présentés au tableau 8. À noter que seulement les espèces contribuant $\geq 70\%$ de la dissimilarité (analyse SIMPER) ont été décrites ci-dessous.

L'abondance des EAE des Îles-de-la-Madeleine était significativement différente ($p < 0,05$) de celle de la baie des Chaleurs pour toutes les périodes d'échantillonnage (Tableau 8; Figure 5). Pour la période 2006–2009, l'abondance plus élevée de la caprelle japonaise dans la baie des Chaleurs et la présence du crabe vert aux Îles-de-la-Madeleine expliquent 73,46% de la dissimilarité entre les deux écorégions (Tableau 9). Pour la période 2010–2013, la présence du crabe vert aux Îles-de-la-Madeleine, l'abondance plus élevée de la caprelle japonaise aux Îles et celle plus élevée de *M. membranacea* dans la baie des Chaleurs contribuent à expliquer 75,08% de la dissimilarité entre les deux écorégions (Tableau 9). Pour la période suivante (2014–2017), l'abondance plus élevée de la caprelle japonaise aux Îles, la présence du botrylle étoilé et l'abondance plus élevée de *M. membranacea* dans la baie des Chaleurs contribuent à expliquer 75,15% de la différence entre ces deux écorégions. Cependant, le crabe vert dont l'abondance a chuté pendant cette période devient une espèce qui explique une très faible proportion de la dissimilarité (4,96%) (Tableau 9; Figure 4). Pour la période 2018–2022, la caprelle japonaise, *M. membranacea*, le botrylloïde violet et le botrylle étoilé expliquent 79,18% de la différence entre les Îles et la baie des Chaleurs. Toutes ces espèces sont uniquement présentes ou plus abondantes aux Îles, à l'exception de *M. membranacea* qui était plus abondant dans la baie des Chaleurs (Figure 3D; Figure 4). L'abondance des EAE aux Îles-de-la-Madeleine était significativement différente ($p < 0,05$) de celle du golfe du Saint-Laurent pendant toutes les périodes d'échantillonnage (Tableau 8; Figure 5). La plus grande proportion de la dissimilarité est expliquée par *C. maenas* et *C. mutica* pour la période 2006–2009 (73,62%) et *C. maenas*, *C. mutica* et *M. membranacea* pour 2010–2013 (75,11%); tandis que *C. mutica*, *B. schlosseri* et *M. membranacea* (72,88%) et *C. mutica*, *B. violaceus*, *B. schlosseri* et *M. membranipora* (75,10%) sont les espèces qui contribuent le plus à expliquer la différence pour les deux autres

périodes (Tableau 9; Figure 4). Toutes ces espèces étaient soit plus abondantes ou seulement présentes aux Îles, à l'exception de *M. Membranipora* qui était plus abondant dans la baie des Chaleurs au cours des deux dernières périodes (Figures 2A–D et 4). En ce qui concerne les comparaisons entre les Îles-de-la-Madeleine et l'estuaire du Saint-Laurent, ce sont *C. mutica*, *B. schlosseri* et *B. violaceus* qui expliquent majoritairement la dissimilarité entre ces deux écorégions pour la période 2014–2017 (81,22%); tandis que *C. mutica*, *B. violaceus*, *B. schlosseri* et *S. japonica* sont les espèces qui contribuent le plus à la différence pour la période 2018–2022 (72,75%).

L'abondance des EAE de la baie des Chaleurs n'était pas significativement différente de celle du golfe du Saint-Laurent au cours des trois premières périodes d'échantillonnage (Tableau 8). Pour la période 2018–2022, la différence significative est expliquée (100%) par les plus grandes abondances de *M. membranacea* et *C. mutica* dans la baie des Chaleurs (Tableau 9). La baie des Chaleurs était significativement différente de l'estuaire du Saint-Laurent au cours des deux dernières périodes d'échantillonnage (Tableau 8). La présence ou abondance plus élevée de *M. membranacea* dans la baie des Chaleurs explique 57,05% (2014–2017) et 63,67% (2018–2022) de la dissimilarité entre ces deux écorégions, alors que la présence de *C. mutica* dans la baie des Chaleurs explique le reste de la dissimilarité pour les deux périodes (Tableau 9).

Les résultats des comparaisons par paires (*pair-wise tests*) de l'abondance des EAE entre les périodes d'échantillonnage (*sample groups*) pour chaque écorégion sont présentés au tableau 10. À l'exception des Îles-de-la-Madeleine, l'abondance des EAE n'étaient pas significativement différentes entre les périodes d'échantillonnage pour chacune des écorégions (Tableau 10). Aux Îles-de-la-Madeleine, l'augmentation du crabe vert, de la caprelle japonaise et du botrylle étoilé au cours de la période 2010–2013 expliquent 73,86% de la dissimilarité entre les périodes 2006–2009 et 2010–2013 (Tableau 11; Figure 4). La différence significative entre les périodes 2010–2013 et 2014–2017 est expliquée (80,62%) par les diminutions dans l'abondance du crabe vert et de la caprelle japonaise et les augmentations de *B. schlosseri* et *B. violaceus* au cours de la période 2014–2017 (Tableau 11; Figure 4). Pour la comparaison entre 2014–2017 et 2018–2022, une diminution de l'abondance de *B. schlosseri* et les augmentations de *B. violaceus* et *C. mutica* et l'arrivée de *S. japonica* contribuent à expliquer 72,86% de la dissimilarité entre ces deux périodes d'échantillonnage (Tableau 11; Figure 4).

4. DISCUSSION

Ce rapport présente un sommaire de l'évolution temporelle de l'état de la situation des EAE marines au Québec. Les efforts d'échantillonnage et la couverture spatiale étant variables entre les années d'échantillonnage, les données récoltées entre 2006 et 2022 ont été regroupées sous cinq écorégions et quatre périodes d'échantillonnage. Cette approche nous a permis de faire des comparaisons statistiques afin de faire ressortir les différences spatio-temporelles entre les écorégions et les périodes d'échantillonnage.

Depuis 2006, un total de 10 EAE a été détecté et suivi dans l'ensemble du territoire maritime du Québec : cinq tuniciers (*B. schlosseri*, *B. violaceus*, *D. listerianum*, *C. intestinalis* et *S. clava*), deux bryozoaires (*M. membranacea* et *S. japonica*), deux crustacés (*C. maenas* et *C. mutica*) et une algue verte (*C. fragile* subsp. *fragile*; non présenté dans les cartes de distribution). À ce jour,

l'écorégion des Îles-de-la-Madeleine est la seule où l'on retrouve toutes ces espèces, tandis que deux EAE (*M. membranacea* et *C. mutica*) sont présentes dans la baie des Chaleurs et le golfe du Saint-Laurent, une seule (*M. membranacea*) a été détectée dans l'estuaire du Saint-Laurent et aucune dans le fjord du Saguenay (Figure 2D). De façon générale, une fois qu'une EAE est introduite et établie à un site de monitoring, elle se disperse progressivement vers les autres sites (Figures 2A–D). Deux EAE font exceptions à cette règle. La première exception est *D. listerianum* qui a seulement été observée à la marina de Havre-Aubert depuis sa détection en 2008 (Annexe 3). La seconde espèce est *C. intestinalis*, qui a été observée uniquement dans le secteur de Cap-aux-Meules (marina, quai des pêcheurs et quai commercial) pendant une longue période (2006 à 2020), au cours de laquelle elle est devenue très abondante, avant d'être détectée à la marina de Havre-aux-Maisons en 2021. Plusieurs efforts de contrôle (nettoyage des pontons en plongée et nettoyage/traitement des pontons avec des peintures antisalissures) ont été réalisés pendant cette période grâce à la collaboration de plusieurs groupes (comité ZIP des Îles, Merinov et MPO) (Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine 2016; données MPO non publiées). Bien qu'il soit impossible d'en faire la preuve, ces interventions pourraient avoir retardé la dispersion de l'ascidie jaune vers les autres plans d'eau de l'archipel.

Les cartes de distribution des EAE pour les quatre périodes d'échantillonnage illustrent bien la variabilité qui existe au niveau de la composition spécifique (EAE) entre les écorégions et au sein de ces dernières (Figures 2A–D). Le nombre d'EAE présent à chaque site de monitoring donne une idée générale du niveau d'infestation à l'échelle régionale (écorégion) et locale (site de monitoring). Cependant, dans un contexte de priorisation d'actions ou d'établissement de mesures de prévention, cette information ne serait pas le meilleur outil pour identifier les sites les plus affectés par les EAE. Selon Katsanevakis et al. (2016), il est essentiel de comprendre, quantifier et cartographier les impacts des EAE afin de prioriser efficacement les actions visant à prévenir les nouvelles introductions ou pour développer des mesures d'atténuation. Ces auteurs ont démontré qu'en utilisant un indicateur qui intègre l'abondance et la magnitude des impacts de chaque EAE, on peut estimer les impacts cumulatifs des EAE à l'échelle locale (Katsanevakis et al. 2016). Cette approche permet donc d'identifier les *hotspots* des régions touchées et classer les espèces en fonction de l'importance de leurs impacts. L'indicateur CIMPAL développé par Katsanevakis et al. (2016) est celui le plus approprié pour nos données car il est le seul parmi les quatre indicateurs évalués qui mesure les impacts cumulatifs des EAE présentes dans l'écosystème marin en utilisant l'abondance de chacune des espèces et l'ampleur de leurs impacts (Tableau 2). De plus, en utilisant des données normalisées (entre 0 et 1), cet indicateur permet aussi de combiner des données d'abondance mesurées avec des unités différentes. Ceci nous a donc permis de prendre en compte les données du programme des collecteurs (pourcentage de recouvrement) et celles du crabe vert (prises par unité d'effort) pour effectuer les calculs de l'indicateur CIMPAL.

La cartographie des résultats du CIMPAL montre que cet indicateur permet de mieux visualiser les différences spatio-temporelles entre les sites de monitoring et les écorégions et d'identifier les sites les plus impactés (Figures 3A–D). Globalement, l'écorégion des Îles-de-la-Madeleine est la plus affectée par les EAE, suivie de la baie des Chaleurs, du golfe et de l'estuaire du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay (Tableau 6; Figure 4). À ce jour, ce sont la marina et le port de Cap-aux-Meules qui seraient les sites les plus impactés (*hotspots*) en raison de la forte abondance de *C. intestinalis* à la marina et de l'arrivée récente de *S. clava* au port de Cap-aux-Meules (Figure 3D et 4). Avec la marina de Havre-Aubert, Cap-aux-Meules est d'ailleurs l'une des principales portes d'entrée des EAE aux Îles-de-la-Madeleine (plusieurs EAE y ont été

défectées pour la première fois). En ce qui concerne l'évolution temporelle de l'indicateur CIMPAL, la grande variabilité entre les sites de monitoring ne permet pas de faire ressortir de différences significatives entre les périodes d'échantillonnage pour chaque écorégion.

Nous présentons ci-dessous quelques exemples pour illustrer la pertinence d'utiliser un indicateur qui intègre l'abondance et les impacts des différentes EAE au lieu d'utiliser seulement le nombre d'espèces pour identifier les sites les plus impactés dans les différentes écorégions. À première vue, lorsqu'on compare les cartes de distribution du nombre d'EAE (Figures 2A–D) à celles des indicateurs CIMPAL (Figures 3A–D) pour une période donnée, on pourrait avoir l'impression que l'utilisation de l'indicateur CIMPAL n'est pas nécessaire pour identifier les sites les plus impactés car on semble obtenir des résultats similaires en utilisant uniquement le nombre d'EAE. Cette logique fonctionne dans le cas du port de Cap-aux-Meules au cours de la période 2018–2022 car il est le seul site au Québec ayant 6 EAE (Figure 2D), incluant *S. clava* qui est une EAE récemment introduite au Québec et qui est considérée comme ayant des impacts majeurs (score de 4). Cette EAE explique principalement la valeur élevée (>5–6) de l'indicateur CIMPAL au port de Cap-aux-Meules (Figure 3D et 4). Cependant, il existe de nombreuses situations où le nombre d'espèces est le même entre deux sites de monitoring, alors que les indicateurs CIMPAL obtenus diffèrent. À titre d'exemple, au cours de la période 2018–2022, la marina de Cap-aux-Meules (indicateur CIMPAL >5–6) possède le même nombre d'EAE (5) que la marina de Havre-aux-Maisons, mais cette dernière a obtenu un plus petit indicateur (CIMPAL >2–3). Cette différence est principalement expliquée par les plus fortes abondances de *C. intestinalis* dans la marina de Cap-aux-Meules (Figure 4), un exemple qui illustre bien l'importance d'intégrer les abondances dans le calcul d'un indicateur. Une autre comparaison intéressante est celle des sites de Paspébiac (2 EAE) et du Bassin de Havre-Aubert (4 EAE). En raison des fortes abondances de la caprelle japonaise dans le site aquacole de Paspébiac, l'indicateur CIMPAL est >4–5 alors que celui du Bassin de Havre-Aubert est >1–2. Cet exemple illustre bien comment le poids de l'impact d'une EAE peut influencer le résultat du calcul d'un indicateur. En résumé, l'utilisation d'un indicateur qui intègre l'abondance et les impacts des EAE permet de mieux illustrer les différences spatio-temporelles à l'échelle locale (site de monitoring) et régionale (écorégion) et d'identifier les sites les plus impactés par les EAE.

Bien que l'indicateur CIMPAL soit un bon outil pour cartographier les impacts cumulatifs des EAE, la comparaison de l'abondance des EAE (abondance moyenne normalisée et pondérée des EAE) permet de mieux faire ressortir les différences spatio-temporelles (Tableaux 7 et 10; Figure 5). Ces résultats montrent que l'état de la situation des EAE des Îles-de-la-Madeleine a changé significativement depuis le début du programme de monitoring, tandis que la situation des autres écorégions est restée stable (pas de différences significatives entre les périodes). Aux Îles-de-la-Madeleine, l'état de la situation s'est détériorée au cours de la période 2010–2013, suite aux augmentations de l'abondance de la caprelle japonaise, du crabe vert et du botrylle étoilé (Tableau 11). Par la suite, la presque disparition du crabe vert et les diminutions de l'abondance de la caprelle japonaise, de l'ascidie jaune et du Membranipore ont permis d'améliorer l'état de la situation au cours de la période 2014–2017. Les efforts soutenus de contrôle du crabe vert (entre 2008 et 2012; Simard et al. 2013) et de l'ascidie jaune (entre 2012 et 2015; Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine 2016 et données du MPO non publiées) sont des explications potentielles des diminutions d'abondance de ces deux espèces. Finalement, la situation s'est à nouveau détériorée au cours de la période 2018–2022, suite aux augmentations de l'abondance du botrylloïde violet, de la caprelle japonaise, de l'ascidie jaune et à l'arrivée de l'ascidie plissée

et de *S. japonica* (Tableau 11). De plus, l'augmentation de l'abondance du crabe vert en 2023 (données non présentées) suggère fortement que l'état de la situation risque de se détériorer davantage au cours des prochaines années.

Certaines limitations au niveau de la qualité des données disponibles et dans l'approche utilisée pour évaluer les scores des impacts peuvent avoir influencé les résultats obtenus. L'absence de données sur la distribution et l'abondance de l'algue *Codium* est une lacune qui cause probablement une sous-estimation de l'indicateur de certains sites de monitoring des Îles-de-la-Madeleine. Pour certaines écorégions, plus particulièrement l'estuaire et le fjord du Saguenay, les données sont limitées (faible nombre de sites et série temporelle courte) et l'effort d'échantillonnage varie entre les périodes d'échantillonnage (Tableau 1). Cette situation pourrait avoir causé une sous-estimation ou une surestimation de la valeur moyenne de l'indicateur et accroît la variabilité associée à la valeur moyenne du CIMPAL. Ceci limite l'interprétation des résultats et ne permet pas de faire ressortir les tendances temporelles. Puisque que nous avons préconisé une approche de précaution pour l'attribution du score du poids des impacts par espèce (niveau de magnitude des impacts le plus élevé signalé est pris en compte), il est possible que le poids de l'impact de certaines espèces semble trop élevé lorsqu'on le compare à celui attribué à d'autres EAE. Cette situation entraîne une possible surestimation de l'indicateur CIMPAL à certains sites de monitoring, mais demeure acceptable dans le cadre d'une approche de précaution pour la prise de décision. Par exemple, mentionnons la situation de la caprelle japonaise qui a obtenu le même score (4) que le crabe vert, bien reconnu pour ses multiples impacts majeurs sur les écosystèmes (voir les références citées dans tableau 4). L'ajout d'une cote d'incertitude basée sur le nombre et la qualité des publications utilisées permettrait de mieux nuancer ce résultat (par ex., le score 4 de la caprelle aurait potentiellement une cote d'incertitude élevée). L'utilisation d'une moyenne des scores du poids de l'impact (au lieu du score le plus élevé) pourrait également être envisagé lors d'une prochaine mise à jour de l'état de la situation des EAE. Pour l'estimation du poids des impacts $W_{i,j}$, on a supposé que ce paramètre était spatialement constant pour chaque EAE, ce qui suppose que toutes les écorégions réagissent de la même manière à une EAE, sans tenir compte des particularités des différents sites. Des efforts supplémentaires devraient être investis pour tenter de mieux quantifier ce paramètre.

Plusieurs études ont démontré que la navigation de plaisance (salissures sur les coques) et les activités aquacoles (particulièrement les transferts aquacoles) sont des vecteurs importants qui contribuent à la propagation et à l'établissement des EAE marines (McKindsey et al. 2007; Darbyson et al. 2009; Clarke Murray et al. 2011; Lacoursière-Roussel et al. 2012; Pelletier-Rousseau et al. 2019). Au Canada, une évaluation des risques associés à la navigation de plaisance comme vecteur de propagation des EAE suggère que l'introduction primaire et la dispersion secondaire d'EAE peut survenir par le biais de la navigation de plaisance dans toutes les écorégions marines tempérées du Canada (Simard et al. 2017). Ces auteurs ont aussi démontré un niveau élevé de connectivité (entre les ports et marinas) à l'intérieur et entre les écorégions. Par conséquent, les probabilités que plusieurs EAE soient introduites et transportées dans nos eaux par le biais de ce vecteur non réglementé sont élevées. De plus, la dispersion naturelle des tuniciers par les courants est généralement limitée en raison de la courte durée de leur stade larvaire (Lambert 2005). En ce qui concerne les risques d'introduction associés aux activités aquacoles, une évaluation des risques, basée sur les principes directeurs du Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques (MPO 2017), associés à chaque transfert est réalisée par le MPO (région du Québec) avant l'émission d'un permis de transfert (Section 56 de la *Loi sur les Pêches*). L'application de certaines mesures d'atténuation

(traitements), visant à réduire les risques d'introduction et de transfert des EAE, sont parfois requises et ajoutées comme une condition au permis. Cependant, afin d'améliorer le contrôle de ce vecteur sur la côte est atlantique, le MPO devra mettre en place des standards nationaux pour ces mesures de mitigation en se basant sur les informations issues d'une revue de littérature qui a fait l'objet d'une revue par les pairs en décembre 2022 (Massé-Beaulne et al. en préparation¹). Dans un contexte de priorisation d'établissement de mesures de gestion, il est reconnu que la gestion ou l'élimination d'une EAE est coûteuse et très difficile (Ashton et al. 2012). La prévention de l'introduction des EAE par le contrôle des vecteurs demeure la stratégie de gestion la plus efficace (Floerl et Inglis 2005). Le contrôle des vecteurs peut se faire par le biais de la sensibilisation des différents acteurs du milieu (plaisanciers, pêcheurs, aquaculteurs, industrie), l'application réglementaire (interdiction de certaines activités à risque) ou la mise en place de mesures de prévention (traitements efficaces lors des transferts aquacoles). Il est important de poursuivre les efforts de monitoring pour détecter et documenter l'arrivée et la dispersion des EAE, incluant le développement de nouvelles méthodes de détection rapide, comme l'ADN environnemental (Leblanc et al. 2020), mais il est avant tout prioritaire de mieux identifier et contrôler les vecteurs d'introduction afin d'empêcher l'arrivée de nouvelles espèces. À titre d'exemple, mentionnons la situation de *D. vexillum* et *H. sanguineus*, deux EAE qui n'ont pas encore été détectées au Québec, mais qui sont déjà présentes en NÉ (Tableau 4). Considérant la grande connectivité qui existe entre les différents ports et marinas sur la côte est atlantique par la navigation de plaisance (Simard et al. 2017) et les impacts négatifs majeurs que ces espèces peuvent avoir sur les écosystèmes (Tableau 5), il est primordial d'améliorer le contrôle des vecteurs anthropiques afin de réduire le plus possible les risques d'introduction de ces EAE au Québec. L'ascidie jaune et l'ascidie plissée sont deux autres espèces très préoccupantes au Québec, en raison de leurs impacts potentiels sur les écosystèmes et sur l'industrie maricole (Tableau 5). L'intensification des efforts de contrôle des vecteurs pourraient diminuer les risques que ces espèces soient introduites sur les sites aquacoles ou dans d'autres écorégions. Finalement, le crabe vert demeure une espèce très préoccupante pour les Îles-de-la-Madeleine et potentiellement pour la baie des Chaleurs. Après plusieurs années à un niveau très bas (2015–2022 : 0–18 crabes par année), les captures plus importantes de 2023 (337 crabes; données non-présentées) suggèrent fortement que la population du crabe est en augmentation. Des efforts de pêche ont eu lieu dans différentes lagunes des Îles-de-la-Madeleine à l'automne 2023 et devraient se poursuivre afin de tenter de contrôler la population et éviter qu'elle revienne au niveau observé en 2010–2011 (Simard et al. 2013).

En résumé, l'utilisation de l'indicateur CIMPAL nous a permis de dresser un portrait de l'état de la situation des EAE marines au Québec en cartographiant les impacts cumulatifs des EAE à l'échelle locale (sites) et en identifiant les écorégions et les sites les plus impactés (*hotspots*). Cet indicateur répond à plusieurs critères de qualité énoncés par Gabrielsen et Bosch (2003). Il est fondé sur des statistiques et un raisonnement scientifique solide, est facile à interpréter et est représentatif du problème considéré. Il est cependant recommandé d'utiliser la composition spécifique pondérée (matrice d'espèces) pour mieux faire ressortir et interpréter les différences spatio-temporelles entre les écorégions et les périodes d'échantillonnage.

¹ Massé-Beaulne, V., Simard, N., Bernier, R.Y., Pearce, C.M. et Therriault, T.W. (en préparation). Mesures de mitigation visant à réduire les risques d'introduction et de propagation des espèces aquatiques envahissantes par les déplacements de mollusques et de macroalgues. Secr. Can. des avis sci. du MPO. Doc. De rech. en prép. viii + 153 p.

5. CONCLUSION

Le présent rapport dresse un portrait de l'état de la situation des EAE marines du Québec proposant l'utilisation d'un indicateur simple qui intègre l'abondance et les impacts des EAE. L'indicateur CIMPAL est un outil qui permet de comprendre, quantifier et cartographier les impacts des EAE afin de prioriser plus efficacement les actions visant à prévenir les nouvelles introductions ou pour développer des mesures d'atténuation. L'approche utilisée pour évaluer le score du poids des impacts est basée sur une combinaison de la magnitude des impacts et de la nature des évidences (basé sur le jugement). L'intégration des impacts dans le modèle permet une meilleure hiérarchisation des efforts de gestion afin d'optimiser l'allocation des ressources pour la prévention, la détection précoce et les actions rapides.

6. REMERCIEMENTS

Nous tenons sincèrement à remercier les nombreux partenaires qui ont contribué au programme de monitoring des espèces aquatiques envahissantes (2006–2022) du MPO. Sans tous les nommer, il s'agit de tous les responsables des quais/marinas/ports de nos sites de monitoring, les équipes de Merinov et du comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, mine Seleine, les aquaculteurs de tous les secteurs maritimes du Québec, l'AGHAMM (Association de gestion halieutique autochtone Mi'gmaq et Wolastoqey) et les pêcheurs d'anguille des Îles-de-la-Madeleine. Des remerciements spéciaux vont à tous les techniciens et biologistes du MPO qui ont participé aux campagnes d'échantillonnage et à la préparation des collecteurs. Nous remercions aussi nos collègues des autres secteurs du MPO (Ports pour Petits Bateaux, Conservation & Protection et Programme national des espèces aquatiques envahissantes) pour leur support dans la réalisation de ce programme. Nous tenons également à remercier Valérie Massé-Beaulne pour la préparation des cartes de distribution. Finalement, nous remercions Andréanne Demers (MPO, région du Québec) et Renée Bernier (MPO, région du Golfe) qui ont bien voulu accepter de faire la révision de ce rapport, de même que Jean-Martin Chamberland pour ses conseils statistiques et son travail d'éditeur.

RÉFÉRENCES

- Altman, S. et Whitlatch, R.B. 2007. Effects of small-scale disturbance on invasion success in marine communities. *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 342 : 15–29.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral. Ecol.* 26 : 32–46.
- Arakawa, K.Y. 1990. Natural spat collecting in the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Mar. Behav. Physiol.* 17 : 95–128.
- Ashton, G.V. 2006. Distribution and dispersal of the non-native caprellid amphipod, *Caprella mutica* Schurin 1935. Ph.D. thesis, Univ. Wales, Swansea, Wales, 180 p.
- Ashton, G., Zabin, C., Davidson, I. et Ruiz, G. 2012. Aquatic Invasive Species Vector Risk Assessments : Recreational vessels as vectors for non-native marine species in California. Final Report. July 2012. California Ocean Science Trust, USA, 57 p.
- Ashton, G.V., Willis, K.J., Cook, E.J. et Burrows, M. 2007. Distribution of the introduced amphipod, *Caprella mutica* Schurin, 1935 (Amphipoda : Caprellida : Caprellidae) on the west coast of Scotland and a review of its global distribution. *Hydrobiologia*, 590 : 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.02.003>.
- Audet, D., Davis, D.S., Miron, G., Moriyasu, M., Benhalima, K. et Campbell, R. 2003. Geographical expansion of a nonindigenous crab, *Carcinus maenas* (L.), along the Nova Scotian shore into the southeastern Gulf of St. Lawrence, Canada. *J. Shellfish Res.* 22(1) : 255–262.
- Auker, L.A. 2005. An invasive tunicate, *Didemnum* sp., in Narragansett Bay, Rhode Island, p. 31. *In*. International Invasive Sea Squirt Conference, Woods Hole, Massachusetts, April 21–22, 2005.
- Auker, L.A. 2010. The effects of *Didemnum vexillum* overgrowth on *Mytilus edulis* biology and ecology. Ph.D. Thesis, University of New Hampshire, Durham, New Hampshire, USA, 152 p.
- Baillie, C. et Grabowski, J.H. 2019. Invasion dynamics : interactions between the European green crab *Carcinus maenas* and the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*. *Biol. Invasions*, 21 : 787–802. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1858-1>
- Berman, J., Harris, L., Lambert, W., Buttrick, M. et Dufresne, M. 1992. Recent invasions of the Gulf of Maine : three contrasting ecological histories. *Conserv. Biol.* 6(3) : 435–441. <https://www.jstor.org/stable/2386044>
- Bernier, R.Y., Locke, A. et Hanson, J.M. 2009. Lobsters and crabs as potential vectors for tunicate dispersal in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Aquat. Invas.* 4 : 105–110. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.20.09.4.1.11>

- Bernier, R.Y., Poirier, L.A., Ramsay, A. et LeBlanc, A. 2020. European green crab (*Carcinus maenas*) population monitoring surveys (2000–2016) and efficacy of traps used for their capture in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3388 : v + 33 p.
- Best, K., McKenzie, C. et Couturier, C. 2009. Early life stage biology of a new population of green crab *Carcinus maenas* in Placentia Bay : implications for mussel culture in Newfoundland. Aquaculture Canada 2009. Aquaculture: meeting the challenges, Nanaimo, British Columbia, Canada, 10–13 May, 2009.
- Bingham, B.L. et Waters, L.J. 1989. Solitary ascidians as predators of invertebrate larvae: evidence from gut analyses and plankton samples. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 131(2) : 147–159.
- Bird, C.J., Dadswell, M.J. et Grund, D.W. 1993. First record of the potential nuisance alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta, Caulerpales) in Atlantic Canada. Proc. N.S. Inst. Sci. 40 : 11–17.
- Birkeland, C., Cheng, L. et Lewin, R. 1981. Motility of didemnid ascidian colonies. Bull. Mar. Sci. 31 : 170–173.
- Blum J.C., Chang, A.L., Liljeström, M., Schenk, M.E., Steinberg, M.K. et Ruiz, G.M. 2007. The non-native solitary ascidian *Ciona intestinalis* (L.) depresses species richness. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342 : 5–14. [doi:10.1016/j.jembe.2006.10.010](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.010)
- Boos, K. 2009. Mechanisms of a successful immigration from north-east Asia: population dynamics, life history traits and interspecific interactions in the caprellid amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935 (Crustacea, Amphipoda) in European coastal waters. Ph.D thesis, Freie Universität Berlin, Germany, 158 p.
- Boos, K., Ashton, G.V. et Cook, E.J. 2011. The Japanese skeleton shrimp *Caprella mutica* (Crustacea, Amphipoda): a global invader of coastal waters. In B.S. Galil et al. (eds.), *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans : Distribution, Biology and Impacts, Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology* 6. [DOI 10.1007/978-94-007-0591-3_4](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0591-3_4)
- Bourque, D., Davidson, J., MacNair, N.G., Arsenault, G., LeBlanc, A.R., Landry, T. et Miron, G. 2007. Reproduction and early life history of an invasive ascidian *Styela clava* Herdman in Prince Edward Island, Canada. J. Exp. Mar. Biol. and Ecol. 342 : 78–84.
- Bray, J. R. et Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27. In Clark, K. R. and Warwick, R. M. (eds.). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd edn. 2001, PRIMER-E, Plymouth, pp. 325–349.
- Brinkhurst, R.O., Linkletter, L.E., Lord, E.I., Connors, S.A. et Dadswell, M.J. 1975. A preliminary guide to the littoral and sublittoral marine invertebrates of Passamaquoddy Bay. The Huntsman Marine Laboratory, St. Andrews, 166 pp.
- Brousseau, D.J., Filipowicz, A. et Baglivo, J.A. 2001. Laboratory investigations of the effects of predator sex and size on prey selection by the Asian crab, *Hemigrapsus sanguineus*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 262 : 199–210.

- Burridge, M. 2012. Biological synopsis of the Lacy Crust bryozoan (*Membranipora membranacea*). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3006 : iii + 25 p.
- Caines, S. et Gagnon, P. 2012. Population dynamics of the invasive bryozoan *Membranipora membranacea* along a 450-km latitudinal range in the subarctic northwestern Atlantic. Mar. Biol. 159 : 1817–1832. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1972-z>
- Callahan, A.G., Deibel, D., McKenzie, C.H., Hall, J.R. et Rise, M.L. 2010. Survey of harbours in Newfoundland for indigenous and non-indigenous ascidians and an analysis of their cytochrome c oxidase I gene sequences. Aquat. Invas. 5 : 31–39. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.20>
- Cao, S., C. Zhang, G. Zhang et Y. Wu. 1998. Study on species composition of fouling organisms on mariculture cages. J. Dalian Fish. 13(4) : 15–21.
- Carver, C.E., Mallet, A.L. et Vercaemer, B. 2006a. Biological synopsis of the colonial tunicates, *Botryllus schlosseri* and *Botrylloides violaceus*. Can. Man. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2747 : v + 42 p.
- Carver, C.E., Mallet, A.L. et Vercaemer, B. 2006b. Biological synopsis of the solitary tunicate *Ciona intestinalis*. Can. Man. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2746 : v + 55 p.
- Carver, C.E., Chisholm, A. et Mallet, A.L. 2003. Strategies to mitigate the impact of *Ciona intestinalis* (L.) biofouling on shellfish production. J. Shellfish Res. 22 : 621-631.
- Chapman, A.S. 1999. From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean? Helgol. Meeresunters 52 : 277-289.
- Chapman, A.R., Scheibling, R.E. et Chapman, A.R.O. 2002a. Species introductions and changes in the marine vegetation of Atlantic Canada, p. 133–148. In R. Claudi, P. Nantel and E. Muckle-Jeffs [eds.], Alien invaders in Canada's waters, wetlands, and forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Science Branch, Ottawa.
- Chapman, A.S., Chapman, A.R. et Lindey, J. 2002b. Testing for effects of native kelp canopy and understory turf on survival and growth of invading *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. 2002. Conference abstract, MIT Sea Grant, Center for Coastal Resources. <http://massbay.mit.edu/exoticspecies/conferences/2001/abstracts02.html>
- Chavanich, S. et Harris, L.G. 2004. Impact of the non-native macroalga *Codium fragile* (Sur.) Harriot ssp. *tomentosoides* (van Goor) Silva on the native snail *Lacuna vincta* (Montagu, 1803) in the Gulf of Maine. The Veliger. 47 : 85-90.
- Çinar, M.E. et Bakir, K. 2014. An index to assess the potential impacts of invasive alien species on the Turkish Aegean coast. Mediterr. Mar. Sci. 15(2) : 363–372. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.061>
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric analyses of changes in community structure. Aust. J. Ecol. 18 : 117–143.
- Clarke, C.L. et Therriault, T.W. 2007. Biological synopsis of the invasive tunicate *Styela clava* (Herdman 1881). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2807 : vi + 23 p.

- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A. et Therriault, T.W. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Divers. Distrib.* 17 : 1161–1172. [DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00798.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00798.x)
- Clavero, M. et García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecol. Evol.* 20(3) : 110. Epub. PMID: 16701353.
- Cohen, A.N. 2005. Guide to the Exotic Species of San Francisco Bay. Oakland, CA, San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA. www.exoticsguide.org
- Cohen, A.N. et Carlton, J.T. 1995. Nonindigenous aquatic species in a United States estuary : A case study of the biological invasions of the San Francisco Bay and Delta. Report to U.S. Fish and Wildlife Service, Washington DC, and The National Sea Grant College Program, Connecticut Sea Grant (NOAA Grant No. NA36RG0467).
- Cohen, A.N., Carlton, J.T. et Fountain, M.C. 1995. Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. *Mar. Biol.* 122 : 225–237.
- Collin S.B., Tweddle, J.F. et Shucksmith, R.J. 2015. Rapid assessment of marine non-native species in the Shetland Islands, Scotland. *BiolInvasions Rec.* 4(3) :147–155. [doi:10.3391/bir.2015.4.3.01](https://doi.org/10.3391/bir.2015.4.3.01)
- Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine. 2016. Intervention ciblée pour lutter contre l'établissement et la dispersion du tunicier envahissant, l'ascidie jaune, aux Îles-de-la-Madeleine. Programme Interactions Communautaires. Numéro de référence du projet : IC-3308, 47 p.
- Cook, E.J. , Jahnke, M., Kerchof, F., Minchin, D., Faasse, M., Boos, K. et Ashton, G. 2007. European expansion of the introduced amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935. *Aquat. Invas.* 2 : 411–421. [DOI: 10.3391/ai.2007.2.4.11](https://doi.org/10.3391/ai.2007.2.4.11)
- Costello, M.J., Coll, M., Danovaro, R., Halpin, P., Ojaveer, H. et Miloslavich, P. 2010. A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. *PLoS ONE* 5(8) : e12110. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012110>
- Coutts, A.D.M. 2002. A biosecurity investigation of a barge in the Marlborough Sounds (New Zealand). Prepared for Heli Harvest Limited. Cawthorn Report No. 744. Cawthorn Institute, Nelson, New Zealand. 68 p.
- Coutts, A.D.M. et Sinner, J. 2004. An updated benefit-cost analysis of management options for *Didemnum vexillum* in Queen Charlotte Sound (New Zealand). Prepared for Marlborough District Council. Cawthorn Report No. 925. 29 p.
- Crooks, J.A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97 : 153–166.
- Currie, D.R., McArthur, M.A. et Cohen, B.F. 1998. Exotic Marine Pests in the Port of Geelong. Marine and Freshwater Resources Institute, Victoria. Report no. 8.
- Daigle, R. et Herbinger, C.M. 2009. Ecological interactions between the vase tunicate (*Ciona intestinalis*) and the farmed blue mussel (*Mytilus edulis*) in Nova Scotia, Canada. *Aquat. Invas.* 4 : 177–187. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2009.4.1.18>

- Daniel, K.S. et Therriault, T.W. 2007. Biological synopsis of the invasive tunicate *Didemnum* sp. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2788 : vi + 53 p.
- Darbyson, E., Locke A, Hanson, J.M. et Willison, J.H.M. 2009. Marine boating habits and the spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. Aquat. Invas. 4: 87–94. [doi:10.3391/ai.2009.4.1.9](https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.1.9)
- Davis, R.C., Short, F.T. et Burdick, D.M. 1998. Quantifying the effects of green crab damage to eelgrass transplants. Restor. Ecol. 6 : 297–302.
- DeGraaf, J.D. et Tyrrell, M.C. 2004. Comparison of the feeding rates of two introduced crab species, *Carcinus maenas* and *Hemigrapsus sanguineus*, on the blue mussel, *Mytilus edulis*. Northeast. Nat. 11: 163–167. [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2004\)011\[0163:COTFRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2004)011[0163:COTFRO]2.0.CO;2)
- Dick, M.H., Grischenko A.V. et Mawatari S.F. 2005. Intertidal Bryozoa (Cheilostomata) of Ketchikan, Alaska. J. Nat. Hist. 39(43) : 3687–3784. [doi :10.1080/00222930500415195](https://doi.org/10.1080/00222930500415195)
- Dijkstra, J., Harris, L.G. et Weterman, E. 2007a. Distribution and long-term temporal patterns of four invasive colonial ascidians in the Gulf of Maine. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342 : 61–68. [doi:10.1016/j.jembe.2006.10.015](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.015)
- Dijkstra, J., Sherman, H. et Harris, L.G. 2007b. The role of colonial ascidians in altering biodiversity in marine fouling communities. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342 : 169–171. [doi:10.1016/j.jembe.2006.10.035](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.035)
- Dixon, J., Schroeter, S.C. et Kastendiek, J. 1981. Effects of the encrusting bryozoan *Membranipora membranacea* on the loss of blades and fronds by the giant kelp *Macrocystis pyrifera* (Laminariales). J. Phycol. 17 : 341–345.
- Drouin A. et McKindsey, C.W. 2007. QBRAT v2 assessment: *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* in the Gulf of St. Lawrence as a case study. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/007 : iv + 28 p.
- Epifanio, C.E. 2013. Invasion biology of the Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus*: A review. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 441 : 33–49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2013.01.010>
- European Environment Agency (EEA). 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 182 pp.
- Fletcher, L.M., Forrest, B.M., Atalah, J. et Bell, J.J. 2013. Reproductive seasonality of the invasive ascidian *Didemnum vexillum* in New Zealand and implications for shellfish aquaculture. AEI, 3 : 197–211. [doi: 10.3354/aei00069](https://doi.org/10.3354/aei00069)
- Floerl, O. et Inglis, G.J. 2005. Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. Biol. Invasions 7 : 589–606.
- Floyd, T. et J. Williams. 2004. Impact of green crab (*Carcinus maenas* L.) predation on a population of soft-shell clams (*Mya arenaria* L.) in the southern Gulf of St. Lawrence. J. Shellfish Res. 23 : 457–462.

- Gabrielsen, P. et Bosch, P. 2003. Environmental indicators: typology and use in reporting. European Environment Agency, Copenhagen, 20 p.
- Gallardo, B., Bacher, S., Bradley, B., Comín, F.A., Gallien, L., Jeschke, J.M., Sorte, C.J.B. et Vilà, M. 2019. InvasiBES: Understanding and managing the impacts of Invasive alien species on biodiversity and ecosystem services. *NeoBiota* 50 : 109–122. <https://doi.org/10.3897/neobiota.50.35466>
- Garbary, D.J. et Jess, C.B. 2000. Current status of the invasive green alga *Codium fragile* in eastern Canada. *J. Phycol.* 36 : 23–24.
- Garbary, D.J., Vandermeulen, H. et Kim, K.Y. 1997. *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) invades the gulf of St. Lawrence, Atlantic Canada. *Bot. Mar.* 40 : 537–540.
- Garbary, D.J., Fraser, S.J., Hubbard, C. et Kim, K.Y. 2004. *Codium fragile*: rhizomatous growth in the *Zostera* thicket of eastern Canada. *Helgol. Mar. Res.* 58: 141-146. [DOI:10.1007/s10152-004-0173-7](https://doi.org/10.1007/s10152-004-0173-7)
- Gardner, J.P. et Thomas, M.L.H. 1987. Growth, mortality and production of organic matter by a rocky intertidal population of *Mytilus edulis* in the Quoddy region of the Bay of Fundy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 39 : 31–36.
- Gerard, V.A., Cerrato, R.M. et Larson, A.A. 1999. Potential impacts of a western Pacific grapsid crab on intertidal communities of the northwestern Atlantic Ocean. *Biol. Invasions*, 1 : 353–361.
- Gillis, D.J., Macpherson, J.N. et Rattray, T.T. 2000. The status of the green crab (*Carcinus maenas*) in Prince Edward Island in 1999. Technical report, Prince Edward Island Department of Fisheries and Tourism, no. 225, 39 p.
- Gittenberger, A. et Moons, A. 2011. Settlement and possible competition for space between the invasive violet tunicate *Botrylloides violaceus* and the native star tunicate *Botryllus schlosseri* in the Netherlands. *Aquat. Invas.* 6(4) : 435–440. [doi: 10.3391/ai.2011.6.4.08](https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.4.08)
- Gittenberger A., Rensing, M., Stegenga, H. et Hoeksema, B. 2010. Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 33 : 21–75.
- Glude, J.B. 1955. The effects of temperature and predators on the abundance of the softshell clam, *Mya arenaria*, in New England. *Trans Am. Fish. Soc.* 84 : 13–26.
- Griffen, B.D. et Byers, J.E. 2009. Community impacts of two invasive crabs: the interactive roles of density, prey recruitment, and indirect effects. *Biol. Invasions*, 11 : 927–940.
- Grosholz, E.D. et G.M. Ruiz. 1996. Predicting the impact of introduced marine species: Lessons from the multiple invasions of the European green crab *Carcinus maenas*. *Biol. Conserv.* 78 : 59–66.
- Grosholz, E.D. et Ruiz, G.M. 1995. Spread and potential impacts of the recently introduced European green crab *Carcinus maenas* in central California. *Mar. Biol.* 122 : 239–247.
- Grosholz, E., Olin, P., Williams, B. et Tinsman, R. 2001. Reducing predation on manila clams by nonindigenous European green crab. *J. Shell. Res.* 20(3) : 913-919.

- Grosholz, E.D., Ruiz, G.M., Dean, C.A., Shirley, K.A., Maron, J.L. et Connors, P.G. 2000. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California bay. *Ecology*, 81(5) : 1206–1224.
- Gulliksen, B. 1980. The macrobenthic rocky-bottom fauna of Bjorgenfjorden, North-Trondelag, Norway. *Sarsia*, 65 : 115–138.
- Hanisak, M.D. et Harlin, M.M. 1978. Uptake of inorganic nitrogen by *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta). *J. Phycol.* 14 : 450-454.
- Harper, J.R., Christian, J., Cross, W.E., Firth R., Searing G. et Thompson, D. 1993. A Classification of the marine regions of Canada – Final Report. Coastal and Oceans Resources Inc, 77 p.
- Harris, L.G. et Jones, A.C. 2005. Temperature, herbivory and epibiont acquisition as factors controlling the distribution and ecological role of an invasive seaweed. *Biol. Invas.* 7 : 913–924.
- Harris, L.G. et Tyrrell, M.C. 2001. Changing community states in the Gulf of Maine: synergism between invaders, overfishing and climate change. *Biol. Invasions*, 3(1) : 9–21.
- Hooper, R. 1975. Bonne Bay Marine Resources. An ecological and biological assessment. Manuscript Rep. Parks Can. Atl. Reg. Office, 295 p.
- Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *J. Appl. Ecol.* 46 : 10-18.
- Hunt, H.L. et L.S. Mullineaux. 2002. The roles of predation and postlarval transport in recruitment of the soft shell clam (*Mya arenaria*). *Limnol. Oceanogr.* 47 : 151–164.
- Jacobsen, H.P. et Stabell, O.B. 1999. Predator-induced alarm responses in the common periwinkle, *Littorina littorea* : dependence on season, light conditions, and chemical labeling of predators. *Mar. Biol.* 134 : 551–557.
- Jensen, G.C., McDonald, P.S. et Armstrong, D.A. 2002. East meets west: competitive interactions between green crab *Carcinus maenas*, and native and introduced shore crab *Hemigrapsus* spp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 225 : 251–262.
- Katsanevakis, S., Tempera, F. et Teixeira, H. 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distrib.* 22 : 694–707.
- Katsanevakis, S., Zenetos, A., Belchior, C. et Cardoso, A.C. 2013. Invading European Seas: Assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean. Coastal Manag.* 76 : 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.024>.
- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çınar, M.E., Öztürk, B., Grabowski, M., Golani, D. et Cardoso, A.C. 2014. Impacts of marine invasive alien species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquat. Invas.* 11(4) : 359–389.
- Klassen, G. 2012. A biological synopsis of the Asian shore crab, *Hemigrapsus sanguineus*. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2978 : v + 43 p.

- Klassen, G. et Locke, A. 2007. A biological synopsis of the European green crab, *Carcinus maenas*. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sc. No. 2818 : vii + 75 p.
- Kott, P. 2002. A complex didemnid ascidian from Whangamata, New Zealand. JMBA, 82 : 625–628.
- Kraemer, G.P., Sellberg, M., Gordon, A. et Main, J. 2007. Eight-year record of *Hemigrapsus sanguineus* (Asian shore crab) invasion in Western Long Island Sound estuary. Northeast. Nat. 14 : 207–224.
- Krumhansl, K.A. et Scheibling, R.E. 2011. Detrital production from Nova Scotian kelp beds: patterns and processes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 421, 67–82.
- Krumhansl, K.A., Lee, J.M. et Scheibling, R.E. 2011. Grazing damage and encrustation by an invasive bryozoan reduce the ability of kelps to withstand breakage by waves. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 407 : 12–18.
- Lacoursière-Roussel, A., Bock, D., Cristescu, M., Guichard, F., Girard, P., Legendre, P. et McKindsey, C.W. 2012. Disentangling invasion processes in a dynamic shipping – boating network. Mol. Ecol. 21 : 4227–4241.
- LeBlanc, F., Bélliveau, V., Watson, E., Coomber, C., Simard, N., DiBacco, C., Bernier, R. et Gagné, N. 2020. Environmental DNA (eDNA) detection of marine aquatic invasive species (AIS) in Eastern Canada using a targeted species-specific qPCR approach. Manag. Biol. Invasions 11(2) : 201.
- Lambert, G. 2005. Ecology and natural history of the protochordates. Can. J. Zool. 83 : 34–50.
- Lambert, C.C. et Lambert, G. 2003. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. Mar. Ecol. Prog. Ser. 259 : 145–161.
- Lambert, G. et Lambert, C. 1998. Non-indigenous ascidians in southern California harbours and marinas. Mar. Biol. 130(4) : 675–688.
- Lambert, W. J., Levin, P.S. et Berman, J. 1992. Changes in the structure of a New England (USA) kelp bed : the effects of an introduced species? Mar. Ecol. Prog. Ser. 88 : 303–307.
- Lengyel, N.L., Collie, J.S. et Valentine, P.C. 2009. The invasive colonial ascidian *Didemnum vexillum* on Georges Bank – Ecological effects and genetic identification. Aquat. Invas. 4(1) : 143–152.
- Lesser, M.P., Shumway, S.E., Cucci, T. et Smith, J. 1992. Impact of fouling organisms on mussel rope culture : interspecific competition for food among suspension-feeding invertebrates. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 165 : 91–102.
- Levin, P.S., Coyer, J.A., Petrik, R.C. et Good, T.P. 2002. Community-wide effects of nonindigenous species on temperate rocky reefs. Ecology 83(11) : 3182–3193.
- Linkletter, L.E., Lord, E.I. et Dadswell, M.J. 1977. A checklist and catalogue of the marine fauna and flora of the Lower Bay of Fundy shore of New Brunswick. The Huntsman Marine Laboratory, St. Andrews, 68 pp.

- Locke, A., Hanson, J.M., MacNair, N.G. et Smith, A.H. 2009. Rapid response to non-indigenous species. 2. Case studies of invasive tunicates in Prince Edward Island. *Aquat. Invas.* 4 : 249–258.
- Locke, A., Hanson, J.M., Ellis, K.M., Thompson, J. et Rochette, R. 2007. Invasion of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* Herdman): Potential mechanisms for invasions of Prince Edward Island estuaries. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 342 : 69–77.
- Lohrer, A.M. et Whitlatch, R.B. 2002. Relative impacts of two exotic brachyuran species on blue mussel populations in Long Island Sound. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227: 135–144.
- Loxton, J.L. 2014. Investigations into the skeletal mineralogy of temperate and polar bryozoans. Thèse de doctorat, Heriot Watt University, UK, 358 p.
- Loxton, J., Wood, C.A., Bishop, J.D.D., Porter, J.S., Spencer, J.M. et Nall, C.R. 2017. Distribution of the invasive bryozoan *Schizoporella japonica* in Great Britain and Ireland and review of its European distribution. *Biol. Invasions*, 19 : 2225–2235. [DOI : 10.1007/s10530-017-1440-2](https://doi.org/10.1007/s10530-017-1440-2)
- Lutzen, J. 1999. *Styela clava* Herdman (Urochordata, Ascidiacea) a successful immigrant to North West Europe: ecology, propagation and chronology of spread. *Helgol. Meeresunters*, 52 : 383–391.
- Lutz-Collins, V., Ramsay, A., Quijon, P. et Davidson, J. 2009. Invasive tunicates fouling mussel lines : evidence of their impact on native tunicates and other epifaunal invertebrates. *Aquat. Invas.* 4 : 213–220. [Doi :10.3391/ai.2009.4.1.22](https://doi.org/10.3391/ai.2009.4.1.22)
- Lynch, S.A., Darmody, G., O'Dwyer, K., Gallagher, M.C., Nolan, S., McAllen, R. et Culloty, S.C. 2016. Biology of the invasive ascidian *Asciidiella aspersa* in its native habitat: Reproductive patterns and parasite load. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 181 : 249–255.
- Lyons, D.A., Lowen, J.B., Therriault, T.W., Brickman, D., Guo, L., Moore, A.M., Peña, M.A., Wang, Z. et Dibacco, C. 2020. Identifying marine invasion hotspots using stacked species distribution models. *Biol. Invasions*, 22 : 3403–3423.
- Ma, K.C.K., Hawk, H.L., Goodwin, C. et Simard, N. 2019. Morphological identification of two invading ascidians: new records of *Asciidiella aspersa* (Müller, 1776) from Nova Scotia and *Diplosoma listerianum* (Milne-Edwards, 1841) from New Brunswick and Quebec. *BiolInvasions Rec.* 8(1) : 50–64. <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.1.06>
- Ma, K.C.K., Simard, N., Stewart-Clark, S.E., Bernier, R.Y., Nadeau, M. et Willis, J. 2016. Early detection of the non-indigenous colonial ascidian *Diplosoma listerianum* in eastern Canada and its implications for monitoring. *Manag. Of Biol. Invasions*, 7(4) : 365–374. [DOI :http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2016.7.4.06](https://doi.org/10.3391/mbi.2016.7.4.06)
- MacDonald, J.A., Roudez, R., Glover, T. et Weis, J.S. 2007. The invasive green crab and Japanese shore crab: behavioural interactions with a native crab species, the blue crab. *Biol. Invasions* 9 : 837–848.

- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. et Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10 : 689–710.
- Mackenzie, A.B. 2011a. Biological synopsis of the compound sea squirt (*Diplosoma listerianum*). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2966 : v + 18 p.
- Mackenzie, A.B. 2011b. Biological synopsis of the European sea squirt (*Ascidella aspersa*). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2968 : iv + 15 p.
- Mackinnon, C. 1997. Preliminary evaluation of impacts of *Carcinus maenas* on bivalve populations in Tasmania. *In* Thresher, R.E. (ed.) Proceedings the first international workshop on the demography, impacts and management of introduced populations of the European crab, *Carcinus maenas*. CRIMP Tech. Rep. 11. Centre for Research on Introduced Marine Pests, CSIRO Marine Laboratories, Hobart, Australia, pp. 53–54.
- Macleod A., Cook, E.J., Hughes, D. et Allen, C. 2016. Investigating the impacts of marine invasive non-native species. A report by Scottish Association for Marine Science Research Services Ltd for Natural England & Natural Resources Wales, p 59. Natural England Commissioned Reports, number 223.
- MacPhail, J.S. 1953. Abundance and distribution of the green crab – a clam predator. *In* Needler, A.W.H. Fisheries Research Board of Canada, Report of the Atlantic Biological Station for 1953, pp. 33–34.
- Malinowski, K.C. 1974. *Codium fragile* – The ecology and population biology of a colonizing species. Thèse de doctorat, Yale University, New Haven, 135 p.
- Malinowski K.C. et Ramus, J. 1973. Growth of the green alga *Codium fragile* in a Connecticut estuary. *J. Phycol.* 9 : 102–110.
- Matheson, K. et McKenzie, C.H. 2014. Predation of sea scallops and other indigenous bivalves by invasive green crab, *Carcinus maenas*, from Newfoundland, Canada. *J. Shellfish Res.* 33(2) : 495–501. <https://doi.org/10.2983/035.033.0218>
- Matheson, K., McKenzie, C.H., Sargent, P., Hurley, M. et Wells, T. 2014. Northward expansion of the invasive green algae *Codium fragile* spp. *fragile* (Suringar) Hariot, 1889 into coastal waters of Newfoundland, Canada. *BiolInvasions Rec.* 3(3) : 151–158.
- Matheson, K., McKenzie, C.H., Gregory, R.S., Robichaud, D.A., Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R. et Rose, G.A. 2016. Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab *Carcinus maenas* invasion. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 548 : 31–45.
- McArdle, B.H. et Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82 : 290–297.
- McDermott, J.J. 1998. The western Pacific brachyuran (*Hemigrapsus sanguineus*: Grapsidae), in its new habitat along the Atlantic coast of the United States: geographic distribution and ecology. *ICES J. Mar. Sci.* 55 : 289–298.

- McDonald, P.J., Jensen, G.C. et Armstrong, D.A. 2001. The competitive and predatory impacts of the nonindigenous crab *Carcinus maenas* (L.) on early benthic phase Dungeness crab *Cancer magister* Dana. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 258 : 39–54.
- McKenzie, C.H., Matheson, K., Caines, S. et Wells, T. 2016. Surveys for non-indigenous tunicate species in Newfoundland, Canada (2006–2014) : a first step towards understanding impact and control. Management of Biol. Invasions, 7(1) : 21–32.
[DOI:http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2016.7.1.04](http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2016.7.1.04)
- McKenzie, C.H., Matheson, K., Sargent, P.S., Piersiak, M., Bernier, R.Y., Simard, N. et Therriault, T.W. 2022. Méthodes de piégeage du crabe vert envahissant au Canada. Secr. Can. des avis sci. Du MPO. Doc. De rech. 2022/063. Iv + 53 p.
- McKenzie, C.H., Reid, V., Lambert, G., Matheson, K., Minchin, D., Pederson, J., Brown, L., Curd, A., Gollasch, S., Gouletquer, P., Occhipinti-Ambrogi, A., Simard, N. et Therriault, T.W. (eds). 2017. Alien species alert: *Didemnum vexillum* Kott, 2002: Invasion, impact, and control. ICES Cooperative Research Report No. 335, 33 p.
<http://doi.org/10.17895/ices.pub.2138>
- McKindsey, C.W., Landry, T., O'Beirn, F.X. et Davies, I.M. 2007. Bivalve aquaculture and exotic species: a review of ecological considerations and management issues. J. Shellfish Res. 26(2) : 281–294. [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2007\)26\[281:BAAESA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2007)26[281:BAAESA]2.0.CO;2).
- Menge, B.A. 1983. Components of predation intensity in the low zone of the New England rocky intertidal region. Oecologia 58 : 141–155.
- Miller, R.J. et Ettter, R.J. 2011. Rock walls : small-scale diversity hotspots in the subtidal Gulf of Maine. Mar. Ecol. Prog. Ser. 425 : 153–165.
- Miron, G., Audet, D., Landry, T. et Moriyasu, M. 2005. Predation potential of the invasive green crab *Carcinus maenas* and other common predators on commercial bivalve species found on Prince Edward Island. J. Shellfish Res. 24 : 579–586.
- Monniot, C., Monniot, F. et Laboute, P. 1991. Coral reef ascidians of New Caledonia. Éditions de l'ORSTOM, Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération, Paris, 247 p.
- Moore, A.M., Vercaemer, B., DiBacco, C., Sephton, D. et Ma, K.C.K. 2014. Invading Nova Scotia : first records of *Didemnum vexillum* Kott, 2002 and four more non-indigenous invertebrates in 2012 and 2013. BiolInvasions Rec. 3 : 225–234.
<http://dx.doi.org/10.3391/bir.2014.3.4.03>
- MPO. 2017. Code national sur les introductions et transferts d'organismes aquatiques, 44 p.
- O'Brien, J.M. et Scheibling, R.E. 2018. Low recruitment, high tissue loss, and juvenile mortality limit recovery of kelp following large-scale defoliation. Marine Biology 165 :171.
<https://doi.org/10.1007/s00227-018-3423-y>
- Olenin, S., Minchin, D. et Daunys, D. 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. Mar. Pollut. Bull. 55 : 379–394.

- Oren, U. et Benayahu, Y. 1998. Didemnid ascidians: Rapid colonizers of artificial reefs in Eilat (Red Sea). *Bull. Mar. Sci.* 63(1) : 199–206.
- Osman, R.W., Whitlatch, R.B. et Zajac, R.N. 1989. Effects of resident species on recruitment into a community : Larval settlement versus post-settlement mortality in the oyster *Crassostrea virginica* . *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 54(1–2) : 61–73.
- Ostlund-Nilsson, S. 2000. Are nest characters of importance when choosing a male in the fifteen-spined stickleback (*Spinachia spinachia*)? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 48 : 229–235.
- Page, H.M., Dugan, J.E., Schroeder, D.M., Nishimoto, M.M., Love, M.S. et Hoesterey, J.C. 2007. Trophic links and condition of a temperate reef fish : Comparisons among offshore oil platform and natural reef habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 344 : 245–256.
- Paille, N., Lambert, J., Simard, N. et Pereira, S. 2006. Le crabe vert (*Carcinus maenas*) : Revue de littérature et situation aux Îles-de-la-Madeleine. *Rapp. can. ind. Sci. Halieut. aquat.* 276 : vi + 36 p.
- Papageorges, S. et Bernatchez, P. 2021. Cartographie rétrospective de la zostère marine et portrait des écosystèmes côtiers dégradés aux Îles-de-la-Madeleine. Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. Rapport remis à Pêches et Océans Canada, avril 2021, 86 p. + annexes.
- Pederson, J., Bullock, R., Carlton, J., Dijkstra, J., Dobroski, N., Dyrinda, P., Fisher, R., Harris, L., Hobbs, N., Lambert, G., Lazo-Wasem, E., Mathieson, A., Miglieta, M., Smith, J., Smith III, J. et Tyrrell, M. 2005. Marine Invaders in the Northeast : Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities, August 2003. Report of the August 3–9, 2003 survey. MIT Sea Grant College Program, Cambridge, MA, 40 p.
- Pelletier-Rousseau, M., Bernier, R., Clarke Murray, C., Drolet, D., Lacoursière-Roussel, A., Locke, A., Martin, J.L., McKenzie, C.H., Mckindsey, C.W., Therriault, T.W. et Simard, N. 2019. Assessment of recreational boating as a vector for marine non-indigenous species on the Atlantic coast of Canada. *Biol. Invasions*, 21 : 2447–2470.
- Petersen, J.K. et Riisgåard, H.U. 1992. Filtration capacity of the ascidian *Ciona intestinalis* and its grazing impact in a shallow fjord. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 88 : 9–17.
- Petersen, J.K., Schou, O. et Thor, P. 1997. *In situ* growth of the ascidian *Ciona intestinalis* (L.) and the blue mussel *Mytilus edulis* in an eelgrass meadow. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 218 : 1–11.
- Powell, N. 1970. *Schizoporella unicornis* — an alien bryozoan introduced into the Strait of Georgia. *J. Fish. Res. Board Can.* 27 : 1847–1853. <http://dx.doi.org/10.1139/f70-201>
- Ramsay, A., Davidson, J., Bourque, D. et Stryhn, H. 2009. Recruitment patterns and population development of the invasive ascidian *Ciona intestinalis* in Prince Edward Island, Canada. *Aquat. Invasions*, 4(1) : 169–176.
- Rangeley, R.W. et Thomas, M.L.H. 1987. Predatory behaviour of juvenile shore crab *Carcinus maenas* (L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 108 : 191–197.

- Ricciardi, A. 2006. Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity. *Divers. Distrib.* 12 : 425–433.
- Riisgård, H.U., Jensen, A.S. et Jurgensen, C. 1998. Hydrography, near-bottom currents, and grazing impact of the filter-feeding ascidian *Ciona intestinalis* in a Danish Fjord. *Ophelia* 49(1) : 1–16.
- Riisgård, H.U., Jurgensen, C. et Clausen, T. 1996. Filter-feeding ascidians (*Ciona intestinalis*) in a shallow cove : implications of hydrodynamics for grazing impact. *J. Sea Res.* 35(4) : 293–300.
- Rossong, M.A., Williams, P.J., Comeau, M., Mitchell, S.C. et Apaloo, J. 2006. Agonistic interactions between the invasive green crab, *Carcinus maenas* (Linnaeus) and juvenile American lobster, *Homarus americanus* (Milne Edwards). 2006. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 329: 281–288.
- Ruiz, G.M., Miller, A.W. et Walton, W.C. 1998. The bi-coastal invasion of North America by the European green crab: Impacts and management strategies. Submitted to the Aquatic Nuisance Species Task Force, U.S.A.. March 1998.
- Ryland, J.S. 1965. Polyzoa. Catalogue of Main Marine Fouling Organisms, 2 : 1–83.
- Ryland, J.S., Holt, R., Loxton, J., Spencer Jones, M.E. et Porter, J.S. 2014. First occurrence of the non-native bryozoan *Schizoporella japonica* Ortmann (1890) in Western Europe. *Zootaxa* 3780(3) : 481–502. [Doi :10.11646/zootaxa.3780.3.3](https://doi.org/10.11646/zootaxa.3780.3.3)
- Sargent, P.S., Wells, T., Matheson, K., McKenzie, C.H. et Deibel, D. 2013. First record of vase tunicate, *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767), in coastal Newfoundland waters. *BiolInvasions Rec.* 2 : 89–98.
- Saunders, M. et A. Metaxas. 2009. Effects of temperature, size, and food on the growth of *Membranipora membranacea* in laboratory and field studies. *Mar. Biol.* 156 : 2267–2276.
- Saunders M. et Metaxas, A. 2008. High recruitment of the introduced bryozoan *Membranipora membranacea* is associated with kelp bed defoliation in Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 369 :139–151.
- Saunders, M. et Metaxas, A. 2007. Temperature explains settlement patterns of the introduced bryozoan *Membranipora membranacea* in Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 344 : 95–106.
- Scheibling, R.E. 2003. Marine Invasive Species – *Codium*. Vol. 2003.
- Scheibling, R.E. 2001. Recent invaders alter the kelp bed ecosystem off Nova Scotia, Second International Conference on Marine Bioinvasions, New Orleans, 122 p.
- Scheibling, R. et Gagnon, P. 2009. Temperature-mediated outbreak dynamics of the invasive bryozoan *Membranipora membranacea* in Nova Scotian kelp beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 390 : 1–13.
- Scheibling, R.E. et Gagnon, P. 2006. Competitive interactions between the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* and native canopy-forming seaweeds in Nova Scotia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 325 : 1–14.

- Scheibling, R. et Anthony, S.X. 2001. Feeding, growth and reproduction of sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis*) on single and mixed diets of kelp (*Laminaria* spp.) and the invasive alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. Mar. Biol. 139 : 139-146.
- Scheibling, R.A., Hennigar, R.A. et Balch, T. 1999. Destructive grazing, epiphytism, and disease: the dynamics of sea urchin–kelp interactions in Nova Scotia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56 : 2300–2314. <https://doi.org/10.1139/f99-163>
- Schmidt, A.L. et Scheibling, R.E. 2007. Effects of native and invasive macroalgal canopies on composition and abundance of mobile benthic macrofauna and turf-forming algae. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 341 : 110–130.
- Schmidt, A.L. et Scheibling, R.E. 2006. A comparison of epifauna and epiphytes on native kelps (*Laminaria* species) and an invasive alga (*Codium fragile* ssp. *tomentosoides*) in Nova Scotia, Canada. Bot. Mar. 49 : 315-350.
- Sebens, KP. 1997. Marine Bioinvasions in the Rocky Subtidal Zone (Massachusetts 1977–1998). Marine Bioinvasions. Proceedings of the First National conference, p. 414.
- Sephton, D., Vercaemer, B., Silva, A., Stiles, L. Harris, M. et Godin, R. 2017. Biofouling monitoring for aquatic invasive species (AIS) in DFO Maritimes Region (Atlantic shore of Nova Scotia and southwest New Brunswick): May – November, 2012 – 2015. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3158: ix + 172 p.
- Shucksmith, R. 2007. Biological invasions : the role of biodiversity in determining community susceptibility to invasion. Ph.D thesis, University of Aberdeen.
- Shucksmith, R., Cook, E.J., Hughes, D.J. et Burrows, M.T. 2009. Competition between the non-native amphipod *Caprella mutica* and two native species of caprellids *Pseudoprotella phasma* and *Caprella linearis*. J. Mar. Biolog. Assoc. U.K. 89(6) : 1125–1132.
- Simard, N. 2017. Les espèces aquatiques envahissantes du Saint-Laurent marin. Programme Suivi de l'état du Saint-Laurent. Plan d'action Saint-Laurent, 7 p. [Les espèces aquatiques envahissantes du Saint-Laurent marin \(planstlaurent.gc.ca\)](http://planstlaurent.gc.ca)
- Simard, N., Paille, N. et McKindsey, C.W. 2007. *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* : revue de littérature et situation aux Îles-de-la-Madeleine. Rapp. manusc. Can. sc. halieut. et aquat. 2786 : vii + 40 p.
- Simard N., Pereira, S., Estrada, R. et Nadeau, M. 2013. État de la situation des espèces envahissantes marines au Québec. Rapp. manus. Can. sci. halieut. aquat. 3020 : viii + 61 p.
- Simard, N., Pelletier-Rousseau, M., Clarke Murray, C., McKindsey, C.W., Therriault, T.W., Lacoursière-Roussel, A., Bernier, R., Sephton, D., Drolet, D., Locke, A., Martin, J.L., Drake D.A.R. et McKenzie, C.H. 2017. National Risk Assessment of Recreational Boating as a Vector for Marine Non-indigenous Species. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/006. vi + 95 p.
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. et Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends Ecol. Evol. 28(1) : 58–66.

- Sinner, J. et Coutts, A.D.M. 2003. Benefit-cost analysis of management options for *Didemnum vexillum* in Shakespeare Bay. Cawthron Report, 924, 24 p.
- Stimpson, W. 1852. Several new ascidians from the coast of the United States. Proc. Boston Soc. Nat. Hist. 4 : 228–232.
- Sutherland, J.P. 1981. The fouling community at Beaufort, North Carolina: a study in stability. Am. Nat. 118(4) : 499–519.
- Sutherland, J.P. 1978. Functional roles of *Schizoporella* and *Styela* in the fouling community at Beaufort, North Carolina. Ecology, 59(2) : 257–264.
- Switzer, S. E., Therriault, T. W., Dunham, A. et Pearce, C. M. 2011. Assessing potential control options for the invasive tunicate *Didemnum vexillum* in shellfish aquaculture. Aquaculture, 18(1) : 145–153.
- Tan, C.K., Nowak, B.F. et Hodson, S.L. 2002. Biofouling as a reservoir of *Neoparamoeba pemaquidensis* (Page, 1970), the causative agent of amoebic gill disease in Atlantic salmon. Aquaculture 210(1–4) : 49–58.
- Taylor, D.L. 2005. Predatory impact of the green crab (*Carcinus maenas* Linnaeus) on post-settlement winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus* Walbaum) as revealed by immunological dietary analysis. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 324 : 112–126.
- Teo, S.L. et Ryland, J.S. 1995. Potential antifouling mechanisms using toxic chemicals in some British ascidians. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 188 : 49–52.
- Teo, S.L. et Ryland, J.S. 1994. Toxicity and palatability of some British ascidians. Mar. Biol. 120(2) : 297–303.
- Thompson, R. et MacNair, N. 2004. An overview of the clubbed tunicate (*Styela clava*) in Prince Edward Island. Technical Report #234. PEI Department of Agriculture, Fisheries, Aquaculture and Forestry, Fisheries and Aquaculture Division, 29 p.
- Treibergs, K. 2012. Settlement and growth of the marine Bryozoan *Schizoporella japonica*, and Epifaunal Development in the South Slough Estuary. MSc Dissertation, University of Oregon, USA.
- Trowbridge, C.D. 1999. An assessment of the potential spread and options for control of the introduced green macroalga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* on Australian shore. CRIMP consultancy Report, CSIRO Marine Research, Hobart. Vi + 43 p.
- Trowbridge, C.D. 1998. Ecology of the green macroalga *Codium fragile* (Suringar) Hariot 1889 : Invasive and non-invasive subspecies. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 36 : 1–64.
- Trowbridge, C.D. et Todd, C.D. 2001. Host-plant change in marine specialist herbivores : Ascoglossan sea slugs on introduced macroalgae. Ecol. Monogr. 71 : 219–243.
- Trussell, G.C., Ewanchuk, P.J., Bertness, M.D. et Silliman, B.R. 2004. Trophic cascades in rocky shore tide pools: Distinguishing lethal and nonlethal effects. Oecologia 139 : 427–432.

- Turcotte, C. 2010. La caprelle japonaise *Caprella mutica* et son impact sur l'élevage de moules *Mytilis* spp. : un cas de cleptoparasitisme? Thèse de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, 98 p.
- Turcotte, C. et Sainte-Marie, B. 2009. Synthèse de la biologie de la caprelle japonaise (*Caprella mutica*). Rapp. manuscr. can. sci. halieut. aquat. 2903 : vii + 28 p.
- Tyrrell, M.C. et Byers, J.E. 2007. Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 342 : 54–60.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2006.10.014>
- Tyrrell, M.C., Guarino, P.A. et Harris, L.G. 2006. Predatory impacts of two introduced crab species : Inferences from microcosms. *Northeast. Nat.* 13 : 375–390.
- Valentine, P.C., Carman, M.R., Blackwood, D.S. et Heffron, E.J. 2005a. Ecological observations of the colonial tunicate *Didemnum* sp. in a New England tide pool habitat and strategies for managing invasive colonial ascidian species, p. 29. *In* International Invasive Sea Squirt Conference, Woods Hole, Massachusetts, April 21–22, 2005.
- Valentine, P.C., Collie, J.S., Reid, R.N., Asch, R. et Guida, V.G. et Blackwood, D.S. 2005b. The invasive tunicate *Didemnum* sp. on George's Bank-ecological observations and potential effects on groundfish and scallop fisheries, p.50. *In* International Invasive Sea Squirt Conference , Woods Hole, Massachusetts, April 21–22, 2005.
- Vance, T., Lauterbach, L., Lenz, M., Wahl, M., Sanderson, R.A. et Thomason, J.C. 2009. Rapid invasion and ecological interactions of *Diplosoma listerianum* in the North Sea. *UK. JMBA – Marine Biodiversity Records*, 2 . e59. [DOI 10.1017/S1755267209000815](https://doi.org/10.1017/S1755267209000815).
- Walton, W.C. et Walton, W.C. 2001. Problems, predators, and perception: management of quahog (hardclam), *Mercenaria mercenaria*, stock enhancement programs in southern New England. *J. Shellfish Res.* 20 : 127–134.
- Walton, W.C., MacKinnon, C., Rodriguez, L.F, Proctor, C. et Ruiz, G.M. 2002. Effect of an invasive crab upon a marine fishery: green crab, *Carcinus maenas*, predation upon a venerid clam, *Katelysia scalarina*, in Tasmania (Australia). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 272 : 171–189.
- Whiteaves, J.F. 1901. Catalogue of the marine Invertebrata of eastern Canada. *Geol. Surv. Can.* 722 : 1–272.
- Whitlatch, R.B., Osman, R.W., Frese, A., Malatesta, R., Mitchell, P. et Sedgewick, L. 1995. The ecology of two introduced marine ascidians and their effects of epifaunal organisms in Long Island Sound: 29–48. *In* Balcolm, N. (éd.), Proceedings of the Northeast Conference on Non-indigenous Aquatic Nuisance Species, Connecticut Seagrant Publication Number CT-SG-95-04.
- Williams, P.J., Floyd, T.A. et Rossong, M.A. 2006. Agonistic interactions between invasive green crabs, *Carcinus maenas* (Linnaeus) and sub-adult American lobsters, *Homarus americanus* (Milne Edwards). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 329 : 66–74.

- Wong, M.C. et Vercaemer, B. 2012. Effects of invasive colonial tunicates and a native sponge on the growth, survival, and light attenuation of eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat. Invasions*, 7(3) : 315–326. Doi: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.3.003>
- Wong, M.C., Barbeau, M.A., Hennigar, A.W. et Robinson, S.M.C. 2005. Protective refuges for seeded juvenile scallops (*Placopecten magellanicus*) from sea star (*Asterias* spp.) and crab (*Cancer irroratus* and *Carcinus maenas*) predation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62 : 1766–1781.
- Zajac, R.N., Whitlatch, R.B. et Osman, R.W. 1989. Effects of inter-specific density and food supply on survivorship and growth of newly settled benthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 56(1-2) : 127–132.
- Zaniolo, G, Manni, L., Brunetti, R. et Burighel, P. 1998. Brood pouch differentiation in *Botrylloides violaceus*, a viviparous ascidian (Tunicata). *Invert. Reprod. Devel.* 33 : 11–24.

TABLEAUX

Tableau 1. Sites de monitoring des EAE visités au cours de quatre périodes d'échantillonnage. X : site visité au cours de la période d'échantillonnage, * : site uniquement échantillonné dans le cadre du programme de monitoring du crabe vert.

# Site	Sites de monitoring	Périodes				# Site	Sites de monitoring	Périodes			
		2006-2009	2010-2013	2014-2017	2018-2022			2006-2009	2010-2013	2014-2017	2018-2022
Baie des Chaleurs					Golfe du Saint-Laurent						
1	Baie Gaspé (site aquacole)	x	x	x	x	26	Baie du Saumon (site aquacole)	-	-	x	x
2	Cascapédia (site aquacole)	x	x	x	x	27	Baie des Belles Amours (site aquacole)	-	-	x	x
3	Grande Grave (quai)	x	-	-	x	28	Baie Jacques Cartier (site aquacole)	x	x	-	-
4	Grande-Rivière (quai)	x	x	x	x	29	Cloridorme (quai)	x	-	-	-
5	Haldimand (site aquacole)	x	-	-	-	30	Île Niapiskau (quai)	-	x	-	-
6	Île Bonaventure (quai)	-	-	x	x	31	Marina Havre-Saint-Pierre	-	x	x	x
7	Marina Bonaventure	x	-	-	-	32	Marina Sainte-Anne-des-Monts	x	x	x	x
8	Marina Carleton	x	-	-	x	33	Marina Sept-Îles	x	x	x	x
9	Marina Chandler	x	x	x	x	34	Mont-Louis (quai)	x	-	-	x
10	Marina Gaspé	-	x	x	x	35	Port-Cartier (port)	-	-	x	x
11	Marina Anse-à-Beaufils	-	x	x	-	36	Baie-Trinité (quai)	-	-	x	-
12	Marina Paspébiac	x	-	-	-	37	Sept-Îles (port)	x	x	x	x
13	Newport (quai)	x	x	x	x	38	Mingan (quai)	-	-	-	x
14	Penouille (quai)	-	x	-	-	39	Marina Rivière-au-Renard	x	x	x	x
15	Chandler (port)	-	x	x	-	40	Sept-Îles (site aquacole)	-	-	x	x
16	Sainte-Thérèse (quai)	x	x	x	x	41	Tourelle (quai)	-	-	-	x
17	Paspébiac (site aquacole)	-	-	x	x	Îles-de-la-Madeleine					
18	Tracadigache (site aquacole)	-	x	x	x	42	Baie Plaisance (site aquacole)	x	x	x	x
Estuaire du Saint-Laurent					43	Bassin aux Huîtres*	x	x	x	x	
19	Marina Rimouski	-	-	x	x	44	Bassin Havre-Aubert	x	x	x	x
20	Marina Tadoussac	-	-	x	x	45	Étang-du-Nord*	x	x	x	x
21	Gros Cacouna (port)	-	-	x	x	46	Grande-Entrée (quai)	-	x	x	x
22	Baie-Comeau (port)	-	-	x	x	47	Havre-aux-Basques*	x	x	x	x
23	Matane (quai)	x	x	-	x	48	Havre-aux-Maisons (site aquacole)	x	x	x	x
24	Les Escoumins (quai)	-	-	x	x	49	Marina Cap-aux-Meules (+ quai pêche)	x	x	x	x
25	Saint-Siméon (quai)	-	-	x	-	50	Marina Havre-Aubert	x	x	x	x
						51	Marina Havre-aux-Maisons	x	x	x	x
						52	Mine Seleine (port)	x	x	x	x
						53	Cap-aux-Meules (port)	x	x	x	x
						54	Pointe-Basse (quai)	x	x	x	x
						55	Grande-Entrée (site aquacole)	x	x	x	x
					Fjord du Saguenay						
					56	Marina Anse-Saint-Jean	-	-	-	x	
					57	Saguenay (port)	-	-	-	x	

Tableau 2. Tableau comparatif des avantages et des inconvénients de quatre indicateurs répertoriés dans la littérature scientifique.

	Avantages	Inconvénients
SEBI <i>Streamlining European 2010 Biodiversity Indicator</i> (EEA 2007)	<ul style="list-style-type: none"> • Permet une évaluation quantitative de l'occurrence des EAE dans un écosystème donné sur un intervalle de 10 ans. • Priorise les espèces problématiques à prendre en compte dans les plans de gestion en fonction de leur impact individuel. • Simple, information facile à rassembler et généralement largement disponible. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne permet pas d'évaluer l'impact cumulatifs des EAE. • Ne spécifie pas la magnitude des impacts sur les communautés indigènes, les habitats et le fonctionnement de l'écosystème. • Fournit peu d'informations et ne discrimine pas le niveau d'envahissement.
BPL <i>Biopollution Level Index</i> (Olenin et al. 2007)	<ul style="list-style-type: none"> • Permet d'évaluer la magnitude des impacts sur les communautés indigènes, les habitats et le fonctionnement de l'écosystème. • Simple, information facile à rassembler et généralement largement disponible. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne spécifie pas la magnitude des changements pour différents groupes d'organismes. • Ne spécifie pas la nature des preuves sur lesquelles l'évaluation est basée. • Jugement qualitatif et subjectif basé souvent sur des opinions des experts.
ALEX <i>Alien Biotic Index</i> (Çinar et Bakir 2014)	<ul style="list-style-type: none"> • Évalue la présence des EAE dans l'environnement en prenant en compte les communautés indigènes établies et envahissantes. • Intègre les abondances relatives de plusieurs catégories d'organismes (indigène, occasionnel, établi et envahissant). • Simple, information facile à rassembler et généralement disponible. 	<ul style="list-style-type: none"> • N'estime pas l'impact des EAE sur les communautés indigènes, les habitats et le fonctionnement de l'écosystème.
CIMPAL <i>Cumulative Impacts of invasive Alien species</i> (Katsanevakis et al. 2016)	<ul style="list-style-type: none"> • Évalue les impacts cumulatifs des EAE dans l'écosystème marin. • Le poids des impacts est évalué selon la nature des évidences sur lesquelles le jugement est basé (e.g. empirique ou expérimental). 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne spécifie pas la magnitude des changements pour différents groupes d'organismes. • Les informations ne sont pas toujours disponibles et sont parfois difficiles à rassembler.

Tableau 3. Grille d'évaluation du poids des impacts des EAE en prenant en compte la magnitude des impacts écologiques et la nature des preuves sur lesquelles le jugement est basé (tiré de Katsanevakis et al. 2016).

		Magnitude des impacts				
		Minime	Mineure	Modérée	Majeure	Massive
Nature des preuves	Robuste	0	1	2	4	8
	Moyenne	0	0	1	2	4
	Limitée	0	0	0	1	2

Nature des preuves	
Robuste	Impact documenté sur la base d'expériences de manipulation (expériences sur le terrain ou en laboratoire qui comprennent des traitements/contrôle et une sélection aléatoire des unités expérimentales) ou des expériences naturelles (un des éléments des expériences de manipulation est absent et les unités expérimentales sont sélectionnées par la nature, c'est-à-dire non aléatoirement).
Moyenne	Impact documenté sur la base de la modélisation (dérivé des modèles d'écosystèmes), des observations directes (observation ou mesure directe de l'impact sur laquelle il n'y a aucun doute, mais non basée sur des études expérimentales), ou sur des observations non expérimentales basées sur des corrélations (inférence basée sur une corrélation observée entre la présence/abondance de l'espèce et l'impact, mais non basée sur une étude expérimentale et ne reposant pas sur une conception expérimentale de la collecte de données).
Limitée	Impact basé sur un jugement d'expert, généralement sur la base de connaissances empiriques, des caractéristiques de l'espèce ou de l'impact documenté d'espèces similaires.
Impacts	
Minime	Aucun effet sur l'aptitude des espèces indigènes; impact négligeable sur les espèces indigènes en raison de la compétition, de la prédation, du parasitisme, de la toxicité, de l'encrassement biologique ou de l'herbivorie; impact négligeable sur les processus et le fonctionnement des écosystèmes; impact négligeable sur les espèces clés ou les espèces à haute valeur de conservation; pas d'impact chimique, physique ou structurel sur l'écosystème (n'est pas un ingénieur de l'écosystème).
Mineure	Réduction de l'aptitude individuelle due à la compétition, à la prédation, au parasitisme, à la toxicité, à l'encrassement biologique ou de l'herbivorie, mais pas de déclin substantiel de la population; impact mineur sur les processus et le fonctionnement de l'écosystème, sans déclin de population correspondant; impact négligeable sur les espèces clés ou les espèces à haute valeur de conservation; ou entraîne des modifications des caractéristiques chimiques, physiques ou structurelles de l'habitat sans déclin des populations indigènes.
Modérée	Déclin de la densité de la population en raison de la compétition, de la prédation, du parasitisme, de la toxicité, de l'encrassement biologique ou de l'herbivorie, mais pas de changements dans la composition de la communauté; ou le déplacement de pas plus d'une espèce de niche similaire; ou impact sur les processus et le fonctionnement de l'écosystème entraînant un déclin de la population, mais sans changement substantiel de la composition des espèces; ou une réduction de la valeur adaptative individuelle d'au moins une espèce clé ou d'une espèce à haute valeur de conservation, mais pas de déclin substantiel de la population; ou une ingénierie écologique, entraînant un déclin mais sans changement substantiel de la composition de la communauté.
Majeure	Changements dans la composition de la communauté et extinction locale ou de la population d'au moins une espèce indigène, en raison de la compétition, de la prédation, du parasitisme, de la toxicité, de l'encrassement biologique ou de l'herbivorie; impact sur les processus et le fonctionnement de l'écosystème entraînant des changements dans la composition des espèces; ou déclin de la population d'au moins d'une espèce clé ou d'une espèce à haute valeur de conservation; ou ingénierie écologique, entraînant une modification de la communauté. Les changements induits sont réversibles à court terme (<1 décennie) avec des mesures de gestion appropriées ou si la population de l'espèce envahissante décline naturellement.
Massive	Identique à « Majeure » mais les changements sont irréversibles à court terme (<1 décennie) ou il n'y a actuellement aucune action de gestion efficace connue pour contrôler l'espèce envahissante et un déclin naturel de sa population semble très improbable.

Tableau 4. Premières observations de 13 espèces aquatiques envahissantes dans les provinces de l'est du Canada. NB = Nouveau-Brunswick; TN = Terre-Neuve et Labrador; NÉ = Nouvelle-Écosse; ÎPÉ = Île-du-Prince-Édouard; QC = Québec; atl. = atlantique.

Groupe	Espèce	Date	Province (localité)	Référence	Synopsis biologique
Tuniciers	<i>Botrylle étoilé</i> <i>Botryllus schlosseri</i>	Avant 1980	NB (Passamaquoddy, Fundy)	Brinkhurst et al. 1975 ; Linkletter et al. 1977	Carver et al. 2006a
		Avant 1980	NÉ (Fundy, côte atl., Lacs Bras D'Or)	Carver et al. 2006a	
		1975	TN (côte ouest)	Hooper 1975	
		2001	ÎPÉ (St. Peters)	Locke et al. 2007	
		2006	TN (Placentia + Fortune)	Callahan et al. 2010; McKenzie et al. 2016	
		2006	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Simard et al. 2013	
	<i>Botrylloïde violet</i> <i>Botrylloides violaceus</i>	2001	NÉ (Lunenburg, Mahone)	Carver et al. 2006a	Carver et al. 2006a
		2002	ÎPÉ (Savage)	Locke et al. 2007	
		2006	NB (Cap Tormentine)	Bernier et al. 2009 ; Locke et al. 2009	
		2007	TN (Baie Fortune)	Callahan et al. 2010	
		2010	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Simard et al. 2013	
	<i>Didemnum</i> <i>Didemnum vexillum</i>	2013	NÉ (Parrsboro)	Moore et al. 2014	Daniel et Therriault 2007
	<i>Diplosoma</i> <i>Diplosoma listerianum</i>	2008	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Simard et al. 2013; Ma et al. 2016	Mackenzie 2011a
2012		NÉ (Lunenburg)	Moore et al. 2014		
2017		NB (sud-ouest)	Ma et al. 2019		
<i>Ascidie sale</i> <i>Ascidella aspersa</i>	2012	NÉ (Lunenburg)	Moore et al. 2014	Mackenzie 2011b	

Tableau 4 (suite).

Groupe	Espèce	Date	Province (localité)	Référence	Synopsis biologique
Tuniciers	<i>Ascidie jaune</i> <i>Ciona intestinalis</i>	1852	NB (Grand Manan)	Stimpson 1852; Whiteaves 1901	Carver et al. 2006b
		2004	ÎPÉ (Montague)	Locke et al. 2009	
		2006	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Simard et al. 2013	
		2012	TN (Burin, Placentia)	Sargent et al. 2013; McKenzie et al. 2016	
	<i>Ascidie plissée</i> <i>Styela clava</i>	1998	ÎPÉ (Brudenell)	Thompson et MacNair 2004; Bourque et al. 2007; Locke et al. 2007	Clarke et Therriault 2007
		2012	NÉ (Lunenburg, Halifax)	Moore et al. 2014	
2021		QC (Îles-de-la-Madeleine)	Simard et al. (présente étude)		
Bryozoaires	<i>Membranipore</i> <i>Membranipora membranacea</i>	1992	NÉ (côte sud-ouest)	Scheibling et al. 1999	Burrige 2012
		2002	TN (côte ouest)	Caines et Gagnon 2012	
		2003	QC (Baie des Chaleurs)	Simard et al. 2013	
		2006	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Simard et al. 2013	
		2009	NÉ (Pictou)	Bernier R. (MPO, comm. Pers.)	
		2014	ÎPÉ (Souris)	Bernier R. (MPO, comm. Pers.)	
	<i>Bryzoaire à stries oranges</i> <i>Schizoporella japonica</i>	2019	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Bérubé I. (MPO, comm. pers.)	Loxton 2014; Ryland et al. 2014; Loxton et al. 2017
		2021	TN (Placentia)	Sargent P. (MPO, comm. pers.)	

Tableau 4 (suite).

Groupe	Espèce	Date	Province (localité)	Référence	Synopsis biologique
Crustacés	Crabe vert <i>Carcinus maenas</i>	1951	NB (Baie Passamaquoddy)	Leim 1951; MacPhail 1953	Klassen et Locke 2007
		1953	NÉ (côte Est + Fundy)	MacPhail et al. 1953	
		1996	ÎPÉ (sud du golfe)	Gillis et al. 2000; Audet et al. 2003	
		2004	Îles-de-la-Madeleine	Paille et al. 2006	
		2007	TN (Placentia)	Best et al. 2009	
	Caprelle japonaise <i>Caprella mutica</i>	1998	ÎPÉ (Georgetown)	Locke et al. 2007	Turcotte et Sainte-Marie 2009
		2003	NB (Passamaquoddy)	Ashton et al. 2007	
		2003	QC (Cascapédia)	Ashton et al. 2007; Turcotte et Sainte-Marie 2009	
		2004	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Turcotte et Sainte-Marie 2009	
		2005	NB (Dalhousie et Belledune)	Bernier R. (MPO, comm. Pers.)	
	Crabe sanguin <i>Hemigrapsus sanguineus</i>	2017	NÉ (Bassin Tusket)	Ramey-Balci (en prép., comm. pers.); Lyons et al. 2020	Klassen 2012; Epifanio 2013
Algue	Codium <i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i>	1989	NÉ (Mahone)	Bird et al. 1993	Malinowski 1974; Trowbridge 1998
		1996	NÉ (Caribou Harbour)	Garbary et al. 1997	
		1999	NB (sud du Golfe) et ÎPE	Garbary et Jess 2000	
		2003	QC (Îles-de-la-Madeleine)	Simard et al. 2007	
		2012	TN (Placentia)	Matheson et al. 2014	

Tableau 5. Scores du poids des impacts ($W_{i,j}$) de 13 espèces aquatiques envahissantes présentes sur la côte est canadienne.

Groupe taxonomique	Espèce	Poids de l'impact (W_i)			Références
		Nature des preuves	Magnitude des impacts	Score	
Tuniciers coloniaux	<i>Botrylloides violaceus</i>	Robuste	Modérée	2	Arakawa 1990; Berman et al. 1992; Cao et al. 1998; Carver et al. 2006a; Dijkstra et al. 2007a, b; Gittenberger et al. 2010; Gittenberger et Moons 2011; Lambert et Lambert 2003; Miller et Etter 2011; Pederson et al. 2005; Tyrrell et Byers 2007; Sebens 1997; Wong and Vercaemer 2012; Zajac et al. 1989; Zaniolo et al. 1998
	<i>Botryllus schlosseri</i>	Robuste	Modérée	2	Carver et al. 2006a; Dijkstra et al. 2007a, b; Pederson et al. 2005; Teo et Ryland 1994, 1995; Tyrrell et Byers 2007
	<i>Diplosoma listerianum</i>	Robuste	Modérée	2	Altman and Whitlatch 2007; Dijkstra et al. 2007a; Harris et Tyrrell 2001; Mackenzie 2011a; Vance et al. 2009
	<i>Didemnum vexillum</i>	Robuste	Majeure	4	Auker 2005, 2010; Birkeland et al. 1981; Cohen 2005; Coutts 2002; Coutts et Sinner 2004; Daniel et Therriault 2007; Fletcher et al. 2013; Kott 2002; Lambert et Lambert 1998; Lambert 2005; Lengyel et al. 2009; McKenzie et al. 2017; Monniot et al. 1991; Sinner et Coutts 2003; Switzer et al. 2011; Oren et Benayahu 1998; Pederson et al. 2005; Valentine et al. 2005a, b

Tableau 5 (suite).

Groupe taxonomique	Espèce	Poids de l'impact (Wi)			Références
		Nature des preuves	Magnitude des impacts	Score	
Tuniciers solitaires	<i>Ciona intestinalis</i>	Robuste	Majeure	4	Bingham et Waters 1989; Blum et al. 2007; Carver et al. 2003, 2006b; Cayer et al. 1999; Daigle and Herbinge 2009; Gulliksen 1980; Lambert and Lambert 1998, 2003; Lesser et al. 1992; Lutz-Collins et al. 2009; Osman et al. 1989; Petersen and Riisgård 1992; Petersen et al. 1997; Ramsay et al. 2009; Riisgård et al. 1996, 1998; Tan et al. 2002; Zajac et al. 1989
	<i>Styela clava</i>	Robuste	Majeure	4	Clarke et Therriault 2007; Cohen 2005; Cohen et Carlton 1995; Lambert and Lambert 1998, 2003; Lutzen 1999; Osman et al. 1989; Ramsay et al. 2009; Whitlatch et al. 1995; Zajac et al. 1989
	<i>Ascidella aspersa</i>	Robuste	Modérée	2	Currie et al. 1998; Mackenzie 2011b; Pederson et al. 2005; Lynch et al. 2016

Tableau 5 (suite).

Groupe taxonomique	Espèce	Poids de l'impact (Wi)			Références
		Nature des preuves	Magnitude des impacts	Score	
Bryozoaires	<i>Membranipora membranacea</i>	Robuste	Modérée	2	Berman et al. 1992; Burrige 2012; Chapman et al. 2002a; Dixon et al. 1981; Harris et Tyrrell 2001; Krumhansl et Scheibling 2001; Krumhansl et al. 2011; Lambert et al. 1992; Levin et al. 2002; O'Brien et Scheibling, 2018; Saunders and Metaxas 2007, 2008, 2009; Scheibling et al. 1999; Scheibling et Gagnon 2006, 2009
	<i>Schizoporella japonica</i>	Robuste	Modérée	2	Collin et al. 2015; Dick et al. 2005; Loxton 2014; Macleod et al. 2016; Powell 1970; Ryland 1965; Sutherland 1978, 1981; Treibergs 2012

Tableau 5 (suite).

Groupe taxonomique	Espèce	Poids de l'impact (Wi)			Références
		Nature des preuves	Magnitude des impacts	Score	
Crustacés	<i>Caprella mutica</i>	Robuste	Majeure	4	Ashton 2006; Boos 2009, 2011; Cook et al. 2007; Page et al. 2007; Shucksmith 2007; Shucksmith et al. 2009; Turcotte 2010; Turcotte et Sainte-Marie 2009
	<i>Carcinus maenas</i>	Robuste	Majeure	4	Cohen et al. 1995; Crooks 2002; Davis et al. 1998; Floyd et Williams 2004; Glude 1955; Gardner et Thomas 1987; Griffen et Byers 2009; Grosholz et Ruiz 1995,1996; Grosholz et al. 2000, 2001; Harris et Jones 2005; Hunt et Mullineaux 2002; Jacobsen et Stabell 1999; Klassen et Locke 2007; MacDonald et al. 2007; Mackinnon 1997; MacPhail 1953; Matheson et McKenzie 2014; Matheson et al. 2016; McDonald et al. 2001; Menge 1983; Miron et al. 2005; Ostlund-Nilsson 2000; Rangeley et Thomas 1987; Rossong et al. 2006; Ruiz et al. 1998; Taylor 2005; Trussell et al. 2004; Tyrrell et al. 2006; Walton et al. 2002; Walton et Walton 2001; Williams et al. 2006; Wong et al. 2005
	<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	Robuste	Majeure	4	Baillie et Grabowski 2019; Brousseau et al. 2001; DeGraaf et Tyrrell 2004; Epifanio 2013; Gerard et al. 1999; Griffen et Byers 2009; Jensen et al. 2002; Klassen 2012; Kraemer et al. 2007; Lohrer et Whitlatch 2002; Loher et al. 2000; MacDonald et al. 2007; McDermott 1998; Tyrrell et al. 2006
Algue	<i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i>	Robuste	Majeure	4	Chapman 1999; Chapman et al. 2002a, b; Chavanich et Harris 2004; Drouin et McKindsey et al. 2007; Garbary et al. 2004; Hanisak et Harlin 1978; Harris et Tyrrell 2001; Levin et al. 2002; Malinowski et Ramus 1973; Scheibling 2001, 2003; Scheibling et Anthony 2001; Scheibling et al. 1999; Schmidt et Scheibling 2006, 2007; Simard et al. 2007; Trowbridge et Todd 2001; Trowbridge 1999

Tableau 6. Indicateurs CIMPAL (moyenne \pm erreur standard, minimum, maximum et nombre de sites de monitoring) calculés dans les différents secteurs maritimes (écorégions) au cours de quatre périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022).

Secteur maritime	Période	Moyenne	Min-Max	# sites
Baie des Chaleurs	2006–2009	0,506 \pm 0,277	0 – 3,085	11
	2010–2013	0,709 \pm 0,324	0 – 3,118	11
	2014–2017	0,582 \pm 0,239	0 – 2,198	12
	2018–2022	1,113 \pm 0,450	0 – 4,216	12
Estuaire maritime du Saint-Laurent	2006–2009	0	0 – 0	1
	2010–2013	0	0 – 0	1
	2014–2017	0	0 – 0	6
	2018–2022	0,001 \pm 0,001	0 – 0,006	6
Golfe du Saint-Laurent	2006–2009	0	0 – 0	7
	2010–2013	0,185 \pm 0,182	0 – 1,279	7
	2014–2017	0,047 \pm 0,030	0 – 0,294	10
	2018–2022	0,090 \pm 0,053	0 – 0,593	12
Îles-de-la-Madeleine	2006–2009	0,877 \pm 0,221	0,020 – 2,415	13
	2010–2013	1,997 \pm 0,472	0 – 5,891	14
	2014–2017	1,581 \pm 0,396	0 – 4,494	14
	2018–2022	2,154 \pm 0,490	0 – 5,835	14
Fjord du Saguenay	2006–2009	-	-	0
	2010–2013	-	-	0
	2014–2017	-	-	0
	2018–2022	0	0	2

Tableau 7. Résultats de l'analyse des variances multivariée par permutations (PERMANOVA) sur l'effet des écorégions (baie des Chaleurs, estuaire maritime du Saint-Laurent, golfe du Saint-Laurent et Îles-de-la-Madeleine) et des périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022) sur l'abondance moyenne normalisée et pondérée des EAE. Les valeurs significatives sont indiquées en gras. df : degrés de liberté (*degrees of freedom*), MS : carrés moyens (*mean squares*), P(perm) : valeur de probabilité (permutations).

Source de variation	df	MS	Pseudo-F	P(perm)
Écorégion	3	8603,50	10,9110	0,001
Période	3	423,23	2,0742	0,088
Site (Écorégion)	51	1122,70	5,5023	0,001
Ecorégion x Période	9	501,47	2,4577	0,001
Résidus	84	204,04		

Tableau 8. Résultats des comparaisons par paires (*pair-wise tests*) de l'abondance des EAE entre les écorégions (*sample groups*) pour chaque période d'échantillonnage. Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine. Les valeurs significatives sont indiquées en gras.

Période	Comparaisons entre écorégions	t	P(perm)
2006–2009	Chaleurs versus Golfe	2,0075	0,116
	Chaleurs versus IdM	1,792	0,043
	Golfe versus IdM	2,1746	0,018
2010–2013	Chaleurs versus Golfe	1,3509	0,238
	Chaleurs versus IdM	2,346	0,003
	Golfe versus IdM	2,7811	0,001
2014-2017	Chaleurs versus Estuaire	2,3983	0,043
	Chaleurs versus Golfe	1,7589	0,09
	Chaleurs versus IdM	2,6973	0,004
	Estuaire versus Golfe	1,0447	0,421
	Estuaire versus IdM	2,6993	0,004
	Golfe versus IdM	3,1283	0,002
2018–2022	Chaleurs versus Estuaire	2,3989	0,025
	Chaleurs versus Golfe	2,1005	0,035
	Chaleurs versus IdM	3,0384	0,001
	Estuaire versus Golfe	0,8575	0,502
	Estuaire versus IdM	2,9740	0,004
	Golfe versus IdM	3,7426	0,001

Tableau 9. Contributions (%) des EAE à la dissimilarité entre les écorégions pour chaque période d'échantillonnage (SIMPER). Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine. Abondance EAE : abondance moyenne normalisée (entre 0 et 1) et pondérée des EAE. Les valeurs de contribution cumulée $\geq 70\%$ sont indiquées en gras.

Période	Comparaisons entre écorégions	EAE	Abondance EAE		Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
			Chaleurs	IdM		
2006-2009	Chaleurs vs IdM		Chaleurs	IdM		
		<i>C. mutica</i>	0,44	0,41	37,45	37,45
		<i>C. maenas</i>	0,00	0,35	36,00	73,46
		<i>B. schlosseri</i>	0,00	0,23	17,40	90,86
		<i>M. membranacea</i>	0,04	0,03	5,41	96,27
		<i>C. intestinalis</i>	0,00	0,07	3,73	100
	Golfe Vs IdM		Golfe	IdM		
		<i>C. maenas</i>	0	0,35	43,76	43,76
		<i>C. mutica</i>	0	0,41	29,85	73,62
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,23	20,33	93,95
		<i>C. intestinalis</i>	0	0,07	3,85	97,80
<i>M. membranacea</i>		0	0,03	2,20	100	
2010-2013	Chaleurs vs IdM		Chaleurs	IdM		
		<i>C. maenas</i>	0	0,54	31,19	31,19
		<i>C. mutica</i>	0,37	0,49	26,01	57,20
		<i>M. membranacea</i>	0,28	0,27	17,88	75,08
		<i>B. schlosseri</i>	0,04	0,36	13,82	88,89
		<i>B. violaceus</i>	0	0,24	6,77	95,66
		<i>C. intestinalis</i>	0	0,15	4,34	100
	Golfe vs IdM		Golfe	IdM		
		<i>C. maenas</i>	0	0,54	35,29	35,29
		<i>C. mutica</i>	0	0,49	22,26	57,56
		<i>M. membranacea</i>	0,20	0,27	17,56	75,11
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,36	13,72	88,83
<i>C. intestinalis</i>		0	0,15	4,37	100	

Tableau 9 (suite).

Période	Comparaisons entre écorégions	EAE	Abondance EAE		Contribution (%)	Contribution cumulée (%)	
			Chaleurs	Estuaire			
2014-2017	Chaleurs vs Estuaire		Chaleurs	Estuaire			
		<i>M. membranacea</i>	0,36	0	57,05	57,05	
		<i>C. mutica</i>	0,40	0	42,95	100	
	Chaleurs vs IdM			Chaleurs	IdM		
		<i>C. mutica</i>	0,40	0,45	30,18	30,18	
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,57	24,54	54,72	
		<i>M. membranacea</i>	0,36	0,08	20,43	75,15	
		<i>B. violaceus</i>	0	0,38	13,65	88,80	
		<i>C. maenas</i>	0	0,09	4,96	93,77	
		<i>C. intestinalis</i>	0	0,12	3,83	97,60	
		<i>D. listerianum</i>	0	0,08	2,40	100	
	Estuaire vs IdM			Estuaire	IdM		
		<i>C. mutica</i>	0	0,45	33,45	33,45	
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,57	31,09	64,54	
		<i>B. violaceus</i>	0	0,38	16,68	81,22	
		<i>C. maenas</i>	0	0,09	6,53	87,75	
		<i>M. membranacea</i>	0	0,08	4,88	92,63	
		<i>C. intestinalis</i>	0	0,12	4,56	97,19	
		<i>D. listerianum</i>	0	0,08	2,81	100	
	Golfe vs IdM			Golfe	IdM		
		<i>C. mutica</i>	0,06	0,45	30,08	30,08	
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,57	27,26	57,34	
		<i>M. membranacea</i>	0,15	0,08	15,54	72,88	
		<i>B. violaceus</i>	0	0,38	14,84	87,72	
		<i>C. maenas</i>	0	0,09	5,64	93,36	
		<i>C. intestinalis</i>	0	0,12	4,10	97,46	
		<i>D. listerianum</i>	0	0,08	2,54	100	

Tableau 9 (suite).

Période	Comparaisons entre écorégions	EAE	Abondance EAE		Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
			Chaleurs	Estuaire		
2018-2022	Chaleurs vs Estuaire		Chaleurs	Estuaire		
		<i>M. membranacea</i>	0,49	0,05	63,67	63,67
		<i>C. mutica</i>	0,43	0	36,33	100
	Chaleurs vs Golfe		Chaleurs	Golfe		
		<i>M. membranacea</i>	0,49	0,18	61,41	61,41
		<i>C. mutica</i>	0,43	0,07	38,59	100
	Chaleurs vs IdM		Chaleurs	IdM		
		<i>C. mutica</i>	0,43	0,54	24,18	24,18
		<i>M. membranacea</i>	0,49	0,11	22,21	46,39
		<i>B. violaceus</i>	0	0,54	16,65	63,04
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,52	16,14	79,18
		<i>S. japonica</i>	0	0,24	8,07	87,25
		<i>C. intestinalis</i>	0	0,18	4,49	91,74
		<i>C. maenas</i>	0	0,04	4,46	96,20
		<i>S. clava</i>	0	0,10	2,14	98,34
		<i>D. listerianum</i>	0	0,06	1,66	100
	Estuaire vs IdM		Estuaire	IdM		
		<i>C. mutica</i>	0	0,54	24,35	24,35
		<i>B. violaceus</i>	0	0,54	19,65	44,00
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,52	19,03	63,02
		<i>S. japonica</i>	0	0,24	9,72	72,75
		<i>M. membranacea</i>	0,05	0,11	9,48	82,23
		<i>C. maenas</i>	0	0,04	8,43	90,66
		<i>C. intestinalis</i>	0	0,18	5,06	95,72
		<i>S. clava</i>	0	0,10	2,36	98,08
		<i>D. listerianum</i>	0	0,06	1,92	100
	Golfe vs IdM		Golfe	IdM		
		<i>C. mutica</i>	0,07	0,54	23,79	23,79
		<i>B. violaceus</i>	0	0,54	18,59	42,38
		<i>B. schlosseri</i>	0	0,52	18,01	60,39
<i>M. membranacea</i>		0,18	0,11	14,70	75,10	
<i>S. japonica</i>		0	0,24	9,14	84,24	
<i>C. maenas</i>		0	0,04	6,80	91,04	
<i>C. intestinalis</i>		0	0,18	4,85	95,89	
<i>S. clava</i>		0	0,10	2,28	98,17	
<i>D. listerianum</i>	0	0,06	1,83	100		

Tableau 10. Résultats des comparaisons par paires (*pair-wise tests*) de l'abondance moyenne normalisée et pondérée des EAE entre les périodes d'échantillonnage (*sample groups*) pour chaque écorégion. Les valeurs significatives sont indiquées en gras.

Écorégion	Comparaisons par périodes	t	P(perm)
Baie des Chaleurs	2006–2009 versus 2010–2013	2,3218	0,057
	2010–2013 versus 2014-2017	Valeur négative*	-
	2014-2017 versus 2018–2022	0,6857	0,561
Estuaire maritime du Saint-Laurent	2014-2017 versus 2018–2022	1	0,698
Golfe du Saint-Laurent	2006–2009 versus 2010–2013	1,4301	0,315
	2010–2013 versus 2014-2017	0,3889	0,844
	2014-2017 versus 2018–2022	0,7081	0,556
Îles-de-la-Madeleine	2006–2009 versus 2010–2013	3,0115	0,004
	2010–2013 versus 2014-2017	3,8215	0,001
	2014-2017 versus 2018–2022	2,3340	0,015

*Valeur négative de t : ne peut être interprétée, comparaison considérée comme étant non-significative.

Tableau 11. Contributions (%) des EAE à la dissimilarité entre les périodes d'échantillonnage pour l'écorégion des Îles-de-la-Madeleine (SIMPER). Abondance EAE : abondance moyenne normalisée (entre 0 et 1) et pondérée des EAE. Les valeurs de contribution cumulée $\geq 70\%$ sont indiquées en gras.

Comparaisons entre périodes	EAE	Abondance EAE (P1)	Abondance EAE (P2)	Contribution (%)	Contribution cumulée (%)
2006–2009 (P1) vs 2010–2013 (P2)	<i>C. maenas</i>	0,35	0,54	28,74	28,74
	<i>C. mutica</i>	0,41	0,49	25,72	54,46
	<i>B. schlosseri</i>	0,23	0,36	19,40	73,86
	<i>M. membranacea</i>	0,03	0,27	11,88	85,74
	<i>B. violaceus</i>	0	0,24	7,22	92,96
	<i>C. intestinalis</i>	0,07	0,15	7,04	100
2010–2013 (P2) vs 2014–2017 (P3)		Abondance EAE (P2)	Abondance EAE (P3)	Contribution (%)	
	<i>C. maenas</i>	0,54	0,09	25,24	25,24
	<i>C. mutica</i>	0,49	0,45	21,56	46,80
	<i>B. schlosseri</i>	0,36	0,57	20,12	66,92
	<i>B. violaceus</i>	0,24	0,38	13,70	80,62
	<i>M. membranacea</i>	0,27	0,08	10,71	91,34
	<i>C. intestinalis</i>	0,15	0,12	6,61	97,95
	<i>D. listerianum</i>	0	0,08	2,05	100
2014–2017 (P3) vs 2018–2022 (P4)		Abondance EAE (P3)	Abondance EAE (P4)	Contribution (%)	
	<i>C. mutica</i>	0,45	0,54	23,38	23,38
	<i>B. schlosseri</i>	0,57	0,52	22,32	45,71
	<i>B. violaceus</i>	0,38	0,54	18,76	64,46
	<i>S. japonica</i>	0	0,24	8,40	72,86
	<i>C. intestinalis</i>	0,12	0,18	7,41	80,27
	<i>C. maenas</i>	0,09	0,04	7,16	87,43
	<i>M. membranacea</i>	0,08	0,11	6,44	93,88
	<i>D. listerianum</i>	0,08	0,06	3,77	97,65
	<i>S. clava</i>	0	0,10	2,35	100

FIGURES

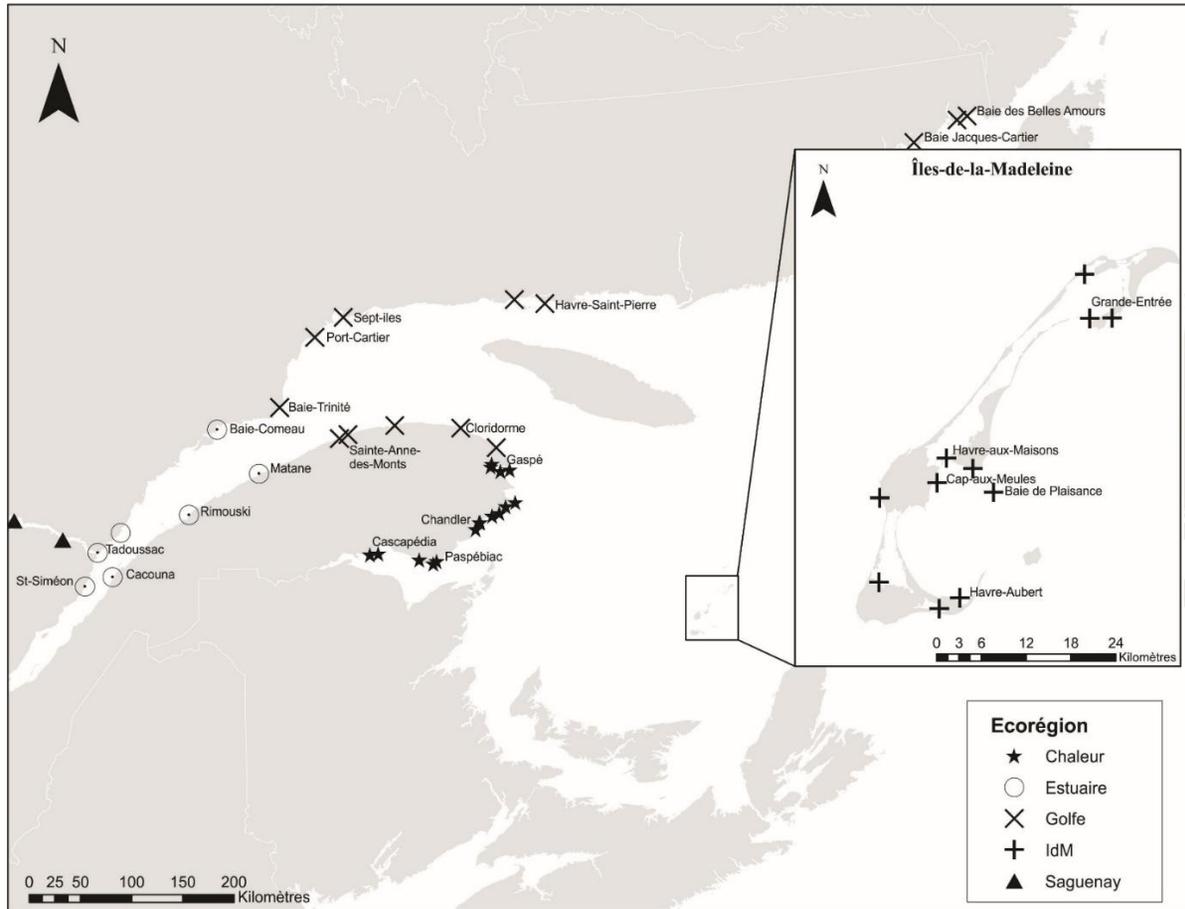
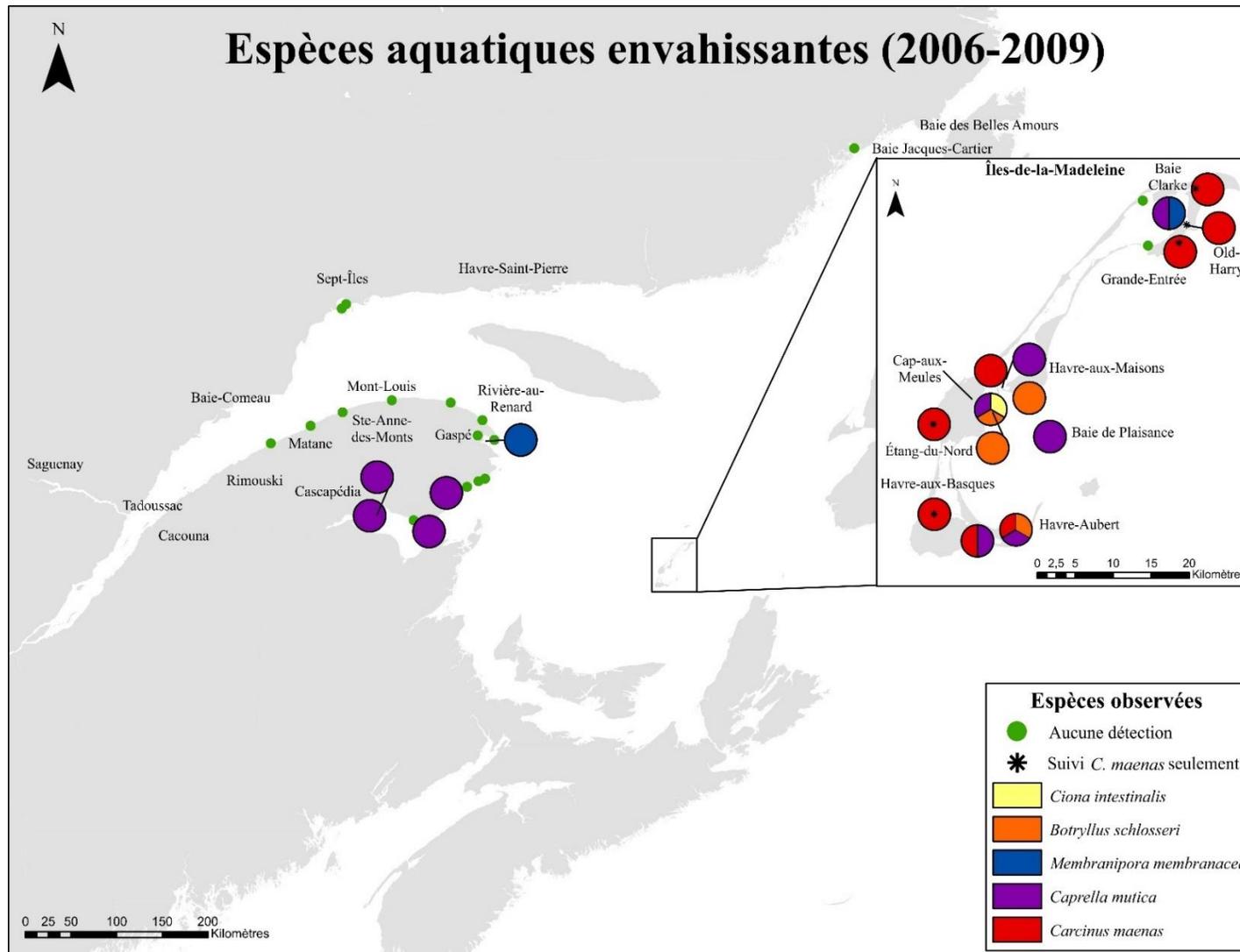


Figure 1. Localisation des sites d'échantillonnage de chaque écorégion. Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine, Saguenay : fjord du Saguenay.



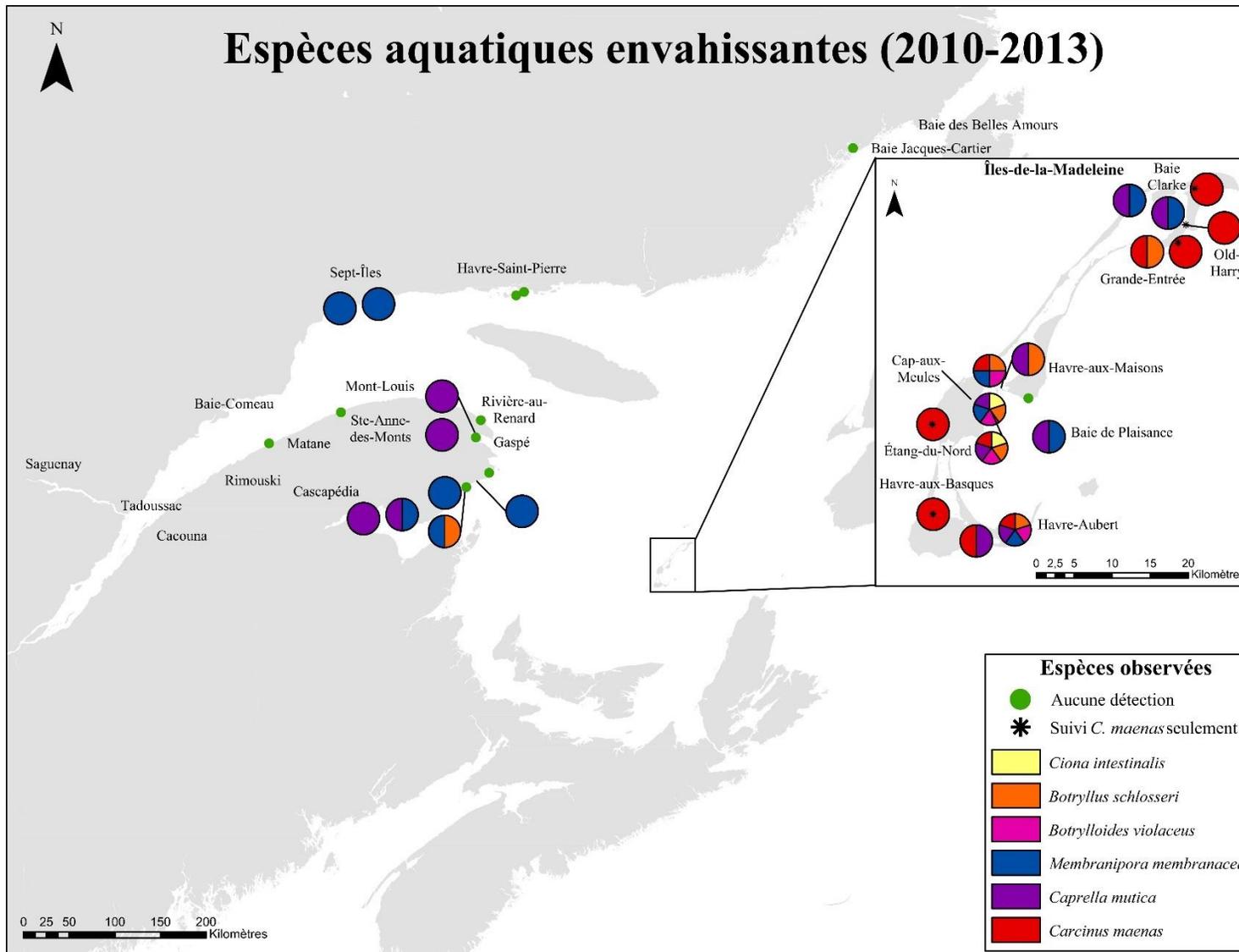


Figure 2B. Carte de distribution des espèces aquatiques envahissantes observées dans les différents sites de monitoring au cours de la période 2010–2013.

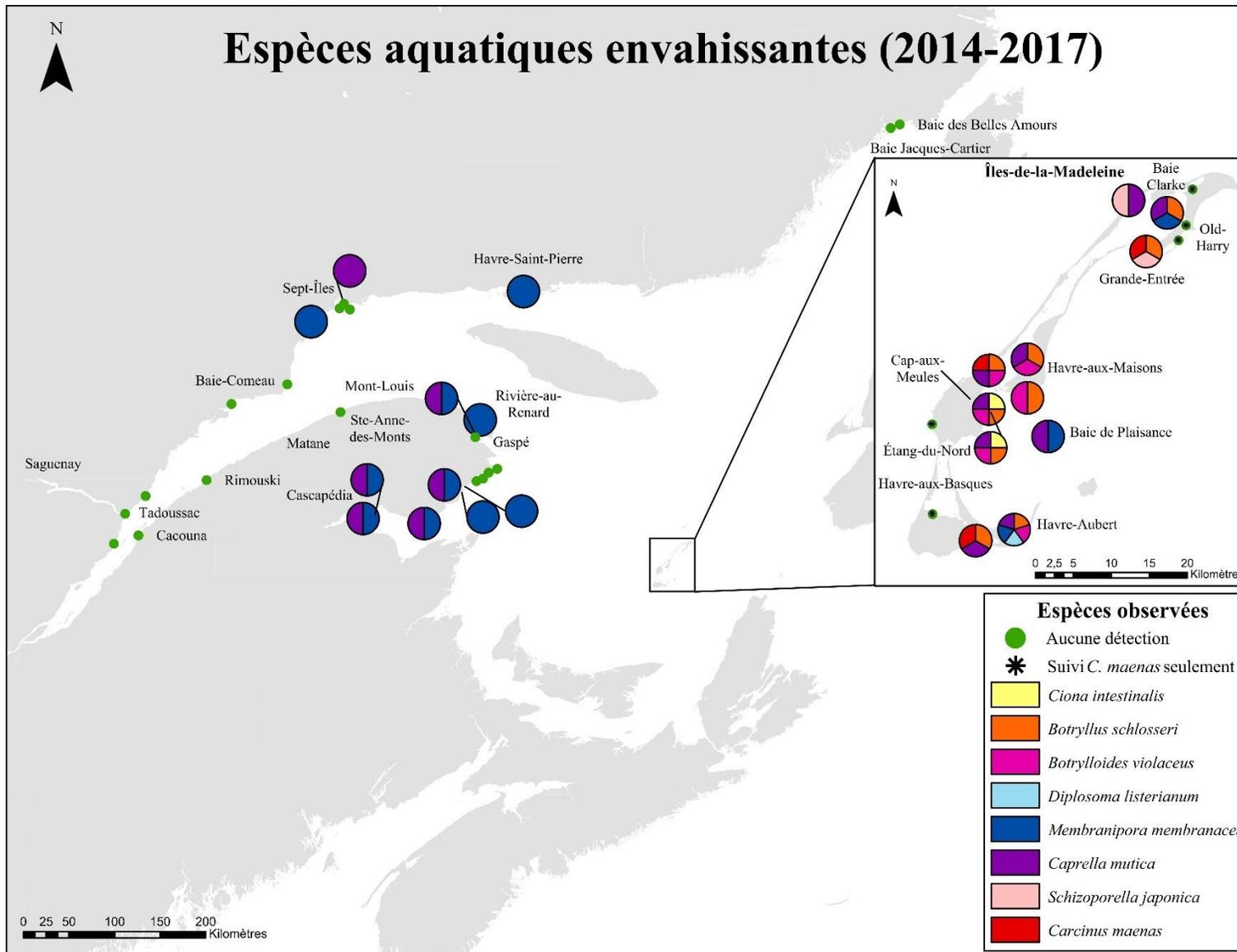


Figure 2C. Carte de distribution des espèces aquatiques envahissantes observées dans les différents sites de monitoring au cours de la période 2014–2017.

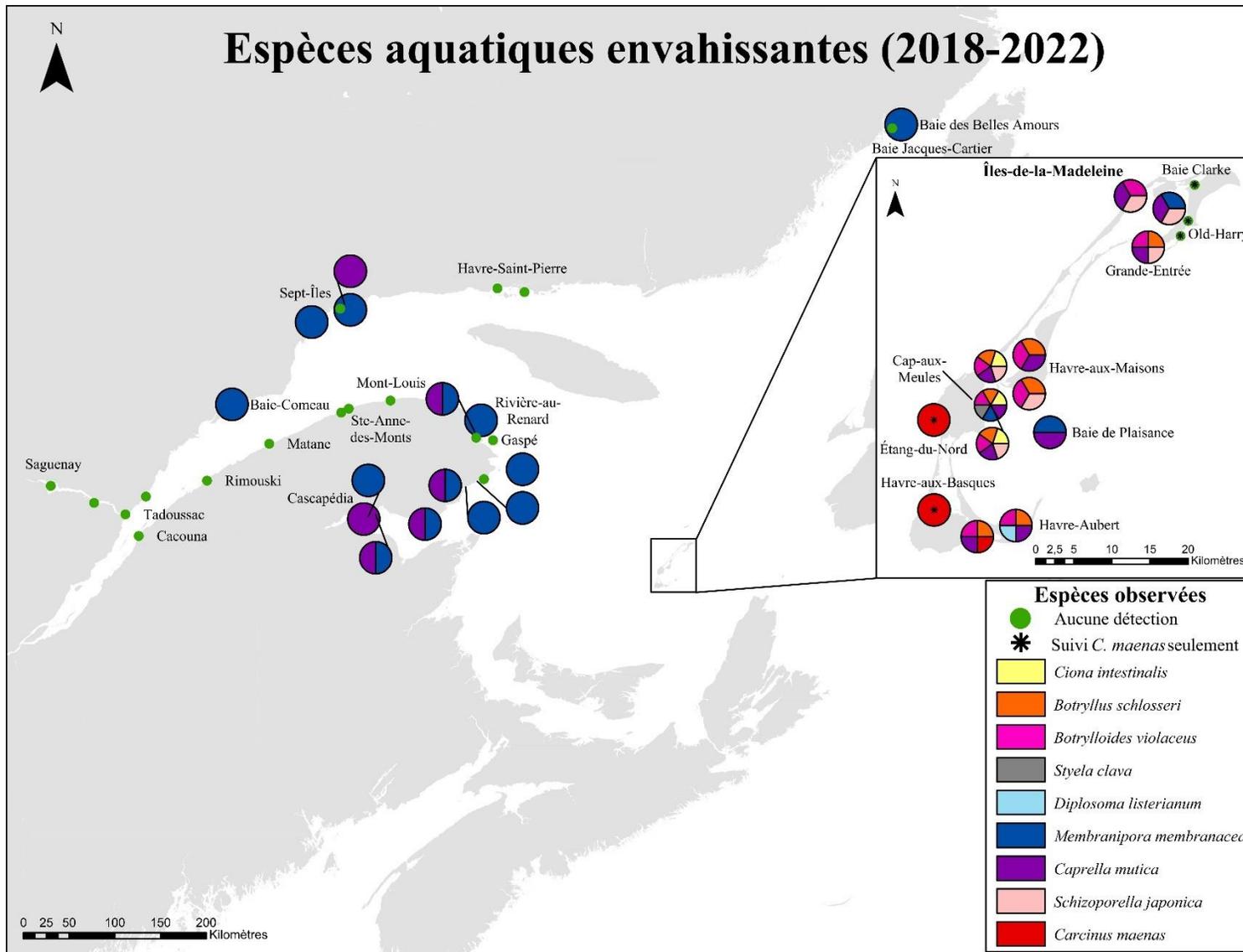


Figure 2D. Carte de distribution des espèces aquatiques envahissantes observées dans les différents sites de monitoring au cours de la période 2018–2022.

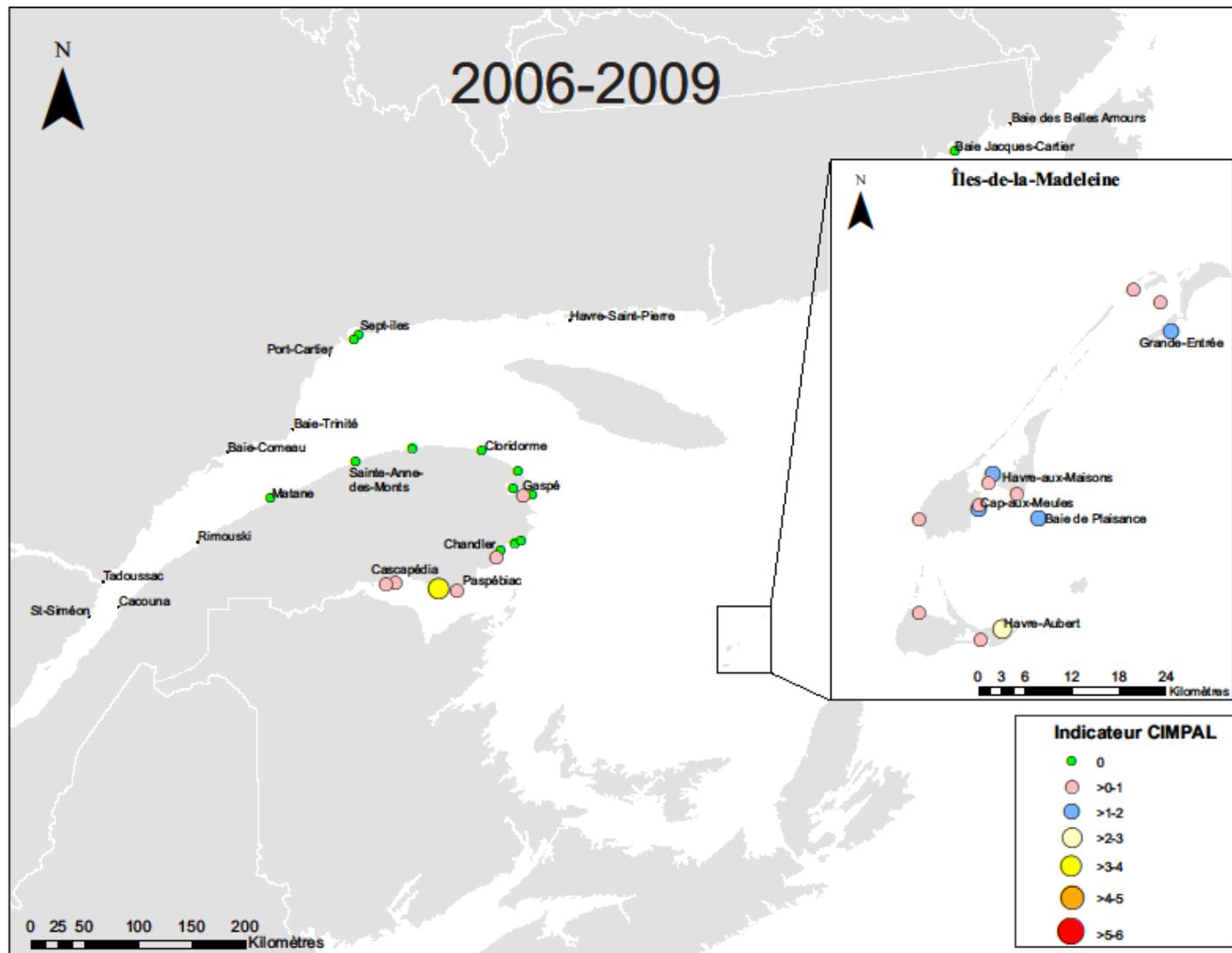


Figure 3A. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2006–2009.

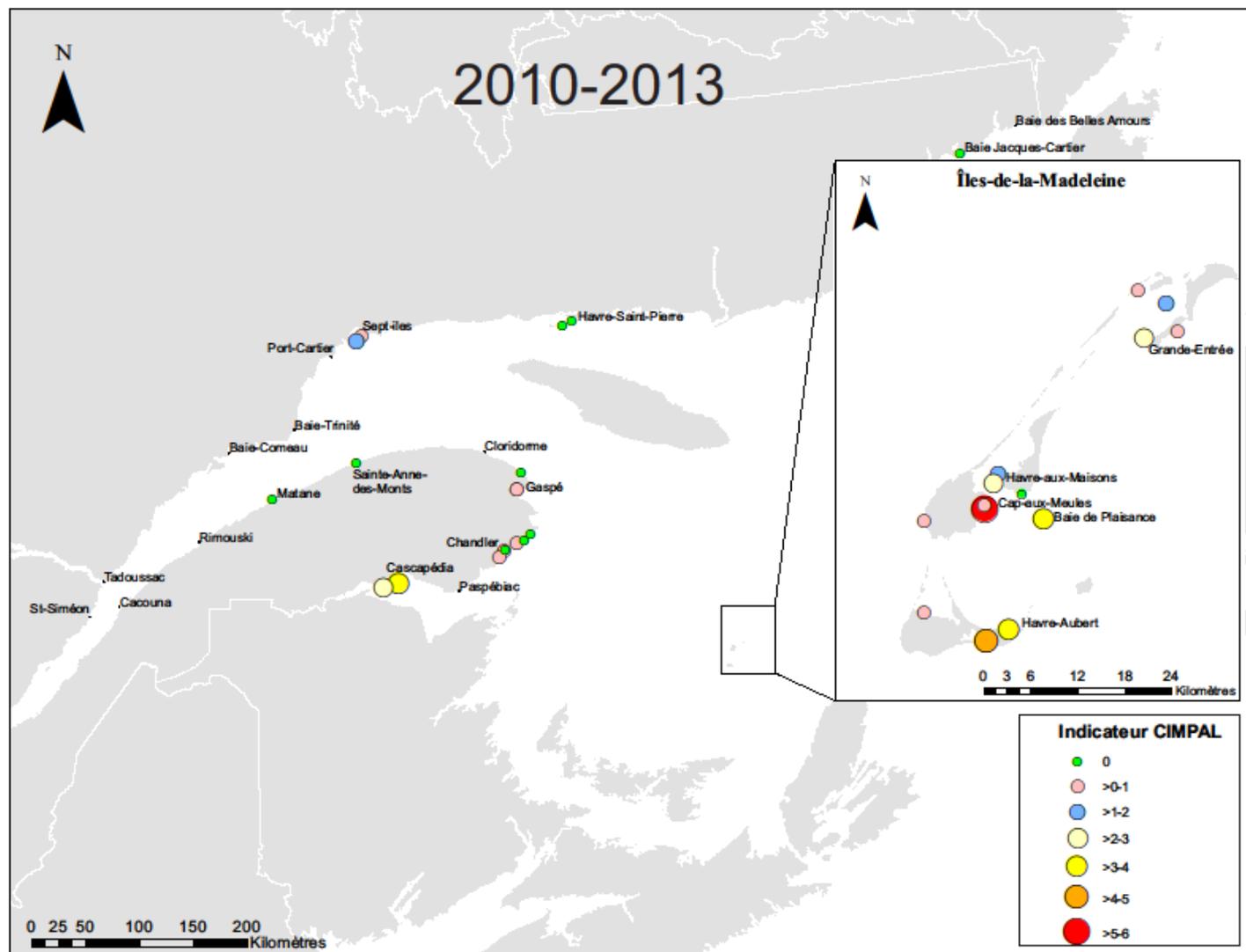


Figure 3B. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2010–2013.

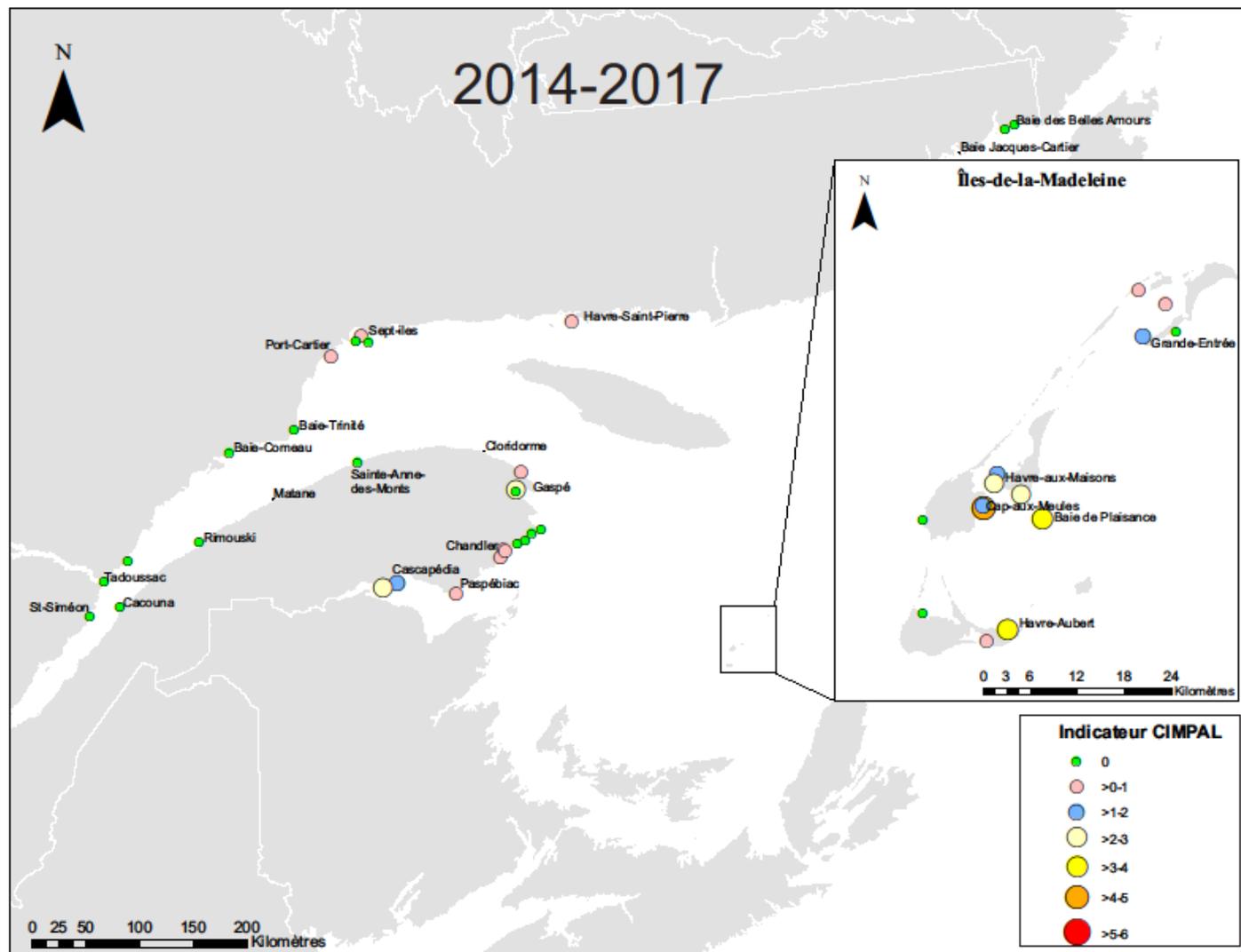


Figure 3C. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2014–2017.

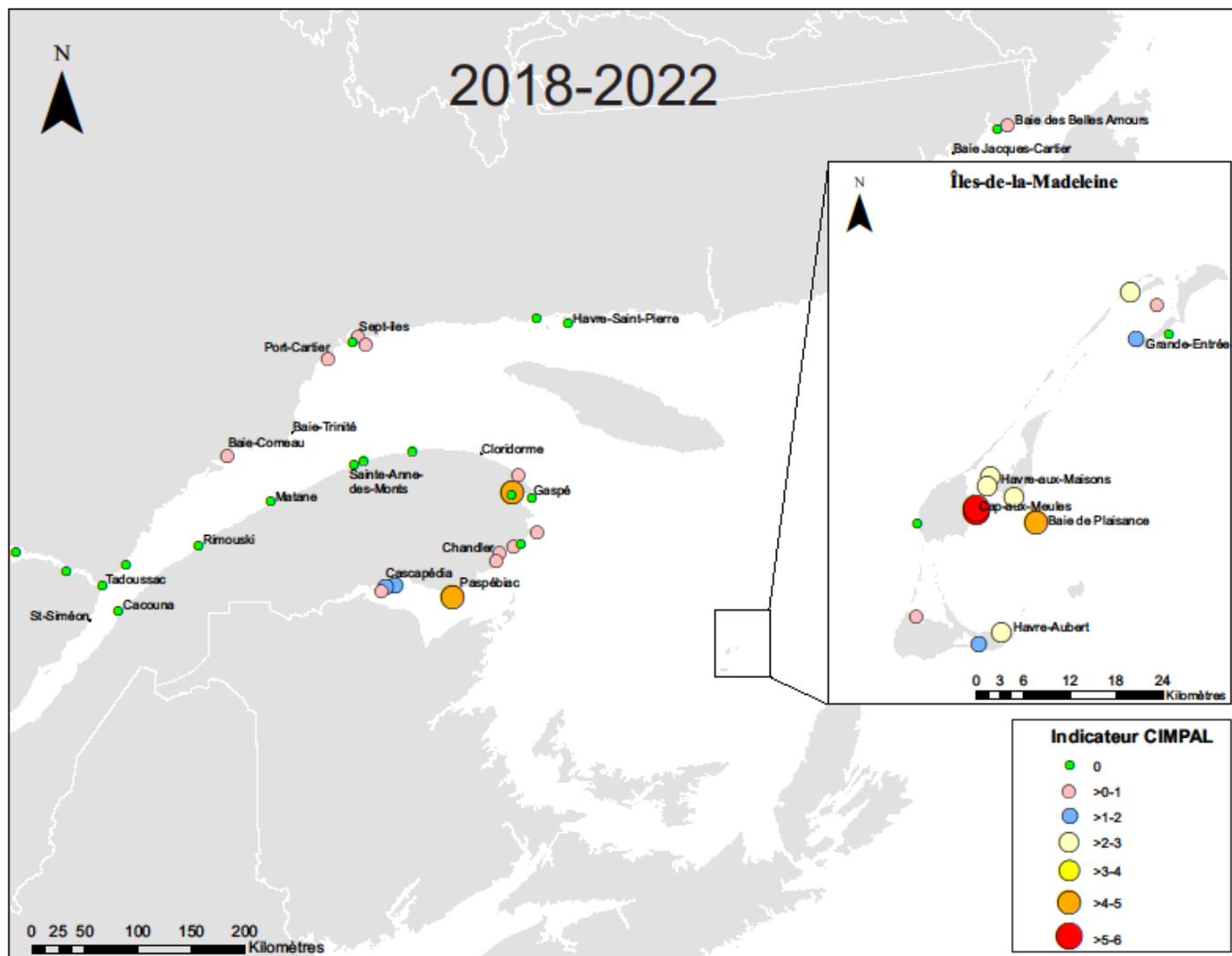


Figure 3D. Carte des indicateurs CIMPAL par site d'échantillonnage pour la période 2018–2022.

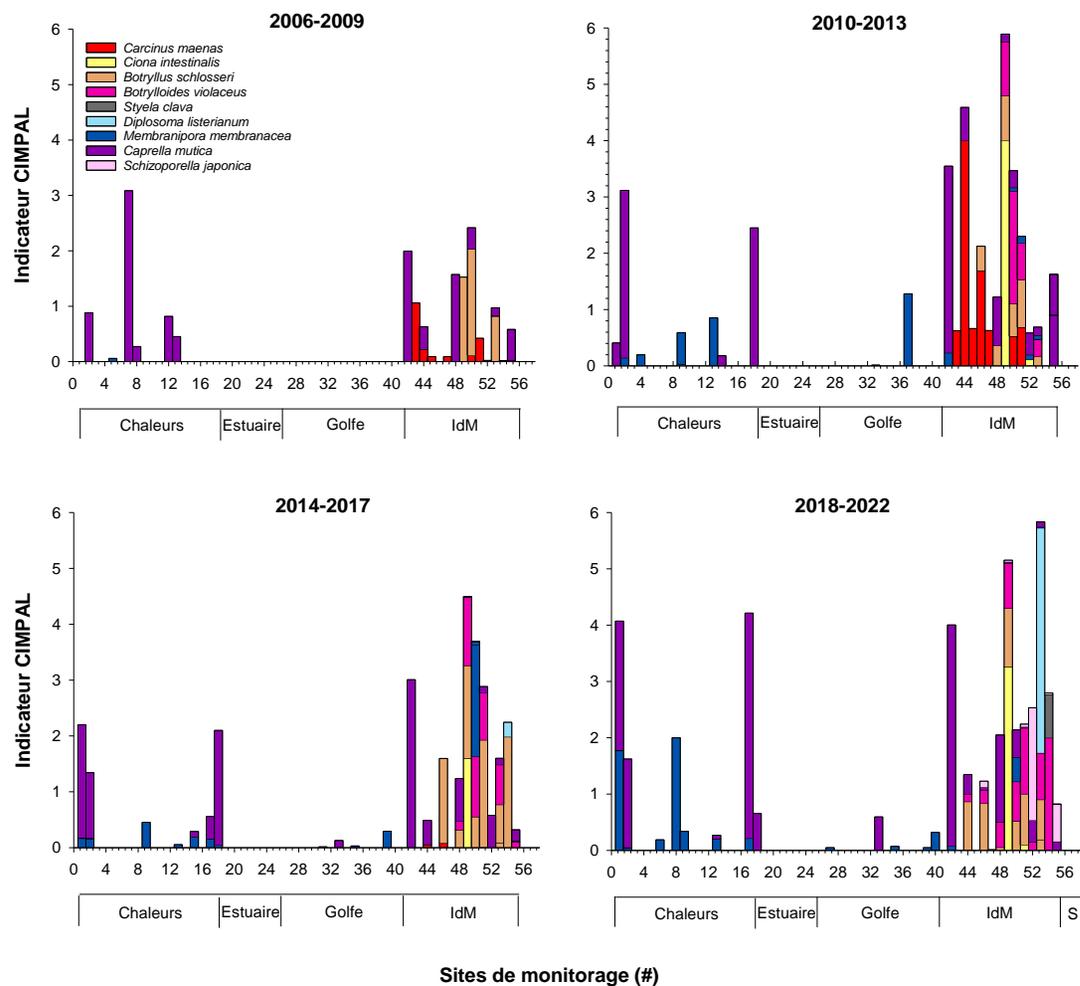


Figure 4. Indicateurs CIMPAL des différents sites de monitoring et proportion de chaque EAE pour les quatre périodes d'échantillonnage (2006–2009, 2010–2013, 2014–2017 et 2018–2022). Chaleurs : baie des Chaleurs, Estuaire : estuaire du Saint-Laurent, Golfe : golfe du Saint-Laurent, IDM : Îles-de-la-Madeleine, S : fjord du Saguenay. Voir tableau 1 pour l'identification des sites de monitoring (#).

Non-metric MDS

Transform: Fourth root
Resemblance: S17 Bray-Curtis similarity (+d)

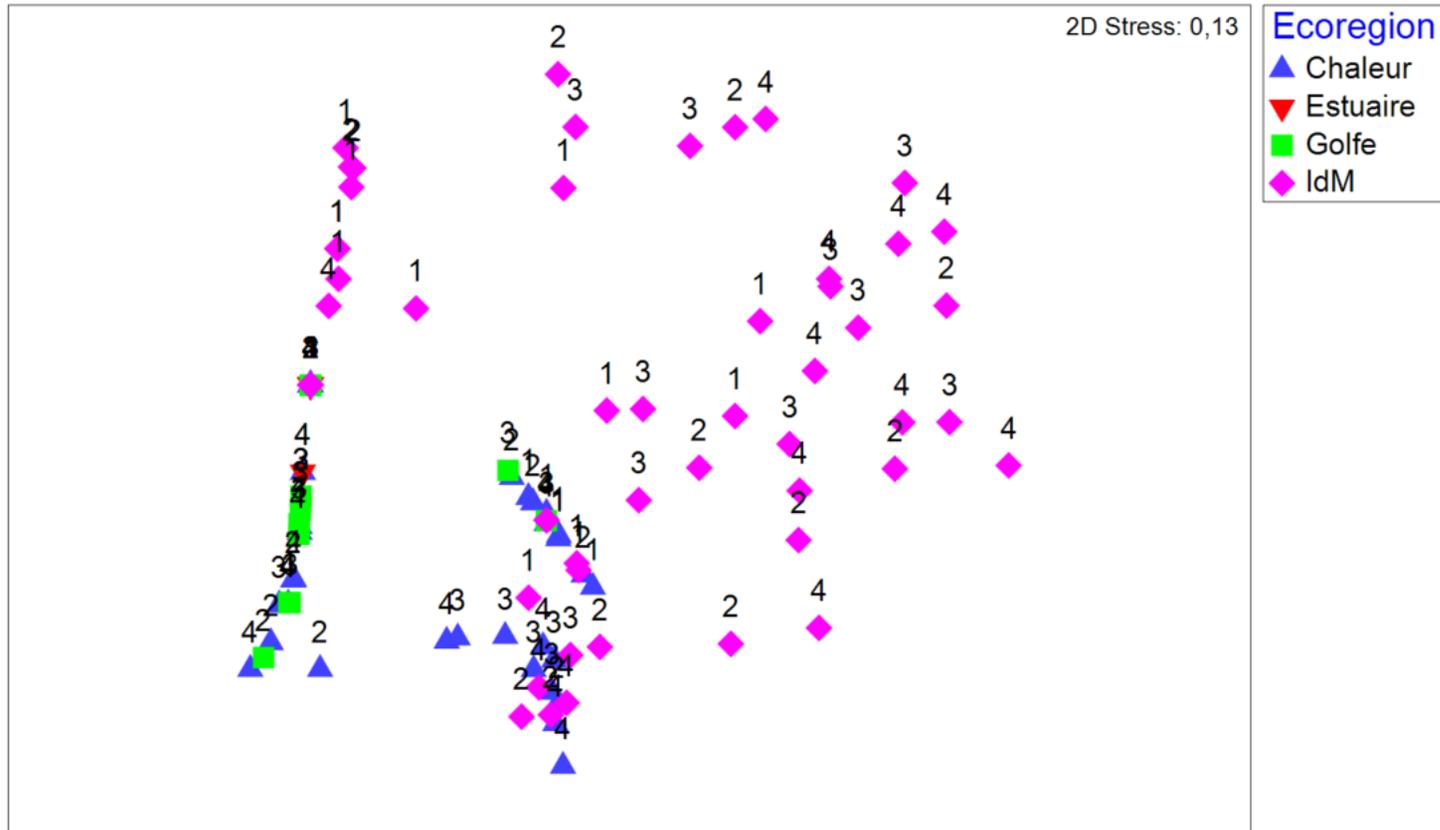
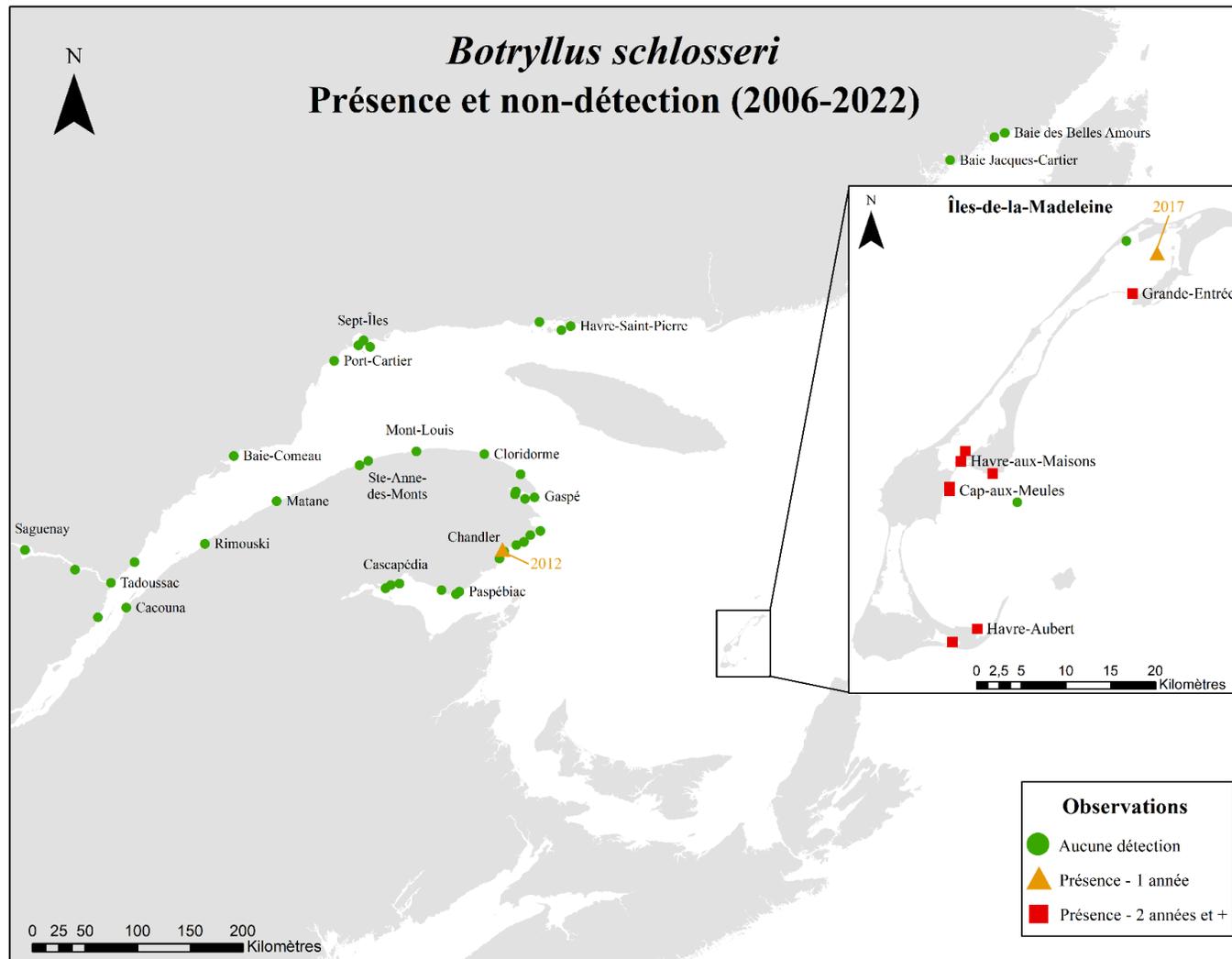
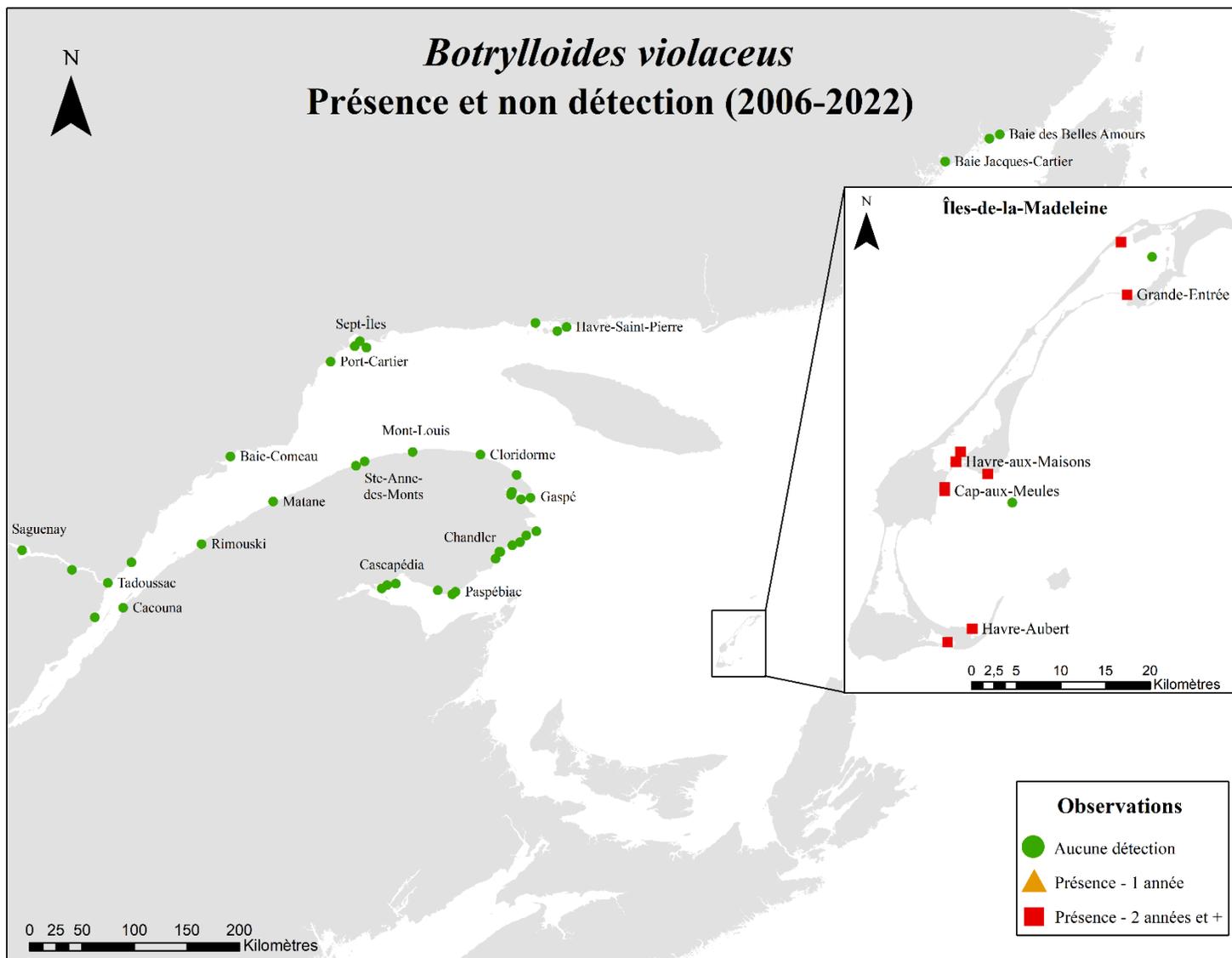


Figure 5. Ordination non-métrique multidimensionnelle (MDS) de l'abondance moyenne pondérée des espèces aquatiques envahissantes pour 4 écorégions et 4 périodes d'échantillonnage. Chaleur : baie des Chaleurs, Estuaire : Estuaire du Saint-Laurent, Golfe : Golfe du Saint-Laurent, IdM : Îles-de-la-Madeleine, 1 : 2006–2009, 2 : 2010–2013, 3 : 2014–2017 et 4 : 2018–2022.

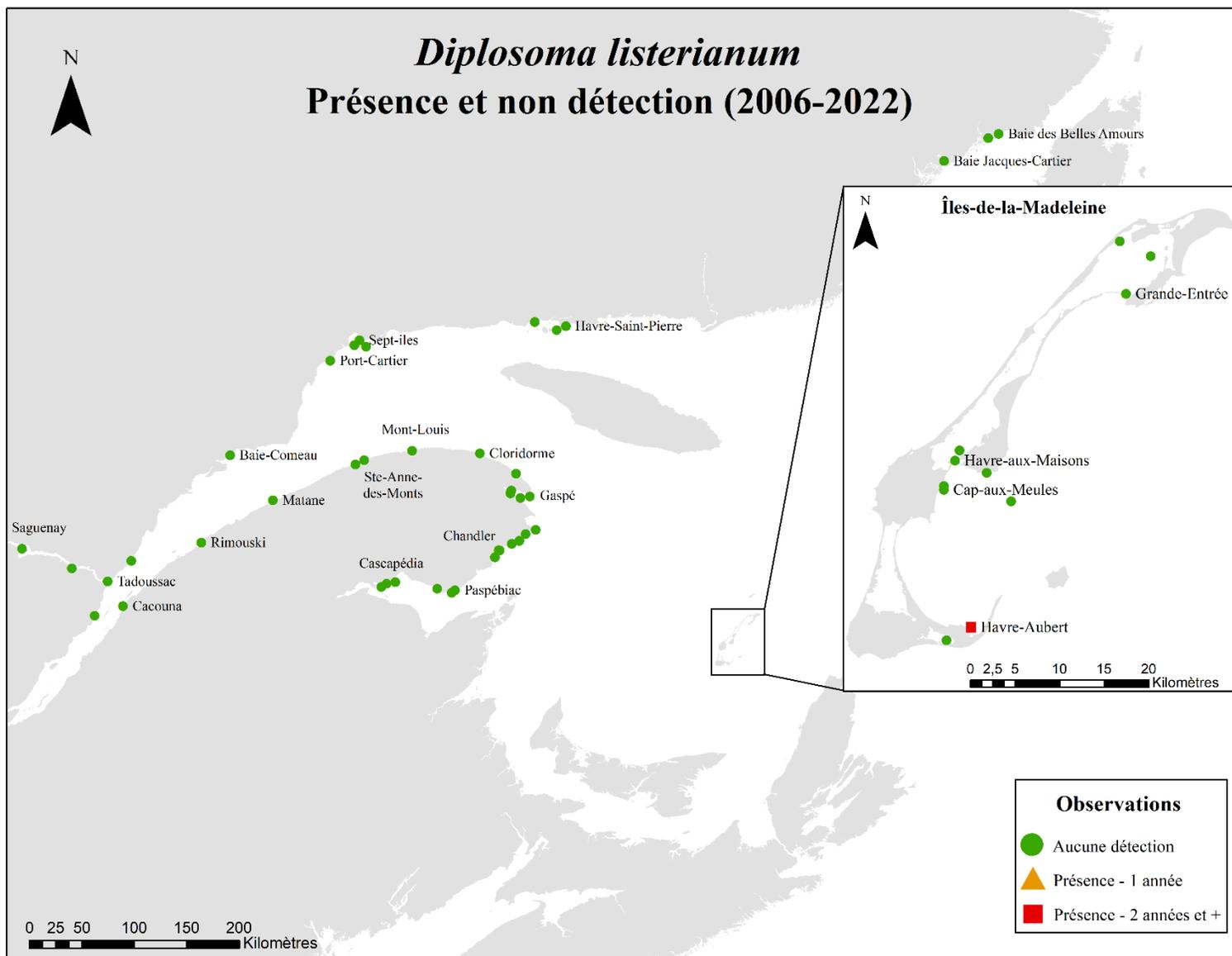
ANNEXES



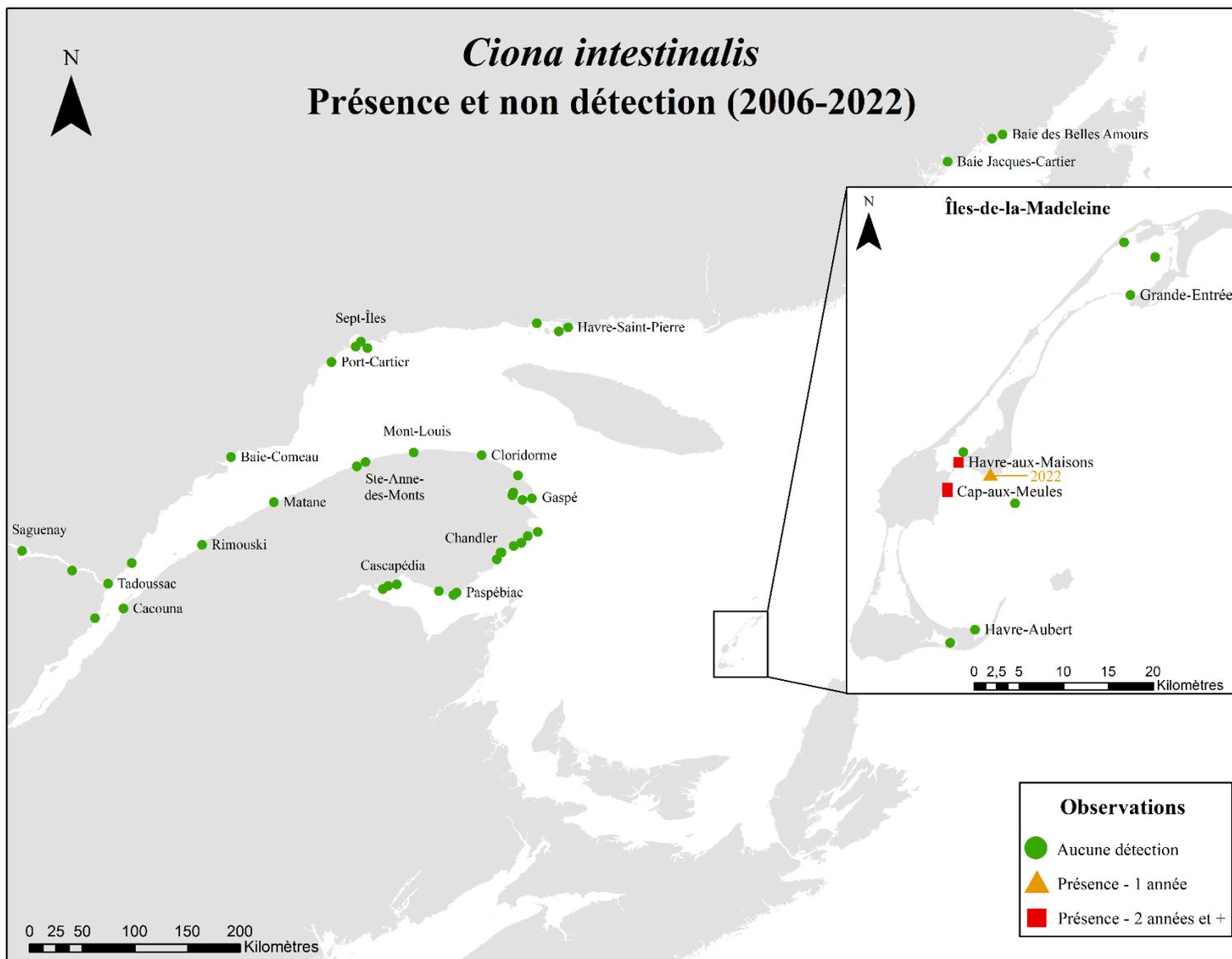
Annexe 1. Carte de distribution du botrylle étoilé (*Botryllus schlosseri*) au Québec (2006–2022).



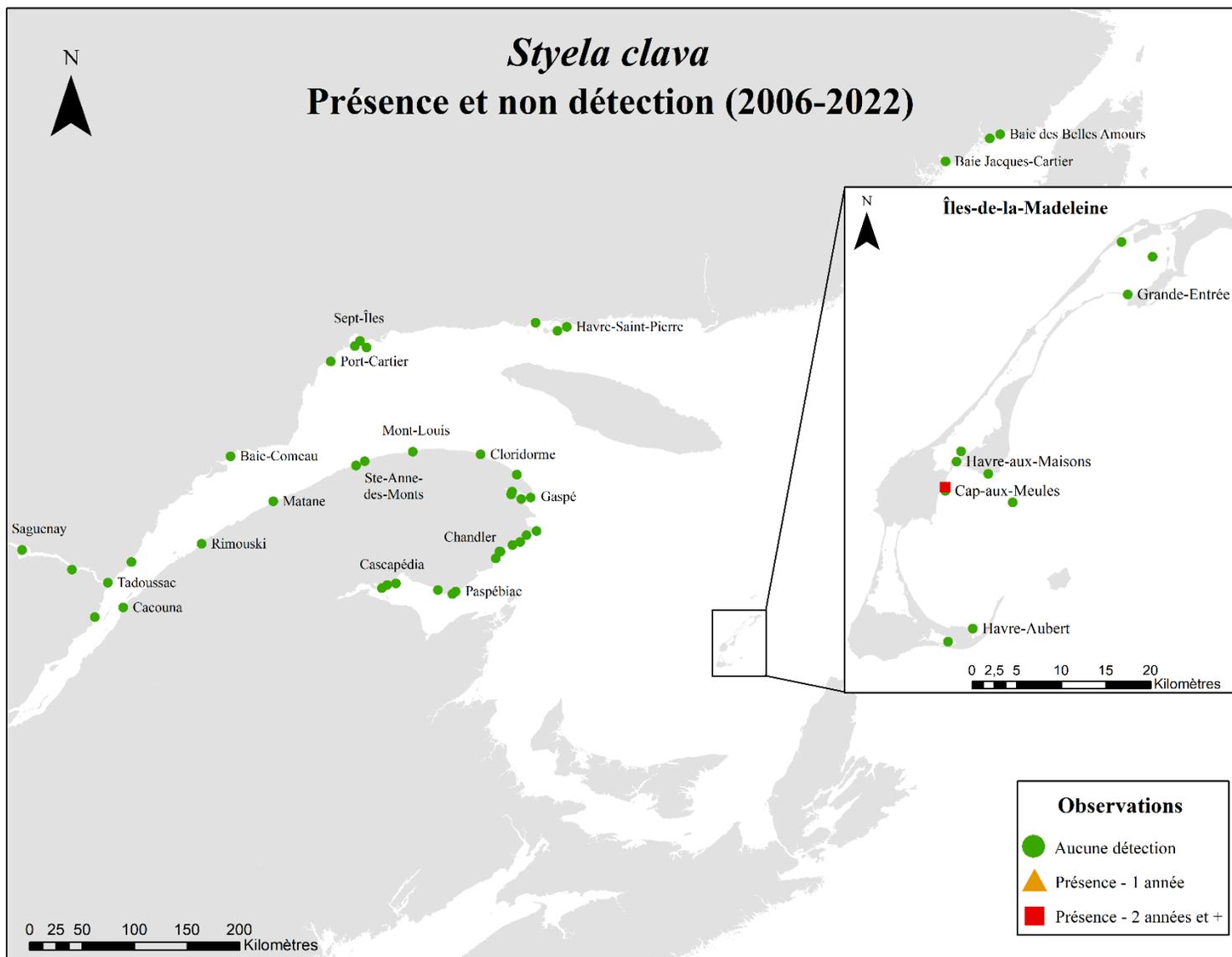
Annexe 2. Carte de distribution du botrylloïde violet (*Botrylloides violaceus*) au Québec (2006–2022).



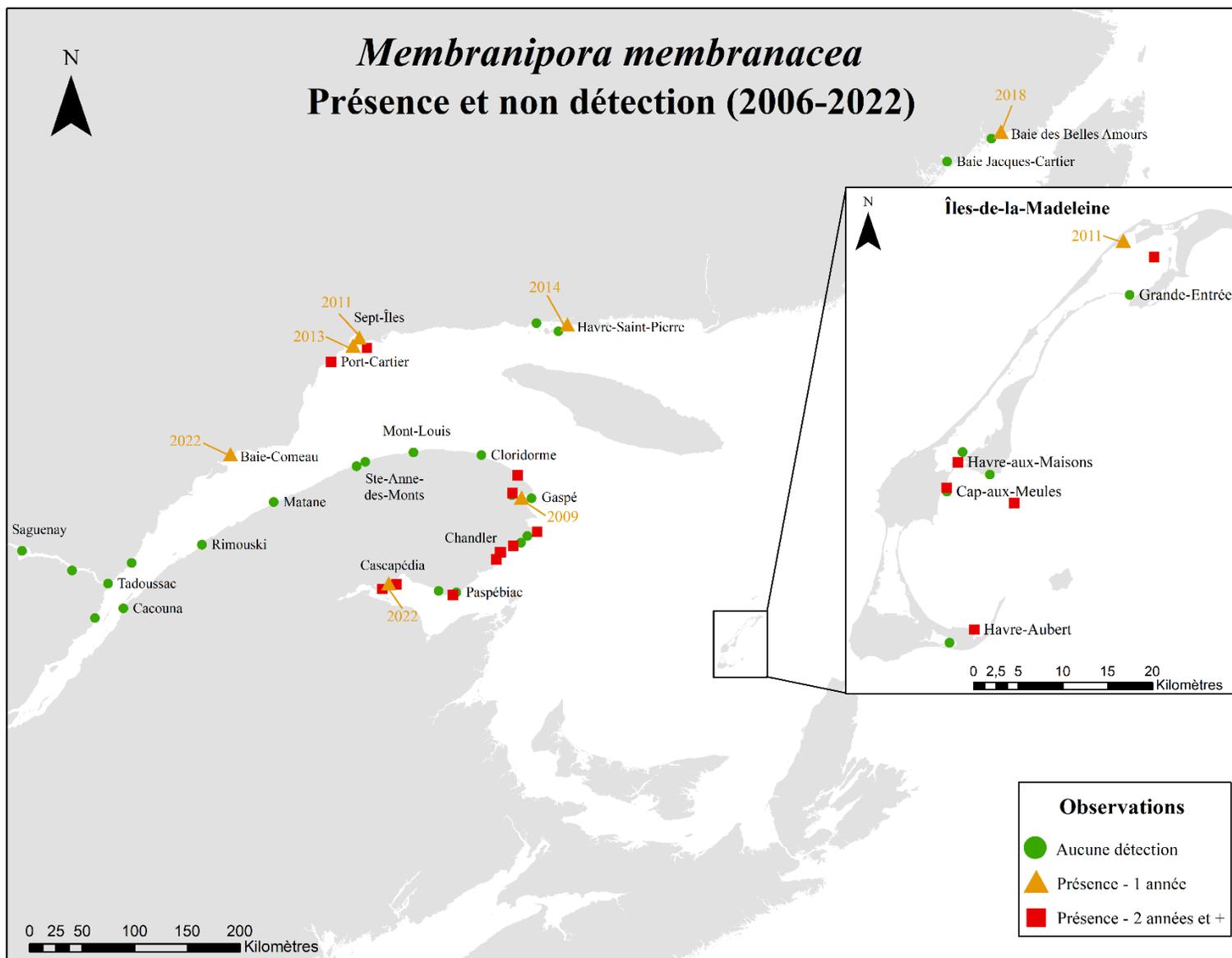
Annexe 3. Carte de distribution du *Diplosoma* (*Diplosoma listerianum*) au Québec (2006–2022).



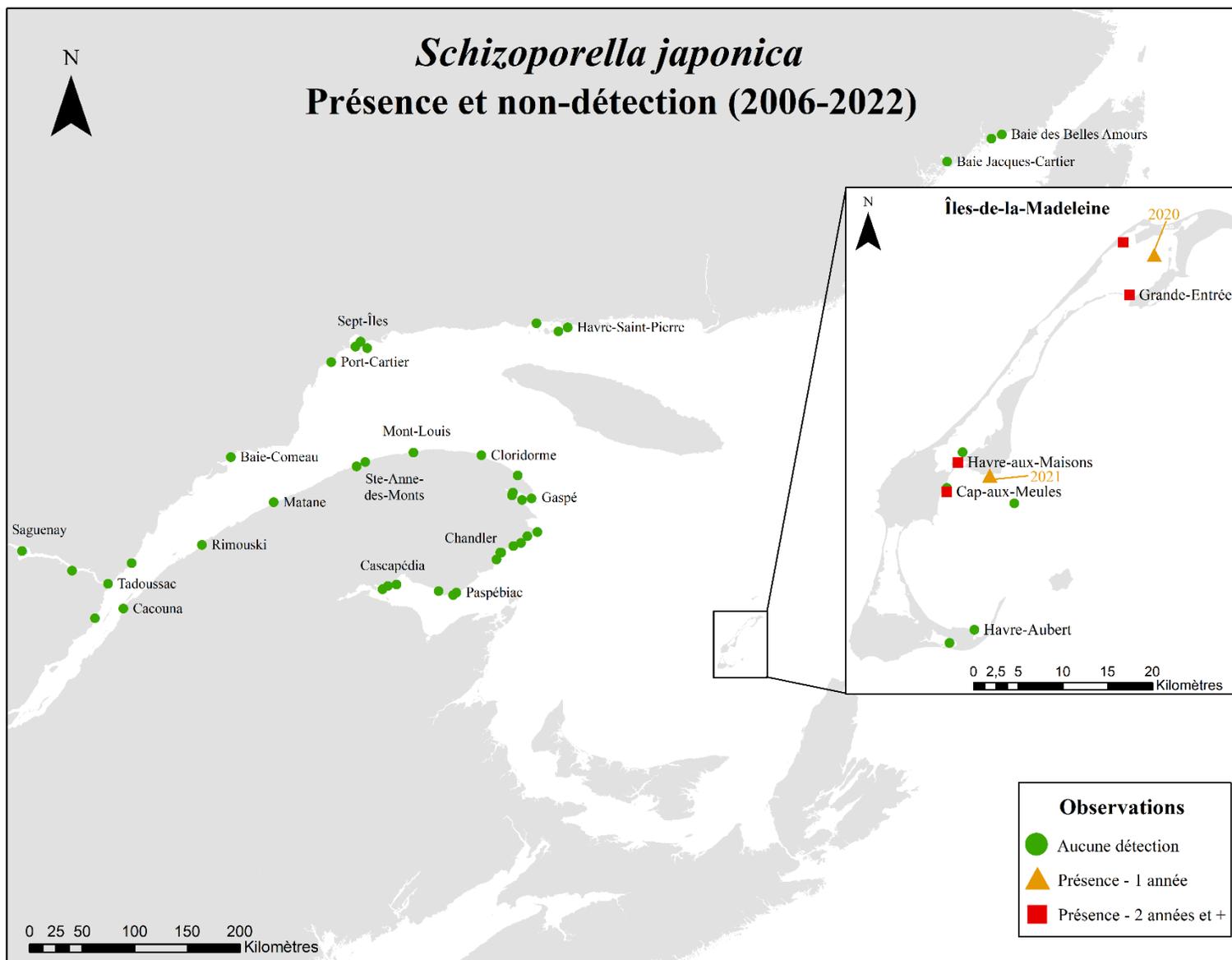
Annexe 4. Carte de distribution de l'ascidie jaune (*Ciona intestinalis*) au Québec (2006–2022).



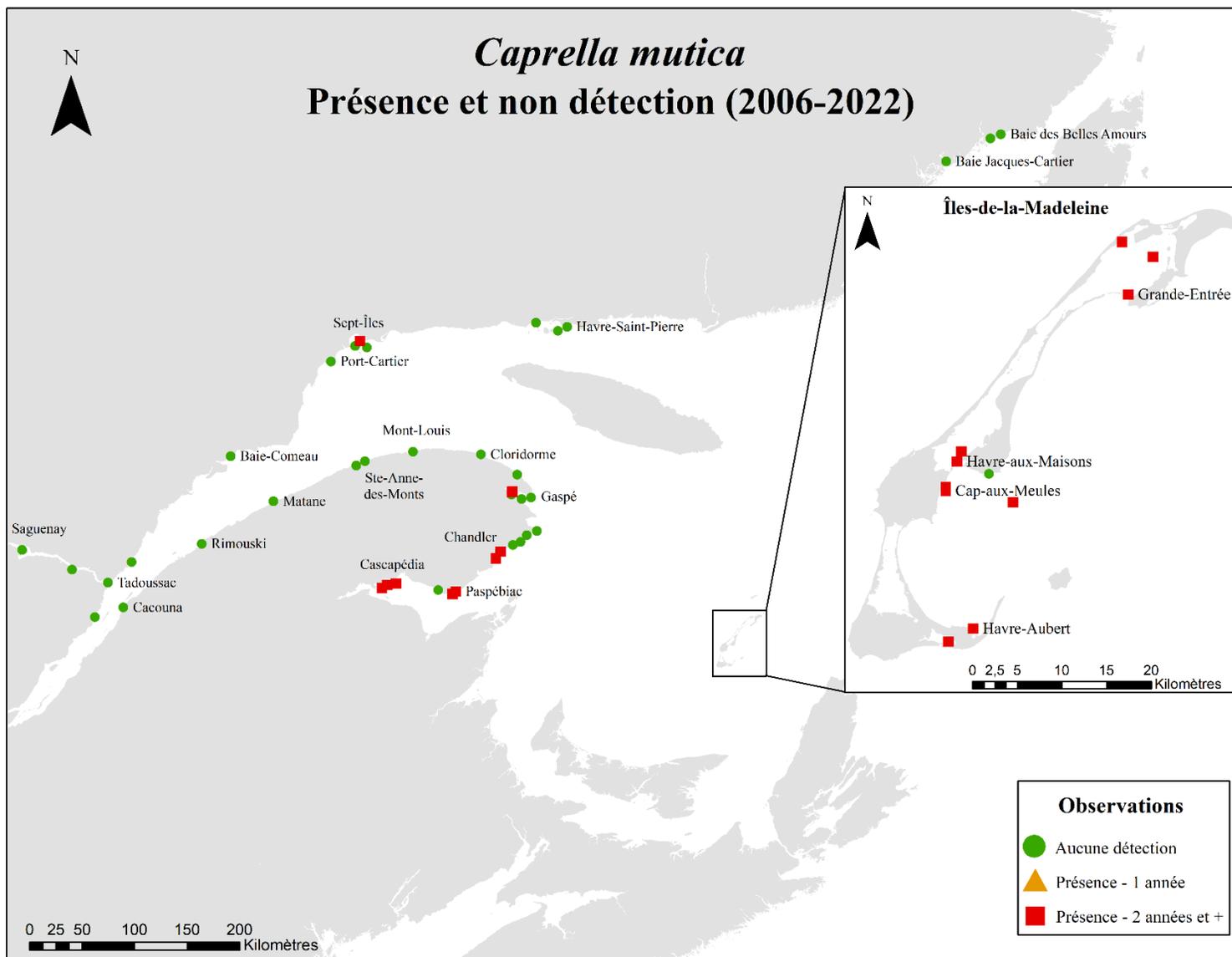
Annexe 5. Carte de distribution de l'ascidie plissée (*Styela clava*) au Québec (2006–2022).



Annexe 6. Carte de distribution du Membranipore (*Membranipora membranacea*) au Québec (2006–2022).



Annexe 7. Carte de distribution du bryozoaire à stries oranges (*Schizoporella japonica*) au Québec (2006–2022).



Annexe 8. Carte de distribution de la caprelle japonaise (*Caprella mutica*) au Québec (2006–2022).