



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2020/003

Région de la capitale nationale

Effacité de l'échange d'eau de ballast plus traitement comme mécanisme pour réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens

D. Andrew R. Drake, Johanna N. Bradie, Dawson Ogilvie, Oscar Casas-Monroy et Sarah A. Bailey

Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Pêches et Océans Canada
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7S 1A1

Avant-propos

Cette série documente le fondement scientifique de l'évaluation des ressources et des écosystèmes aquatiques au Canada. À ce titre, il traite des questions du jour dans les délais requis et les documents qu'il contient ne sont pas des déclarations définitives sur les sujets traités, mais plutôt des rapports d'étape sur les enquêtes en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020
ISSN : 1919-5044

La présente publication doit être citée comme suit :

Drake, D.A.R., Bradie, J.N., Ogilvie, D., Casas-Monroy, O., et Bailey, S.A. 2020. Efficacité de l'échange d'eau de ballast plus traitement comme mécanisme pour réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/003. viii + 65 p.

Aussi disponible en anglais :

Drake, D.A.R., Bradie, J.N., Ogilvie, D., Casas-Monroy, O., and Bailey, S.A. 2020. Effectiveness of Ballast Water Exchange plus Treatment as a Mechanism to Reduce the Introduction and Establishment of Aquatic Invasive Species in Canadian Ports. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/003. viii + 60 p.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES TABLEAUX.....	V
LISTE DES FIGURES.....	VI
RÉSUMÉ	VIII
INTRODUCTION	1
ÉCHANGE DES EAUX DE BALLAST	2
SYSTÈMES DE GESTION DES EAUX DE BALLAST.....	3
ÉCHANGE PLUS TRAITEMENT	4
OBJECTIF.....	5
MÉTHODES	6
ZONE D'ÉTUDE.....	6
SOURCES DE DONNÉES DE NAVIGATION ET BIOLOGIQUES	6
APPROCHE MÉCANISTE FONDÉE SUR LE MODÈLE POUR ESTIMER LE TAUX D'ÉTABLISSEMENT DES ESPÈCES AU CANADA.....	7
SIMULATION DE L'ACTIVITÉ DE NAVIGATION	7
ESTIMATION DE L'ARRIVÉE DES ESPÈCES	8
ESTIMATION DE LA SURVIE DES ESPÈCES.....	10
ESTIMATION DE L'ÉTABLISSEMENT	10
MODÉLISATION DES SCÉNARIOS DE GESTION	11
SIMULATIONS DU MODÈLE	12
CALIBRAGE DU MODÈLE ET NORMALISATION DES RÉSULTATS.....	13
ANALYSE DE SENSIBILITÉ	13
RÉSULTATS.....	14
TOUTES LES VOIES DE NAVIGATION : ESPÈCES PAR ANNÉE	14
VOIE INTERNATIONALE DU PACIFIQUE.....	14
VOIE INTERNATIONALE DE L'ATLANTIQUE.....	15
VOIE INTERNATIONALE DES GRANDS LACS ET DU FLEUVE SAINT-LAURENT	15
VOIE INTERNATIONALE DE L'ARCTIQUE.....	16
VOIE INTÉRIEURE DE L'ARCTIQUE.....	16
TOUTES LES VOIES DE NAVIGATION : SALINITÉ DES PAIRES DE PORTS D'ORIGINE ET DE DESTINATION.....	17
DISCUSSION.....	19
INCIDENCES DE LA GESTION DES EAUX DE BALLAST SUR LES RÉSULTATS ÉCOLOGIQUES.....	19
CONFIRMATION SUR LE TERRAIN	21
SENSIBILITÉ DU MODÈLE	22
SOURCES D'INCERTITUDE	23
CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA RÉEXÉCUTION DU MODÈLE	24
ÉCHANGE DES EAUX DE BALLAST PLUS PROTOCOLES DE TRAITEMENT	25

CONCLUSION.....	25
RECOMMANDATIONS.....	26
RÉFÉRENCES CITÉES.....	27
TABLEAUX.....	34
FIGURES.....	38
ANNEXES.....	62
ANNEXE 1.....	62
ANNEXE 2.....	64
ANNEXE 3.....	65

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Le règlement D-2 sur les rejets d'eaux de ballast de la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires (OMI 2004; Tableau 1, Casas-Monroy et al. 2014).	34
Tableau 2. Scénarios de stratégies de gestion examinés dans la présente étude.	34
Tableau 3. Voies de navigation examinées dans cette étude. Voir la figure 1 pour une carte des frontières géographiques des régions canadiennes.	35
Tableau 4. Taille de l'échantillon des voyages ($n = 2\ 978$) et des ports pour chaque combinaison de salinité dans une voie de navigation donnée. La taille de l'échantillon des ports d'origine et de destination est le premier et le deuxième nombre entre parenthèses, respectivement.....	36
Tableau 5. Nombre de distributions empiriques de l'abondance des espèces pour chaque voie de navigation.	36
Tableau 6. Sensibilité du modèle aux modifications des paramètres d'entrée. La variable de réponse est le pourcentage de changement dans le nombre prévu d'espèces qui s'établissent par décennie pour toutes les voies de navigation. Afin de déterminer la sensibilité du modèle, on a appliqué un changement de 25 % au volume de voyages de navire, à la densité moyenne μ de l'échantillon, aux paramètres moyens β non indigènes ou nuisibles et on a attribué au hasard les ports d'origine aux ports de destination dans chaque voie. De plus, la probabilité par propagule d'établissement (α) et l'effet D'Allee (c) ont été fixés à 0,05 et 2, respectivement, pour toutes les espèces.	37

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Les régions géographiques canadiennes avec les ports maritimes examinés dans la présente étude. Les quatre régions canadiennes d'intérêt sont le Pacifique, l'Atlantique, les Grands Lacs et le Fleuve Saint-Laurent (GLFSL) et l'Arctique. Les ports de destination ($n = 72$) inclus dans cette étude sont affichés par les marqueurs où leur couleur et leur taille représentent respectivement leur catégorie de salinité et le nombre d'arrivées de voyages par navire.38
- Figure 2. Distribution de la probabilité décrivant la densité de l'échantillon de zooplancton dans les voyages par navire à l'intérieur de chaque voie de navigation. La voie intérieure de l'Arctique a utilisé des données zooplanctoniques provenant de navires arrivant dans l'Arctique à partir du Canada atlantique (panneau inférieur droit) et des déplacements à l'intérieur des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL) (panneau inférieur gauche). Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.39
- Figure 3. Distribution de la probabilité décrivant la densité de l'échantillon de phytoplancton dans les voyages par navire à l'intérieur de chaque voie de navigation. Dans le cas de la voie internationale de l'Arctique et de la voie intérieure de l'Arctique, la distribution de la densité des échantillons de phytoplancton a été présumée équivalente à celle de la voie internationale de l'Atlantique. Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.....40
- Figure 4. Distribution de la probabilité décrivant la densité de population d'organismes dans un seul navire (unités de densité d'organismes par m^3), étant donné qu'une densité d'échantillonnage de $\lambda=10\ 000$ a été obtenue. Les résultats présentés proviennent de la voie internationale du Pacifique pour le zooplancton (D.A.R. Drake, Pêches et Océans Canada, données non publiées).41
- Figure 5. Répartition de la probabilité décrivant la proportion de zooplancton non indigène parmi la population totale de zooplancton parmi les voyages par navire à l'intérieur de chaque voie de navigation. La voie intérieure de l'Arctique a utilisé des données zooplanctoniques provenant de navires arrivant dans l'Arctique à partir du Canada atlantique (panneau inférieur droit) et des déplacements à l'intérieur des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL) (panneau inférieur gauche). Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.42
- Figure 6. Répartition de la probabilité décrivant la proportion de phytoplancton nuisible parmi la population totale de phytoplancton parmi les voyages par navire dans chaque voie de navigation. Dans le cas de la voie internationale de l'Arctique et de la voie intérieure de l'Arctique, la répartition des probabilités pour la proportion de phytoplanctons nuisible a été présumée équivalente à celle de la voie internationale de l'Atlantique. Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.43
- Figure 7. La courbe de la distance environnementale par rapport à la survie. $Pr(Y = 1)$ représente la probabilité de survie dans l'environnement de destination compte tenu de la distance environnementale qui représente le degré de similarité de la température et de la salinité entre les environnements d'origine et de destination. D'après Bradie et al. (2015), la distance environnementale a été calculée comme étant la distance euclidienne entre quatre variables environnementales (températures minimales, maximales et moyennes et salinité). La courbe de survie a été ajustée à l'aide d'un modèle binomial généralisé et linéaire avec des données pour 603 espèces aquatiques établies afin de déterminer la relation entre la distance environnementale et la survie.44

Figure 8. Exemples de la probabilité d'établissement fondée sur la probabilité d'établissement par habitant (α), la taille initiale de la population (N) et l'effet d'Allee (c). La probabilité d'établissement a été déterminée à l'aide de l'équation du Conseil national de recherches (2011, encadré 4-1).	45
Figure 9. La répartition des probabilités décrivant la probabilité d'établissement par habitant (α) pour de multiples espèces dans un réservoir de ballast. Cette répartition était identique pour tous les déplacements et toutes les voies.	46
Figure 10. Nombre attendu d'établissements d'espèces par décennie (NEpD) pour le zooplancton non indigène selon les différents scénarios de traitement. Chaque panneau représente une voie de navigation différente. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % amorcés de la moyenne d'établissements d'espèces par décennie sur 1 000 ans.	47
Figure 11. Nombre attendu d'établissements d'espèces par décennie (NEpD) pour le phytoplancton nuisible selon différents scénarios de traitement. Chaque panneau représente une voie de navigation différente. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % amorcés de la moyenne d'établissements d'espèces par décennie sur 1 000 ans.	48
Figure 12. Variation en pourcentage du NEpD nombre attendu d'établissements d'espèces par décennie pour le zooplancton non indigène et le phytoplancton nuisible pour chaque scénario de gestion par rapport à celui de l'échange seulement. Les scénarios de gestion où il n'y a pas eu de changement dans l'établissement d'espèces par décennie pour l'échange seulement sont indiqués par *	49
Figure 13. Variation en pourcentage de la probabilité prévue qu'au moins une espèce s'établisse par voyage (PEPV) pour le zooplancton non indigène, pour chaque scénario de gestion, par rapport à celui du scénario de non-gestion, pour les combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement, et * indique qu'il n'y a pas de changement dans la PEPV pour le scénario de non-gestion. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.	50
Figure 14. Variation en pourcentage de la probabilité attendue qu'au moins une espèce établisse par voyage (PEPV) pour le phytoplancton nuisible, pour chaque scénario de gestion, par rapport à celui de non-gestion, pour les combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement, et * indique qu'il n'y a pas de changement dans la PEPV pour le scénario de non-gestion. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.	53
Figure 15. Probabilité prévue qu'au moins une espèce s'établisse par voyage (PEPV) pour le zooplancton non indigène, pour la salinité des paires de ports d'origine et de destination dans chaque voie de navigation. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % de la moyenne de la PEPV sur 1 000 ans et * indique les scénarios qui ont zéro PEPV. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.....	56
Figure 16. Probabilité prévue qu'au moins une espèce s'établisse par voyage (PEPV) pour le phytoplancton nuisible, pour la salinité des paires de ports d'origine et de destination dans chaque voie de navigation. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % amorcés de la moyenne de la PEPV sur 1 000 ans et * indique les scénarios qui ont zéro PEPV. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.	59

RÉSUMÉ

Le mouvement de l'eau de ballast est une voie importante pour la dispersion des espèces aquatiques nuisibles. Dans le cadre d'un effort continu visant à mieux prévenir les invasions par cette voie à haut risque, la stratégie actuelle de gestion des échanges d'eau de ballast sera graduellement remplacée par la norme D-2 de l'Organisation maritime internationale sur le rendement des eaux de ballast, avec l'utilisation de systèmes de gestion des eaux de ballast à bord. Le gouvernement du Canada a proposé d'utiliser les échanges des eaux de ballast de concert avec les systèmes de gestion des échanges des eaux de ballast, car cette stratégie pourrait offrir une protection supplémentaire à certains écosystèmes. La recherche sur le rendement de cette stratégie est nécessaire à l'échelle nationale et dans différents types d'habitats, de sorte que des décisions éclairées puissent être prises sur sa mise en œuvre au Canada.

Cette étude a mené une analyse fondée sur un modèle pour estimer le taux d'invasion des espèces non indigènes de zooplancton et de phytoplancton nuisibles par le rejet d'eau de ballast au Canada dans le cadre de diverses stratégies de gestion du ballast, l'objectif étant d'évaluer le rendement relatif de l'échange plus traitement par rapport à l'échange seulement ou le traitement seulement. Quatre stratégies de gestion ont été modélisées : aucune gestion, l'échange des eaux de ballast, le traitement des eaux de ballast et l'échange plus traitement. Le traitement a été modélisé en appliquant la norme D-2 à la totalité ou à la moitié des voyages afin d'évaluer son efficacité en fonction de différents taux de conformité des rejets des eaux de ballast. Ces scénarios de gestion ont été appliqués à cinq voies de navigation au Canada (c'est-à-dire, la voie internationale du Pacifique, la voie internationale de l'Atlantique, la voie internationale des Grands Lacs et fleuve Saint-Laurent [GLFSL], la voie internationale de l'Arctique et la voie intérieure de l'Arctique). Les scénarios de gestion ont également été évalués selon la salinité des ports, étant donné que les conditions environnementales comme la salinité sont connues pour influencer sur l'efficacité des échanges des eaux de ballast.

L'efficacité de l'échange plus traitement par rapport au traitement seul variait selon les voies de navigation et les types d'habitats. Comme tous les navires adhéraient à la norme D-2, l'échange plus traitement était la stratégie de gestion la plus efficace pour atténuer les effets des établissements non indigènes de zooplancton dans la voie internationale des GLFSL et la voie internationale de l'Arctique, tandis que l'échange plus le traitement n'offrait pas de réduction supplémentaire des risques d'invasion pour l'un ou l'autre groupe taxonomique plutôt que le traitement seul pour les autres voies de navigation. Pour les combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination, l'échange plus traitement a permis la plus grande réduction du risque d'établissement d'espèces lorsque la source de ballast était de l'eau douce ou de l'eau saumâtre et que le port de destination était de l'eau douce, alors que l'efficacité de l'échange plus traitement et du traitement seul était similaire pour toutes les autres combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination. Lorsque la norme D-2 a été appliquée à seulement 50 % des voyages, l'échange plus traitement a considérablement réduit le risque d'établissement lorsque la source de ballast était de l'eau douce, quelle que soit la salinité de l'environnement destinataire.

INTRODUCTION

Les espèces aquatiques envahissantes (EAE) sont un important facteur de stress environnemental, qui a entraîné des changements fondamentaux dans les écosystèmes aquatiques du Canada au cours des 50 dernières années. Les répercussions des EAE peuvent être graves, car leurs impacts écologiques combinés à d'autres facteurs de stress environnementaux entraînent une perte de biodiversité locale et généralisée, notamment en menaçant les populations d'espèces en péril et d'espèces économiquement précieuses (Mills et al. 1993; Mack et al. 2000; Dextrase et Mandrak 2006). Il existe de nombreuses voies par lesquelles les EAE sont introduites au-delà de leur aire de répartition naturelle, par exemple par la voie maritime commerciale (Casas-Monroy et al. 2014), la navigation de plaisance (Drake et al. 2017) et les industries du commerce vivant (Marson et al. 2009; Bradie et al. 2013; Drake et Mandrak 2014).

La navigation commerciale est une voie d'invasion importante, en grande partie due au mouvement des eaux de ballast; la plupart des grands navires commerciaux contrôlent leur mouvement et leur stabilité en utilisant les eaux de ballast (CNRC, 1996). Lors des déchargements de cargaison, l'eau du port et, par inadvertance, les espèces aquatiques sont pompées dans des réservoirs de ballast, qui sont ensuite transportés dans des régions qui autrement ne recevraient pas les organismes par dispersion naturelle. Pendant les opérations de chargement de la cargaison, les eaux de ballast sont déversées, libérant de l'EAE dans de nouveaux écosystèmes. Certaines espèces qui sont prises à bord des navires peuvent survivre au déplacement et, une fois libérées à destination, un sous-ensemble de ces espèces peut trouver des conditions environnementales favorables à la survie et à la reproduction.

Les impacts écologiques et économiques importants causés par les invasions provoquées par le ballast ont incité les gouvernements et la communauté mondiale de la recherche à comprendre l'efficacité des stratégies de gestion fondées sur des données scientifiques afin de réduire la fréquence et l'abondance de l'arrivée des EAE (c'est-à-dire, la pression de propagule). Des progrès considérables ont été réalisés pour comprendre le rôle des eaux de ballast comme voie d'invasion, tant à l'échelle mondiale qu'au Canada (Ruiz et al. 2007; Bailey et al. 2012; Casas-Monroy et al. 2014). Selon les premières indications, la stratégie actuelle des échanges des eaux de ballast a réduit le taux d'établissement d'espèces non indigènes dans les écosystèmes canadiens à faible salinité (Bailey et al. 2011; Bailey et al. 2012; Casas-Monroy et al. 2014). Au cours des dernières années, des systèmes de gestion des eaux de ballast à bord ont été mis au point, en espérant que leur utilisation pourrait permettre de réduire de façon plus uniforme les risques d'invasion entre les différents milieux aquatiques canadiens (Casas-Monroy et al. 2014). Bien que les échanges des eaux de ballast et les systèmes de gestion des eaux de ballast puissent réduire considérablement l'arrivée d'organismes viables dans les écosystèmes aquatiques canadiens, il existe encore des probabilités d'arrivée non nulles (Cangelosi et al. 2011; Briski et al. 2013; Paolucci et al. 2015; Casas-Monroy et al. 2018). Par conséquent, le gouvernement du Canada a proposé que l'utilisation des systèmes de gestion des eaux de ballast de concert avec les échanges des eaux de ballast puisse assurer une plus grande protection de certains écosystèmes aquatiques (OMI 2010). Bien que les recherches limitées sur cette approche multidimensionnelle de la gestion des eaux de ballast aient montré des résultats prometteurs dans le cadre d'essais terrestres et à bord (Briski et al. 2013; Briski et al. 2015; Paolucci et al. 2015; Paolucci et al. 2017), des recherches supplémentaires sur son efficacité régionale sont nécessaires avant sa mise en œuvre au Canada.

ÉCHANGE DES EAUX DE BALLAST

Depuis l'ouverture de la Voie maritime du Saint-Laurent en 1959, qui a permis à de gros navires transocéaniques de monter le fleuve Saint-Laurent jusqu'aux ports des Grands Lacs, le rejet des eaux de ballast a été la principale voie d'introduction des EAE dans les Grands Lacs laurentiens (Ricciardi 2006). Afin de réduire les taux d'invasion dans cette voie hautement prioritaire, le gouvernement du Canada a introduit les échanges des eaux de ballast à titre de mesure volontaire pour les navires entrant dans cette région en 1989, qui ont été étendus à toutes les eaux canadiennes en 2000, puis rendus obligatoires en 2006 (Transports Canada, 2007).

Le règlement canadien stipule que les échanges des eaux de ballast doivent être exécutés à 200 milles marins de la rive la plus proche dans une eau d'une profondeur de $\geq 2\ 000$ mètres, doit avoir au moins 95 % d'efficacité d'échange et atteindre un niveau de salinité de 30 parties par billion, et les navires qui entrent dans les Grands Lacs doivent « rincer » les citernes de ballast avec de l'eau océanique à une norme déterminée (Transports Canada, 2007). Les exigences canadiennes de 2006 en matière d'échanges des eaux de ballast varient selon la zone géographique dans laquelle un navire opère (c'est-à-dire les zones d'exemption des échanges des eaux de ballast), les conditions météorologiques et le type de navire (consulter Transports Canada, 2007 pour de plus amples détails). D'autres zones d'échange situées dans la zone d'exclusion économique du Canada (ZEE) permettent les échanges des eaux de ballast côtiers pour certains voyages nationaux et internationaux (Transports Canada, 2007).

L'échange des eaux de ballast est le processus de rejet d'eau de ballast en mer, et de remplissage des réservoirs de ballast avec de l'eau saline océanique, dans le but de réduire l'abondance d'espèces côtières ou d'eau douce nuisibles dans les réservoirs de ballast. L'échange des eaux de ballast utilise la différence environnementale en exposant les organismes à des conditions environnementales dans lesquelles ils peuvent avoir une forte probabilité de mortalité. Ceci se fait par l'intermédiaire de : 1) la purge d'organismes côtiers et d'eau douce, à haut risque d'invasion dans les réservoirs de ballast, dans les eaux au milieu de l'océan où leur survie est faible (Ruiz et al. 2007; Reid 2012); 2) l'exposition d'organismes résiduels à des changements importants et brusques de salinité après l'échange qui sont mortels pour la plupart des espèces d'eau douce et certaines espèces côtières (Reid 2012); et, 3) la prise d'espèces de milieu océanique pendant l'échange, avec une faible probabilité de survie lorsqu'elles sont rejetées dans les écosystèmes d'eau douce et les écosystèmes côtiers de destination (Reid 2012).

Étant donné que l'échange des eaux de ballast repose sur l'exploitation de l'effet des fluctuations environnementales sur la condition physique des organismes, l'efficacité des échanges des eaux de ballast varie selon les différents types d'habitats. L'échange des eaux de ballast est le plus efficace pour protéger les milieux d'eau douce, car c'est là que la différence environnementale est la plus marquée (Casas-Monroy et al. 2014), en particulier lorsque la source de ballast est aussi d'eau douce (Santagata et al. 2008; Ellis et MacIsaac, 2009; Bailey et al. 2011). L'échange des eaux de ballast peut réduire la concentration d'organismes d'eau douce jusqu'à 99,99 % en raison de la purge et du choc osmotique (Bailey et al., 2011). De plus, le nombre d'invasions observées dans les Grands Lacs laurentiens a diminué depuis que le rinçage des réservoirs de ballast et l'échange des eaux de ballast sont devenus obligatoires en 2006, et seulement trois rapports de nouvelles espèces probablement introduits par les eaux de ballast depuis 2007 (Bailey et al., 2011; USEPA 2017a, b; Cangelosi et al. 2018). Par rapport aux écosystèmes d'eau douce, l'échange des eaux de ballast est moins efficace pour protéger les écosystèmes côtiers contre les invasions causées par le ballast en raison de la réduction de différence environnementale (McCollin et al. 2008; Cordell et al. 2009; Simard et al. 2011; Roy et al. 2012, Adams et al. 2014; Linley et al. 2014; Casas-Monroy et al. 2016). Les espèces du

milieu de l'océan capturées au cours de l'échange des eaux de ballast – qui, à certains endroits ou saisons, peuvent être un nombre relativement important d'espèces – ont une probabilité plus élevée de survie dans les eaux côtières destinataires par rapport aux écosystèmes d'eau douce (Roy et al. 2012; Chan et al. 2015; Casas-Monroy et al. 2016). En outre, lorsque le port d'origine est de haute salinité, toute espèce résiduelle à haut risque qui n'est pas purgée pendant l'échange des eaux de ballast est plus susceptible de tolérer la salinité de l'eau de milieu marin après l'échange des eaux de ballast et peut bénéficier du renouvellement de l'oxygène dans les réservoirs de ballast (Reid, 2012; Bailey 2015). En raison des limites susmentionnées de l'échange des eaux de ballast, il a été considéré comme une solution à court terme jusqu'à ce que des stratégies de gestion plus efficaces, telles que des normes de rendement en matière de débit d'eau de ballast, puissent être utilisées (OMI 2018).

SYSTÈMES DE GESTION DES EAUX DE BALLAST

Dans le but fonctionnel de réduire le risque d'invasions en diminuant la pression de propagule d'EAE déchargées, la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires de l'Organisation maritime internationale (ci-après nommée la Convention), adoptée en 2004 et entrée en vigueur le 8 septembre 2017, fixe des limites à la concentration d'organismes qui peuvent être déversés dans les écosystèmes aquatiques, c'est-à-dire le Règlement D-2 (voir le tableau 1 pour plus de détails); OMI 2018). La Convention ne s'applique qu'aux navires opérant dans des juridictions internationales (à l'exclusion du transport maritime intérieur, à moins que le rejet de ces eaux de ballast ne soit déterminé à porter atteinte à l'environnement, à la santé humaine, aux biens ou aux ressources), et elle sera progressivement mise en œuvre au fil du temps en fonction de la taille et de l'âge du navire (OMI 2004). Dans l'intervalle, les navires doivent réaliser l'échange des eaux de ballast conformément au Règlement D-1. Les Parties à la Convention sont censées adhérer aux règlements établis par la Convention et elles conservent la capacité d'appliquer des règlements plus stricts dans leurs pays respectifs pour assurer une protection supérieure à leur environnement aquatique (OMI 2004).

Les systèmes de gestion des eaux de ballast à bord sont considérés comme la méthode la plus réaliste pour se conformer à la norme D-2; à lui seul, l'échange des eaux de ballast ne peut pas atteindre ces normes lorsque d'organismes océaniques sont entraînés dans les réservoirs pendant l'échange, ou que l'échange des eaux de ballast n'est peut-être pas réalisable sur le plan logistique pour les voyages côtiers en raison des contraintes de temps et de distance par rapport à la côte (Bailey et al., 2011; Bailey 2015). Les systèmes de gestion des eaux de ballast utilisent des technologies de traitement des eaux usées pour réduire la concentration d'organismes dans les réservoirs de ballast, généralement par une combinaison de processus de désinfection (par exemple, rayonnement ultraviolet, électrolyse, injection chimique) et de filtration (par exemple, filtres à écran ou à disque, hydrocyclones) (Mouawad Consulting 2013). Certains types de processus de désinfection ne peuvent être utilisés que pendant la prise des eaux de ballast avant que l'eau ne pénètre dans les réservoirs de ballast (par exemple, l'électrolyse), tandis que certains procédés peuvent aussi traiter des eaux de ballast pendant le rejet (par exemple, le rayonnement ultraviolet) (Mouawad Consulting 2013).

À ce jour, au moins 76 systèmes de gestion des eaux de ballast ont reçu la certification, ce qui démontre que ces systèmes de gestion des eaux de ballast peuvent traiter l'eau de ballast aux limites de rejet d'organismes telles que définies par la norme D-2, au moins dans des conditions d'essai spécifiées (consulter OMI, 2019 pour plus de détails). De plus, des études ont établi qu'une variété de technologies de traitement des eaux de ballast peuvent réduire de façon significative l'abondance des organismes aquatiques (Gregg et al. 2009; Casas-Monroy et al. 2018), indiquant que les systèmes de gestion des eaux de ballast pourraient être efficaces pour

atténuer les invasions causées par les eaux de ballast. Cependant, il existe encore des probabilités non nulles d'établissement d'espèces, car certains systèmes de gestion des eaux de ballast peuvent mal fonctionner, être maintenus ou exploités de façon incorrecte, ou être utilisés dans des eaux difficiles en dehors des conditions d'exploitation limitantes (par exemple, très forte turbidité), ce qui peut entraîner le non-respect la norme D-2 par les eaux de ballast. De plus, certaines espèces peuvent résister à certains traitements : Briski et al. (2015) ont déterminé que le groupe taxonomique Copepoda pourrait survivre au traitement des eaux de ballast, et de Lafontaine et al. (2008) ont conclu que les traitements chimiques peuvent être résistés par les nématodes qui s'enfouissent dans les sédiments et dans les moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) qui ferment leurs coquilles lorsqu'elles sont exposées à des produits chimiques toxiques. Il a été démontré qu'une forte turbidité réduit l'efficacité des traitements par rayonnement ultraviolet (Briski et al. 2013) et de grandes quantités d'algues filamenteuses peuvent bloquer les systèmes de filtration (Cangelosi et al. 2011). Cette situation est problématique, car de nombreux ports en eau douce et saumâtre ont une eau turbide lorsqu'ils sont situés près des rivières, ce qui fait de la turbidité un problème fréquemment rencontré (Briski et al. 2013). Par conséquent, le non-respect de la norme D-2 peut se produire régulièrement au cours des premières années de la Convention. Toutefois, on s'attend à ce que le rendement des systèmes de gestion des eaux de ballast s'améliore à l'avenir grâce aux progrès réalisés dans les technologies de traitement des eaux de ballast, à mesure que l'on acquerra de l'expérience dans leur utilisation.

ÉCHANGE PLUS TRAITEMENT

Pour protéger les systèmes aquatiques du Canada, le Canada se réserve le droit d'adopter des règlements plus stricts que ceux établis par la Convention (OMI 2004). Compte tenu de cette réserve d'autorité, en 2010, le gouvernement du Canada a proposé à l'OMI que la combinaison de l'échange et du traitement pourrait offrir une plus grande protection contre l'invasion que ne pourraient le faire les systèmes de gestion des eaux de ballast seuls pour les ports d'eau douce et saumâtre (OMI 2010). Le mécanisme d'action de cette stratégie combinée consiste à cibler plusieurs composantes du processus d'invasion en réduisant la probabilité de survie des organismes par le biais d'une différence environnementale par l'intermédiaire de l'échange des eaux de ballast et en réduisant la pression de propagule par le traitement des eaux de ballast. En outre, l'échange des eaux de ballast peut servir de stratégie de sauvegarde en cas de dysfonctionnement des systèmes de gestion des eaux de ballast.

Les deux protocoles permettant aux navires de procéder à un échange plus traitement sont le traitement plus l'échange plus le traitement (T+E+T) et l'échange plus le traitement (E+T). Toute l'eau est gérée à l'aide des systèmes de gestion des eaux de ballast avant d'entrer dans les réservoirs de ballast pour la méthode T+E+T, tandis que pour la méthode E+T, les systèmes de gestion des eaux de ballast sont ignorés lors de la prise d'eau initiale, puis ils sont utilisés pendant l'échange des eaux de ballast pour traiter l'eau océanique entrant. Dans des conditions portuaires moins difficiles, en dehors des défis saisonniers comme la turbidité de l'eau qui s'aggrave pendant les inondations printanières, T+E+T peut offrir une protection supérieure contre les invasions par rapport à E+T parce que toutes les eaux entrant dans les réservoirs de ballast sont gérées, et les systèmes de gestion des eaux de ballast peuvent servir de stratégie de secours pour les cas où il n'est pas sûr d'effectuer un échange des eaux de ballast en raison de mauvaises conditions météorologiques (Briski et al. 2013). De plus, T+E+T est conforme à la réglementation actuelle de l'OMI, étant donné que le rejet d'eau de ballast non traitée en mer n'est pas autorisé (OMI 2004). L'avantage de E+T est qu'il place moins de stress sur les systèmes de gestion des eaux de ballast lors des conditions difficiles de prise d'eau dans les ports, ce qui pourrait autrement entraîner la mise hors ligne des systèmes de gestion des eaux de ballast pour les réparations et l'entretien (par exemple, en raison de filtres bouchés), et qu'il

a également moins d'efforts et de coûts associés en raison de la réduction des étapes de traitement requises (C. Wiley, ancien président des groupes de travail et d'examen des eaux de ballast de l'OMI, communications personnelles, Briski et al. 2013). L'inconvénient de E+T est que l'eau du port est gérée uniquement à l'aide de l'échange des eaux de ballast, où la barrière de salinité critique est absente lorsque le port d'origine ou de destination est de haute salinité. Cette situation peut être préoccupante, car le ballast résiduel d'un navire qui utilise l'échange des eaux de ballast peut encore contenir une quantité importante de plancton viable, ce qui risque d'envahir les écosystèmes destinataires (Duggan et al. 2005; Duggan et al. 2006). En outre, le rejet d'eaux portuaires non traitées en mer peut libérer des espèces envahissantes potentiellement viables dans ces environnements, ce qui présente un risque pour les écosystèmes au milieu des océans.

Au cours des dernières années, des recherches scientifiques comparant l'efficacité de l'échange plus traitement par rapport au traitement seul dans le cadre d'essais terrestres et à bord ont établi que l'échange plus traitement peut offrir une meilleure protection contre les espèces envahissantes, en particulier lorsqu'elles sont utilisées entre les écosystèmes d'origine d'eau douce et les écosystèmes destinataires. Briski et al. (2013) ont conclu que l'échange plus traitement réduisait plus la concentration de zooplancton et de phytoplancton que celle du traitement seul, lorsque seuls les organismes d'eau douce étaient pris en compte. De plus, Briski et al. (2015) ont déterminé que, lorsque l'échange plus traitement est utilisé entre les écosystèmes d'eau douce, les eaux de ballast rejetées contenaient principalement des espèces marines à faible risque, tandis que les eaux de ballast gérées à l'aide des systèmes de gestion des eaux de ballast seuls rejetaient principalement des espèces d'eau douce et euryhaline à risque plus élevé. D'autres études ont démontré que l'échange plus traitement peut réduire à la fois les pressions de propagule et de colonisation plus fortes que le traitement seul, lorsque tous les organismes sont pris en compte (Paolucci et al. 2015; Paolucci et al. 2017). Ces études démontrent les avantages de l'échange plus traitement, en particulier son potentiel pour réduire l'abondance d'espèces d'eau douce et euryhaline dans les eaux de ballast, qui présentent un risque plus élevé d'établissement dans les écosystèmes d'eau douce. Cependant, l'effet de l'échange plus traitement par rapport à celui des systèmes de gestion des eaux de ballast seuls sur la probabilité d'établissement d'EAE tel qu'ils sont appliqués à des types d'habitats spécifiques (c'est-à-dire, eau douce, saumâtre ou marine) ou à des régions géographiques contenant divers habitats aquatiques doit être étudié davantage.

OBJECTIF

L'objectif de cette étude était d'effectuer une analyse fondée sur un modèle des données biologiques et de navigation afin d'estimer le taux d'établissement prévu d'EAE au Canada attribué au rejet des eaux de ballast, selon différents scénarios de gestion. L'accent a été mis sur l'efficacité de l'échange plus traitement par rapport à celle de l'échange ou du traitement seul, car il était important de déterminer si cette stratégie de gestion de recharge permettait de réduire davantage le risque d'invasion. Cette étude a également examiné la possibilité que les eaux de ballast ne respectent pas de manière constante la norme D-2 au cours des premières années de l'utilisation des systèmes de gestion des eaux de ballast et a déterminé l'effet de l'utilisation de l'échange des eaux de ballast comme stratégie de sauvegarde.

MÉTHODES

ZONE D'ÉTUDE

L'analyse des écosystèmes canadiens comprenait six scénarios de gestion des eaux de ballast, à savoir l'absence de gestion, l'échange seul, le traitement seul (100 %), le traitement seul (50 %), l'échange plus traitement (100 %) et l'échange plus traitement (50 %); consulter le tableau 2 et la section Modélisation des scénarios de gestion pour de plus amples détails. Ces scénarios de gestion ont été appliqués à cinq combinaisons de régions géographiques canadiennes – le Pacifique, l'Atlantique, l'Arctique et les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent (GLFSL) – et de voies de circulation maritime – internationales ou intérieures – chaque combinaison étant dorénavant désignée comme voie de navigation (voir le tableau 3 et la figure 1 pour plus de détails). La voie internationale, qui a été évaluée pour les quatre régions canadiennes, comprenait tous les navires entrant dans la juridiction du Canada à partir de ports étrangers (à l'exclusion des navires passant entre les ports américains et canadiens des GLFSL), et la voie intérieure ne considérait que les navires arrivant dans un port arctique d'une autre région canadienne (tableau 3). La voie intérieure n'a été envisagée que pour l'Arctique parce que d'autres zones d'échange permettent l'action d'échange des eaux de ballast pour les navires entrant dans cette région, alors que pour les navires voyageant entre d'autres régions canadiennes, l'échange des eaux de ballast est opérationnellement impossible en raison de la distance limitée de la rive. De plus, il pourrait être nécessaire d'accroître la prévention dans la région arctique, car l'Arctique est une biorégion unique qui renferme plusieurs zones écologiquement sensibles, dont certaines sont endémiques dans la région (Conseil de l'Arctique, 2009; Chan et al. 2012). Enfin, afin d'évaluer dans quelle mesure les stratégies de gestion affecteraient le Canada dans son ensemble, les voies de navigation ont été combinées pour générer une option Toutes les voies de navigation.

Étant donné que l'efficacité des échanges des eaux de ballast est influencée par les différences de salinité, chaque scénario de gestion appliqué à chaque voie de navigation a été estimé en fonction de diverses combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination, en fonction de trois catégories de salinité (eau douce, saumâtre et marine). Les seuils pour les catégories de salinité étaient 5,0 ‰, 5,1-18,0 ‰ et $\geq 18,1$ ‰ pour les eaux douces, saumâtres et marines, respectivement, suite aux changements de la richesse en espèces dans un gradient de salinité tel que décrit par Remane et Schlieper (1972).

Ce modèle n'a pas évalué le risque spécifique à l'espèce. Au lieu de cela, les taux d'invasion sont basés sur les groupes taxonomiques du zooplancton et du phytoplancton qui ont été modélisés séparément. En raison d'un manque de données sur les espèces zooplanctoniques nocives et les espèces non indigènes du phytoplancton, cette étude a évalué les taux d'établissement des espèces du zooplancton non indigène et du phytoplancton nuisibles attribués aux rejets des eaux de ballast. Dorénavant, le zooplancton non indigène et le phytoplancton nuisibles sont collectivement appelés espèces nuisibles ou individus nuisibles.

SOURCES DE DONNÉES DE NAVIGATION ET BIOLOGIQUES

Cette évaluation quantitative a utilisé une grande partie des données biologiques et de navigation examinées par les pairs qui avaient été obtenues précédemment pour l'Évaluation nationale du risque de l'introduction au Canada d'espèces aquatiques non indigènes par les eaux de ballast de Pêches et Océans Canada (Casas-Monroy et al. 2014). Cette évaluation comprenait des données biologiques provenant du Canadian Aquatic Invasive Species Network (CAISN) – Humphrey (2008), Klein et al. (2009), Bailey et al. (2011), Briski et al. (2012a, b), Casas-Monroy (2012), DiBacco et al. (2012), Roy et al. (2012) et Adebayo et al. (2014) – qui a fait l'objet d'un examen par les pairs approfondi par des groupes de travail d'experts régionaux,

d'universitaires et de scientifiques gouvernementaux et qui est de grande qualité scientifique. Les données biologiques peuvent être offertes sur demande. Les données sur le trafic maritime utilisées pour la voie internationale des GLFSL, la voie internationale du Pacifique et la voie internationale de l'Atlantique ont été obtenues de Casas-Monroy et al. (2014) et ont intégrées les bases de données suivantes : Base de données sur l'eau de ballast de Transports Canada, Système d'information sur la navigation maritime de la Garde côtière canadienne et le National Ballast Information Clearinghouse des États-Unis.

Les données de Casas-Monroy et al. (2014) pour la région arctique ont été mises à jour pour cette étude, en utilisant les données biologiques du zooplancton de Chan et al. (2015) pour la voie internationale de l'Arctique, et des données de navigation supplémentaires de l'Arctique provenant de la Base de données sur l'eau de ballast de Transports Canada, de la Zone de services de trafic maritime du Nord canadien de la Garde côtière canadienne et de Fednav Inc. En raison de l'indisponibilité des données biologiques sur les phytoplanctons pour la voie internationale de l'Arctique et la voie intérieure de l'Arctique, on a supposé que la concentration et la composition du phytoplancton étaient équivalentes à celles de la voie internationale de l'Atlantique. De plus, les données sur le zooplancton n'étaient pas disponibles pour les voyages intérieurs en provenance des Grands Lacs vers l'Arctique et, par conséquent, les données pertinentes provenant des déplacements à l'intérieur des GLFSL ont été utilisées pour la voie intérieure de l'Arctique. Les données environnementales (c'est-à-dire la salinité et la température) utilisées pour la composante survie du modèle ont été obtenues de Keller et al. (2011) et World Ocean Atlas 2013, vol. 2 (Locarnini et al. 2013; Zweng et al. 2013); les salinités modélisées des ports d'eau douce intérieurs ont été corrigées si nécessaire. Les ports canadiens et leurs valeurs de salinité utilisées dans cette étude sont présentés à l'annexe 1.

APPROCHE MÉCANISTE FONDÉE SUR LE MODÈLE POUR ESTIMER LE TAUX D'ÉTABLISSEMENT DES ESPÈCES AU CANADA

Cette analyse intègre un modèle mécanistique pour évaluer le rendement relatif des stratégies de gestion des eaux de ballast qui présentent un intérêt. L'approche mécanistique fondée sur le modèle est avantageuse parce que : 1) elle n'incorpore pas de variables de substitution des concentrations d'organismes, de sorte que les concentrations réelles de rejets et leurs changements en réponse à la gestion des eaux de ballast sont modélisés explicitement pour un taux d'invasion de base donné; 2) elle n'est pas influencée par les nombreuses questions liées aux données sur la découverte d'espèces (CNRC 2011; Wonham et al. 2013); et, 3) les approches mécanistiques fonctionnent bien lorsqu'on extrapole au-delà des conditions observées (Bolker 2008), comme il est nécessaire pour estimer le changement de la probabilité d'invasion associé à la gestion des eaux de ballast.

Pour estimer le nombre d'espèces nuisibles qui se sont établies chaque année dans les écosystèmes canadiens, on a procédé à des simulations basées sur des agents comprenant trois éléments principaux : 1) le nombre et la concentration (par exemple, individus par m³) d'espèces nuisibles rejetées dans les écosystèmes canadiens; 2) la probabilité de survie de ces espèces en fonction de l'adéquation environnementale entre la source de ballast et les lieux de destination; et, 3) l'établissement des espèces en fonction de leur taille initiale de population et des probabilités d'établissement par habitant. L'annexe 2 présente les valeurs des paramètres d'entrée utilisés dans le modèle.

SIMULATION DE L'ACTIVITÉ DE NAVIGATION

La première étape de l'analyse consistait à établir une itération sur une période d'un an de l'activité de navigation pour chaque voie de navigation en se fondant sur les données de navigation définies, qui décrivait le mouvement de l'eau de ballast de l'origine à la destination

lors de voyages individuels vers les écosystèmes canadiens (voir l'annexe 2 pour les années d'activité de navigation observée et le tableau 4 pour la taille de l'échantillon des voyages de navigation). L'intégration d'une itération sur une période d'un an de l'activité de navigation a permis de normaliser les différences dans la fréquence des déplacements des navires et leurs effets sur le risque d'invasion entre les différentes échelles temporelles de chaque voie de transport maritime. Il était nécessaire d'obtenir le nombre et la trajectoire spatiale des voyages pour déterminer le nombre d'événements de rejet au cours d'une période donnée pour chaque voie de navigation et l'adéquation environnementale entre un port d'origine et de destination pour un déplacement donné.

ESTIMATION DE L'ARRIVÉE DES ESPÈCES

La deuxième composante du modèle, qui comprenait quatre étapes, a utilisé les données biologiques empiriques pour estimer le nombre d'espèces nuisibles et la taille initiale de leur population qui sont rejetés dans les écosystèmes canadiens par voyage. Il était nécessaire de quantifier la taille initiale de la population, car c'est l'un des paramètres utilisés pour déterminer la probabilité d'établissement de l'espèce. Les estimations ont été faites séparément pour le zooplancton et le phytoplancton et pour chaque voie de navigation présentant un intérêt.

Premièrement, les densités d'organismes échantillonnés ont été obtenues à partir d'échantillons empiriques des réservoirs de ballast (par exemple, des échantillons de zooplancton obtenus au cours d'un seul voyage net), qui incluaient des individus juvéniles et adultes ainsi que des espèces nuisibles et bénignes (ou non indigènes et indigènes) dans le nombre total d'organismes. Ces échantillonnages empiriques de densités d'organismes parmi les voyages maritimes ont été indiqués et la probabilité maximale – une technique statistique courante dans la recherche biologique – a été utilisée pour estimer la distribution statistique la plus probable de la densité totale des organismes (individus par m^3 pour le zooplancton et cellules par mL pour le phytoplancton), compte tenu des données empiriques (voir l'annexe 2 pour les valeurs spécifiques). Basé sur une statistique du critère d'information d'Akaike (AIC), la variation entre les échantillons biologiques était mieux décrite par une distribution statistique binomiale négative avec les paramètres, la taille (par exemple, dispersion) et μ (moyenne); Casas-Monroy et al. 2014). Essentiellement, cette étape a généré une distribution de probabilité pour chaque voie caractérisant la densité totale du zooplancton ou du phytoplancton dans les échantillons des réservoirs de ballast (figures 2 et 3). Dans le cas de la voie intérieure de l'Arctique, des distributions distinctes ont été générées pour les arrivées des régions de l'Atlantique et du GLFSL (ces dernières utilisant les données des déplacements à l'intérieur du GLFSL, comme indiqué ci-dessus); les arrivées en provenance du Pacifique n'ont pas été prises en compte, car il n'y avait pas d'activité de navigation vers l'Arctique en provenance du Pacifique.

Deuxièmement, étant donné que les distributions de probabilité générées ci-dessus sont basées sur la concentration d'organismes dans les échantillons des réservoirs de ballast, un paramètre conditionnel de la densité de population étant donné la densité de l'échantillon ($Dp|Ds$) a été intégré dans les données simulées pour estimer la densité statistique de population d'organismes dans un réservoir donné (figure 4). L'estimation de la densité statistique de la population était nécessaire, car l'erreur d'échantillonnage peut amener la densité de l'échantillon à s'écarter de la densité réelle de la population d'organismes à l'intérieur d'un réservoir de ballast. Avec le paramètre conditionnel, on a supposé que la distribution spatiale sous-jacente des organismes dans un réservoir de ballast d'un navire est fondée selon un processus de type Poisson, de sorte que, lorsqu'on obtient une densité d'échantillon donnée, la densité de population de ce réservoir de navire peut être légèrement supérieure ou inférieure à celle de l'échantillon. Cette approche est semblable à celle utilisée par Lee et al. (2013) qui reconnaît qu'une norme de concentration donnée peut être dépassée même lorsqu'un seul

échantillon est inférieur à la valeur de l'intérêt. Un résumé de l'approche utilisée pour estimer la distribution statistique de la pression de propagule est présenté dans Drake et al. (2015).

Troisièmement, étant donné que la densité de population dans un réservoir peut contenir des individus indigènes et non indigènes (ou nuisibles et bénins), la proportion de zooplancton non indigène ou de phytoplancton nuisible parmi la population totale a été estimée (figures 5 et 6). Pour ce faire, on a résumé la fraction d'organismes dans les échantillons empiriques qui étaient du zooplancton non indigène ou du phytoplancton nuisible pour chaque voie de navigation; cette approche à fondement empirique a intégré le contexte biogéographique des espèces arrivant dans différentes régions géographiques (par exemple, une espèce peut être native du Canada atlantique alors qu'elle n'est pas native du Canada Pacifique; Casas-Monroy et al. 2014). Bien que les juvéniles et les adultes aient été inclus dans la densité de l'échantillon, seuls les adultes identifiés au niveau de l'espèce ont été pris en compte dans la fraction des organismes non indigènes. On a supposé que la proportion d'adultes non indigène était équivalente à la proportion de juvéniles non indigène. Une distribution bêta a été adaptée à la proportion d'individus nuisibles pour chaque région géographique en utilisant la probabilité maximale, ce qui a permis que la proportion relative d'individus nuisibles transportés soit particulière à chaque voie de navigation (voir l'annexe 2 pour les paramètres de forme α et β). Les distributions bêta sont des distributions de probabilités continues (de 0 à 1) et peuvent être utilisées pour refléter la distribution des proportions, comme on pourrait s'y attendre dans une gamme de réservoirs de ballast avec différentes abondances relatives d'individus nuisibles dans un secteur de transport maritime donné. Essentiellement, cette étape a généré une distribution des probabilités pour chaque voie caractérisant la proportion d'organismes phytoplanctoniques non indigènes ou d'organismes phytoplanctoniques nuisibles dans les échantillons de réservoirs de ballast.

Quatrièmement, étant donné qu'il existe plusieurs espèces dans un seul rejet, il était important non seulement de caractériser le nombre total d'individus nuisibles lors d'un voyage à bord d'un navire donné, mais aussi d'estimer la répartition sous-jacente de l'abondance des espèces (c'est-à-dire la répartition de n individus entre n espèces; Drake et al. 2014). Des distributions multiples de l'abondance de plusieurs espèces ont été disponibles pour chaque voie, en fonction des données biologiques empiriques propres à chaque voie, déterminant le nombre total d'espèces non indigènes ou nuisibles et leurs proportions relatives, en fonction de l'abondance totale d'individus non indigènes ou nuisibles à chaque voyage (voir le tableau 5 pour le nombre de distributions de l'abondance d'espèces pour chaque voie de navigation).

En résumé, le nombre, ainsi que l'origine géographique et la destination des événements de rejet d'eau de ballast pour chaque voie de navigation ont été documentés. Pour chaque événement de navigation, une valeur aléatoire de la distribution de la densité de l'échantillon a été assigné afin de déterminer la densité de propagules de l'échantillon dans chacun des événements de rejet. Pour chaque densité d'échantillon, une valeur aléatoire a été sélectionnée à partir de la distribution $Dp|Ds$ afin de déterminer la densité de population des organismes. Ensuite, un tirage aléatoire a été réalisé à partir de la distribution non indigène ou nuisible, représentant la fraction de la population qui est nuisible ou non indigène pour ce voyage. Ces étapes ont permis de déterminer le nombre total d'individus nuisibles rejetés pour un voyage à bord d'un navire donné (c'est-à-dire la densité totale d'individus * proportion d'individus nuisibles). Ensuite, on a choisi une distribution aléatoire de l'abondance des espèces, en déterminant le nombre d'espèces nuisibles et leur abondance respective sur le nombre total d'individus nuisibles.

ESTIMATION DE LA SURVIE DES ESPÈCES

Une fois que le nombre d'espèces nuisibles et leurs concentrations ont été estimés pour un voyage, on a ensuite déterminé si ces espèces survivraient aux conditions environnementales après le rejet dans un port de destination en fonction de l'affinité environnementale entre le port d'origine (ou le lieu d'échange, si la gestion appliquée comprenait l'échange) et l'écosystème de destination. La probabilité de survie était nécessaire à la fois pour refléter l'effet écologique de l'échange des eaux de ballast, ainsi que l'affinité environnementale entre les ports d'origine et de destination lorsque l'échange des eaux de ballast n'est pas réalisé. Notons que le terme survie est utilisé ici pour décrire la survie initiale d'une espèce dans de nouvelles conditions environnementales, plutôt que l'adaptation à long terme à l'environnement pour une espèce.

Les données sur la température de l'eau (moyenne, maximale et minimale) et sur la salinité ont été utilisées pour calculer la distance environnementale entre les ports d'origine et de destination du ballast, car il s'agit de variables à grande échelle qui influent sur la distribution et la survie des espèces aquatiques (Casas-Monroy et al. 2014). La distance environnementale a été calculée en fonction de la distance euclidienne entre les variables normalisées suivant Bradie et al. (2015). Pour déterminer la relation entre la distance environnementale et la probabilité de survie, un modèle linéaire généralisé binomial a été adapté aux distances de présence-présence par rapport aux distances de présence-contexte en utilisant des données pour 603 espèces aquatiques – provenant du règne animal et végétal – qui ont envahi une ou plusieurs régions. Les données sur la présence ont été obtenues auprès du *Global Invasive Species Information Network* (espèces dont moins de trois points d'occurrence uniques sont exclus; GISIN 2014). L'ensemble de données sur les espèces a été divisé en 80 % pour l'adaptation et 20 % pour la formation et l'aire sous la courbe (ASC) a été utilisée pour évaluer la performance du modèle (ASC= 0,94). Lorsque la température et la salinité des ports d'origine et de destination correspondaient, la probabilité de survie était élevée (figure 7). Le modèle de distance environnementale reflète la probabilité moyenne de survie pour les propagules d'une espèce compte tenu de l'adéquation environnementale entre les ports.

Une fois que le couplage de l'environnement a été déterminé, un tirage aléatoire a été effectué à partir de la fonction logistique pour déterminer si chacune des n espèces a survécu aux conditions du port de destination, les espèces survivantes se déplaçant vers la composante d'établissement dans le modèle. Il convient de noter que cette étude ne tient compte que de la survie ou de la mortalité des espèces et non de la condition physique des espèces qui ont survécu aux conditions environnementales à la destination ou aux effets du traitement.

ESTIMATION DE L'ÉTABLISSEMENT

Les espèces introduites qui ont survécu aux conditions environnementales du nouvel écosystème ont été évaluées afin de déterminer si elles établiraient des populations viables. Premièrement, la probabilité d'établissement (1 – probabilité d'extinction) de chaque espèce survivante a été déterminée. Cette analyse a intégré le modèle probabiliste d'établissement du Conseil national de la recherche du Canada (2011; case 4-1, équation 4-3; voir aussi Leung et al. 2004; Jerde et al. 2009) qui décrit la relation pression-établissement des propagules en utilisant l'équation $P_e = 1 - e^{-\alpha N^c}$; dans laquelle P_e est la probabilité d'établissement, α est la probabilité qu'un seul individu établisse une population viable (c'est-à-dire, une probabilité d'établissement par habitant des espèces), N est la taille initiale de la population et c décrit l'existence d'un effet d'Allee ($c > 1$). On a supposé qu'il n'y avait pas d'effet d'Allee (c'est-à-dire, $c = 1$; Bradie et al. 2013), permettant l'établissement réaliste d'espèces parthénogénétiques lorsque la taille initiale de la population est petite, et donnant une forme hyperbolique à la courbe d'établissement (Leung et al. 2004). Des exemples de courbes de probabilité d'établissement sont présentés à la figure 8; lorsque α est élevé, la probabilité d'établissement

est élevée, même lorsque la taille initiale de la population est faible, contrairement aux valeurs α faibles, où des populations initiales plus vastes sont requises pour atteindre des probabilités élevées d'établissement.

On s'attend à ce que le paramètre α varie selon les espèces et que les vraies valeurs α soient inconnues. Par conséquent, on a supposé qu'une distribution bêta avec des paramètres de forme, $\alpha = 0,005$ et $\beta = 5$, décrivait la distribution de valeurs α sur de multiples espèces dans un réservoir de ballast. Cette distribution était conçue pour inclure une vaste gamme d'espèces aquatiques et leurs probabilités d'établissement par habitant dans diverses conditions biologiques, chimiques et physiques, et on a supposé que la distribution était identique pour le zooplancton non indigène et le phytoplancton nuisible ainsi que pour tous les voyages et voies de navigation. La distribution de α été choisie, étant entendu qu'en général, la plupart des espèces ont des valeurs α très faibles, alors que les espèces parthénogénétiques « les plus défavorables » devraient avoir les valeurs α les plus élevées. Une valeur appropriée α pour les espèces parthénogénétiques a été établie à partir des données de Bailey et al. (2009), détaillant la limite supérieure de la probabilité d'établissement du zooplancton parthénogénétique dans les Grands Lacs. À l'aide de ces données, la distribution a permis d'ajuster la limite supérieure de α pour les espèces parthénogénétiques au 97,5^e centile de la courbe, la majorité des espèces ayant des valeurs α bien inférieures à cette valeur (figure 9); on s'attendrait à des valeurs α légèrement inférieures pour les espèces asexuées qui réussissent moins et à des valeurs α beaucoup plus faibles pour les espèces sexuelles. L'utilisation de cette distribution a été appuyée de façon empirique par la faible proportion d'espèces parthénogénétiques trouvées dans des échantillons biologiques de Casas-Monroy et al. (2014). De plus, la moyenne du paramètre α pour cette courbe est équivalent à la moyenne du paramètre α estimé pour les données empiriques relatives à l'établissement de poissons non indigènes (Bradie et al. 2013), soutenant davantage l'utilité de cette courbe pour représenter la distribution réelle des valeurs α entre les espèces. Des détails sur l'incertitude de cette composante du modèle sont fournis dans les sections Sources d'incertitude et Considérations relatives à la réexécution du modèle.

Par conséquent, pour chaque événement de navigation, une valeur α a été choisie aléatoirement dans la distribution α pour chaque espèce survivante, et leur probabilité d'établissement a été estimée en utilisant les valeurs α correspondantes et les tailles initiales de la population. Ensuite, l'établissement (1) ou l'extinction (0) de chaque espèce a été déterminé à l'aide d'un schéma de Bernoulli basé sur leur probabilité d'établissement.

L'estimation de l'établissement des espèces par voyage et de tous les voyages annuels dans chaque voie de navigation a permis la conservation de deux mesures du risque d'établissement des espèces : 1) le nombre d'espèces nuisibles par année et 2) la probabilité qu'au moins une espèce s'établisse par voyage. Le nombre d'invasions d'espèces par année représente le nombre d'établissements d'espèces chaque année, lorsqu'on considère l'itération sur une période d'un an du trafic maritime. La probabilité qu'au moins une invasion d'espèces se produise pour chaque voyage reflète le risque d'établissement de l'espèce pour les déplacements individuels et est largement indépendante du volume de trafic maritime. Afin de faciliter l'interprétation des résultats, le nombre annuel d'établissements d'espèces par année a été multiplié par dix pour donner le nombre d'invasions d'espèces par décennie.

MODÉLISATION DES SCÉNARIOS DE GESTION

L'une des principales hypothèses du modèle était que les distributions biologiques pour estimer le nombre et l'abondance de chaque espèce nuisible par voyage étaient identiques pour l'absence de gestion et pour l'échange des eaux de ballast. Cette hypothèse était nécessaire parce que les données disponibles reposaient sur des échantillons empiriques de navires qui font actuellement l'échange. Bien que la plupart des études aient montré une influence de

l'échange sur l'abondance des organismes (Wonham et al. 2001; Gray et al. 2007; Simard et al. 2011) d'autres ont montré une variabilité beaucoup plus grande, surtout dans les systèmes marins (Ruiz et Smith 2005), et des données provenant de l'échantillonnage de CAISN et de Chan et al. (2015) indiquent que la concentration totale d'organismes peut rester similaire entre les réservoirs témoins et échangés. Par conséquent, l'effet modélisé de l'échange des eaux de ballast n'était qu'un changement de la probabilité de survie de l'organisme reflétant la distance environnementale entre les emplacements des ports d'échange et les ports de destination, et seules les espèces venant de milieu océanique ont été modélisées en fonction de l'échange des eaux de ballast. L'approche consistant à supposer qu'il n'y aura aucun changement dans la densité de la population, mais plutôt un effet de différence environnemental, a été suivie parce qu'elle introduisait le moins d'hypothèses possibles et fournissait la plus grande disponibilité de données pour informer les paramètres propres à la région. Il est reconnu que l'ensemble des effets de l'échange des eaux de ballast ne peut pas être modélisé dans la présente étude, étant donné que l'échange des eaux de ballast peut affecter l'abondance totale de l'organisme et ne peut pas éliminer 100 % des organismes du port d'origine, ce qui a pour conséquence que les espèces euryhalines et marines pourraient avoir une meilleure capacité de survie que dans la modélisation; ces facteurs influent sur les taux d'établissement relatifs des espèces dans les scénarios avec l'échange des eaux de ballast comparativement à ceux sans échange des eaux de ballast, bien qu'ils dépassent le cadre de la présente étude. Le lieu d'échange a été choisi aléatoirement à partir des données démographiques des points d'échange à mi-chemin actuels pour les navires arrivant dans chaque région géographique du Canada en 2015.

Le traitement a été modélisé en manipulant la densité de population totale d'organismes du scénario de non-gestion selon les niveaux imposés par la norme D-2 (c'est-à-dire que la densité de population a été réduite à 10 individus de zooplancton par m³ et à 10 cellules de phytoplancton par mL) sur la totalité ou la moitié des voyages. La densité de la population était inchangée si elle était déjà inférieure à la norme D-2. L'échange plus traitement a été modélisé en appliquant les effets susmentionnés du traitement au scénario d'échange uniquement, également sur la totalité ou la moitié des voyages. L'exemple de 50 % des voyages a été choisi selon les données non publiées d'échantillons d'eau de ballast traités qui ont été prélevés entre avril 2017 et décembre 2018; on s'attend à ce que la fiabilité de l'échange des eaux de ballast s'améliore à l'avenir grâce à une expérience opérationnelle accrue et à des progrès dans les technologies de traitement.

SIMULATIONS DU MODÈLE

Comme l'identité relative de chaque espèce nuisible a été conservée lors du tirage de la distribution de l'établissement de l'espèce, on a enregistré de multiples événements d'établissement d'une seule espèce, mais ils ont été comptés comme une seule invasion. Cela était nécessaire pour éviter les doubles comptages dans les événements d'établissement, étant donné que la statistique d'intérêt est le nombre d'établissements d'espèces uniques. L'ensemble du processus de rééchantillonnage a été répété 1 000 fois (c'est-à-dire, 1 000 itérations annuelles de l'activité de navigation pour chaque voie de navigation) et l'intervalle de confiance moyen et l'autoamorçage de 95 % a été catalogué pour les deux mesures du risque d'invasion dans chaque voie de navigation. L'intervalle de confiance de 95 % a été calculé en utilisant l'autoamorçage des résultats annuels avec le remplacement de 5 000 fois pour déterminer l'intervalle de confiance de 95 % de la moyenne. La statistique d'intérêt était la valeur attendue, représentant le nombre prévu d'espèces sur une moyenne à long terme, qui est la moyenne pondérée de tous les résultats selon leur probabilité relative, et est une valeur continue (par exemple, 2,1 espèces prévues par année).

CALIBRAGE DU MODÈLE ET NORMALISATION DES RÉSULTATS

Étant donné que les Grands Lacs laurentiens étaient la seule grande région du Canada à disposer de données suffisantes sur la découverte des EAE, la production du modèle pour toutes les voies de navigation a été étalonnée simultanément en comparant les taux d'invasion modélisés de non-gestion et d'échange seulement pour la voie internationale des GLFSL aux estimations d'arrivée d'espèces par les navires dans les Grands Lacs de Ricciardi (2006).

Le changement en pourcentage des espèces par décennie et la probabilité d'établissement des espèces par voyage de chacun des scénarios de gestion, par rapport aux niveaux de référence de non-gestion ou d'échange seulement, a été calculée pour le zooplancton non indigène et le phytoplancton nuisible. Les différences relatives entre les scénarios de gestion dans une voie de navigation donnée doivent être classées par ordre de priorité lors de l'interprétation des résultats du modèle, en raison du degré élevé d'incertitude associé à la prévision des taux absolus d'établissement des espèces compte tenu des connaissances scientifiques actuelles sur les espèces envahissantes. Étant donné que la relation pression-établissement de la propagule est très spécifique au contexte pour les variables biotiques et abiotiques qui ne sont pas incluses dans la présente étude (par exemple, l'adéquation de l'habitat au-delà de la température et de la salinité) et est inconnue pour la grande majorité des espèces, l'approche utilisée ici est appuyée par la théorie écologique, mais n'a pas été validée de manière expérimentale. La réalisation d'une évaluation absolue pourrait impliquer la réalisation de centaines d'expériences sur la viabilité de la population pour une grande variété d'espèces, chacune dans des environnements de destination différents. Sans ces données empiriques, un degré élevé d'incertitude en résulterait. Cependant, l'efficacité relative des scénarios de gestion demeurera probablement constante même si les valeurs réelles définissant la relation pression-établissement de la propagule sont inconnues ou si les valeurs utilisées pour définir cette relation changent à mesure que les connaissances scientifiques sur le sujet évoluent et mènent à des taux d'établissement absolus différents de ceux de la présente étude.

ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Des analyses de sensibilité ont été effectuées afin d'examiner la façon dont les résultats du modèle changeraient en réponse aux écarts dans les paramètres du modèle. La sensibilité du modèle a été évaluée en deux parties : (1) les paramètres qui pourraient modifier le nombre total d'invasions attendu, mais non le rendement relatif des méthodes de gestion, et (2) les paramètres qui pourraient modifier le rendement relatif des méthodes de gestion. Dans la première partie, on a appliqué un changement de 25 % (augmentation et diminution) à la fréquence de déplacement, à la densité moyenne de l'échantillon μ et à la proportion moyenne des individus nuisibles ou non indigènes. De plus, les ports d'origine et de destination de chaque voie de navigation ont été randomisés afin de déterminer l'effet du changement des échanges commerciaux dans un secteur géographique donné sur les résultats du modèle. Les paramètres α et c de l'équation d'établissement ont été fixés respectivement à 0,05 et 2 pour toutes les espèces dans les essais susmentionnés. Pour la deuxième partie de l'analyse de sensibilité, l'effet modélisé des systèmes de gestion des eaux de ballast dans le scénario de traitement seulement (50 %) a été modifié par l'application de concentrations d'organismes après traitement équivalentes à celles observées dans les évaluations préliminaires de l'efficacité du traitement (Casas-Monroy et Bailey, Pêches et Océans Canada, données non publiées). Les taux de « réussite » de 50 % (c'est-à-dire les navires avec un ballast conforme à la norme D-2) pour le zooplancton non indigène ont été maintenus pour correspondre aux données sur le terrain, mais les données d'après traitement pour les événements « réussis » et « échoués » ont été produites à partir des distributions de probabilités générées par des événements réels de « réussite » et d'« échec ». Par conséquent, avec cette approche, le

traitement pourrait être partiellement efficace sur 50 % de voyages où le ballast ne respectait pas à la norme D-2 en permettant de réduire la densité de population à une valeur supérieure à la norme et, pour les 50 % de voyages qui respectaient la norme D-2, le traitement pourrait réduire la densité de population à une valeur inférieure à la norme (c'est-à-dire, 0 à 10 individus par m³). Cette partie des analyses de sensibilité n'a pas été utilisée pour le phytoplancton nuisible, car l'efficacité observée était de 100 %, ce qui équivaut au scénario modélisé de traitement seulement (100 %).

RÉSULTATS

Les résultats sont présentés comme le nombre prévu d'espèces nuisibles établies dans les écosystèmes aquatiques au Canada. L'importance des différents taux d'établissement n'est pas discutée, car cela dépend de la tolérance au risque des décideurs et des gestionnaires des risques. Il faut noter que les résultats du modèle qui concernent l'application de la norme D-2 ne reflètent que les taux d'établissement prévus pour le zooplancton non indigène et le phytoplancton nuisible; il est possible que des établissements additionnels proviennent de groupes de taxons non modélisés (par exemple, zooplancton indigène; phytoplancton non indigène, mais non nuisible).

TOUTES LES VOIES DE NAVIGATION : ESPÈCES PAR ANNÉE

Lorsque toutes les voies de navigation ont été combinées, le traitement seulement (100 %) a réduit le nombre total prévu d'invasions d'espèces par décennie de zooplancton non indigène de 21,61 (non-gestion) à 3,27 (figure 10). Il s'agit là d'une amélioration considérable par rapport à l'utilisation de l'échange des eaux de ballast, où 21,68 espèces non indigènes de zooplancton devraient être établies par décennie. Les tendances observées dans les résultats ont été reflétées pour le phytoplancton nuisible, où l'application de la norme D-2 pour tous les voyages de navires (4,79 invasions d'espèces par décennie) a largement dépassé l'échange des eaux de ballast (16,46 invasions d'espèces par décennie), par rapport à la non-gestion (16,25 invasions d'espèces par décennie; Figure 11). Les résultats du modèle pour la probabilité d'établissement d'espèces par voyage pour chaque voie de navigation sont disponibles à l'annexe 3.

VOIE INTERNATIONALE DU PACIFIQUE

Pour la voie internationale du Pacifique, l'échange des eaux de ballast avait des taux d'établissement similaires à ceux de la non-gestion du zooplancton non indigène (échange seulement, 12,69 d'invasions d'espèces par décennie contre la non-gestion, 12,69 d'invasions d'espèces par décennie) et du phytoplancton nuisible (échange seulement, 11,11 d'invasions d'espèces par décennie contre la non-gestion, 11,17 d'invasions d'espèces par décennie; Figures 10 et 11). Passant de l'échange des eaux de ballast seulement, le traitement seulement (100 %) a réduit l'invasion d'espèces par décennie à 1,51 pour le zooplancton (réduction de 88 %) et à 2,75 pour le phytoplancton (réduction de 75 %; Figures 10 à 12); des réductions de risques similaires ont été obtenues par l'utilisation de l'échange et du traitement conjointement (1,6 invasion d'espèces par décennie pour le zooplancton et 2,57 invasions d'espèces par décennie pour le phytoplancton). Lorsque la norme D-2 n'a été appliquée que sur 50 % des voyages de navire, l'efficacité du traitement seulement et de l'échange plus traitement a également été réduite, ce qui a entraîné une invasion d'espèces par décennie de 10,49 (traitement) et de 10,58 (échange plus traitement) pour le zooplancton, et de 9,38 (traitement) et de 9,67 (échange plus traitement) pour le phytoplancton.

VOIE INTERNATIONALE DE L'ATLANTIQUE

Lorsque les eaux de ballast n'ont pas été gérées, 2,22 espèces non indigènes de zooplancton et 12,74 espèces nuisibles de phytoplanctons devraient s'établir par décennie par la voie internationale de l'Atlantique, alors que les taux d'établissement n'ont pas été affectés en grande partie par l'utilisation de l'échange des eaux de ballast (zooplancton, 2,31 invasions d'espèces par décennie); phytoplancton, 12,65 invasions d'espèces par décennie; Figures 10 et 11). Comparativement à l'échange des eaux de ballast, le traitement (50 %) présentait des taux d'invasion plus faibles tant pour le zooplancton (1,96 invasion d'espèces par décennie) que pour le phytoplancton (11,04 invasions d'espèces par décennie). Cependant, le taux d'établissement des espèces a été considérablement réduit tant pour le zooplancton (0,13 invasion d'espèces par décennie) que pour le phytoplancton (3,07 invasions d'espèces par décennie) lorsque les eaux de ballast de tous les navires ont été traitées selon la norme D-2. Dans les deux cas, on a observé très peu de différence dans les résultats en utilisant le traitement seulement plutôt que l'échange plus traitement; l'échange plus le traitement (50 %) avait une invasion d'espèces par décennie de 1,92 (zooplancton) et de 11,14 (phytoplancton) et l'échange plus le traitement (100 %) avait une invasion d'espèces par décennie de 0,22 (zooplancton) et de 3,26 (phytoplancton).

VOIE INTERNATIONALE DES GRANDS LACS ET DU FLEUVE SAINT-LAURENT

Dans le cas de la voie internationale GLFSL, l'échange des eaux de ballast a été légèrement plus efficace pour réduire le risque d'établissement d'espèces par rapport à l'eau de ballast non gérée; l'invasion d'espèces par décennie pour le zooplancton est passée de 5,95 (non-gestion) à 5,14 (échange des eaux de ballast) et l'invasion d'espèces par décennie pour le phytoplancton a été réduite de 0,87 (non-gestion) à 0,74 (échange des eaux de ballast); Figures 10 et 11). L'échange seulement était aussi efficace que le taux de traitement seulement (50 %) pour le phytoplancton, mais le taux d'invasions d'espèces par décennie pour le zooplancton a diminué de 12 % pour s'établir à 4,54 pour le traitement seulement (figures 10 à 12). La combinaison de l'échange et du traitement (50 %) ont permis de réduire les risques liés à l'établissement des espèces de façon plus importante que ce que chacun a réalisé seul, en particulier pour le phytoplancton nuisible; par rapport à l'échange des eaux de ballast, l'échange plus le traitement (50 %) a réduit les taux d'invasion de 20 % à 0,59 invasion d'espèces par décennie (phytoplancton nuisible) et de 19 % à 4,15 invasions d'espèces par décennie (zooplancton non indigène). L'efficacité des systèmes de gestion des eaux de ballast s'est considérablement améliorée lorsque tous les navires ont respecté la norme D-2, ce qui a donné une invasion d'espèces par décennie de 1,39 pour le zooplancton (diminution de 73 % par rapport à l'échange des eaux de ballast) et de 0,25 pour le phytoplancton (diminution de 66 % par rapport à l'échange des eaux de ballast). Par rapport au traitement (100 %), l'addition de l'échange des eaux de ballast avec le traitement présentait une invasion d'espèces par décennie identique pour le phytoplancton nuisible et une invasion d'espèces par décennie légèrement inférieure de 1,1 pour le zooplancton (réduction de 79 % par rapport à l'échange des eaux de ballast seulement).

Dans le cas des combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination dans la voie des GLFSL, la région des GLFSL a reçu la plus grande réduction du risque d'établissement par échange plus traitement lorsque le port d'origine était soit de l'eau douce soit de l'eau saumâtre. L'échange plus traitement ont été légèrement meilleurs que le traitement seulement lorsque tous les navires ont respecté la norme D-2. Dans le cas des ports d'eau douce, le passage de l'eau de ballast non gérée pour l'échange plus traitement (100 %) a entraîné une réduction de 97 % (zooplancton) et de 89 % (phytoplancton) de la probabilité prévue qu'au moins un établissement d'espèce par voyage (PEPV) se produise, tandis que le traitement (100 %) a

réduit à lui seul la PEPV à 91 % (zooplancton) et à 79 % (phytoplancton) (figures 13 et 14). Dans le cas des ports d'origine d'eau saumâtre, par rapport à la non-gestion, l'échange plus traitement (100 %) a réduit la PEPV de 97 % (zooplancton) et de 90 % (phytoplancton), alors que le traitement seul a réduit la PEPV de 90 % (zooplancton) et de 84 % (phytoplancton). La différence d'efficacité entre ces deux stratégies de gestion était beaucoup plus grande lorsque seulement la moitié des déplacements étaient appliquées avec la norme D-2. Pour les ports d'eau douce, par rapport aux eaux de ballast non gérées, la PEPV a été réduit de 82 % (zooplancton) et de 73 % (phytoplancton) pour l'échange plus le traitement (50 %) contre des réductions de 45 % (zooplancton) et de 29 % (phytoplancton) de la PEPV pour le traitement seulement (50 %). Dans le cas des ports d'origine d'eau saumâtre, par rapport à la non-gestion, la PEPV a diminué de 79 % (zooplancton) et de 86 % (phytoplancton) pour l'échange plus traitement (50 %) par rapport à la réduction de la PEPV de 45 % (zooplancton) et de 38 % (phytoplancton) pour le traitement seulement (50 %).

VOIE INTERNATIONALE DE L'ARCTIQUE

Sans gestion, 0,24 zooplancton non indigène et 1,98 espèce phytoplanctonique nuisible devraient s'établir par décennie, tandis que dans le cadre de l'échange des eaux de ballast, les taux d'établissement devraient être légèrement inférieurs pour le zooplancton (0,21 établissement d'espèce par voyage) et similaires pour le phytoplancton (1,91 établissement d'espèce par voyage); Figures 10 et 11). Lorsque la norme D-2 a été appliquée à tous les voyages à bord, les taux d'invasion étaient considérablement inférieurs à l'échange des eaux de ballast pour le zooplancton (0,05 établissement d'espèce par voyage, une réduction de 76 % par rapport à l'échange des eaux de ballast) et au phytoplancton (0,28 établissement d'espèce par voyage, une réduction de 85 % par rapport à l'échange des eaux de ballast; Figures 10 à 12). Il n'y avait aucun avantage à combiner échange et traitement (100 %) pour le phytoplancton nuisible (0,23 établissement d'espèce par voyage, une réduction de 88 % par rapport à l'échange des eaux de ballast). Toutefois, le traitement à lui seul a produit des réductions de risque légèrement plus faible que l'échange plus traitement du zooplancton non indigène, qui avait un établissement d'espèce par voyage de 0,03 (réduction de 86 % de l'échange des eaux de ballast); il est à noter que la différence dans l'établissement d'espèce par voyage pour le zooplancton entre ces deux stratégies de gestion peut être négligeable en raison du chevauchement important de leurs intervalles de confiance (figures 10 et 11). La capacité du traitement seulement et de l'échange plus traitement pour atténuer le risque d'établissement a été grandement réduit lorsque seulement la moitié des voyages ont été effectués selon la norme D-2. L'effet de ces deux scénarios sur l'établissement d'espèce par voyage était semblable l'un à l'autre pour le phytoplancton nuisible (traitement, diminution de 29 % de l'échange des eaux de ballast par rapport à l'échange plus traitement, réduction de 33 % par rapport à l'échange des eaux de ballast), bien que l'échange plus traitement était plus efficace pour réduire l'établissement d'espèce par voyage du zooplancton que le traitement seulement (échange plus traitement, diminution de 48 % par rapport à l'échange des eaux de ballast et traitement, réduction de 14 % de l'échange des eaux de ballast; Figure 12).

VOIE INTÉRIEURE DE L'ARCTIQUE

Par rapport à l'eau de ballast non gérée, l'échange seulement a fait passer le taux d'établissement du phytoplancton nuisible de 0,89 (sans gestion) à 1,23 (échange seulement) et n'a pas affecté le taux d'invasion du zooplancton non indigène (sans gestion, 1,15 établissement d'espèce par voyage contre échange seulement, 1,13 établissement d'espèce par voyage; Figures 10 et 11). Le passage de l'échange des eaux de ballast seulement au traitement seulement (50 %) a réduit l'établissement d'espèce par voyage de 35 % à 0,74 pour le zooplancton et de 56 % à 0,54 pour le phytoplancton (figures 10 à 12).

Dans ce cas, l'échange plus traitement étaient moins bénéfiques que le traitement seulement, qui avait un établissement d'espèce par voyage de 0,82 pour le zooplancton (réduction de 27 % par rapport à l'échange des eaux de ballast) et de 0,82 pour le phytoplancton (réduction de 33 % par rapport à l'échange des eaux de ballast). Lorsque tous les navires se sont conformés à la norme D-2, le traitement a entraîné des réductions prononcées des taux d'établissement des espèces tant pour le zooplancton non indigène (0,04 établissement d'espèce par voyage) que pour le phytoplancton nuisible (0,15 établissement d'espèce par voyage et l'efficacité de l'échange plus traitement a été équivalente à celle du traitement seulement (zooplancton, 0,09 établissement d'espèce par voyage; phytoplancton, 0,13 établissement d'espèce par voyage).

TOUTES LES VOIES DE NAVIGATION : SALINITÉ DES PAIRES DE PORTS D'ORIGINE ET DE DESTINATION

Bien que l'efficacité de l'échange des eaux de ballast varie grandement parmi la salinité des paires de ports, l'échange des eaux de ballast seulement a souvent une PEPV inférieure à celle de l'eau de ballast non gérée pour le zooplancton (échange des eaux de ballast, 0,00012-0,0082 PEPV; sans gestion, 0,00021-0,016 PEPV) et phytoplancton (échange des eaux de ballast, 0,00026-0,013 PEPV; sans gestion, 0,0006-0,01857 PEPV; Figures 15 et 16). Toutefois, l'échange des eaux de ballast a fourni des réductions de risques d'invasion considérablement moins importantes que celles qui étaient appliquées uniquement au traitement (100 %), qui avaient une PEPV allant de 0 à 0,0021 (zooplancton non indigène) et de 0,000053 à 0,0011 (phytoplancton nuisible).

Lorsqu'on compare l'effet de l'échange des eaux de ballast sur les taux d'invasion entre les différentes combinaisons de salinité des ports d'origine et des ports de destination examinés, la tendance dans les résultats est que l'efficacité de l'échange des eaux de ballast diminue à mesure que la salinité du port d'origine et du port de destination augmente. Par exemple, compte tenu du phytoplancton nuisible, le pourcentage moyen de réduction de la PEPV pour les eaux de ballast non gérées par rapport à l'échange des eaux de ballast était de 81 % pour l'eau douce-douce (par exemple, la paire de ports d'origine et de destination), de 70 % pour la paire de ports d'eau saumâtre-saumâtre et de 9 % pour les eaux marines-marines (figure 14). De plus, lorsque le port d'origine ou de destination était marine, l'efficacité de l'échange des eaux de ballast diminuait généralement. Par exemple, le passage de la non-gestion à l'échange seulement a fait augmenter la PEPV de 14 % pour le nombre d'algues nuisibles pour la paire de ports d'eau marine-douce et de 11 % pour la paire de ports d'eau saumâtre-marine.

L'efficacité de l'échange plus traitement par rapport au traitement seulement (lorsque la norme D-2 était appliquée à la totalité ou à la moitié des voyages à bord) variait selon la salinité des ports d'origine et des ports de destination. Il est à noter que, pour les paragraphes suivants, la variation en pourcentage de la PEPV pour chaque scénario de gestion est relative au niveau de référence de non-gestion.

Lorsque tous les navires respectaient la norme D-2, l'échange plus traitement étaient la stratégie la plus efficace pour réduire les taux d'établissement du zooplancton non indigène et du phytoplancton nuisible dans les ports de destination d'eau douce lorsque le port d'origine était d'eau douce ou saumâtre. Pour ce qui est de la paire de ports d'eau douce-douce, l'échange plus traitement ont réduit la PEPV de 96 % à 0,00071 (zooplancton) et de 98 % à 0,00013 (phytoplancton), tandis que le traitement seulement a réduit la PEPV de 87 % à 0,0021 (zooplancton) et de 89 % à 0,00075 (phytoplancton; Figures 13 à 16). Pour la paire de ports d'eau saumâtre-douce, l'échange plus traitement a diminué la PEPV de 95 % pour le zooplancton (0,00060 PEPV) et de 98 % pour le phytoplancton (0,00012 PEPV), alors que le traitement seulement avait un peu moins de réductions dans la PEPV de 89 % pour le

zooplancton (0,0014 PEPV) et de 91 % pour le phytoplancton (0,00044 PEPV). Par ailleurs, lorsque les navires voyagent de ports maritimes à des ports d'eau douce, le traitement seulement était la stratégie la plus efficace pour réduire le risque d'établissement par voyage de zooplancton non indigène (traitement, réduction de 88 % de l'établissement d'espèce par voyage à 0,00026 par rapport à l'échange plus traitement, réduction de 75 % de la PEPV à 0,00054), alors que l'addition de l'échange avec traitement avait un effet négligeable sur le risque d'invasion phytoplanctonique nuisible par voyage (traitement seulement, réduction de 90 % de la PEPV à 0,000088 par rapport à échange plus traitement, diminution de 89 % de la PEPV à 0,000097). Dans le cas des ports de destination d'eau saumâtre ou marine, l'échange plus traitement (100 %) offrait une protection similaire contre les invasions par rapport au scénario de traitement seulement (100 %). Par exemple, dans les ports de destination d'eau saumâtre et maritime pour le zooplancton non indigène, l'échange plus traitement a réduit le risque d'établissement par voyage de 97 à 100 %, tandis que les réductions de risque du traitement seulement se situaient entre 97 et 100 %. Cette tendance s'est reflétée pour le phytoplancton nuisible, l'échange plus traitement réduisant la PEPV de 92 à 98 % et le traitement seulement réduisant la PEPV de 91 à 94 %.

Avec l'application de la norme D-2 sur la moitié des voyages, l'échange plus traitement ont systématiquement réduit le risque d'établissement d'espèces par rapport au traitement seulement pour les ports d'eau douce, tandis que l'échange plus traitement ont eu une efficacité variable par rapport au traitement réservé aux ports d'origine d'eau saumâtre et marine. Pour les ports d'eau douce, l'échange plus traitement ont réduit la PEPV de 74-82 % à 0,000055-0,0029 (zooplancton) et de 78-91 % à 0,00013-0,0029 pour la PEPV (phytoplancton), alors que le traitement a fourni des réductions inférieures au risque d'établissement d'espèce par voyage de 37 à 44 % pour le zooplancton (0,00013-0,0089 PEPV) et de 42 à 44 % pour le phytoplancton (0,00035-0,0075 PEPV; Figure 13-16).

L'échange plus traitement (50 %) a été plus efficace pour atténuer le risque d'établissement que le traitement seulement (50 %) pour les voyages en provenance de ports d'eau saumâtre et qui se terminent dans des environnements d'eau douce ou saumâtre, l'échange plus traitement réduisant la PEPV de zooplancton non indigène et de phytoplancton nuisible de 33 à 39 % ce qui est plus élevé que le traitement seulement (figures 13 et 14). À l'inverse, le traitement seulement s'est légèrement mieux comporté que l'échange plus traitement pour la paire de ports d'eau saumâtre-marine; l'échange plus traitement avait une PEPV de 0,0031 pour le zooplancton et de 0,0068 pour le phytoplancton, tandis que le traitement avait une PEPV de 0,0028 (zooplancton) et de 0,0061 (phytoplancton), ce qui a entraîné une plus grande réduction de 6 % du risque d'établissement pour les deux groupes taxonomiques de l'échange plus traitement à la non-gestion (zooplancton, 0,0054 PEPV; phytoplancton, 0,011 PEPV; Figures 13 à 16).

Dans le cas des ports d'origine maritime, le traitement seulement (50 %) a permis de réduire le risque d'invasion par rapport à l'échange plus traitement (50 %) lorsque les voyages ont pris fin dans des ports d'eau douce, alors qu'il y avait peu de différence entre ces deux stratégies de gestion lorsque les voyages ont pris fin dans des eaux saumâtres ou marines. Pour la paire de ports d'eau marine-douce, le traitement a réduit la PEPV de 44 % (zooplancton) et de 40 % (phytoplancton), tandis que des réductions inférieures du risque d'invasion ont été observées pour l'échange plus traitement, ce qui a réduit la PEPV de 9 % (zooplancton) et de 28 % (phytoplancton; Figures 13 et 14). Enfin, si l'on tient compte des paire de ports d'eau marine-saumâtre et marine-marine, dans l'ensemble des deux groupes taxonomiques, le traitement a réduit de 45 à 49 % la PEPV, tandis que des réductions semblables de 44 à 52 % de la PEPV ont été obtenues par échange plus traitement.

DISCUSSION

INCIDENCES DE LA GESTION DES EAUX DE BALLAST SUR LES RÉSULTATS ÉCOLOGIQUES

Comme on l'a vu dans de nombreuses stratégies de gestion écologique, l'efficacité des processus de gestion de l'eau de ballast dans cette étude n'était pas uniforme d'une région à l'autre, selon les types d'habitats ou les groupes taxonomiques. La norme D-2 offrait une protection supérieure et plus uniforme contre le risque d'invasion d'espèces nuisibles par rapport à l'échange des eaux de ballast. Dans certaines circonstances, l'échange plus traitement a permis de réduire le plus possible le risque d'invasion dans la voie internationale des GLFSL et la voie internationale de l'Arctique, tandis que l'intégration de l'échange avec traitement n'a pas procuré d'avantages supplémentaires dans la voie internationale de l'Atlantique, la voie internationale de l'Atlantique et la voie intérieure de l'Arctique. L'échange plus traitement, avec l'application de la norme D-2 sur tous les déplacements, a été la stratégie la plus efficace pour atténuer les invasions lorsque les environnements d'origine et de destination étaient de faible salinité (c'est-à-dire, eau douce-douce ou eau saumâtre-douce), alors que cette stratégie n'offrait pas une meilleure protection lorsque des ports de haute salinité étaient concernés. Dans le cas où seulement 50 % des déplacements étaient conformes à la norme D-2, l'échange plus traitement offraient des réductions de risque d'invasion supérieures au traitement seulement lorsque les ports d'origine étaient d'eau douce ou saumâtre.

Dans le cas où tous les navires respecteraient la norme D-2, le nombre d'établissements d'espèces décennales de zooplancton non indigène et de phytoplancton nuisible a été sensiblement réduit par rapport à celui des échanges des eaux de ballast pour chaque voie de navigation. De plus, le traitement offrait habituellement une protection plus grande et plus uniforme contre les invasions d'espèces nuisibles chez différents types d'habitats. L'efficacité de l'échange des eaux de ballast et de la norme D-2 pour les diverses voies de navigation au Canada a été modélisée par Casas-Monroy et al. (2014). Les résultats de cette étude étaient semblables à ceux de Casas-Monroy et al. (2014) où ils ont déterminé que le risque d'établissement du zooplancton non indigène était considérablement réduit pour chaque voie de navigation examinée dans le cadre de la norme D-2 par rapport à l'échange des eaux de ballast. Contrairement à la présente étude, Casas-Monroy et al. (2014) ont déterminé que le risque d'invasion du phytoplancton n'avait pas été réduit pour les voyages en provenance des côtes du Pacifique ou de l'Atlantique, selon la norme D-2, par rapport à l'échange des eaux de ballast seulement, étant donné que l'abondance moyenne de phytoplancton dans l'eau de ballast était déjà à l'intérieur la limite de la norme D-2. La différence entre ces deux résultats provient en grande partie de l'étendue des analyses, l'étude précédente n'examinant que les dinoflagellés non indigènes, alors que cette étude comprenait des diatomées et des dinoflagellés nuisibles.

Dans la voie internationale des GLFSL, l'utilisation de l'échange plus traitement offrait une protection légèrement plus grande contre l'établissement de zooplancton non indigène que le traitement seulement lorsque tous les navires adhéraient à la norme D-2, alors que cette stratégie multidimensionnelle offrait la meilleure protection contre les invasions de phytoplancton nuisible et de zooplancton non indigène lorsque seulement la moitié des voyages par navire étaient conformes à la norme D-2. L'avantage observé de l'échange plus traitement s'est probablement produit parce que plus de 40 % des voyages étaient composés de paires de ports d'eau douce-douce et d'eau saumâtre-douce, où l'échange plus traitement étaient plus efficaces que le traitement seulement en raison de l'effet de l'échange des eaux de ballast sur les taux d'établissement. L'effet global de l'échange dans cette voie n'a pas été surprenant, car

le taux d'invasions d'espèces attribuées à l'eau de ballast rejeté a nettement diminué dans le GLFSL depuis la mise en œuvre de l'échange des eaux de ballast (et le rinçage de ballast résiduel) (Bailey et al. 2011). L'échange des eaux de ballast est très efficace pour atténuer le risque d'établissement lorsque les ports d'origine et les ports de destination sont de faible salinité, car l'échange crée une barrière de salinité en introduisant des eaux marines hautement salines, ce qui peut : a) réduire la survie des organismes de faible salinité dans les réservoirs, s'ils continuent d'exister au-delà de la période de rinçage, ou b) introduire de nouveaux organismes marins viables qui ne survivront probablement après leur libération dans les écosystèmes d'eau douce (Santagata et al. 2008; Ellis et Maclsaac 2009; Bailey et al. 2011; Reid 2012).

Dans le cas de la voie internationale de l'Arctique, l'échange plus traitement a réduit le nombre attendu d'invasions décennales de zooplanctons non indigènes de manière plus importante que le traitement seulement, lorsque la totalité ou la moitié des déplacements respectent la norme D-2; l'échange plus traitement n'a pas apporté d'avantages substantiels comparativement au traitement seulement du phytoplancton nuisible dans cette voie. Les résultats du modèle de cette voie ont une plus grande incertitude par rapport aux voies de l'Atlantique, du Pacifique ou des GLFSL en raison des données biologiques limitées de cette région.

L'échange plus traitement a produit soit des réductions semblables ou inférieures dans le nombre d'établissements d'espèces nuisibles par décennie comparativement au traitement seulement dans la voie internationale du Pacifique, la voie internationale de l'Atlantique ou la voie internationale de l'Arctique, lorsque la norme D-2 a été appliquée à la totalité ou à la moitié des déplacements. Cela était probablement en raison que l'échange des eaux de ballast n'avait que peu d'effet sur le risque d'invasion dans ces régions parce que la grande majorité de leurs déplacements se terminaient dans les ports d'eau marine, où l'échange des eaux de ballast était moins efficace par rapport aux ports d'eau douce. Puisque notre modèle ne tenait compte que de l'effet d'inadéquation environnementale de l'échange en milieu océanique, son efficacité était généralement grandement réduite lorsque l'un ou l'autre des ports d'origine ou de destination était de haute salinité. Cela correspond à des études concluant que l'échange des eaux de ballast est moins efficace pour protéger les écosystèmes à salinité élevée, étant donné que l'eau de ballast après l'échange peut contenir une forte abondance d'espèces côtières océaniques ou résiduelles non indigènes ou nuisibles qui présentent un risque élevé d'établissement dans les écosystèmes de destination d'eau saumâtre ou marine (Cordell et al. 2009; Simard et al. 2011; Reid 2012; Roy et al. 2012; Casas-Monroy et al. 2016).

Étant donné que l'inadéquation par les différences de salinité dans l'environnement est l'une des principaux mécanismes d'action de l'échange des eaux de ballast, l'efficacité de l'échange plus traitement par rapport au traitement seulement pour atténuer le risque d'invasions était spécifique au contexte.

La paire de ports d'eau douce-douce a généralement bénéficié de la plus grande réduction des risques d'invasion avec l'échange plus traitement pour les deux groupes taxonomiques examinés, lorsque tous les navires respectent la norme D-2. L'efficacité accrue de l'échange plus traitement pour la paire de ports d'eau douce-douce a été appuyée par des études menées à terre et à bord des navires par Briski et al. (2013 et 2015, respectivement), qui ont déterminé que les réservoirs de ballast contenaient principalement des taxons marins à risque plus faible après avoir effectué un échange plus traitement, et surtout des taxons d'eau douce et euryhaline à risque plus élevé après avoir effectué un traitement (risque par rapport aux environnements de destination d'eau douce). Nous signalons ici une nouvelle constatation selon laquelle l'échange plus traitement pourrait être plus bénéfique que le traitement seulement pour la paire de ports d'eau saumâtre-douce, quoique dans une mesure légèrement

inférieure à celle de la paire de ports d'eau douce-douce. D'autre part, l'échange plus traitement ont eu une efficacité variable par rapport au traitement seulement pour toutes les salinités des autres paires de ports lorsque toutes les voies de navigation ont été combinées, bien qu'il n'y ait que des différences mineures dans le risque d'établissement entre ces deux stratégies de gestion, à l'exception de la paire de ports d'eau marine-douce qui a reçu la plus grande protection contre les invasions zooplanctoniques non indigènes par traitement seulement.

Dans le cas où seulement 50 % des déplacements étaient effectués selon la norme D-2, l'échange plus traitement était la stratégie la plus efficace pour réduire les établissements d'espèces nuisibles lorsque la source de ballast était soit de l'eau douce (quelle que soit la salinité du port de destination), soit de l'eau saumâtre (pour les ports de destination d'eau douce ou saumâtre seulement) lorsque toutes les voies de navigation étaient combinées. L'efficacité de l'échange plus traitement était moins marquée pour les ports d'origine d'eau saumâtre, car il en résultait une PEPV légèrement plus élevée que pour le traitement seulement de la paire de ports d'eau saumâtre-marine. Il est intéressant de noter que les résultats pour la paire de ports d'eau douce-marine a indiqué un avantage de l'échange lorsque la différence de la salinité devrait être grandement réduite, ce qui a entraîné des réductions plus importantes de la PEPV pour l'échange plus traitement comparativement au traitement seulement. Il est possible que cette réduction de l'établissement de l'espèce soit due à une différence de la température, où la température de l'eau d'origine correspond plus étroitement au port de destination, qu'elle ne correspond à la température dans le lieu d'échange. D'autre part, pour les ports d'origine d'eau marine, le traitement était plus efficace que l'échange plus traitement lorsque les voyages se terminaient dans des environnements d'eau douce, alors que ces deux stratégies de gestion avaient une efficacité similaire lorsque les navires arrivaient dans des ports d'eau saumâtre ou marine.

CONFIRMATION SUR LE TERRAIN

Il est important de confirmer sur le terrain. Malheureusement, il s'agit d'une tâche difficile lorsqu'on modélise les invasions d'espèces en raison du manque de données sur les invasions ayant échoué et des nombreux problèmes liés aux données d'observation sur la découverte d'espèces (effort de recherche incohérent, biais de détection, etc.). En d'autres termes, il est difficile de comprendre la réalité des conditions d'établissement des espèces et, par conséquent, l'approche mécaniste a été utilisée dans ce document pour estimer l'invasion selon les processus biologiques connus pour être pertinents. Néanmoins, la comparaison du modèle avec les données d'observation sur la découverte d'espèces dans les Grands Lacs a permis de comprendre la correspondance entre les résultats du modèle et une représentation du nombre d'invasions dans le temps.

Ricciardi (2006) a utilisé les données de découverte d'espèces observées dans la région des Grands Lacs pour estimer le nombre d'espèces non indigènes (plantes aquatiques vasculaires, algues, invertébrés et poissons) dans le bassin des Grands Lacs pour les années 1840 à 2003. Pour la période aux alentours de 1960, Ricciardi (2006) a estimé le taux d'invasion à 1,0 découverte d'espèce par an et de 1993 à 2004, à 1,2 découverte d'espèce par an (0,9 découverte d'espèce par an pour les « espèces vivantes libres »). Les résultats du modèle mécanistique présenté ici (figures 10 et 11) estiment un taux de 1,09 découverte d'espèce par an pour la condition avant 2006 (sans gestion) et un taux de 0,94 découverte d'espèce par an pour la condition après 2006 (échange seulement); ces valeurs ont été déterminées en additionnant les taux d'invasion prévus pour le zooplancton et le phytoplancton, puis en utilisant les méthodes de Cohen et de Carlton (1995) de 40 % et de 20 % pour estimer le nombre d'espèces non indigènes de plantes aquatiques (40 % du taux total de plancton) et de poissons (20 % du taux total de plancton), respectivement. Comme les données sur la découverte des

espèces sous-estimeront toujours le nombre d'espèces établies, le modèle de référence de non-gestion de 1,09 reflète le résultat de Ricciardi (2006). Les hypothèses pour l'écart des résultats de ce modèle par rapport aux résultats après échange de Ricciardi (0,94 découverte d'espèce par an contre 1,2 découverte d'espèce par an) sont les suivantes : 1) un décalage temporel associé à la découverte d'espèces a conduit à une détection manquée de certaines espèces envahissantes par le biais de programmes d'échantillonnage sur le terrain, ce qui est un problème avéré avec les espèces cryptiques (c'est-à-dire que certaines espèces détectées après que les règlements d'échange ont pu être introduits avant que les règlements d'échange ne soient appliqués); 2) des écarts importants dans les antécédents de navigation ont conduit à des conditions historiques qui ont dévié du modèle; ou 3) le taux d'invasion estimé de 1993 à 2004 à Ricciardi (2006) était antérieur à la mise en œuvre de la réglementation sur le rinçage des réservoirs de ballast en 2006, alors que le modèle de la présente étude ne tient pas compte des impacts écologiques des navires qui n'ont pas de ballast déclarable à bord. Néanmoins, la correspondance étroite entre les résultats du modèle et Ricciardi (2006) indique que le modèle fournit une représentation solide des facteurs menant aux invasions provoquées par le ballast au Canada.

SENSIBILITÉ DU MODÈLE

Des analyses de sensibilité ont été effectuées sur des paramètres susceptibles de modifier le nombre d'établissements d'espèces, mais pas l'efficacité relative des scénarios de gestion (partie 1) et sur des paramètres susceptibles de modifier l'efficacité relative des scénarios de gestion et, par conséquent, de modifier les décisions de gestion (partie 2).

Pour la partie 1, les paramètres comprenaient la modification de la densité de l'échantillon dans les réservoirs de ballast, la proportion d'espèces dans les réservoirs qui sont nuisibles, le volume du trafic maritime, les tendances du trafic maritime, la probabilité d'établissement par propagule (α) et le paramètre de forme de l'effet d'Allee (c). On a montré que chacun de ces paramètres avait séparément un faible effet sur le résultat du modèle (la plupart montraient < 10 % de changement dans les établissements prévus pour un changement de paramètre de 25 %), sauf les changements dans α et c (tableau 6). Lorsque toutes les espèces ont reçu un α égal à 0,05, ce qui peut être attendu si toutes les espèces se reproduisent en clonage, les établissements ont été multipliés par 22 en moyenne. Nous ne nous attendons pas à ce que cette hypothèse soit réaliste; quoi qu'il en soit, cela ne changerait pas le rendement relatif des options de gestion. De même, le passage de c à une valeur de 2 a augmenté les établissements de 86 % en moyenne, mais n'a pas modifié le rendement relatif des méthodes de traitement. Il convient de noter que, dans certains cas, on a observé une plus grande variation en pourcentage pour certains types de traitement dans une analyse de sensibilité donnée (par exemple, pour une diminution de 25 % des déplacements, il y a eu des réductions d'environ 8 % pour les traitements sans gestion, échange seulement [50 %], et échange plus traitement [50 %] et des réductions d'environ 25 % pour les traitements seulement [100 %] et échange plus traitement [100 %]). Ces résultats se sont produits lorsqu'il y a eu une réduction d'ampleur semblable dans tous les scénarios de gestion, mais comme les scénarios concernant le traitement (100 %) avaient moins d'établissements initiaux, cela a entraîné une plus grande variation en pourcentage d'établissement d'espèce par voyage.

Il convient de noter que, même si notre analyse de sensibilité a examiné séparément les changements individuels, il est possible que de multiples changements simultanés de nos paramètres de modèle supposés soient nécessaires, soit en raison de paramètres incorrectement supposés, soit de changements dans les conditions réelles. De multiples changements pourraient entraîner un effet additif ou multiplicatif sur les résultats escomptés ou, de même, pourraient se contredire (par exemple, une augmentation de la densité de population

avec une diminution du trafic maritime pourrait ne pas modifier le nombre total d'établissements).

Pour la deuxième partie de l'analyse de sensibilité, l'efficacité de l'échange des eaux de ballast a été modifiée dans le scénario de traitement seulement (50 %) en utilisant les données après traitement pour les navires qui « réussissent » ou « échouent » la norme D-2. Les réductions prévues dans les établissements de zooplancton non indigènes dans ce scénario ont réduit de 44 % l'établissement d'espèce par voyage par rapport à la non-gestion de référence, ce qui se situe entre les réductions de risque prévues pour les scénarios de traitement seulement normalisés qui ont réduit de 21 % l'établissement d'espèce par voyage (norme D-2 appliquée à la moitié des déplacements) et de 85 % (tous les navires respectent la norme D-2). Étant donné que l'analyse de sensibilité était fondée sur des données préliminaires tirées d'essais au début de l'utilisation des systèmes de gestion des eaux de ballast, ses résultats devraient être examinés avec prudence. Cependant, cela démontre comment la réduction prévue des établissements est touchée par l'efficacité des systèmes de gestion des eaux de ballast et comment le nombre d'établissements d'espèces pourrait changer à mesure que les systèmes de gestion des eaux de ballast deviennent plus fiables.

SOURCES D'INCERTITUDE

Il est reconnu qu'il y a une incertitude associée à la distribution des probabilités utilisée pour décrire la probabilité d'établissement par habitant (α) pour les espèces nuisibles dans un réservoir de ballast, étant donné que différents groupes d'espèces ne peuvent pas être uniformément répartis sur la courbe. Étant donné les limites des données, il n'a pas été possible de créer des distributions de probabilité α particulières pour chaque groupe d'espèces. Par exemple, la valeur α réelle moyenne du phytoplancton a peut-être été sous-estimée puisque la plupart de ces espèces se reproduisent asexuellement. Cette incertitude a été traitée dans l'analyse de sensibilité en fixant α à 0,05 pour toutes les espèces, ce qui équivaut au α estimé pour les espèces parthénogénétiques. De plus, les groupes d'espèces vivant dans différents habitats peuvent avoir des distributions α de probabilités différentes, ce qui augmente l'incertitude dans les résultats. Par exemple, il y a plus d'espèces parthénogénétiques dans l'eau douce que dans les écosystèmes marins, ce qui donne une valeur α moyenne plus élevée pour les espèces d'eau douce que pour les espèces marines. L'incertitude associée à la distribution α de la probabilité affecte les taux d'établissement de l'espèce et l'importance relative des voies du zooplancton et du phytoplancton. Elle pourrait aussi modifier l'efficacité relative des scénarios de gestion, si l'on s'attend à une variabilité entre les taxons de milieu océanique et les espèces des ports d'eau douce ou des ports côtiers, car elle pourrait alors modifier le résultat après l'échange des eaux de ballast. Par conséquent, le fait d'avoir plus de données pour estimer les distributions α distinctes pour les groupes taxonomiques à l'étude améliorerait les estimations globales des établissements et les comparaisons de l'efficacité des stratégies de gestion (consulter la section Considérations relatives à la réexécution du modèle pour plus de détails).

L'incertitude est plus importante dans les résultats de l'Arctique comparativement à d'autres régions canadiennes en raison de données biologiques limitées ou indisponibles. De plus, on s'attend à ce que les activités de transport maritime dans l'Arctique augmentent à l'avenir, ce qui pourrait accroître de façon disproportionnée le nombre d'événements de rejet et la diversité des ports d'origine (c'est-à-dire modifier la composition des espèces d'eau de ballast transportées dans l'Arctique) par rapport à d'autres régions géographiques du Canada.

D'autres sources d'incertitude comprennent la variabilité élevée de l'abondance des organismes dans les déplacements des navires. Il est reconnu que la taille des populations de plancton varie selon la saison, ce qui influe sur le risque d'invasion (Zhang et Dickman, 1999; Simard et

al. 2011), mais ce facteur dépasse le cadre de cette étude. Il y a aussi de l'incertitude en ce qui concerne les données environnementales utilisées dans ce modèle et les conditions environnementales (c'est-à-dire la salinité et la température) varient dans l'espace et dans le temps et sont rarement propres à un port. Enfin, ce modèle a estimé la survie des espèces en fonction de l'équilibre de température et de salinité dans l'environnement. Toutefois, d'autres variables biotiques et abiotiques qui influent sur la survie et l'établissement des espèces – y compris des mesures plus raffinées de l'adéquation de l'habitat, comme la disponibilité des nutriments, la compétition ou la prédation – n'ont pas été prises en compte, contribuant ainsi à l'incertitude des résultats du modèle. Cette limite est pertinente pour l'interprétation de l'effet de l'échange des eaux de ballast, où le potentiel d'établissement d'espèces de milieu océanique dans les ports de destination était fondé uniquement sur la salinité et l'adéquation thermique et n'a pas tenu compte de la façon dont d'autres facteurs nécessaires à la survie ou à l'établissement varieraient entre les écosystèmes près des côtes et de milieu océanique.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA RÉEXÉCUTION DU MODÈLE

Bien que le modèle soit relativement robuste face aux changements de ses paramètres d'entrée, des changements importants dans le monde réel pour l'un ou l'autre des paramètres entraîneront des résultats différents des prévisions présentées dans la présente étude et, dans de tels cas, exigeraient de réexécuter ce modèle pour mettre à jour les résultats en conséquence. Par exemple, des changements majeurs dans les schémas du trafic maritime, où : 1) l'augmentation importante du trafic maritime (par exemple le doublement ou le triplement du nombre de déplacements) augmenterait le nombre attendu d'invasions annuelles d'espèces; ou 2) les modifications apportées à la composition des combinaisons de salinité des ports dans une voie de navigation donnée peuvent modifier l'efficacité relative des stratégies de gestion, étant donné l'influence de la salinité environnementale sur l'efficacité de l'échange des eaux de ballast (par exemple, l'efficacité des échanges plus traitement devrait augmenter dans la voie internationale du Pacifique en cas d'augmentation des déplacements entre les paires de ports d'eau douce-douce). Cependant, la conséquence probable des changements dans la composition des combinaisons de salinité des ports peut être déduite des résultats spécifiques à la salinité dans les figures 15 et 16. De plus, si la fréquence à laquelle les navires respectent la norme D-2 ou la concentration d'organismes dans l'eau de ballast s'écarte de leurs valeurs respectives utilisées dans la présente étude, les résultats pourraient être mis à jour pour refléter les changements dans le risque d'invasion.

Un autre exemple de modification des paramètres d'entrée qui justifierait la révision des résultats serait l'observation d'une plus grande proportion d'espèces parthénogénétiques dans la distribution de l'établissement. Pour remédier à cette situation, le Conseil national de recherche du Canada (2011) a recommandé qu'une série d'expériences sur le terrain soit entreprise afin de déterminer les valeurs d'établissement dans un large éventail d'espèces et de conditions environnementales. Ces études aideraient à déterminer la forme de la distribution bêta utilisée dans la section des établissements du modèle. S'il existe une forte proportion de faibles valeurs (ce qui signifie l'extinction de la plupart des espèces de faible taille initiale de population), il est probable que les paramètres bêta actuels et, par conséquent, les résultats du modèle ne changeront pas. Toutefois, s'il existe une forte proportion de valeurs élevées, ce qui signifie que de nombreuses espèces transportées peuvent établir de nouvelles populations à faible densité, une nouvelle distribution bêta reflétant le risque accru d'établissement devrait être intégrée. Par conséquent, au fur et à mesure que de nouveaux renseignements scientifiques deviennent disponibles, les paramètres du modèle devraient être réévalués afin de s'assurer que le modèle continue de refléter le comportement observé du système. Jusqu'à ce que de nouvelles valeurs de paramètres soient disponibles, l'analyse de sensibilité (tableau 6)

fournit une orientation sur la façon dont les résultats du modèle changeront en raison des changements dans les valeurs des paramètres.

Ce modèle supposait que le seul effet de l'échange des eaux de ballast était un changement dans la probabilité de survie reflétant l'adéquation environnementale entre les lieux d'échange et les ports de destination. Toutefois, l'intégration de l'effet complet de l'échange des eaux de ballast, comme son effet sur la densité de population, peut plus exactement comparer les taux d'établissement des espèces de milieu océanique aux espèces côtières ou d'eau douce, influant sur le rendement relatif des stratégies de gestion. La prochaine mise à jour possible pour cette recherche consiste à intégrer un effet de modélisation complet de l'échange des eaux de ballast, qui permettra de comparer plus précisément l'efficacité des méthodes de gestion.

Les résultats de cette étude peuvent également être mis à jour si de nouvelles données d'entrée deviennent accessibles. Par exemple, il est recommandé que ces résultats soient mis à jour lorsque des données biologiques améliorées sont disponibles, car il y avait peu de données biologiques sur les voies de navigation dans l'Arctique. Bien que ce rapport utilise les meilleures données environnementales disponibles sur les ports, si des données environnementales plus raffinées deviennent disponibles ou si les conditions environnementales changent, ces facteurs pourraient influencer sur les résultats des établissements. Ainsi, si de nouvelles données environnementales qui diffèrent des données utilisées dans la présente étude deviennent disponibles, ce modèle devrait être réexécuté pour mettre à jour les résultats.

ÉCHANGE DES EAUX DE BALLAST PLUS PROTOCOLES DE TRAITEMENT

Comme il est indiqué dans l'introduction, les deux protocoles pour les navires à échanger et à traiter sont E+T et T+E+T. Étant donné les grandes différences relatives entre les scénarios de gestion concernant l'application de la norme D-2 sur 100 % et 50 % des voyages à l'intérieur de chaque voie de navigation, il est important de maintenir la fonctionnalité la plus élevée des systèmes de gestion des eaux de ballast. La réalisation de T+E+T peut accroître la fréquence des défaillances des systèmes de gestion des eaux de ballast lors de conditions d'eau difficiles du port (par exemple, en raison d'une forte turbidité), alors que la réalisation de E+T peut réduire les défaillances des systèmes de gestion des eaux de ballast, puisque l'eau de milieu océanique est généralement moins difficile à traiter que l'eau du port (C. Wiley, ancien président des groupes de travail et d'examen des eaux de ballast de l'OMI, communications personnelles, Briski et al. 2013). Par conséquent, E+T est le protocole recommandé pour les navires. Il est reconnu que ce protocole est en contradiction avec les règlements actuels de la Convention de l'OMI.

CONCLUSION

Les variables de sortie utilisées dans ce modèle (la probabilité d'établissement par déplacement et le nombre d'établissements d'espèces par décennie) sont des mesures pertinentes pour documenter l'établissement d'espèces envahissantes. Comme nous l'avons démontré tout au long du présent rapport, ces variables de sortie sont fortement influencées par l'eau de ballast et sa gestion par l'échange, le traitement ou la combinaison des deux méthodes. En outre, comme une approche mécaniste a été adoptée, les changements dans les valeurs prévues peuvent être définitivement attribués à chaque stratégie de gestion des eaux de ballast, compte tenu des hypothèses, des paramètres et de la structure du modèle. Bien que des facteurs autres que ceux pris en compte dans le modèle puissent influencer sur le risque d'invasion, cette évaluation intègre un ensemble de facteurs de base (la hiérarchie de l'arrivée, de la survie et de

l'établissement des espèces) qui influent sur les invasions tout en intégrant les mécanismes de gestion pertinents dans cette hiérarchie (survie des espèces : échange et établissement des espèces selon la taille initiale de la population : traitement). Compte tenu de l'effet important de la gestion des eaux de ballast observé dans la présente étude, les scénarios fournissent des points de départ logiques pour évaluer l'effet de différentes stratégies de gestion afin de réduire le risque d'invasions causées par le ballast dans les écosystèmes aquatiques canadiens. Le choix d'une stratégie de gestion particulière est une décision de tolérance au risque liée au degré acceptable de changement lié à l'activité humaine sur les processus écologiques, à la valeur associée aux services écosystémiques et à d'autres facteurs sociaux et économiques.

RECOMMANDATIONS

Pour appuyer la recherche et les conseils scientifiques actuels et futurs, il est important de recueillir des données plus complètes sur le transport de l'eau de ballast à l'intérieur et vers le Canada (par exemple, source et volume du ballast). Il est important de noter que si certains navires ne sont pas en mesure de se conformer à la norme D-2, il est recommandé de recueillir des données biologiques sur l'eau de ballast traitée pour un échantillon de navires afin d'informer davantage les risques d'invasion d'espèces liés à l'échange plus traitement.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Adams, J.K., Ellis, S.M., Chan, F.T., Bronnenhuber, A.G., Doolittle, J.E., Simard, N., McKenzie, C.H., Martin, J.L. et Bailey, S.A. 2014. [Relative risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Atlantic Region of Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/116. v + 403 p.
- Adebayo, A.A., Zhan, A., Bailey, S.A. et MacIsaac, H.J. 2014. Les navires domestiques comme voie possible d'espèces non indigènes du fleuve Saint-Laurent aux Grands Lacs. 16(4) : 793-801. doi : 10.1007/s10530-013-0537-5 (*en anglais seulement*)
- Conseil de l'Arctique 2009. Rapport d'évaluation du transport maritime dans l'Arctique de 2009. Conseil de l'Arctique, Tromsø, Norvège. 194 p. (*en anglais seulement*)
- Bailey, S.A. 2015. Un aperçu de trente années de recherche sur les eaux de ballast comme vecteur d'espèces aquatiques envahissantes dans les milieux d'eau douce et marine. Santé et gestion de l'écosystème aquatique 18(3) : 261–268. doi : 10.1080/14634988.2015.1027129 (*en anglais seulement*)
- Bailey, S.A., Chan, F., Ellis, S.M., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N. and Simard, N. 2012. [Évaluation du risque d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes par les navires dans les Grands Lacs et la partie d'eau douce du fleuve Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2011/104. vi + 224 p.
- Bailey, S.A., Deneau, M.G., Jean, L., Wiley, C.J., Leung, B. et MacIsaac, H.J. 2011. Évaluation de l'efficacité d'une politique environnementale visant à prévenir les invasions biologiques. Environmental Science & Technology. 45(7): 2554–2561. doi : 10.1021/es102655j (*en anglais seulement*)
- Bailey, S.A., Vélez-Espino, L.A., Johannsson, O.E., Koops, M.A. et Wiley, C.J. 2009. Estimation des probabilités d'établissement de Cladocera introduites à faible densité : Une évaluation des normes de rejet d'eau de ballast proposées. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 66(2) : 261–276. doi : 10.1139/f08-200 (*en anglais seulement*)
- Bolker, B.M. 2008. Modèles écologiques et données dans R. de la Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 408 p. (*en anglais seulement*)
- Bradie, J., Chivers, C. et Leung, B. 2013. Risque d'importation : Quantification de la relation entre la pression et l'établissement de la propagule au niveau de la voie. Diversity and Distributions 19(8): 1020–1030. doi : 10.1111/ddi.12081 (*en anglais seulement*)
- Bradie, J., Pietrobon, A. et Leung, B. 2015. Au-delà des évaluations spécifiques aux espèces : une analyse et une validation des mesures de distance environnementale pour l'évaluation des risques des espèces non indigènes. Biological Invasions 17(12) : 3455-3465. (*en anglais seulement*)
- Briski, E., Allinger, L.E., Balcer, M., Cangelosi, A., Fanberg, L., Markee, T.P., Mays, N., Polkinghorne, C.N., Prihoda, K.R., Reavie, E.D., Regan, D.H., Reid, D.H., Saillard, H.J., Schwerdt, T., Schaefer, H., TenEyck, M., Wiley, C.J. et Bailey, S.A. 2013. Approche multidimensionnelle à la prévention des espèces envahissantes. Environmental Science & Technology 47: 1216–1221. doi : 10.1021/es3029445 (*en anglais seulement*)

-
- Briski, E., Bailey, S.A., Casas-Monroy, O., DiBacco, C., Kaczmarska, I., Levings, C., MacGillivray, M.L., McKindsey, C.W., Nasmith, L.E., Parenteau, M., Piercey, G., Rochon, A., Roy, S., Simard, N., Villac, M.C., Weise, A. et Maclsaac, H.J. 2012a. Relation entre la pression de la propagande et la pression de la colonisation dans l'écologie de l'invasion : Un essai avec le ballast des navires. *Proceedings of the Royal Society. B* 279 : 2990–2997. doi : 10.1098/rspb.2011.2671 (*en anglais seulement*)
- Briski, E., Gollasch, S., David, M., Linley, R.D., Casas-Monroy, O., Rajakaruna, H. et Bailey, S.A. 2015. Combiner l'échange et le traitement des eaux de ballast pour maximiser la prévention de l'introduction d'espèces dans les écosystèmes d'eau douce. *Environmental Science & Technology*. 49 : 9566–9573. doi : 10.1021/acs.est.5b01795 (*en anglais seulement*)
- Briski, E., Wiley, C.J. et Bailey, S.A. 2012 b. Rôle du transport maritime intérieur dans l'introduction ou la propagation secondaire d'espèces non indigènes : Invasions biologiques dans les Grands Lacs laurentiens. *Journal of Applied Ecology*. 49(5): 1124–1130. doi :10.1111/j.1365-2664.2012.02186.x (*en anglais seulement*)
- Cangelosi, A., Allinger, L., Balcer, M., Mays, N., Markee, T., Polkinghorne, C., Prihoda, K., Reavie, E., Reid, D., Saillard, H., Schwerdt, T., Schaefer, H. et TenEyck, M. 2011. Rapport final sur les essais en eau douce sur le terrain du système de traitement des eaux de ballast AlfaWall AB PureBallast®. Great Ships Initiative, Northeast-Midwest Institute, Washington (District de Columbia). 94 p. (*en anglais seulement*)
- Cangelosi, A. eters, O., Balcer, M., Beesley, K., Fanberg, L., Gebhard, S. et Venditto, T. 2018. Projet de surveillance du ballast des navires des Grands Lacs, Rapport technique. LSRI/GWRC/TR/GLSBM/1, Lake Superior Research Institute, University of Wisconsin, États-Unis. 88 p. (*en anglais seulement*)
- Casas-Monroy, O. 2012. Introduction des dinoflagellés non indigènes dans les écosystèmes aquatiques canadiens via les réservoirs de ballasts de navires. Thèse (Ph.D.) Université du Québec à Rimouski, Rimouski (Québec) 150 p.
- Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R. et Bailey, S.A. 2014. [Évaluation nationale du risque de l'introduction au Canada d'espèces aquatiques non indigènes par les eaux de ballast](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/128. vi + 73 p.
- Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Chan, P., Kydd, J., Byllaardt, J.V. et Bailey, S. 2018. Évaluation de l'efficacité de la filtration du rayonnement UV-C pour le traitement des eaux de ballast à différentes températures. *Journal of Sea Research*. 133 : 20-28. doi : 10.1016/j.seares.2017.02.001 (*en anglais seulement*)
- Casas-Monroy, O., Parenteau, M., Drake, D.A.R., Roy, S. et Rochon, A. 2016. Estimations absolues de la pression de propagule des dinoflagellés viables sur les côtes canadiennes : L'influence variable de l'échange des eaux de ballast. *Marine Biology* 163(8) : 1 à 15. doi : 10.1007/s00227-016-2946-3 (*en anglais seulement*)
- Chan, F.T., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N., Howland, K., Simard, N. and Bailey, S.A. 2012. [Évaluation du risque d'introduction d'espèces aquatiques non indigènes par les navires dans l'Arctique canadien](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2011/105. pp vi + 93.
-

-
- Chan, F.T., Macisaac, H.J. et Bailey, S.A. 2015. Importance relative du salissage de la coque des navires et des eaux de ballast comme vecteurs de transport d'espèces non indigènes vers l'Arctique canadien. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques* 72(8) : 1230–1242. doi : 10.1139/cjfas-2014-0473 (*en anglais seulement*)
- Cohen, A.N. et Carlton, J.T. 1995. Espèces aquatiques non indigènes dans un estuaire des États-Unis : Étude de cas sur les invasions biologiques de la baie de San Francisco et du delta – Étude biologique. Rapport no PB96-166525, Rapport final au U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington (District de Columbia) 25 p. (*en anglais seulement*)
- Cordell, J.R., Lawrence, D.J., Ferm, N.C., Tear, L.M., Smith, S.S. et Herwig, R.P. 2009. Facteurs influant sur les densités des espèces non indigènes dans les eaux de ballast des navires arrivant dans les ports de Puget Sound, Washington (États-Unis). *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*. 19(3): 322–343. doi : 10.1002/aqc.986 (*en anglais seulement*)
- de Lafontaine, Y., Despatie, S., Veilleux, É et Wiley, C. 2008. Évaluation à bord du navire de l'efficacité et des effets environnementaux potentiels de PERACLEAN® Ocean pour le traitement des eaux de ballast dans des conditions très froides. *Environmental toxicology* 24: 49–65. doi : 10.1002/tox.20394 (*en anglais seulement*)
- Dextrase, A.J. et Mandrak, N.E. 2006. Impacts des espèces exotiques envahissantes sur la faune d'eau douce en péril au Canada. *Biological Invasions*. 8(1) : 13–24. doi : 10.1007/s10530-005-0232-2 (*en anglais seulement*)
- DiBacco, C., Humphrey, D.B., Nasmith, L.E. et Levings, C.D. 2012. Transport par les eaux de ballast du zooplancton non indigène vers les ports canadiens. *ICES Journal of Marine Science* 69: 483–491. doi : 10.1093/icesjms/fsr133 (*en anglais seulement*)
- Drake, D.A.R., Bailey, S.A. et Mandrak, N.E. 2017. [Évaluation des risques écologiques associés à la navigation de plaisance comme voie de propagation secondaire d'espèces aquatiques envahissantes dans le bassin des Grands Lacs](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/030. v + 85 p.
- Drake, D.A.R., Casas-Monroy, O., Koops, M.A. et Bailey, S.A. 2015. Pression de propagule en présence d'incertitude : extension de l'utilité des variables substitués avec des modèles hiérarchiques. *Methods in Ecology and Evolution*. 6(11): 1363–1371. (*en anglais seulement*)
- Drake, D.A.R., Chan, F.T., Briski, E., Bailey, S.A. et MacIsaac, H.J. 2014. Structure d'assemblage : Un élément négligé des mouvements d'espèces par l'homme dans les écosystèmes d'eau douce. *Journal of Limnology*. 73(s1) : 108–115. doi : <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2014.802> (*en anglais seulement*)
- Drake, D.A.R. et Mandrak, N.E. 2014. Prises accessoires, appâts, pêcheurs à la ligne et routes : quantifier l'activité vectorielle et le risque d'introduction de propagules dans les écosystèmes lacustres. *Ecological Application*. 8(4) : 877–94. (*en anglais seulement*)
- Duggan, I., Bailey, S., Overdijk, C.V. et Macisaac, H. 2006. Risque d'invasion d'invertébrés actifs et en diapause provenant du ballast résiduel dans les navires entrant dans la baie de Chesapeake. *Marine Ecology Progress Series*. 324 : 57–66. doi : 10.3354/meps324057 (*en anglais seulement*)

-
- Duggan, I.C., Overdijk, C.D., Bailey, S.A., Jenkins, P.T., Limén, H. et Macisaac, H.J. 2005. Invertébrés associés à l'eau de ballast résiduelle et aux sédiments des navires transportant du fret qui entrent dans les Grands Lacs. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. 62(11) : 2463–2474. doi : 10.1139/f05-160 (*en anglais seulement*)
- Ellis, S. et Macisaac, H.J. 2009. Tolérance de salinité des envahisseurs des Grands Lacs. *Freshwater Biology*. 54 : 77–89. doi : 10.1111/j.1365-2427.2008.02098.x
- Global Invasive Species Information Network (GISIN). 2014. Base de données du Global Invasive Species Information Network [en ligne]. Accessible à l'adresse <http://www.gisin.org> (consulté le 22 octobre 2014). (*en anglais seulement*)
- Gray, D.K., Johengen, T.H., Reid, D.F. et Macisaac, H.J. 2007. Efficacité de l'échange des eaux de ballast en haute mer comme moyen de prévenir les invasions d'invertébrés entre les ports d'eau douce. *Aquatic Invasions*. 52(6) : 2386–2397. (*en anglais seulement*)
- Gregg, M., Rigby, R. et Hallegraef, G. 2009. Examen de deux décennies de progrès dans l'élaboration d'options de gestion pour réduire ou éliminer le phytoplancton, le zooplancton et les bactéries dans les eaux de ballast des navires. *Aquatic Invasions* 4(3) : 521–565. doi : 10.3391/ai.2009.4.3.14 (*en anglais seulement*)
- Humphrey, D.B. 2008. Caractérisation de l'eau de ballast en tant que vecteur pour le transport du zooplancton non indigène. Thèse (maîtrise) L'Université de la Colombie-Britannique, Vancouver (C.-B.) 103 p. (*en anglais seulement*)
- Organisation maritime internationale (OMI) 2004. Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires de 2004. Conférence internationale sur la gestion des eaux de ballast pour les navires, BWM/CONF/36, Londres (Royaume-Uni). 36 p. (*en anglais seulement*)
- Organisation maritime internationale (OMI) 2010. Élaboration de lignes directrices et d'autres documents pour l'application uniforme de la Convention de 2004 sur la gestion des eaux de ballast (BWM). Proposition d'utiliser l'échange des eaux de ballast en combinaison avec un système de gestion des eaux de ballast pour obtenir un niveau de protection accru. Présenté par le Canada. Sous-Comité sur les vrac liquides et gaz, 15e session BLG 15/5/7 (*en anglais seulement*)
- Organisation maritime internationale (OMI) 2018. Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires (Convention BWM). Accessible à l'adresse [http://www.imo.org/fr/about/conventions/listofconventions/pages/international-convention-for-the-control-and-management-of-ships'-ballast-water-and-sediments-\(bwm\).aspx](http://www.imo.org/fr/about/conventions/listofconventions/pages/international-convention-for-the-control-and-management-of-ships'-ballast-water-and-sediments-(bwm).aspx) (consulté le 2 avril 2018). (*en anglais seulement*)
- Organisation maritime internationale (OMI) 2019. Technologies BWM, Tableau 3 : Liste des systèmes de gestion des eaux de ballast qui ont reçu la certification de type par leurs administrations respectives. Accessible à l'adresse <http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/BallastWaterManagement/Documents/Table%20of%20BA%20FA%20TA%20updated%20January%202019.pdf> (consulté le 4 juillet 2019). (*en anglais seulement*)
- Jerde, C., Bampfyde, C. et Lewis, M. 2009. Établissement de chances pour les espèces sexuelles et sémelpares : Surmonter l'effet Allee. *The American Naturalist* 173(6): 734–746. doi :10.1086/598496 (*en anglais seulement*)

-
- Keller, R.P., Drake, J.M., Drew, M.B. et Lodge, D.M. 2011. Établir un lien entre les conditions environnementales et les mouvements des navires pour estimer le transport des espèces envahissantes dans le réseau mondial de transport maritime. *Diversity and Distributions* 17: 93–102. doi :10.1111/j.1472-4642.2010.00696.x (en anglais seulement)
- Klein, G., Kaczmarek, I. et Ehrman, J.M. 2009. La diatomée *Chatoceros* dans les eaux de ballast des navires et la survie des passagers clandestins. *Acta Botanica Croatia* 68(2) : 325–338. (en anglais seulement)
- Lee, H. II, Reusser, D.A. et Frazier, M. 2013. Approches pour établir des normes de rejet d'eau de ballast fondées sur les organismes. *Ecological Application*. 23 : 301–310. (en anglais seulement)
- Leung, B., Drake, J.M. et Lodge, D.M. 2004. Prédire les invasions : Pression de propagule et la sévérité des effets d'allee. *Ecology* 85: 1651–1660. doi :10.1890/02-0571 (en anglais seulement)
- Linley, R.D., Doolittle, A.G., Chan, F.T., O'Neill, J., Sutherland, T. et Bailey, S.A. 2014. [Évaluation des risques relatifs concernant l'introduction d'espèces aquatiques non indigènes par des navires dans la région du Canada pacifique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/043. v + 208 p.
- Locarnini, R.A., Mishonov, A.V., Antonov, J.I., Boyer, T.P., Garcia, H.E., Baranova, O.K., Zweng, M.M., Paver, C.R., Reagan, J.R., Johnson, D.R., Hamilton, M. et Seidov, D. 2013. World Ocean Atlas 2013, Volume 1 : Température. Dans World Ocean Atlas 2013. Modifié par S. Levitus et A. Mishonov. Atlas NESDIS 73 de la NOAA. 40 p. (en anglais seulement)
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. et Bazzaz, F.A. 2000. Invasions biotiques : Causes, épidémiologie, conséquences mondiales et contrôle. *Ecological Application*. 10(3) : 689–710. doi :10.2307/2641039 (en anglais seulement)
- Marson, D., Cudmore, B., Drake, D.A.R. et Mandrak, N.E. 2009. Résumé d'un sondage auprès des propriétaires de jardins d'eau au Canada. Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques. 2906 : v + 23 p. (en anglais seulement)
- McCollin, T., Shanks, A.M. et Dunn, J. 2008. Changements dans l'abondance et la diversité du zooplancton après l'échange des eaux de ballast dans les mers régionales. *Marine pollution Bulletin*. 56 : 834–844. doi : 10.1016/j.marpolbul.2008.02.004 (en anglais seulement)
- Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T. et Secor, C.L. 1993. Espèces exotiques dans les Grands Lacs : Une histoire de crises biotiques et d'introductions anthropiques. *Journal of Great Lakes Research*. 19(1) : 1 à 54. doi : 10.1016/s0380-1330(93)71197-1 (en anglais seulement)
- Mouawad Consulting 2013. Évaluation des processus de traitement des eaux de ballast et de leur disponibilité en ce qui a trait au réseau Grands Lacs – Voie maritime du Saint-Laurent. Dans Transactions liées aux systèmes de traitement des eaux de ballast pour le réseau Grands Lacs – Voie maritime du Saint-Laurent. Rapport no 2013-2-1-2, révision no 5, présenté à Transports Canada, Ottawa (Ontario). p. 21 à 86. (en anglais seulement)
- National Ballast Information Clearinghouse (2002) Base de données du National ballast information clearinghouse [en ligne]. Accessible à l'adresse <https://nbc.si.edu/database/> (consulté le 15 juin 2013). (en anglais seulement)
-

-
- Conseil national de recherches du Canada (CNRC). 1996. Endiguer la marée : contrôle des introductions d'espèces non indigènes par les eaux de ballast des navires. National Academy Press, Washington (District de Columbia) xvi + 141 p. (*en anglais seulement*)
- Conseil national de recherches du Canada (CNRC). 2011. Évaluation de la relation entre la pression de propagule et le risque d'invasion dans les eaux de ballast. *Edité par* Carlton, J.T., Ruiz, G.M., Byers, J.E., Cangelosi, A., Dobbs, F.C., Grosholz E.D., Leung, B., MacIsaac, H.J., & Wonham, M.J., eds. National Research Council (États-Unis), Water Science and Technology Board, U.S. National Academies. 123 p. (*en anglais seulement*)
- Groupe de travail sur la Protection de l'environnement marin arctique (PEMA). 2013. Grands écosystèmes marins de la région arctique : Révision de la carte des grands écosystèmes marins arctique (2e éd.). Conseil de l'Arctique, Akureyri (Islande). 19 p. (*en anglais seulement*)
- Paolucci, E.M., Hernandez, M.R., Potapov, A., Lewis, M.A. et MacIsaac, H.J. 2015. Le système hybride améliore l'efficacité du traitement des eaux de ballast. *Journal of Applied Ecology*. 52(2): 348–357. doi : 10.1111/1365-2664.12397 (*en anglais seulement*)
- Paolucci, E.M., Ron, L. et MacIsaac, H.J. 2017. Combinaison du traitement des eaux de ballast et de l'échange des eaux de ballast : Réduction de la pression de colonisation et de la pression de propagule des organismes phytoplanctoniques. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 20(4): 369-377. doi : 10.1080/14634988.2017.1404419 (*en anglais seulement*)
- Reid, D.F. 2012. Le rôle du stress osmotique (choc de salinité) dans la protection des Grands Lacs contre les envahisseurs aquatiques associés au ballast. Présenté à la U.S. Saint Lawrence Seaway Development Corporation et au U.S. Department of Transportation. iv + 31 p. (*en anglais seulement*)
- Remane, A. et Schlieper, C. 1972. Biologie des eaux saumâtres (deuxième édition). Schweizerbart, Stuttgart (Allemagne). 372 p. (*en anglais seulement*)
- Ricciardi, A. 2006. Tendances d'invasion dans les Grands Lacs laurentiens en relation avec les changements dans l'activité vectorielle. *Diversity and Distributions* 12(4): 425–433. doi : 10.1111/j.1366-9516.2006.00262.x (*en anglais seulement*)
- Roy, S., Parenteau, M., Casas-Monroy, O. et Rochon, A. 2012. Trafic de navires côtiers : Un vecteur d'introduction important pour les dinoflagellés potentiellement dangereux dans l'est du Canada. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*. 69(4) : 627–644. doi : 10.1139/f2012-008 (*en anglais seulement*)
- Ruiz, G.M. et Smith, G. 2005. Étude biologique des porte-conteneurs arrivant au port d'Oakland. Partie B – Efficacité de l'échange des eaux de ballast : Résultats des essais sur huit porte-conteneurs. Une étude pilote. Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater, Maryland. (*en anglais seulement*)
- Ruiz, G.M., Smith, G.E., Verling, E. et Santagata, S. 2007. Efficacité de l'échange des eaux de ballast. *Dans l'état actuel de la compréhension de l'efficacité de l'échange des eaux de ballast dans la réduction des introductions d'espèces aquatiques non indigènes dans le bassin des Grands Lacs et dans la baie de Chesapeake (États-Unis) : Synthèse et analyse des renseignements actuels. Modifié par* G.M. Ruiz et D.F. Reid. Document technique GLERL-142 de la NOAA. GLERL de la NOAA, Ann Arbor, Michigan. pp 27–43. (*en anglais seulement*)
-

-
- Santagata, S., Gasiūnaite, Z., Verling, E., Cordell, J., Eason, K., Cohen, J., Bacela, K., Quilez-Badia, G., Johengen, T.H., Reid, D.F. et Ruiz, G. 2008. Effet du choc osmotique en tant que stratégie de gestion visant à réduire les transferts d'espèces non indigènes dans les ports à faible salinité par les navires. *Aquatic Invasions* 3(1) : 61–76. doi : 10.3391/ai.2008.3.1.10 (*en anglais seulement*)
- Simard, N., Plourde, S., Gilbert, M. et Gollasch, S. 2011. Efficacité nette de l'échange des eaux de ballast en haute mer sur les communautés de plancton. *Journal of Plankton Research* 33(9): 1378–1395. doi : 10.1093/plankt/fbr038 (*en anglais seulement*)
- Transports Canada 2007. Guide du règlement sur le contrôle et la gestion des eaux de ballast du Canada. Édition 7, TP 13617E : iii + 46 p. (*en anglais seulement*)
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2017a. *Brachionus leydigii*. <https://www.epa.gov/great-lakes-monitoring/brachionus-leydigii> (consulté le 30 décembre 2017). (*en anglais seulement*)
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2017b. *Thermocyclops crassus*. <https://www.epa.gov/great-lakes-monitoring/brachionus-leydigii> (consulté le 30 décembre 2017). (*en anglais seulement*)
- Wonham, M.J., Byers, J.E., Grosholz, E.D. et Leung, B. 2013. Modélisation de la relation entre la pression de propagule et le risque d'invasion pour informer la politique et la gestion. *Ecological Application* 23 : 1691–1706. doi : 10.1890/12-1985.1 (*en anglais seulement*)
- Wonham, M.J., Walton, W.C., Ruiz, G.M., Frese, A.M. et Galil, B.S. 2001. Aller à la source : rôle de la voie d'invasion dans la détermination des envahisseurs potentiels. *Marine Ecology Progress Series* . 215: 1–12. (*en anglais seulement*)
- Zhang, F. et Dickman, M. 1999. Échange au milieu de l'océan des eaux de ballast des porte-conteneurs. 1 : Facteurs saisonniers affectant le transport de diatomées et de dinoflagellés nuisibles. *Marine Ecology Progress Series* 176: 243–251. doi :10.3354/meps176243 (*en anglais seulement*)
- Zweng, M.M, Reagan, J.R., Antonov, J.I., Locarnini, R.A., Mishonov, A.V., Boyer, T.P., Garcia, H.E., Baranova, O.K., Johnson, D.R., Seidov, D. et Biddle, M.M. 2013. *World Ocean Atlas 2013, Volume 2 : Salinité*. Modifié par S. Levitus et A. Mishonov. Atlas NESDIS 74 de la NOAA : 39 p. (*en anglais seulement*)

TABLEAUX

Tableau 1. Le règlement D-2 sur les rejets d'eaux de ballast de la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires (OMI 2004; Tableau 1, Casas-Monroy et al. 2014).

Catégorie	Intervalle de taille	Norme de rejet
Phytoplancton	≥ 10 µm – < 50 µm	< 10 cellules par mL
Zooplancton	≥ 50 µm	< 10 organismes par m ³
Microbes	<i>Vibrio cholera</i>	< 1 UFC par 100 mL ou < 1 UFC par 1 g (poids humide) d'échantillons de zooplancton
	<i>Escherichia coli</i>	< 250 UFC par 100 ml
	Entérocoques intestinaux	< 100 UFC par 100 ml

Tableau 2. Scénarios de stratégies de gestion examinés dans la présente étude.

Scénario de gestion	Définition
Sans gestion	Scénario de contrôle où aucun échange ni traitement n'a eu lieu.
Échange seulement	L'échange des eaux de ballast s'est produit lors de tous les voyages de navire. On a supposé que la concentration totale d'organismes et la proportion d'organismes nuisibles ou non indigènes ne changeaient pas avant ou après l'échange et que l'échange des eaux de ballast était 100 % efficace pour purger les organismes du port d'origine. Par conséquent, seules les espèces appartenant à des communautés de milieu océanique ont été modélisées en fonction de l'échange des eaux de ballast.
Traitement seulement (100 %)	Le scénario de non-gestion a été modélisé en fonction de l'application de la norme D-2 de l'OMI sur 1) 100 % et 2) 50 % des voyages. Dans le deuxième scénario, on a supposé que les eaux de ballast non traitées étaient rejetées dans la moitié des voyages par navire.
Traitement seulement (50 %)	
Échange plus traitement (100 %)	Le scénario d'échange seulement a été modélisé avec l'application de la norme D-2 de l'OMI sur 1) 100 % et 2) 50 % des voyages. Dans le deuxième scénario, on a supposé que les eaux de ballast étaient gérées en utilisant seulement l'échange des eaux de ballast sur la moitié des
Échange plus traitement (50 %)	

Tableau 3. Voies de navigation examinées dans cette étude. Voir la figure 1 pour une carte des frontières géographiques des régions canadiennes.

Voie de navigation	Définition
Voie internationale du Pacifique	Navires se dirigeant vers les ports de la Colombie-Britannique à partir de ports d'origine étrangers.
Voie internationale de l'Atlantique	Navires se dirigeant vers les ports du Canada atlantique à partir de ports d'origine étrangers. La région de l'Atlantique comprenait les ports maritimes du fleuve Saint-Laurent et de l'estuaire en aval de la ville de (à l'exclusion de) Québec et des quatre provinces de l'Atlantique, à l'exception du Labrador.
Voie internationale des Grands Lacs et fleuve Saint-Laurent (GLFSL)	Navires se dirigeant vers les ports canadiens d'eau douce des Grands Lacs ou du fleuve Saint-Laurent à partir de ports d'origine étrangers. La région du GLFSL comprenait des ports canadiens situés en amont de la ville de Québec ainsi que la ville elle-même. Les déplacements entre les ports des États-Unis et du Canada dans cette région n'ont pas été inclus.
Voie internationale de l'Arctique	Navires se dirigeant vers les ports de l'Arctique canadien à partir de ports d'origine étrangers ou d'autres régions canadiennes (déplacements intérieurs). La région arctique comprenait des zones délimitées par la carte des grands écosystèmes marins de l'Arctique de 2013 de la Protection de l'environnement marin arctique (PEMA), y compris le Labrador (PEMA 2013).
Voie intérieure de l'Arctique	
Toutes les voies de navigation	Toutes les voies de navigation d'intérêt ci-dessus sont combinées.

Tableau 4. Taille de l'échantillon des voyages ($n = 2\ 978$) et des ports pour chaque combinaison de salinité dans une voie de navigation donnée. La taille de l'échantillon des ports d'origine et de destination est le premier et le deuxième nombre entre parenthèses, respectivement.

Salinité du port de destination	D'origine Salinité du port	Toutes les voies de navigation	Voie internationale du Pacifique	Voie internationale de l'Atlantique	Voie internationale des GLFSL	Voie internationale de l'Arctique	Voie intérieure de l'Arctique
Douce	Douce	93 (28; 13)	9 (6; 2)	17 (7; 2)	67 (15; 9)	0	0
	Saumâtre	84 (31; 14)	17 (6; 2)	9 (4; 2)	58 (21; 10)	0	0
	Marine	330 (147; 18)	136 (55; 3)	7 (4; 2)	187 (88; 13)	0	0
Saumâtre	Douce	21 (6; 4)	0	21 (6; 4)	0	0	0
	Saumâtre	33 (6; 4)	1 (1; 1)	32 (5; 3)	0	0	0
	Marine	54 (36; 4)	26 (20; 1)	28 (16; 3)	0	0	0
Marine	Douce	455 (66; 40)	105 (22; 7)	329 (39; 28)	0	4 (4; 3)	17 (1; 2)
	Saumâtre	638 (62; 28)	153 (17; 7)	478 (41; 18)	0	7 (4; 3)	0
	Marine	1270 (354; 45)	940 (199; 11)	307 (140; 27)	0	19 (13; 5)	4 (2; 2)

Tableau 5. Nombre de distributions empiriques de l'abondance des espèces pour chaque voie de navigation.

Voie de navigation	Nombre de distributions d'abondance d'espèces	
	Zooplancton non indigène	Phytoplancton nuisible
Voie internationale du Pacifique	50	45
Voie internationale de l'Atlantique	39	44
Voie internationale des GLFSL	19	16
Voie internationale de l'Arctique	31	44
Voie intérieure de l'Arctique	8	44

Tableau 6. Sensibilité du modèle aux modifications des paramètres d'entrée. La variable de réponse est le pourcentage de changement dans le nombre prévu d'espèces qui s'établissent par décennie pour toutes les voies de navigation. Afin de déterminer la sensibilité du modèle, on a appliqué un changement de 25 % au volume de voyages de navire, à la densité moyenne μ de l'échantillon, aux paramètres moyens β non indigènes ou nuisibles et on a attribué au hasard les ports d'origine aux ports de destination dans chaque voie. De plus, la probabilité par propagule d'établissement (α) et l'effet D'Allee (c) ont été fixés à 0,05 et 2, respectivement, pour toutes les espèces.

Groupe taxonomique	Scénario de gestion	Augmentation de la fréquence de déplacement (25 %)	Diminution de la fréquence de déplacement (25 %)	Randomisation des ports d'origine et de destination dans chaque voie	Augmentation de la densité moyenne μ de l'échantillon (25 %)	Diminution de la densité moyenne μ de l'échantillon (25 %)	Augmentation de la moyenne β non indigène ou nuisible (25 %)	Diminution de la moyenne β non indigène ou nuisible (25 %)	$\alpha = 0,05$ (toutes les espèces)	Effet d'Allee ($c = 2$)
Zooplancton non indigène	Sans gestion	3,75 %	-8,14 %	-2,45 %	3,10 %	-6,89 %	-5,92 %	7,17 %	2675,10 %	103,29 %
	Échange seulement	5,95 %	-7,70 %	-3,14 %	3,09 %	-7,33 %	-5,12 %	5,67 %	2665,31 %	104,61 %
	Traitement seulement (50 %)	7,89 %	-8,53 %	-2,86 %	5,44 %	-9,18 %	-3,21 %	9,00 %	2782,70 %	111,34 %
	Échange plus traitement (50 %)	8,26 %	-6,39 %	-1,17 %	7,21 %	-4,45 %	-4,04 %	9,61 %	2787,93 %	111,78 %
	Traitement seulement (100 %)	9,17 %	-25,38 %	-10,70 %	-3,06 %	-3,98 %	-9,17 %	2,45 %	1229,36 %	51,38 %
	Échange plus traitement (100 %)	-3,66 %	-25,91 %	-15,55 %	-13,11 %	-11,59 %	-16,46 %	-4,57 %	1057,62 %	39,94 %
Phytoplancton nuisible	Sans gestion	3,63 %	-8,12 %	-5,85 %	4,25 %	-5,85 %	-4,92 %	1,78 %	2613,72 %	92,12 %
	Échange seulement	2,55 %	-8,75 %	-7,53 %	3,28 %	-6,68 %	-4,80 %	0,91 %	2595,44 %	91,92 %
	Traitement seulement (50 %)	3,26 %	-10,14 %	-6,74 %	4,04 %	-8,58 %	-6,10 %	1,28 %	2691,28 %	94,96 %
	Échange plus traitement (50 %)	3,81 %	-8,88 %	-6,62 %	3,17 %	-5,29 %	-2,61 %	1,27 %	2698,45 %	95,70 %
	Traitement seulement (100 %)	4,59 %	-20,04 %	-8,77 %	-8,56 %	-5,64 %	-9,19 %	-3,76 %	1801,67 %	16,49 %
	Échange plus traitement (100 %)	9,26 %	-18,11 %	-5,89 %	-6,11 %	-5,05 %	-7,37 %	-0,63 %	1914,32 %	24,00 %

FIGURES

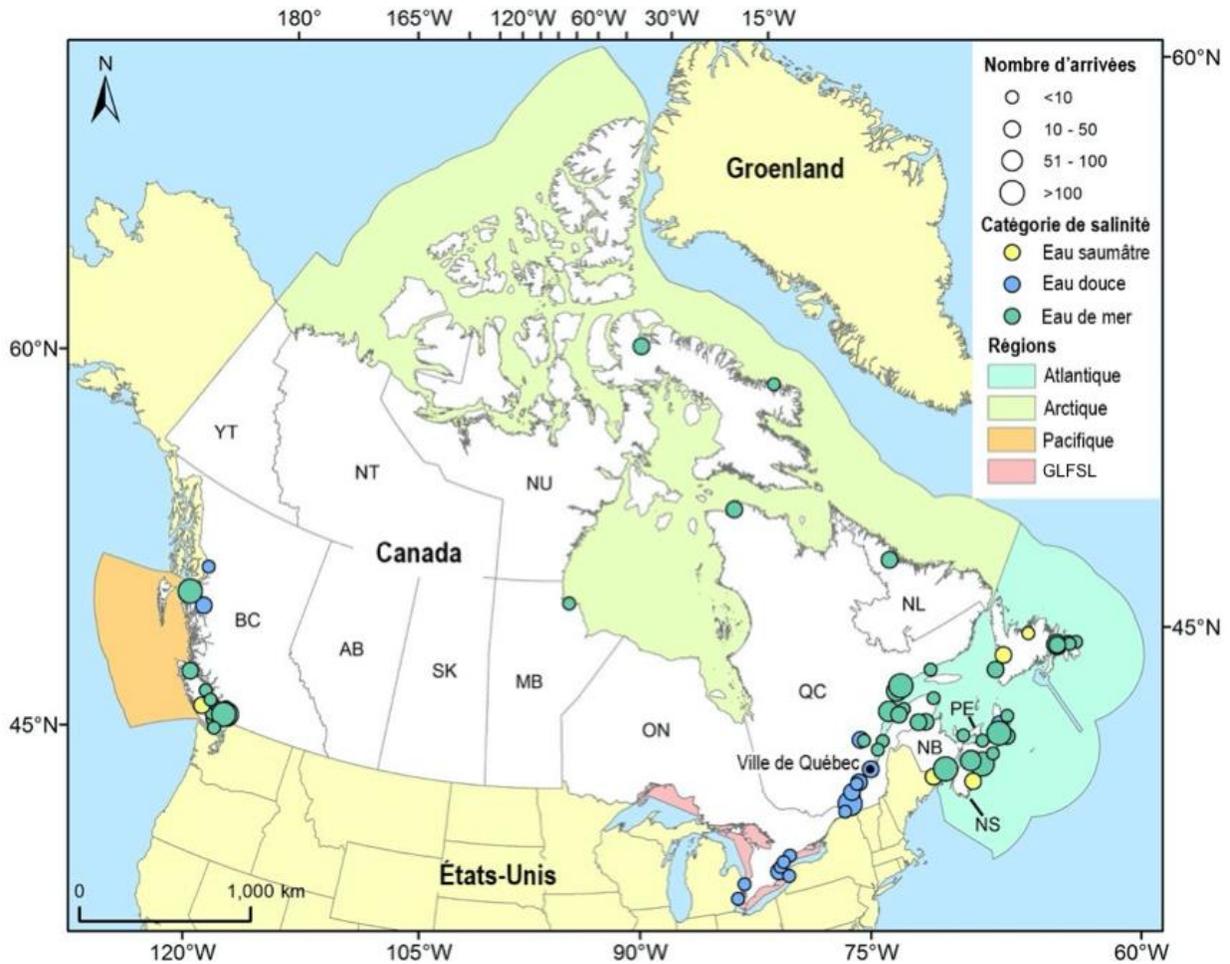


Figure 1. Les régions géographiques canadiennes avec les ports maritimes examinés dans la présente étude. Les quatre régions canadiennes d'intérêt sont le Pacifique, l'Atlantique, les Grands Lacs et le Fleuve Saint-Laurent (GLFSL) et l'Arctique. Les ports de destination ($n = 72$) inclus dans cette étude sont affichés par les marqueurs où leur couleur et leur taille représentent respectivement leur catégorie de salinité et le nombre d'arrivées de voyages par navire.

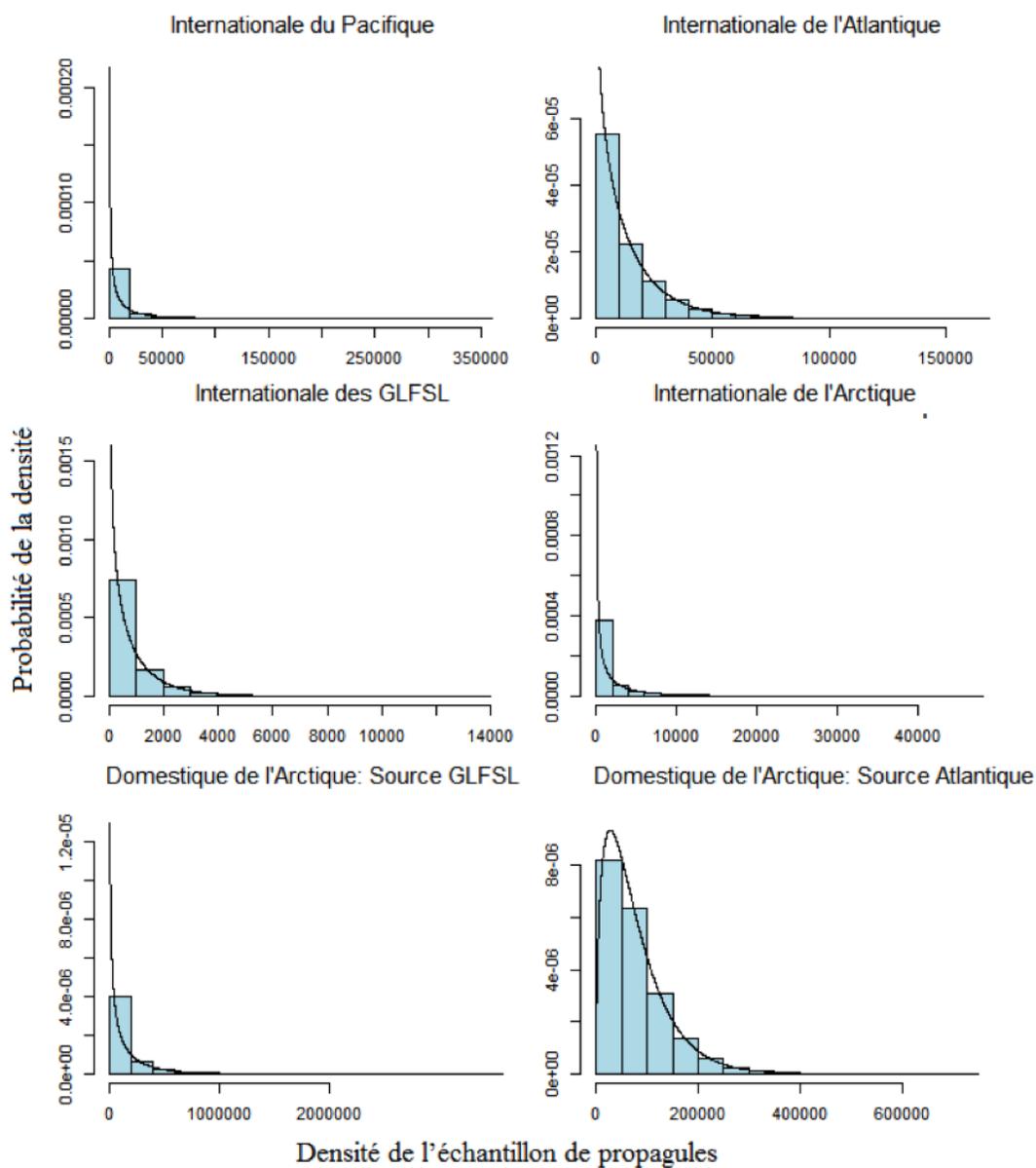


Figure 2. Distribution de la probabilité décrivant la densité de l'échantillon de zooplancton dans les voyages par navire à l'intérieur de chaque voie de navigation. La voie intérieure de l'Arctique a utilisé des données zooplanctoniques provenant de navires arrivant dans l'Arctique à partir du Canada atlantique (panneau inférieur droit) et des déplacements à l'intérieur des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL) (panneau inférieur gauche). Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.

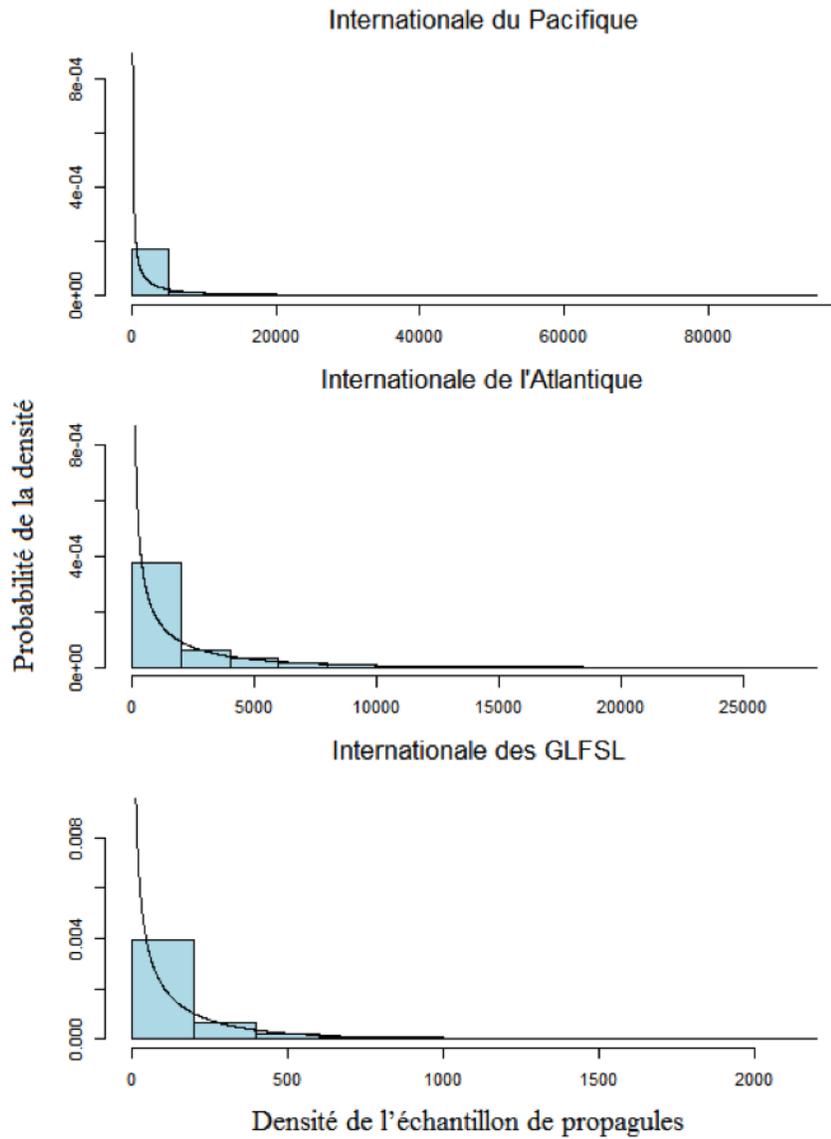


Figure 3. Distribution de la probabilité décrivant la densité de l'échantillon de phytoplancton dans les voyages par navire à l'intérieur de chaque voie de navigation. Dans le cas de la voie internationale de l'Arctique et de la voie intérieure de l'Arctique, la distribution de la densité des échantillons de phytoplancton a été présumée équivalente à celle de la voie internationale de l'Atlantique. Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.

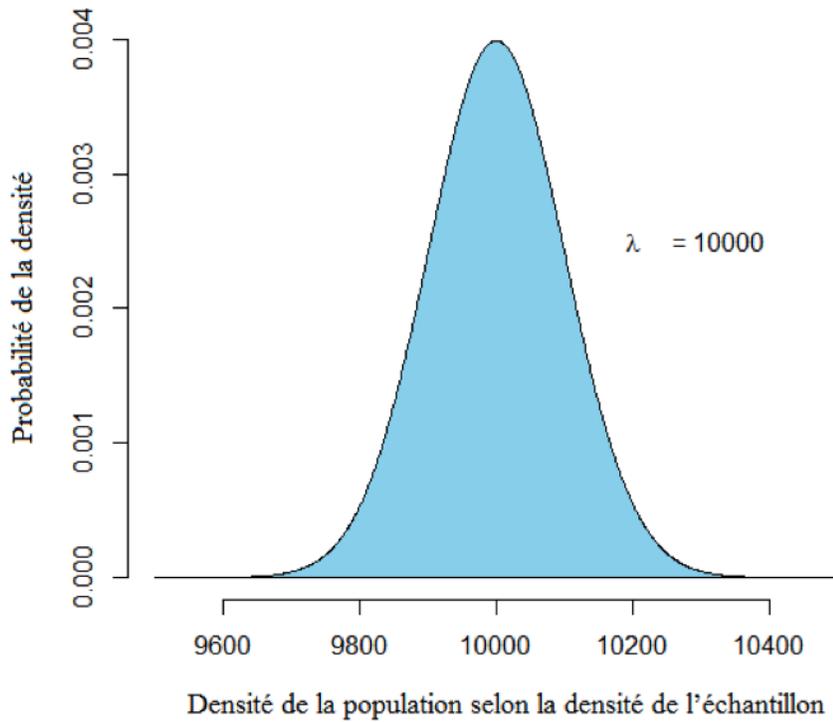


Figure 4. Distribution de la probabilité décrivant la densité de population d'organismes dans un seul navire (unités de densité d'organismes par m^3), étant donné qu'une densité d'échantillonnage de $\lambda=10\ 000$ a été obtenue. Les résultats présentés proviennent de la voie internationale du Pacifique pour le zooplancton (D.A.R. Drake, Pêches et Océans Canada, données non publiées).

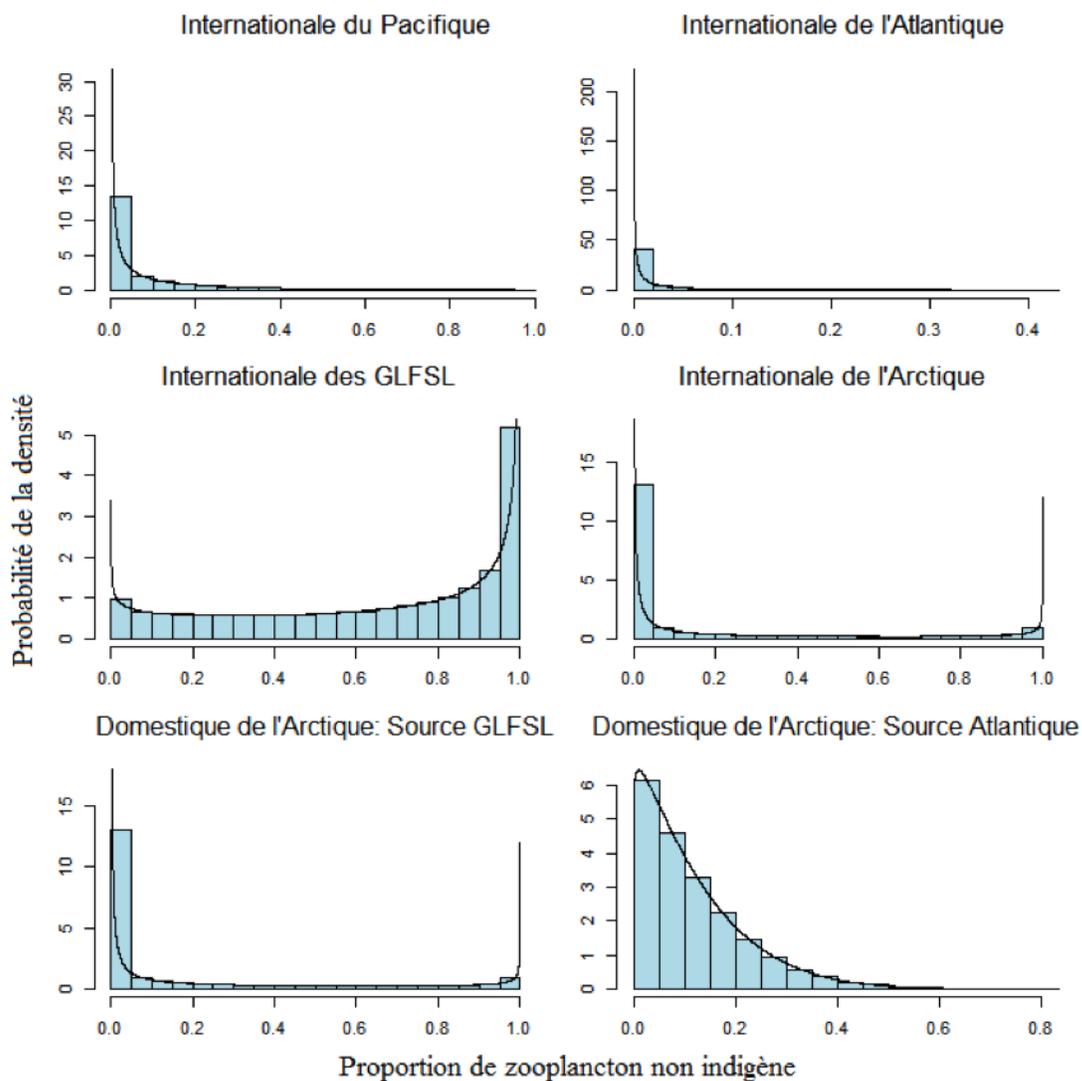


Figure 5. Répartition de la probabilité décrivant la proportion de zooplancton non indigène parmi la population totale de zooplancton parmi les voyages par navire à l'intérieur de chaque voie de navigation. La voie intérieure de l'Arctique a utilisé des données zooplanctoniques provenant de navires arrivant dans l'Arctique à partir du Canada atlantique (panneau inférieur droit) et des déplacements à l'intérieur des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL) (panneau inférieur gauche). Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.

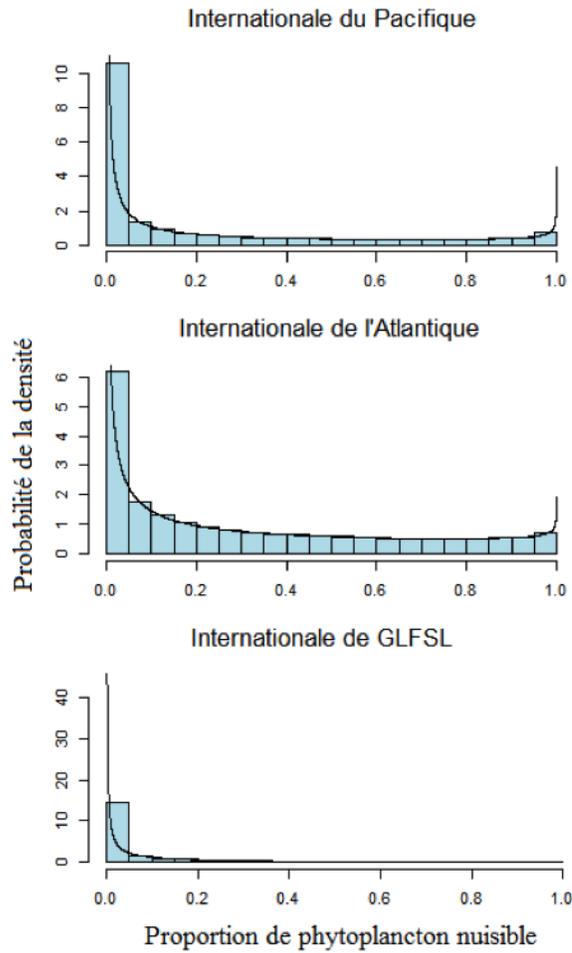


Figure 6. Répartition de la probabilité décrivant la proportion de phytoplancton nuisible parmi la population totale de phytoplancton parmi les voyages par navire dans chaque voie de navigation. Dans le cas de la voie internationale de l'Arctique et de la voie intérieure de l'Arctique, la répartition des probabilités pour la proportion de phytoplanctons nuisibles a été présumée équivalente à celle de la voie internationale de l'Atlantique. Les lignes noires représentent la fonction de densité de probabilité.

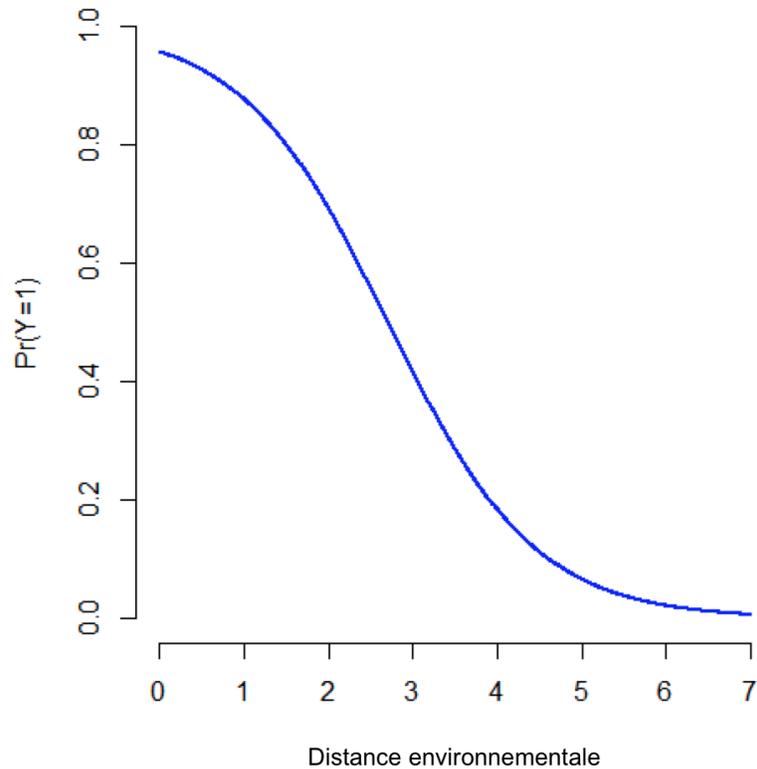


Figure 7. La courbe de la distance environnementale par rapport à la survie. $Pr(Y = 1)$ représente la probabilité de survie dans l'environnement de destination compte tenu de la distance environnementale qui représente le degré de similarité de la température et de la salinité entre les environnements d'origine et de destination. D'après Bradie et al. (2015), la distance environnementale a été calculée comme étant la distance euclidienne entre quatre variables environnementales (températures minimales, maximales et moyennes et salinité). La courbe de survie a été ajustée à l'aide d'un modèle binomial généralisé et linéaire avec des données pour 603 espèces aquatiques établies afin de déterminer la relation entre la distance environnementale et la survie.

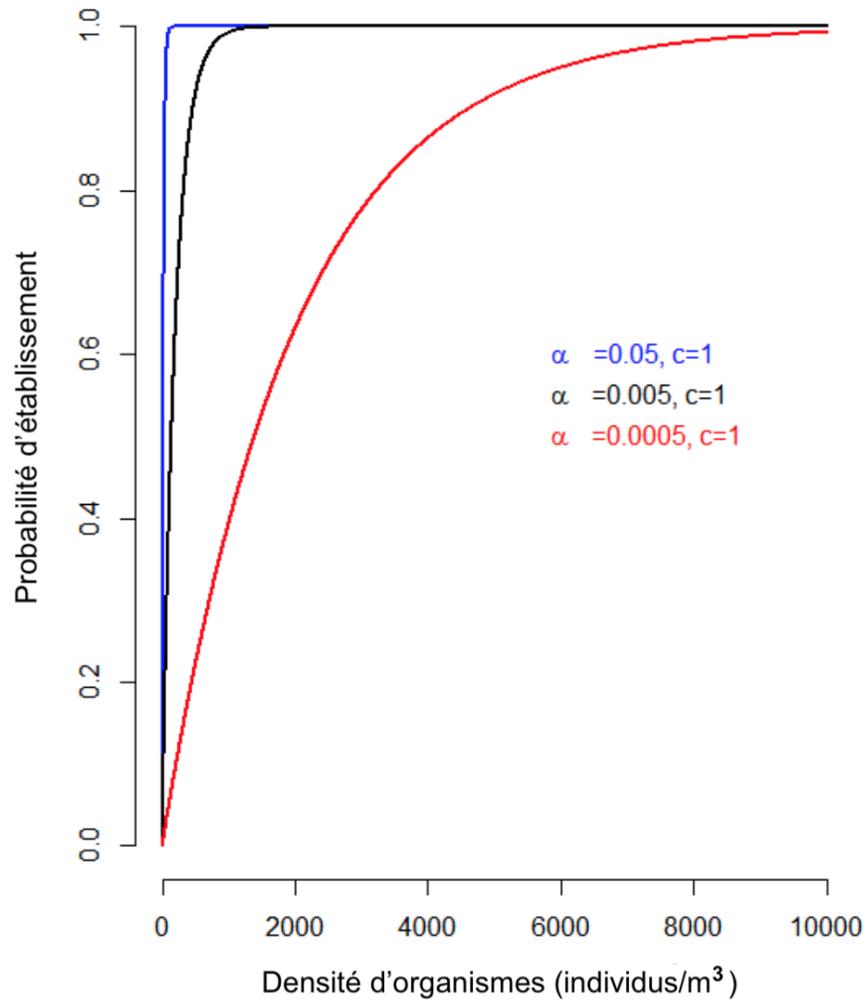


Figure 8. Exemples de la probabilité d'établissement fondée sur la probabilité d'établissement par habitant (α), la taille initiale de la population (N) et l'effet d'Allee (c). La probabilité d'établissement a été déterminée à l'aide de l'équation du Conseil national de recherches (2011, encadré 4-1).

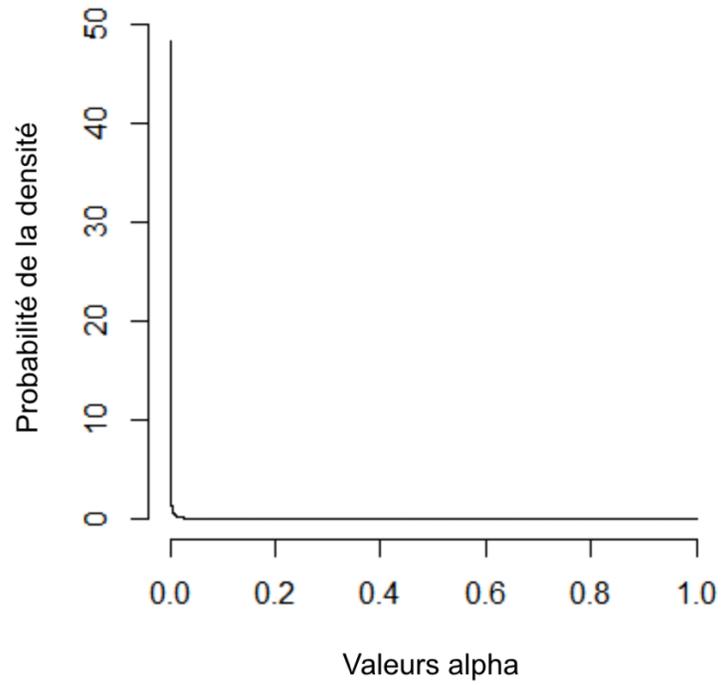


Figure 9. La répartition des probabilités décrivant la probabilité d'établissement par habitant (α) pour de multiples espèces dans un réservoir de ballast. Cette répartition était identique pour tous les déplacements et toutes les voies.

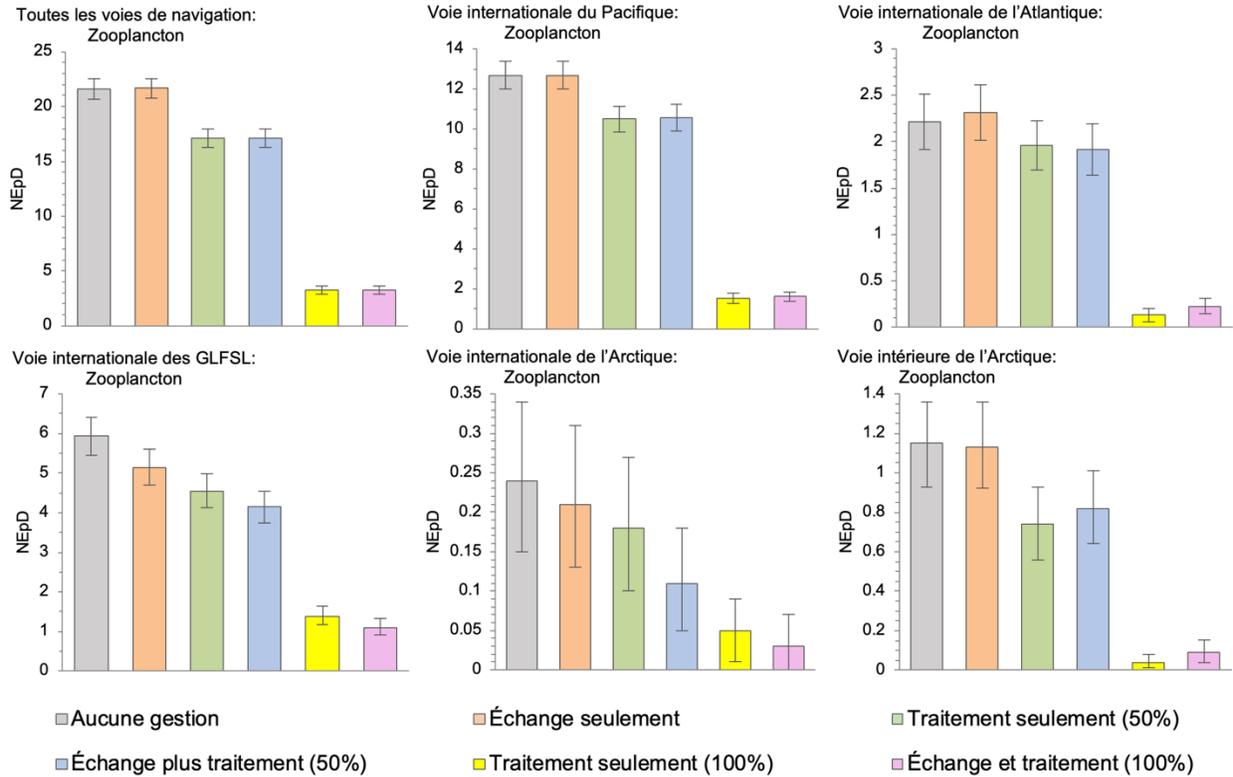


Figure 10. Nombre attendu d'établissements d'espèces par décennie (NEpD) pour le zooplancton non indigène selon les différents scénarios de traitement. Chaque panneau représente une voie de navigation différente. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % amorcés de la moyenne d'établissements d'espèces par décennie sur 1 000 ans.

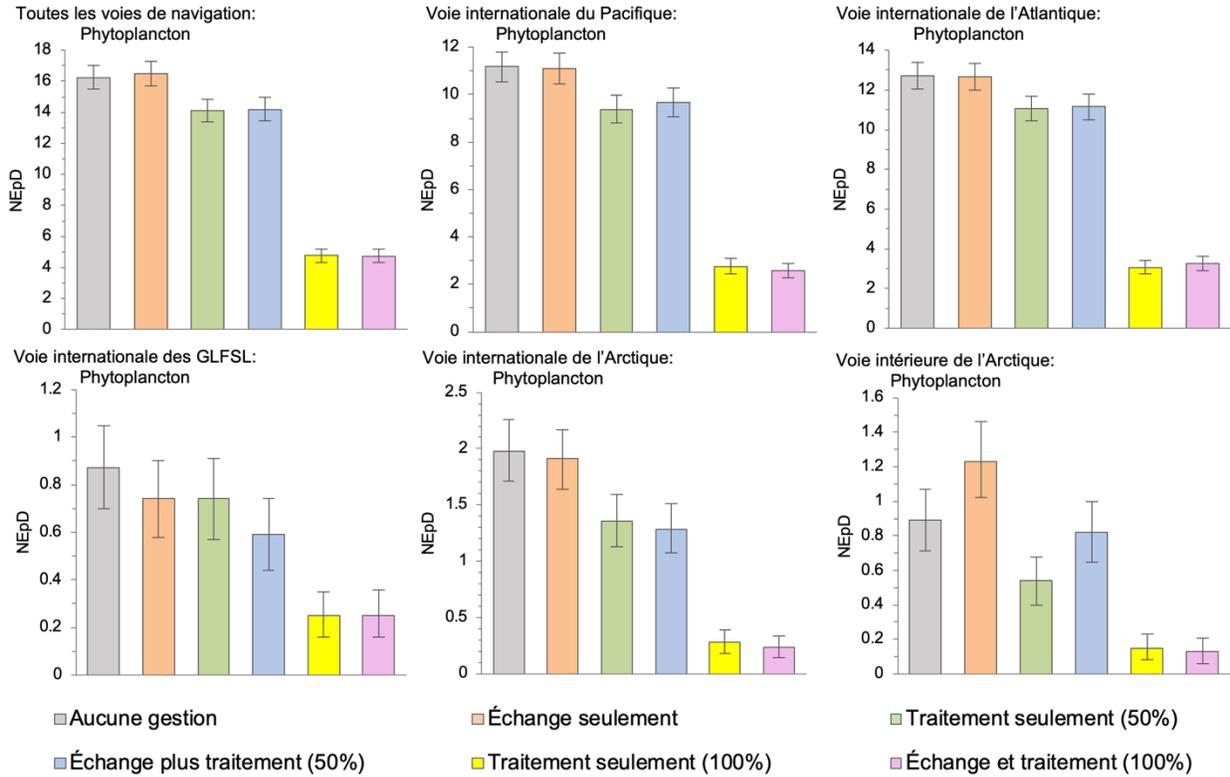


Figure 11. Nombre attendu d'établissements d'espèces par décennie (NEpD) pour le phytoplancton nuisible selon différents scénarios de traitement. Chaque panneau représente une voie de navigation différente. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % amorcés de la moyenne d'établissements d'espèces par décennie sur 1 000 ans.

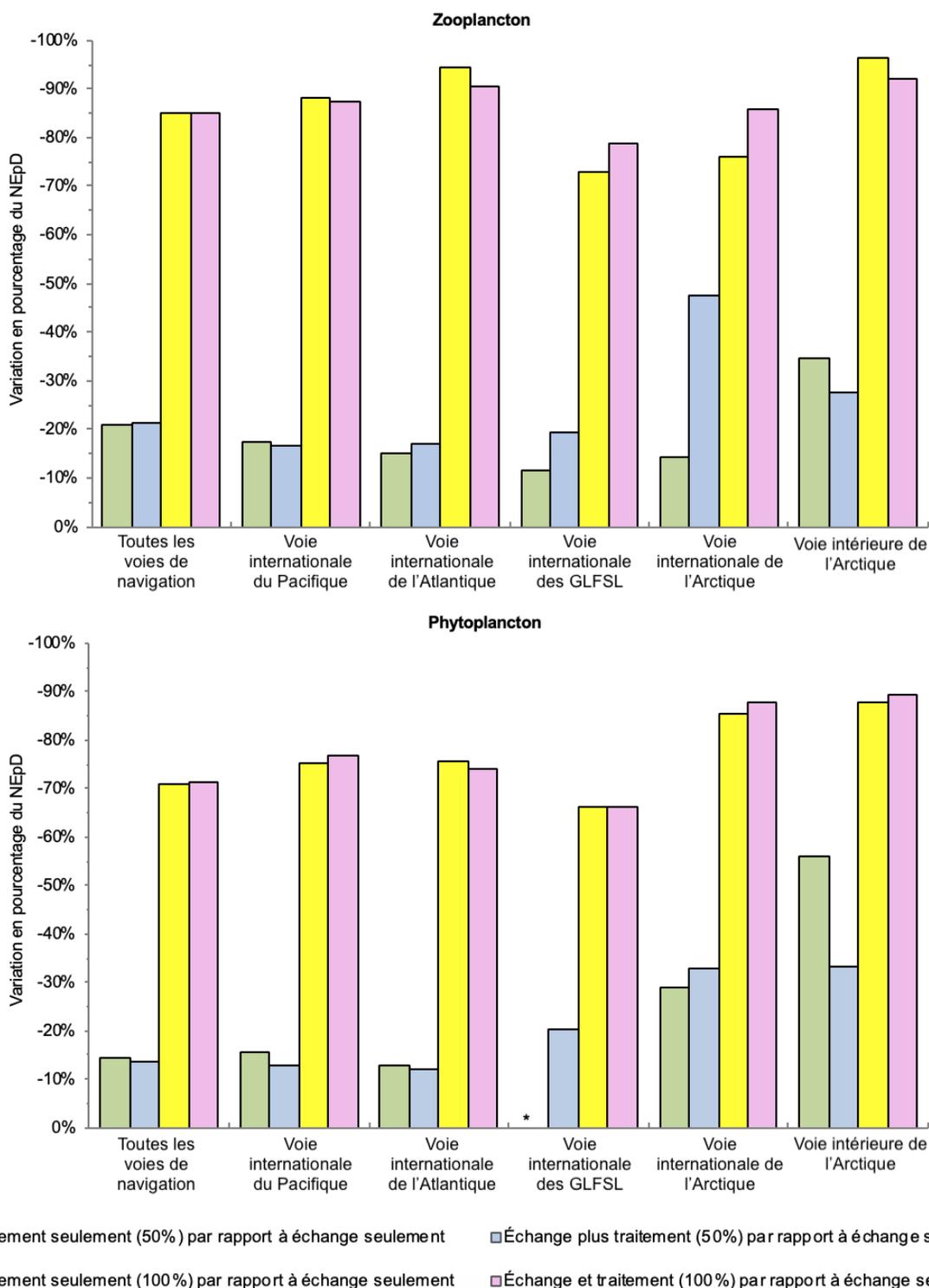


Figure 12. Variation en pourcentage du NEpD nombre attendu d'établissements d'espèces par décennie pour le zooplancton non indigène et le phytoplancton nuisible pour chaque scénario de gestion par rapport à celui de l'échange seulement. Les scénarios de gestion où il n'y a pas eu de changement dans l'établissement d'espèces par décennie pour l'échange seulement sont indiqués par *.

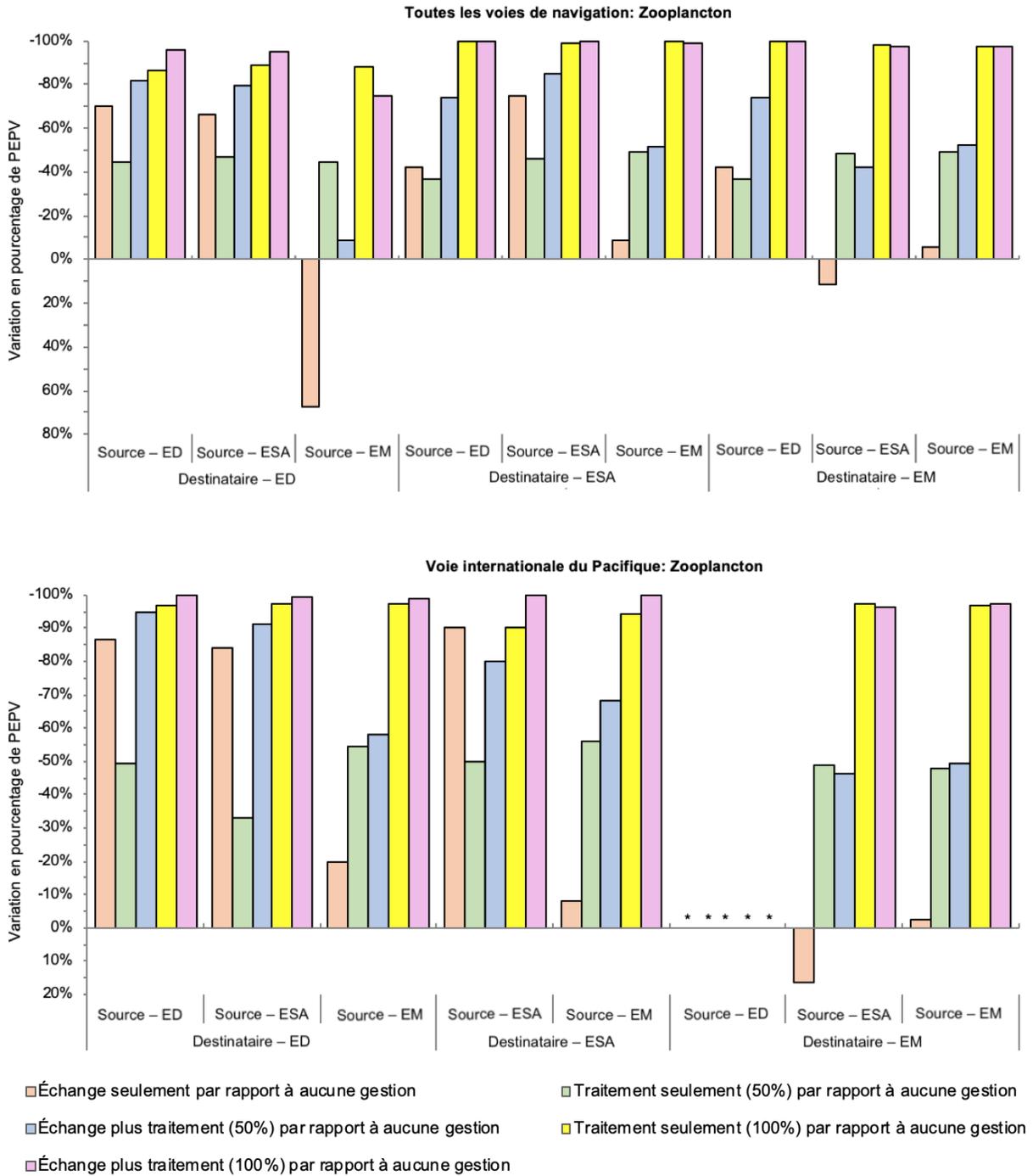
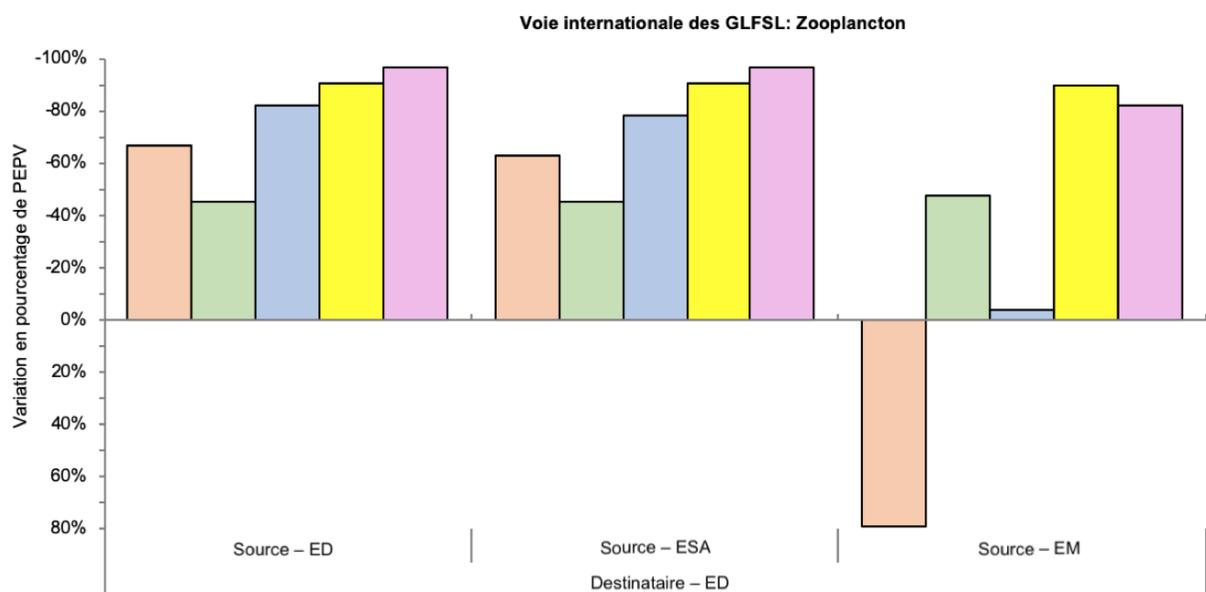
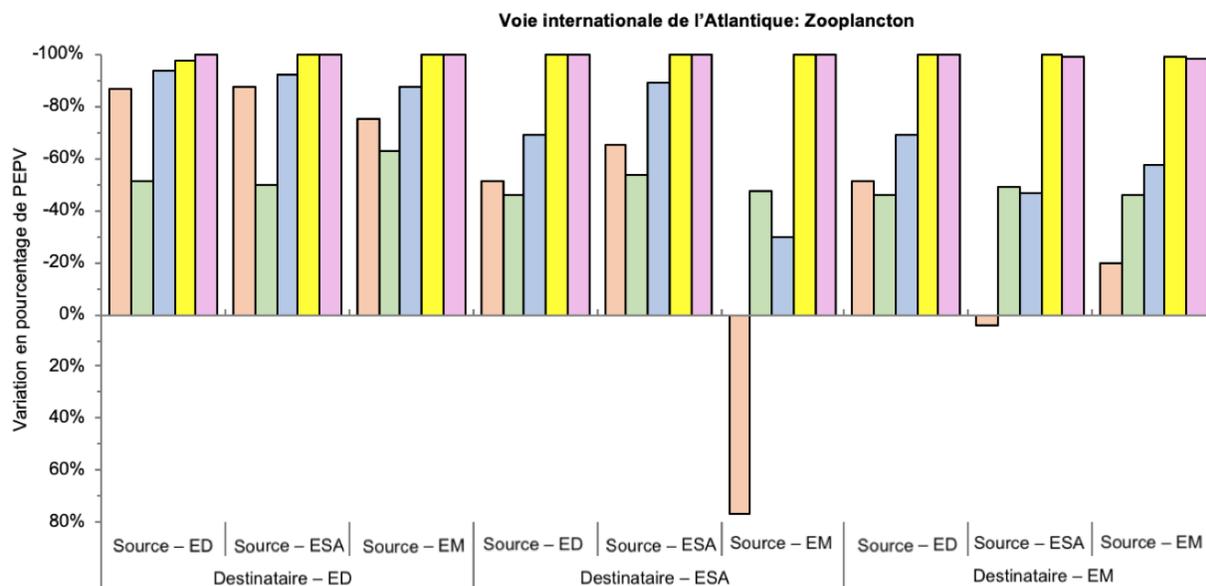
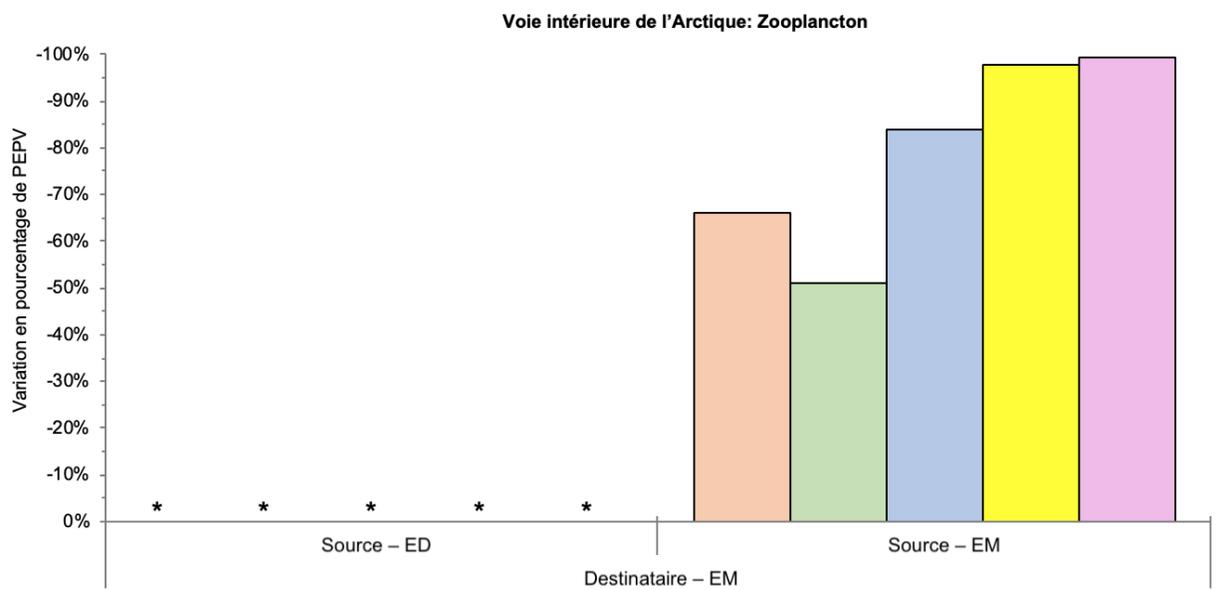
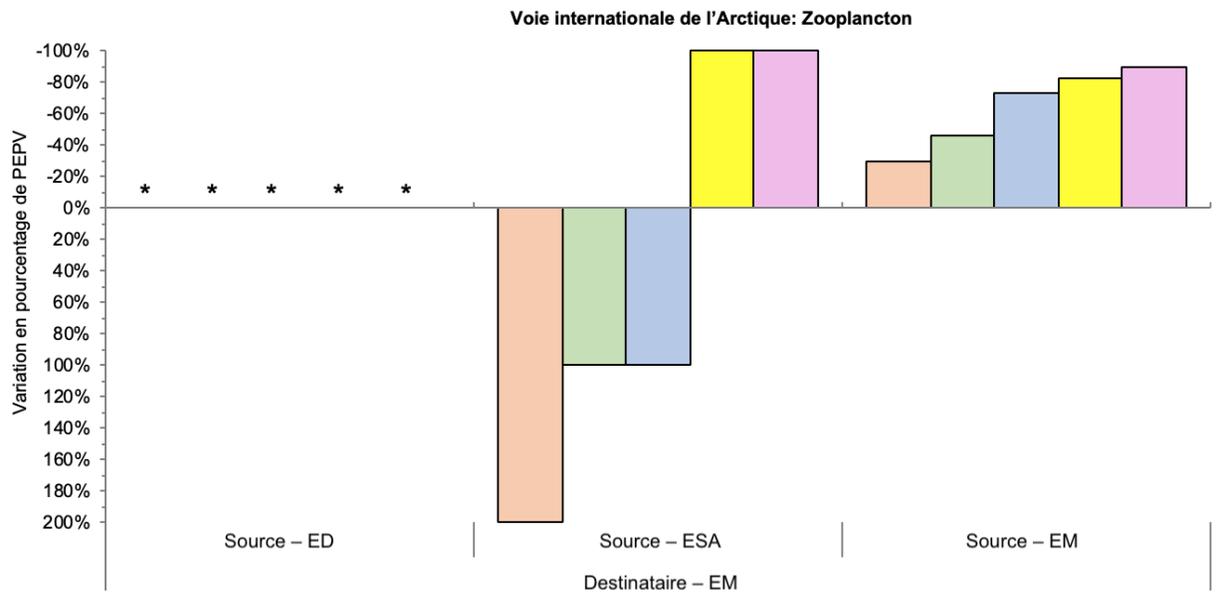


Figure 13. Variation en pourcentage de la probabilité prévue qu'au moins une espèce s'établisse par voyage (PEPV) pour le zooplancton non indigène, pour chaque scénario de gestion, par rapport à celui du scénario de non-gestion, pour les combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement, et * indique qu'il n'y a pas de changement dans la PEPV pour le scénario de non-gestion. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.



- Échange seulement par rapport à aucune gestion
- Traitement seulement (50%) par rapport à aucune gestion
- Échange plus traitement (50%) par rapport à aucune gestion
- Traitement seulement (100%) par rapport à aucune gestion
- Échange plus traitement (100%) par rapport à aucune gestion

Figure 13. Suite.



- Échange seulement par rapport à aucune gestion
- Échange plus traitement (50%) par rapport à aucune gestion
- Échange plus traitement (100%) par rapport à aucune gestion
- Traitement seulement (50%) par rapport à aucune gestion
- Traitement seulement (100%) par rapport à aucune gestion

Figure 13. Suite.

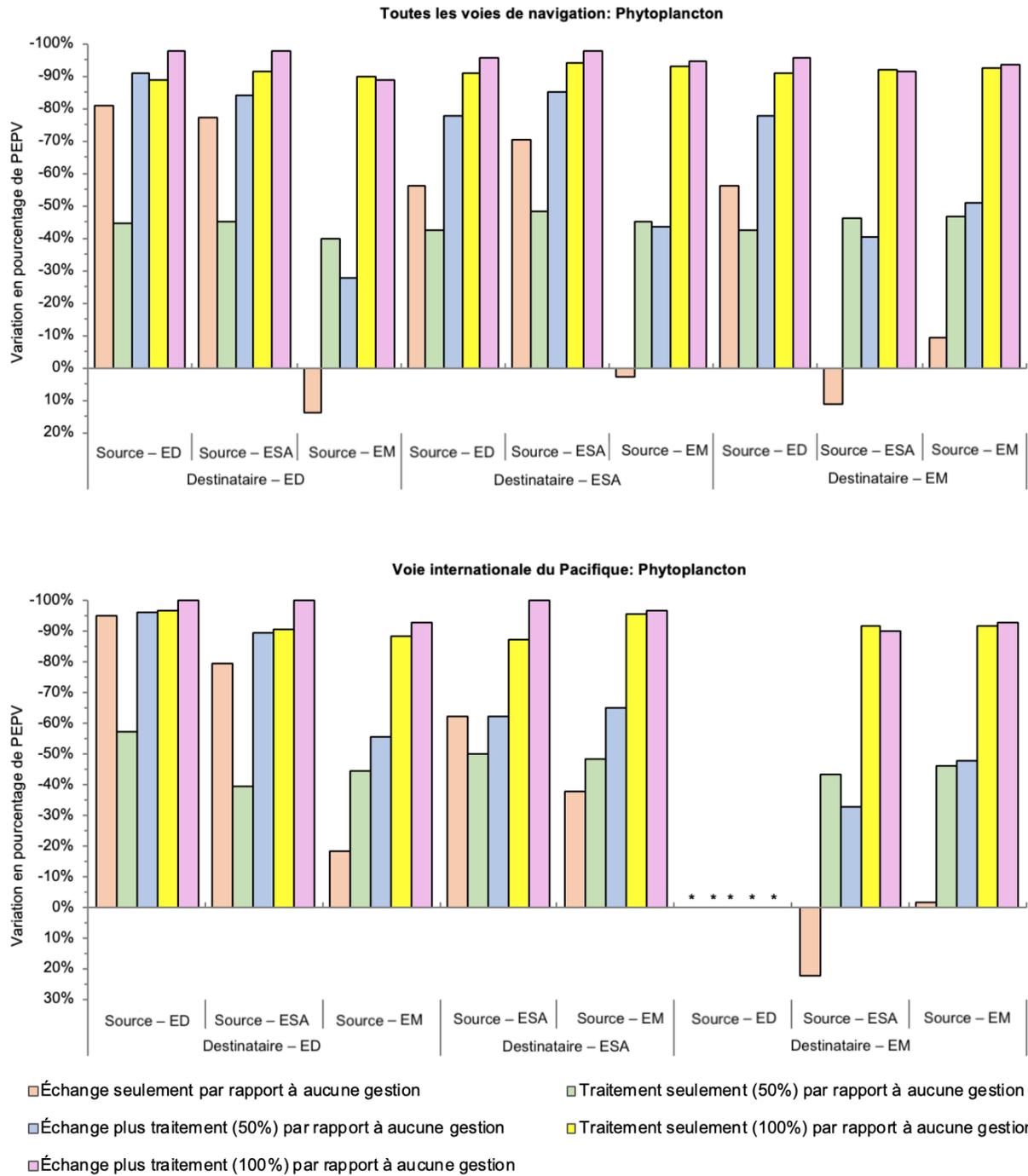
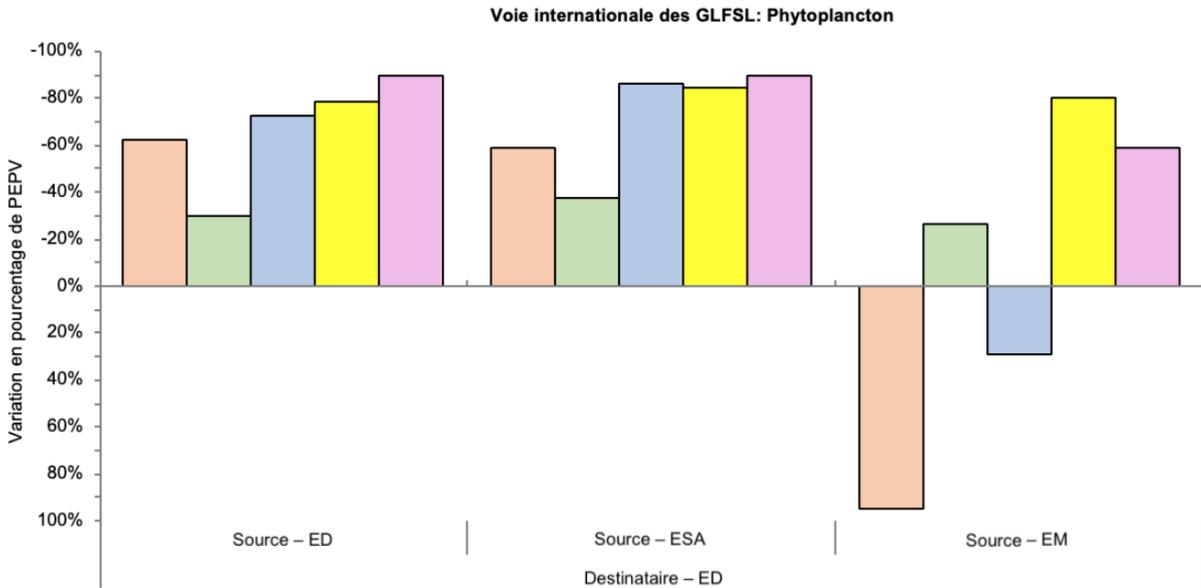
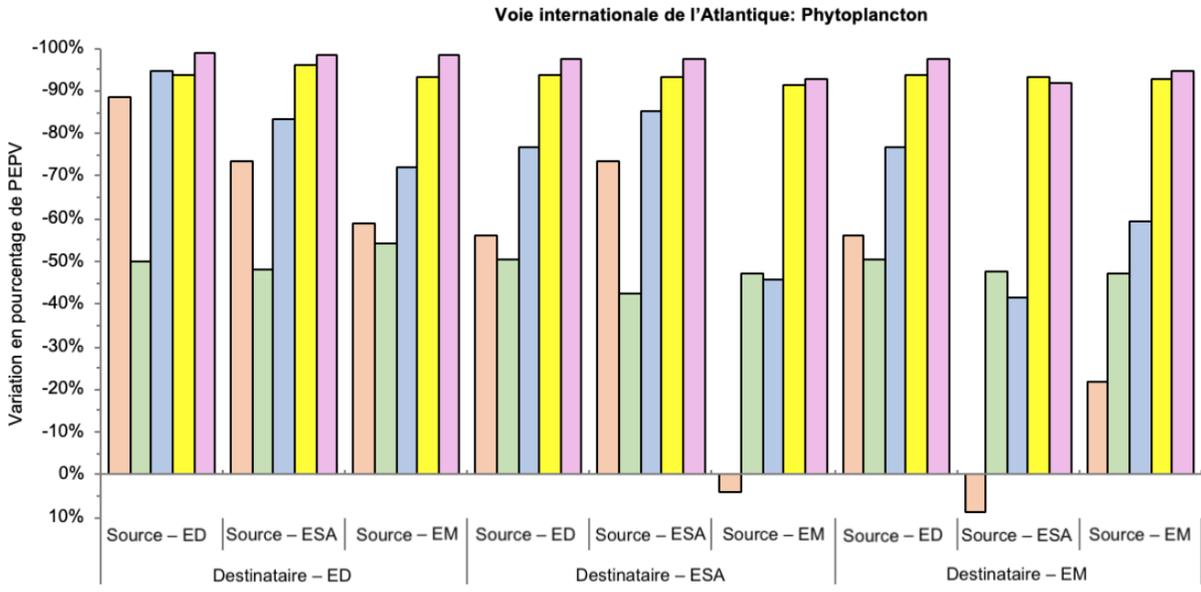


Figure 14. Variation en pourcentage de la probabilité attendue qu'au moins une espèce établisse par voyage (PEPV) pour le phytoplancton nuisible, pour chaque scénario de gestion, par rapport à celui de non-gestion, pour les combinaisons de salinité des ports d'origine et de destination. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement, et * indique qu'il n'y a pas de changement dans la PEPV pour le scénario de non-gestion. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.



- Échange seulement par rapport à aucune gestion
- Traitement seulement (50%) par rapport à aucune gestion
- Échange plus traitement (50%) par rapport à aucune gestion
- Traitement seulement (100%) par rapport à aucune gestion
- Échange plus traitement (100%) par rapport à aucune gestion

Figure 14. Suite.

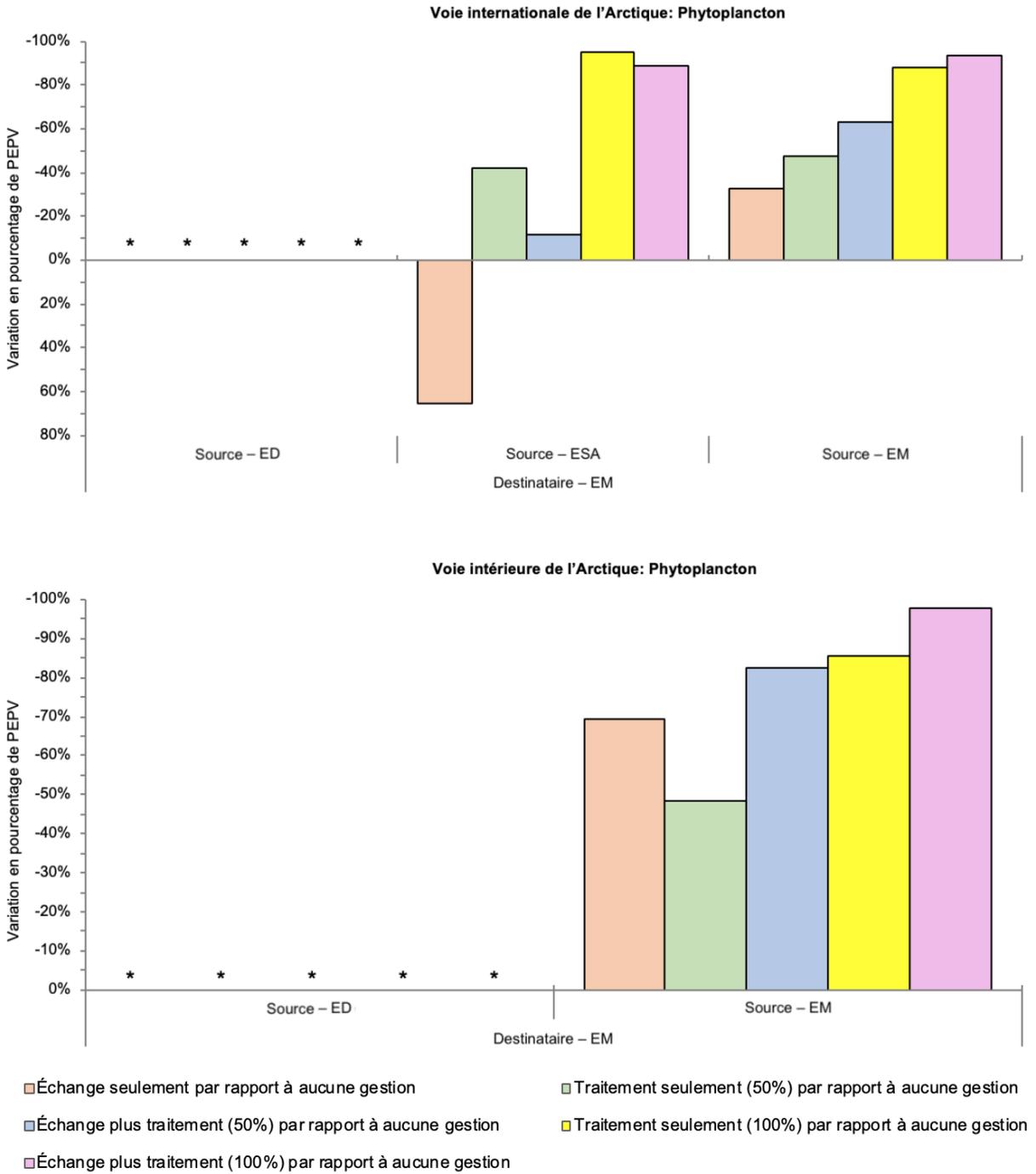
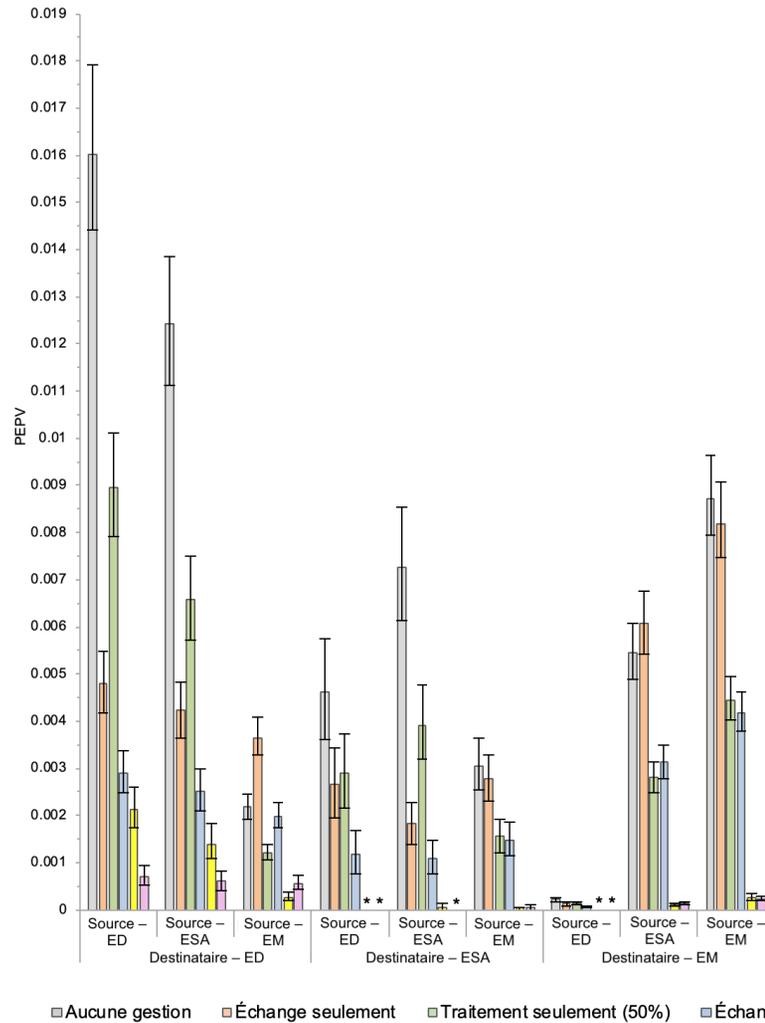


Figure 14. Suite.

Toutes les voies de navigation: Zooplancton



Voie internationale du Pacifique: Zooplancton

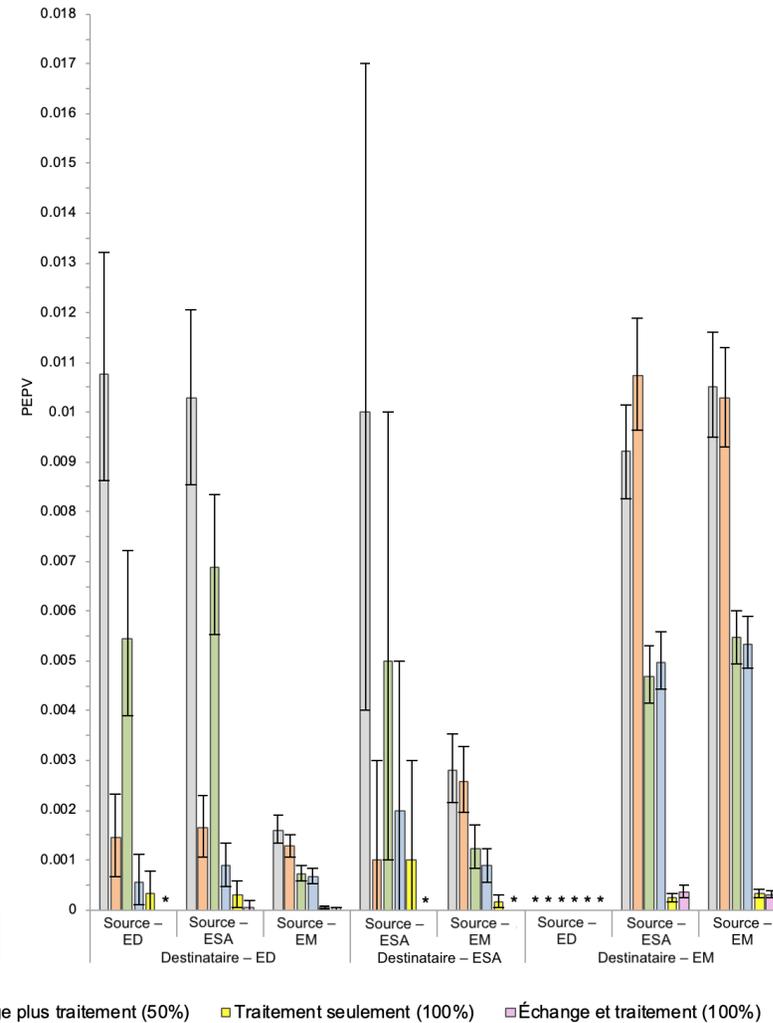
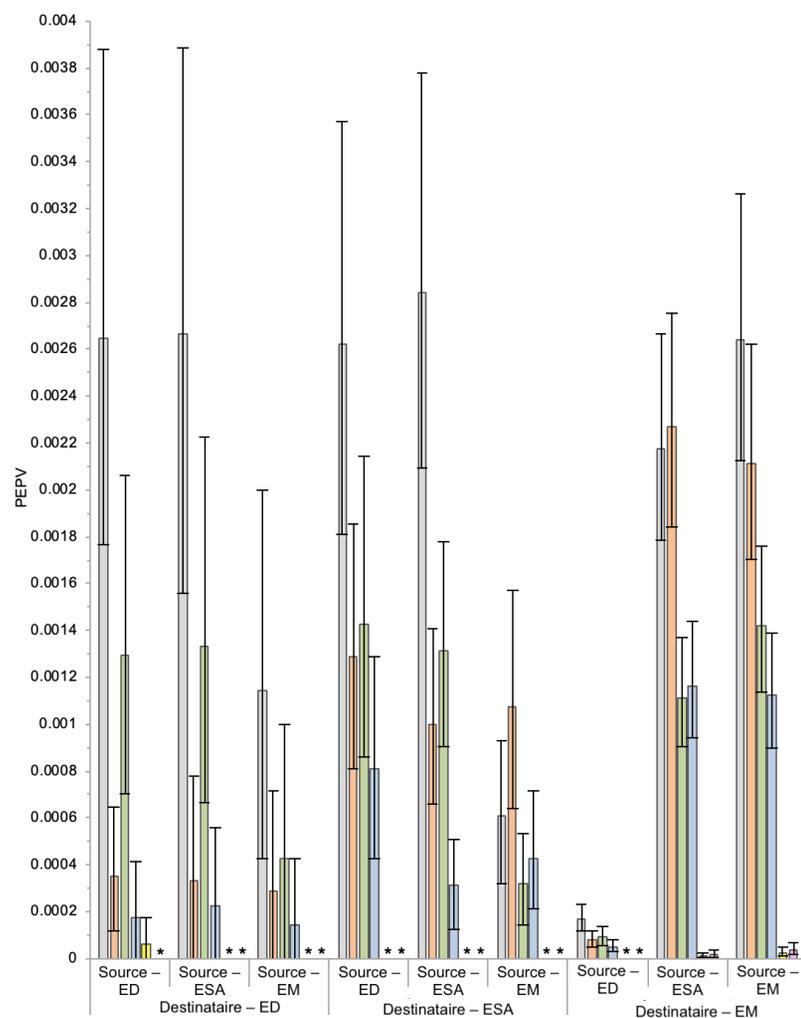
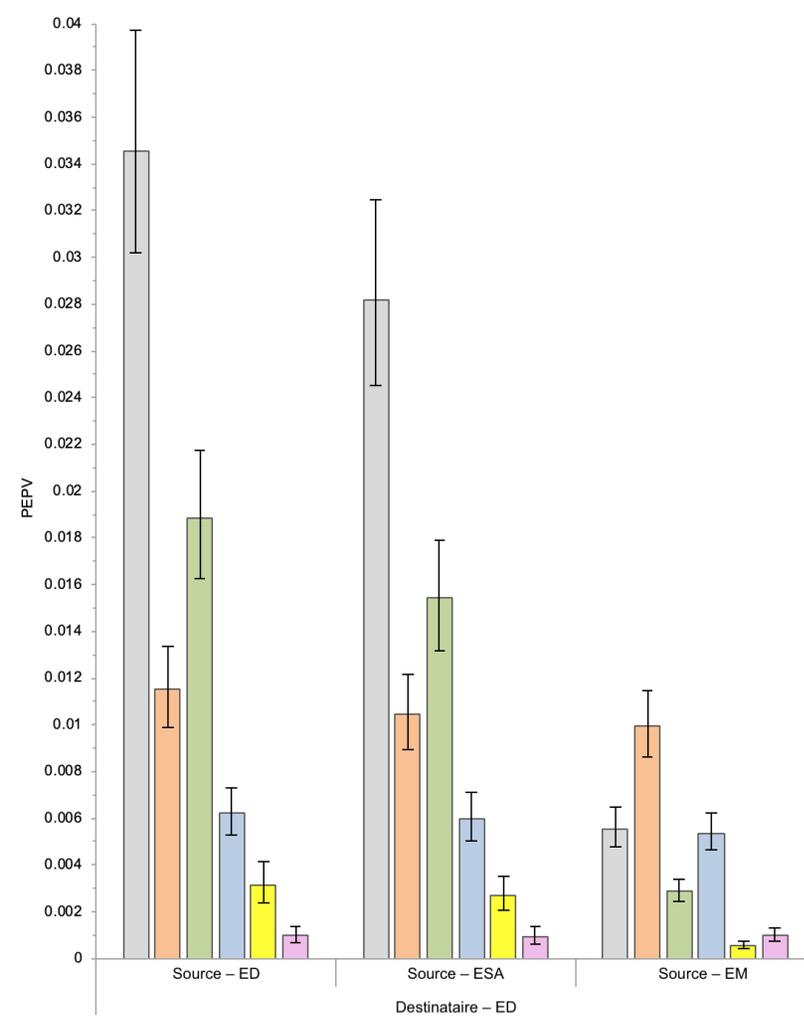


Figure 15. Probabilité prévue qu'au moins une espèce s'établisse par voyage (PEPV) pour le zooplancton non indigène, pour la salinité des paires de ports d'origine et de destination dans chaque voie de navigation. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % de la moyenne de la PEPV sur 1 000 ans et * indique les scénarios qui ont zéro PEPV. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.

Voie internationale de l'Atlantique: Zooplancton



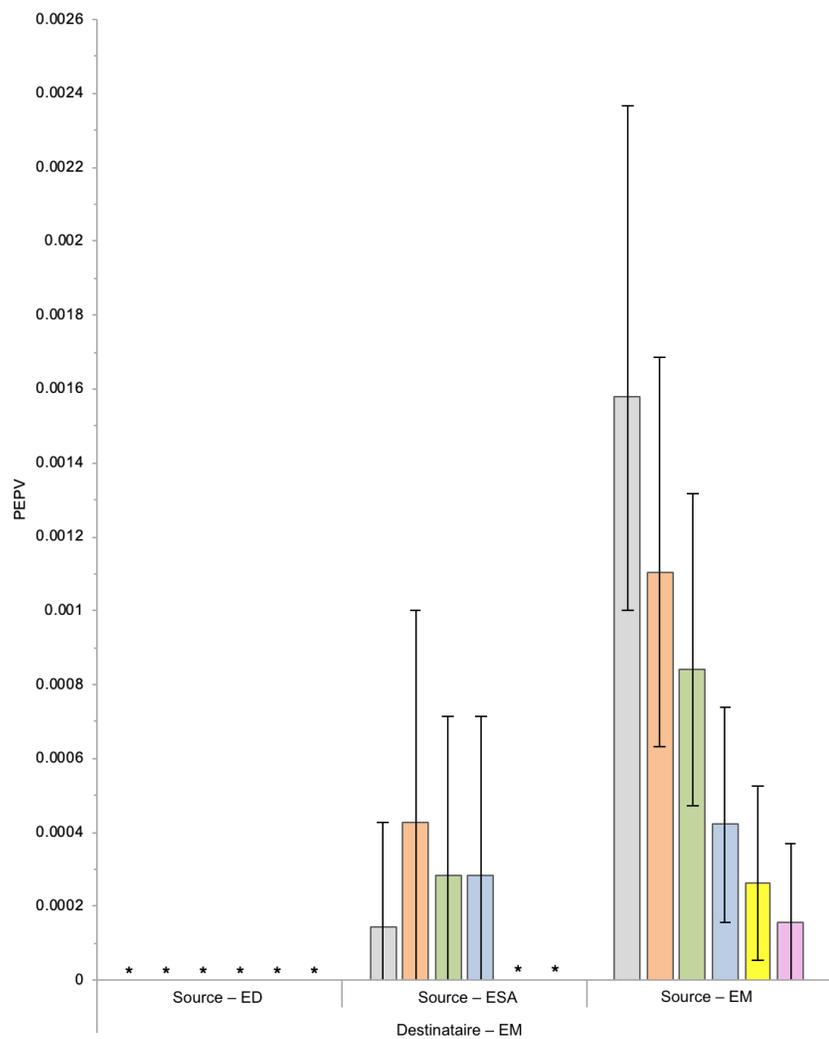
Voie internationale des GLFSL: Zooplancton



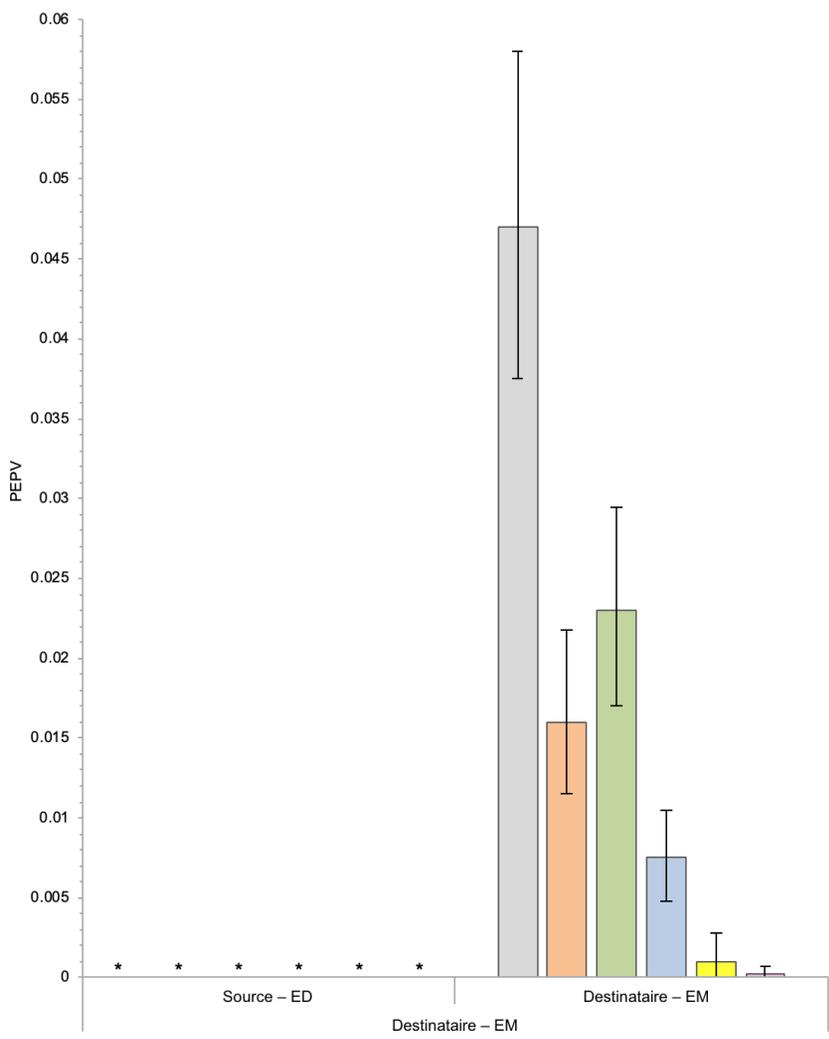
Aucune gestion
 Échange seulement
 Traitement seulement (50%)
 Échange plus traitement (50%)
 Traitement seulement (100%)
 Échange et traitement (100%)

Figure 15. Suite.

Voie internationale de l'Arctique: Zooplancton



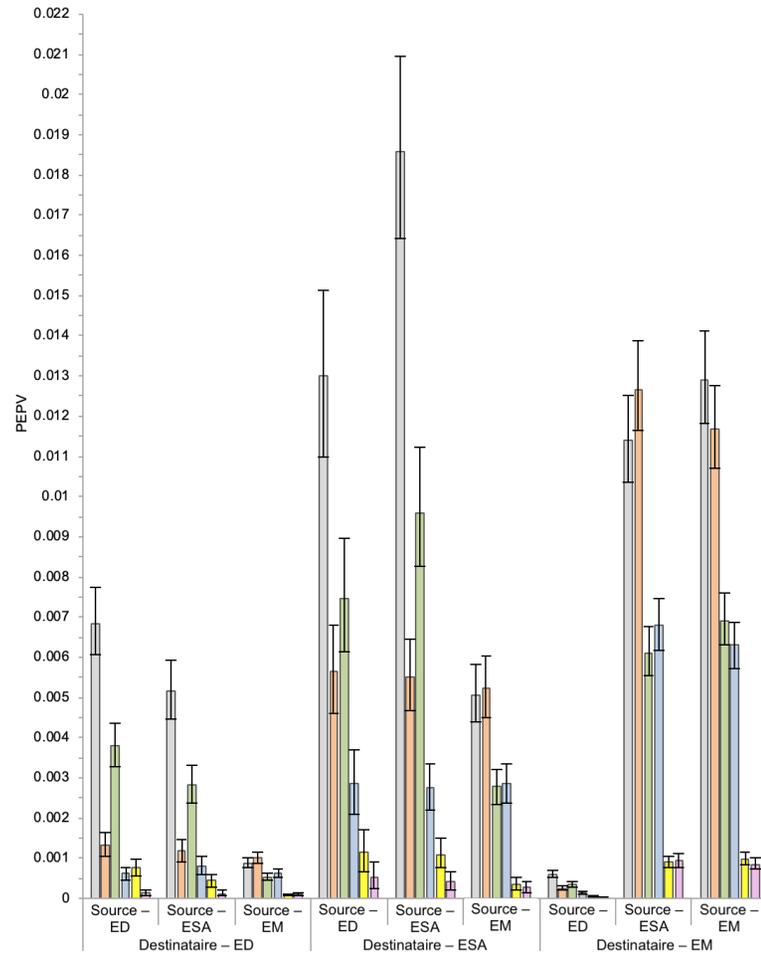
Voie intérieure de l'Arctique: Zooplancton



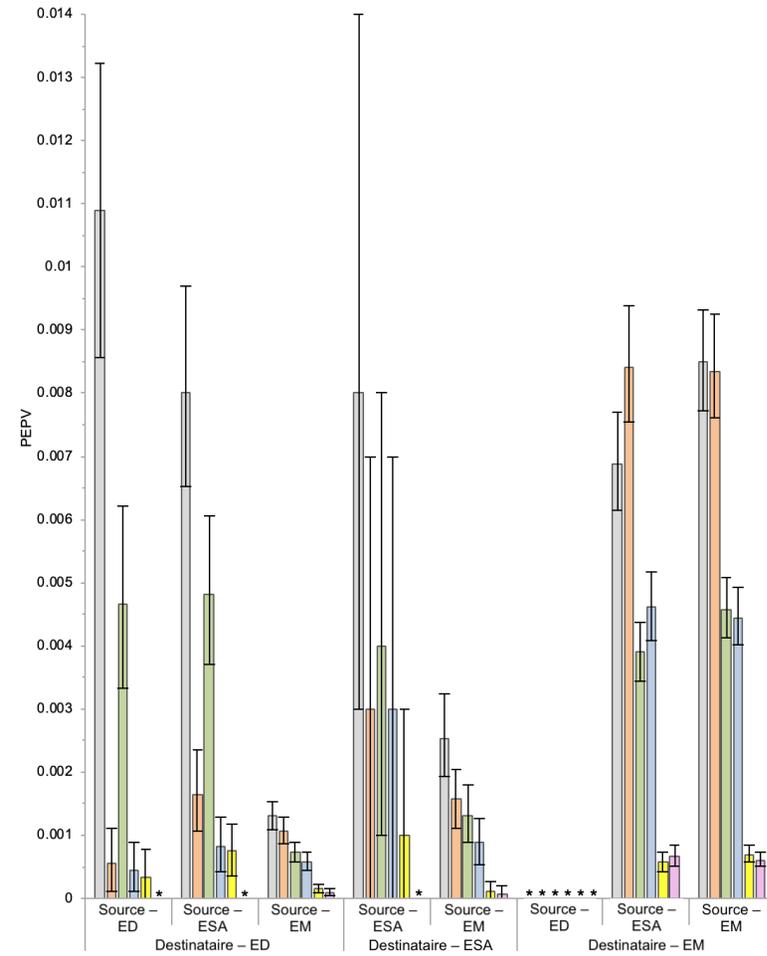
□ Aucune gestion □ Échange seulement □ Traitement seulement (50%) □ Échange plus traitement (50%) □ Traitement seulement (100%) □ Échange et traitement (100%)

Figure 15. Suite.

Toutes les voies de navigation: Phytoplancton



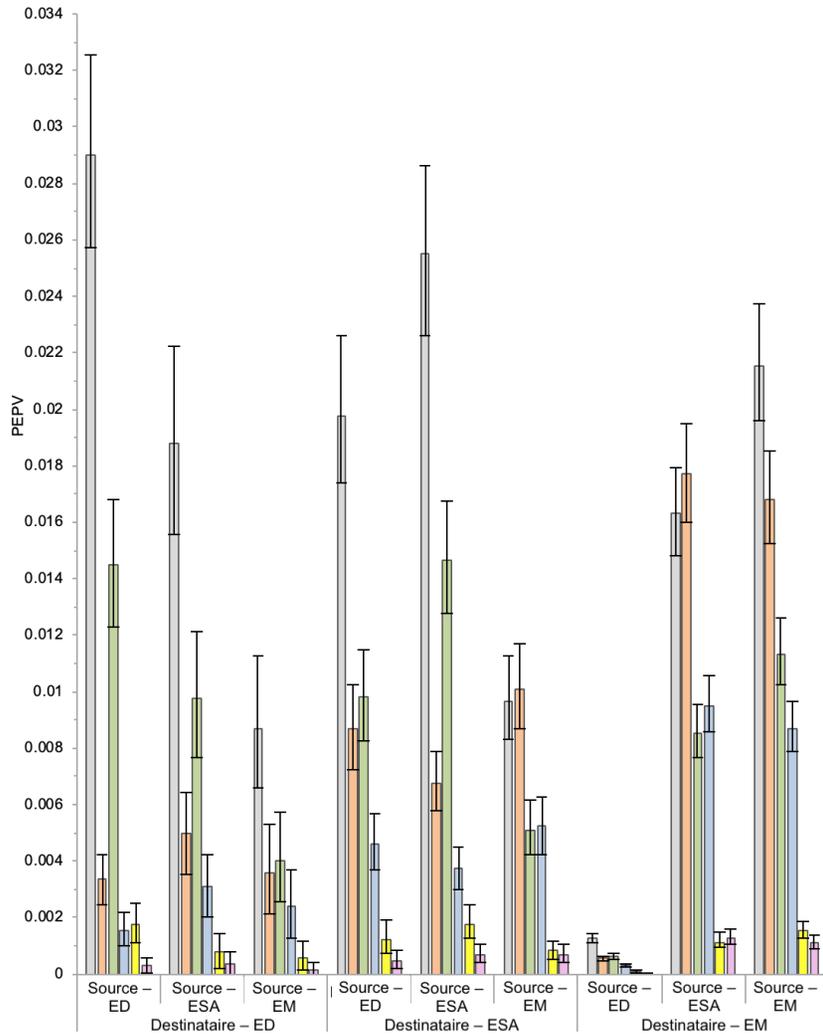
Voie internationale du Pacifique: Phytoplancton



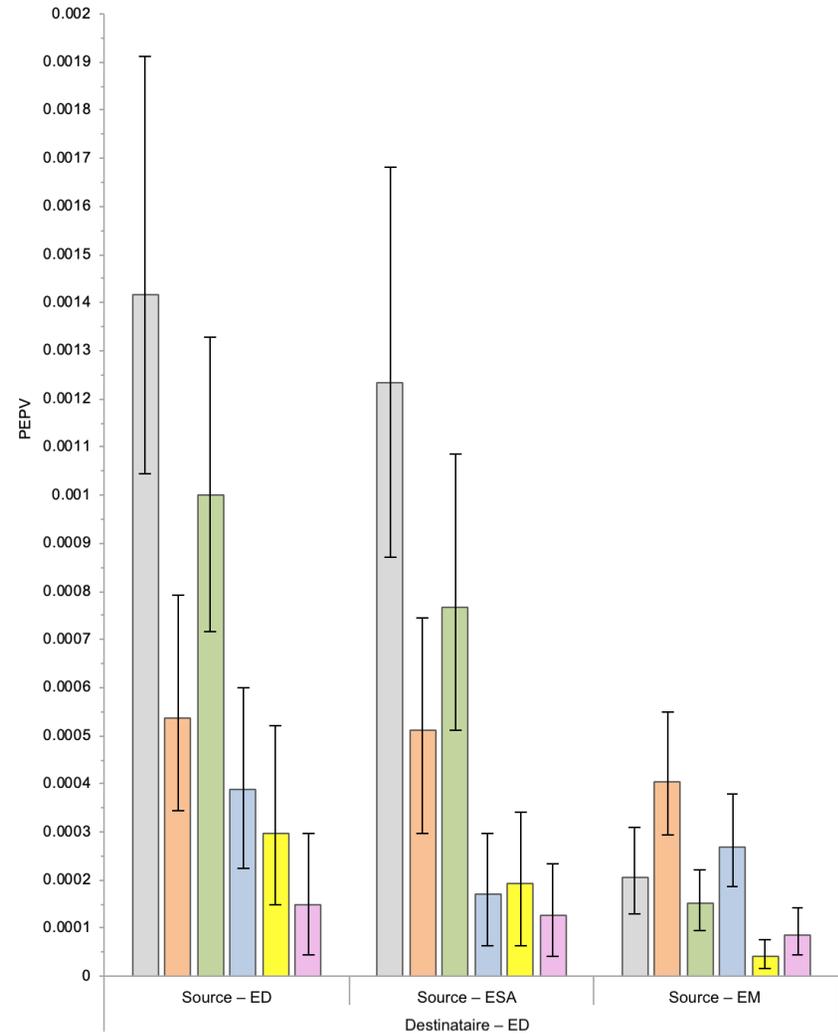
Aucune gestion
 Échange seulement
 Traitement seulement (50%)
 Échange plus traitement (50%)
 Traitement seulement (100%)
 Échange et traitement (100%)

Figure 16. Probabilité prévue qu'au moins une espèce s'établisse par voyage (PEPV) pour le phytoplancton nuisible, pour la salinité des paires de ports d'origine et de destination dans chaque voie de navigation. Les catégories de salinité de l'eau douce, saumâtre et marine sont indiquées par ED, ESA et EM, respectivement. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % amorcés de la moyenne de la PEPV sur 1 000 ans et * indique les scénarios qui ont zéro PEPV. Des panneaux séparés montrent différentes voies de navigation.

Voie internationale de l'Atlantique: Phytoplancton



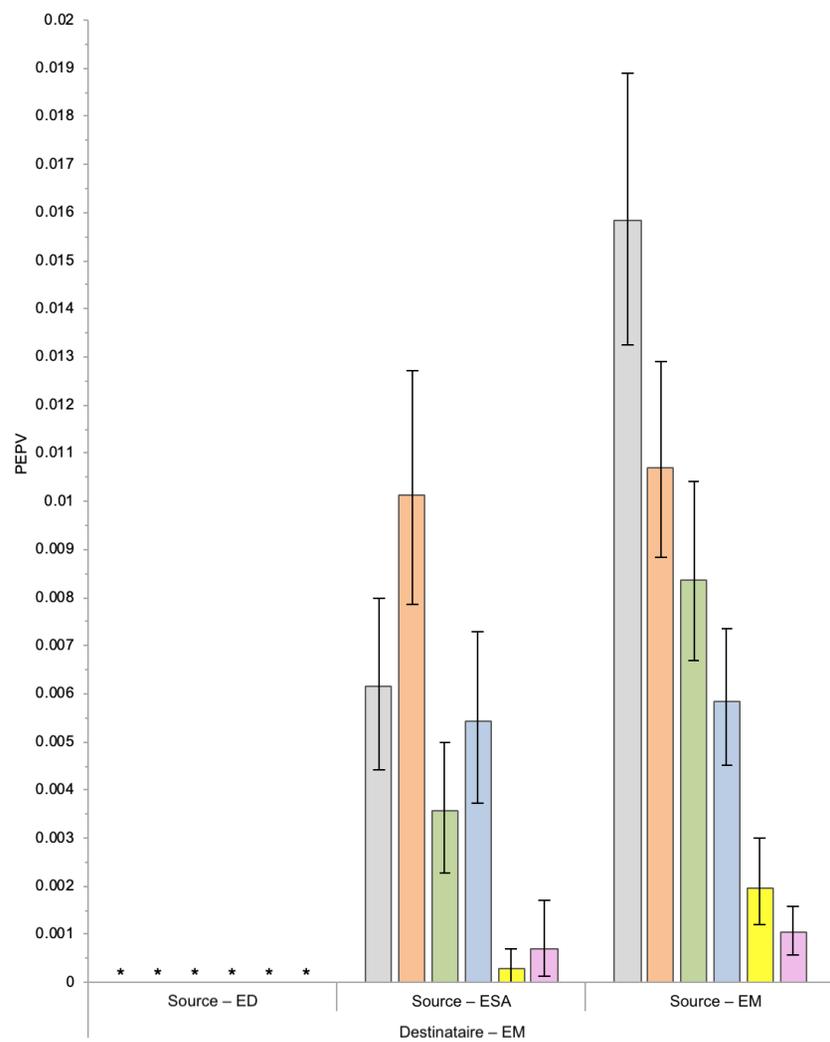
Voie internationale des GLFSL: Phytoplancton



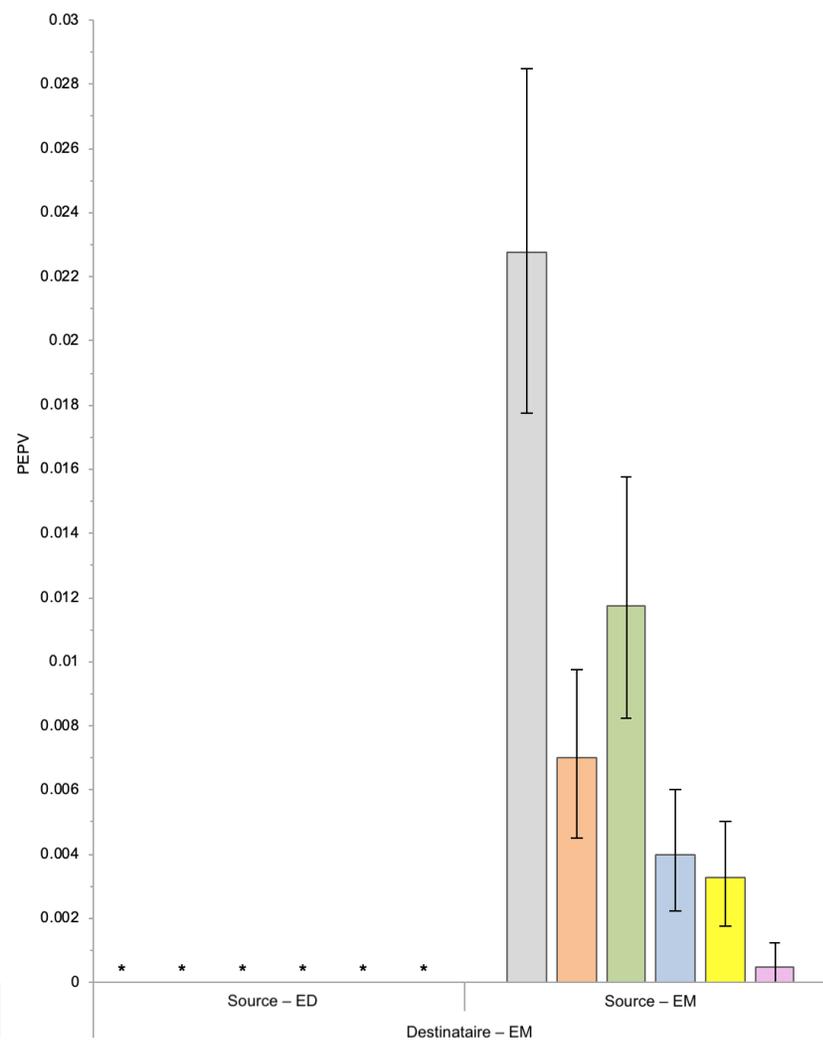
Aucune gestion
 Échange seulement
 Traitement seulement (50%)
 Échange plus traitement (50%)
 Traitement seulement (100%)
 Échange et traitement (100%)

Figure 16. Suite.

Voie internationale de l'Arctique: Phytoplancton



Voie intérieure de l'Arctique: Phytoplancton



Aucune gestion
 Échange seulement
 Traitement seulement (50%)
 Échange plus traitement (50%)
 Traitement seulement (100%)
 Échange et traitement (100%)

Figure 16. Suite.

ANNEXES

ANNEXE 1

Liste des ports canadiens et leur salinité et région associées. Cette liste comprend les ports canadiens ($n = 74$) utilisés dans la présente étude, qui présentent chacun de leur niveau de salinité, de leur catégorie de salinité (eau douce, saumâtre ou marine) et de leur région géographique (Pacifique, Atlantique, Grands Lacs–Saint-Laurent [GLFSL] ou Arctique). Les seuils de salinité utilisés pour distinguer l'eau douce, saumâtre et marine étaient $\leq 5 \text{ ‰}$, $5,1-18 \text{ ‰}$ et $\geq 18 \text{ ‰}$, respectivement.

Nom du port	Région	Salinité (‰)	Catégorie de salinité
Churchill	Arctique	26,33	Marine
Deception Bay	Arctique	31,97	Marine
Edward's Cove	Arctique	32,15	Marine
Milne Inlet	Arctique	29,46	Marine
Qikiqtarjuaq	Arctique	31,11	Marine
Auld's Cove	Atlantique	30,35	Marine
Baie-Comeau	Atlantique	28,1	Marine
Bay Bulls	Atlantique	31,66	Marine
Bay Roberts	Atlantique	31,86	Marine
Bayside	Atlantique	10,61	Saumâtre
Belledune	Atlantique	28,13	Marine
Botwood	Atlantique	16,24	Saumâtre
Canso	Atlantique	30,4	Marine
Cape Porcupine	Atlantique	30,35	Marine
Chicoutimi	Atlantique	0	Douce
Come By Chance	Atlantique	31,6	Marine
Conception Bay	Atlantique	31,86	Marine
Corner Brook	Atlantique	13,63	Saumâtre
Dalhousie	Atlantique	28,13	Marine
Dartmouth	Atlantique	18,38	Marine
Gaspé	Atlantique	29,22	Marine
Gros-Cacouna	Atlantique	25,4	Marine
Halifax	Atlantique	22,85	Marine
Hantsport	Atlantique	23,89	Marine
Havre-Saint-Pierre	Atlantique	30,61	Marine
Les Méchins	Atlantique	29,52	Marine
Little Narrows	Atlantique	2,63	Douce
Liverpool	Atlantique	16,07	Saumâtre
Long Harbour	Atlantique	31,64	Marine
Lower Cove	Atlantique	31,46	Marine
Matane	Atlantique	28,55	Marine
Mulgrave	Atlantique	30,35	Marine
Pictou	Atlantique	29,79	Marine

Nom du port	Région	Salinité (‰)	Catégorie de salinité
Point Tupper	Atlantique	30,35	Marine
Pointe-au-Pic	Atlantique	22,5	Marine
Port Alfred	Atlantique	26,18	Marine
Port-Cartier	Atlantique	30,08	Marine
Saint John	Atlantique	32,13	Marine
Sept-Îles	Atlantique	30,32	Marine
Sheet Harbour	Atlantique	31,12	Marine
St. John's	Atlantique	31,77	Marine
Summerside	Atlantique	28,65	Marine
Sydney	Atlantique	21,25	Marine
Whiffen Head	Atlantique	31,6	Marine
Bécancour	GLFSL	0	Douce
Contrecoeur	GLFSL	0	Douce
Hamilton	GLFSL	0	Douce
Montréal	GLFSL	0	Douce
Oakville	GLFSL	0	Douce
Oshawa	GLFSL	0	Douce
Port Colborne	GLFSL	0	Douce
Québec City	GLFSL	0	Douce
Sarnia	GLFSL	0	Douce
Sorel	GLFSL	0	Douce
Toronto	GLFSL	0	Douce
Trois-Rivieres	GLFSL	0	Douce
Valleyfield	GLFSL	0	Douce
Windsor	GLFSL	0	Douce
Campbell River	Pacifique	27,24	Marine
Cowichan Bay	Pacifique	26,3	Marine
Crofton	Pacifique	26,3	Marine
Fraser Port	Pacifique	0	Douce
Kitimat	Pacifique	0,79	Douce
Nanaimo	Pacifique	25,74	Marine
Port Alberni	Pacifique	6,09	Saumâtre
Port McNeill	Pacifique	30,94	Marine
Port Mellon	Pacifique	24,25	Marine
Prince Rupert	Pacifique	29,66	Marine
Sechelt	Pacifique	24,8	Marine
Squamish	Pacifique	24,25	Marine
Stewart	Pacifique	0	Douce
Texada Island	Pacifique	26,47	Marine
Vancouver	Pacifique	25,3	Marine
Victoria	Pacifique	28,51	Marine

ANNEXE 2

Paramètres du modèle tirés des modèles « à base d'agents » qui ont été utilisés pour quantifier le nombre attendu d'espèces non indigènes de zooplancton et de phytoplancton nuisibles qui s'établissent dans les écosystèmes canadiens. La voie intérieure de l'Arctique a utilisé des données du zooplancton provenant de navires arrivant dans l'Arctique à partir du Canada atlantique et des déplacements à l'intérieur des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (GLFSL). * signifie que le paramètre était censé être égal à celui de la voie internationale de l'Atlantique.

Paramètres du modèle		Voie de navigation					
		Voie internationale des GLFSL	Voie internationale du Pacifique	Voie internationale de l'Atlantique	Voie internationale de l'Arctique	Voie intérieure de l'Arctique	
						Atlantique	GLFSL
Année de référence		2006	2008	2006	2015	2015	2015
Voyages (n; 2978 au total)		312	1387	1228	30	4	17
Zooplancton Densité de l'échantillon (Distribution binomiale négative)	taille	0,6297	0,2783	0,8268	0,2894	1,5618	0,4034
	μ	752,00	8861,66	13099,23	1661,77	77349,9	123550,7
Zooplancton Proportion non indigène (Béta)	α	0,7515	0,2302	0,1842	0,0973	1,0696	0,2411
	β	0,4004	2,9896	14,1509	0,4625	7,9209	1,1468
Phytoplancton Densité de l'échantillon (Distribution binomiale négative)	taille	0,3098	0,1299	0,2489	*	*	*
	μ	25,1875	67,8222	228,296	*	*	*
Phytoplancton Proportion nuisible (Béta)	α	0,1934	0,1190	0,2652	*	*	*
	β	1,7654	0,6119	1,4714	*	*	*

Tous les voyages

Paramètre	Valeur	
Erreur dans la densité de la population	Poisson	
Probabilité de survie (logistique, environnemental, distance)	Intersection = 3,122, Courbe = -1 152	
Probabilité qu'une seule propagule d'établisse (Béta)	α	0,005
	β	5
Effet d'Allee	c	1

ANNEXE 3

Figure supplémentaire A1

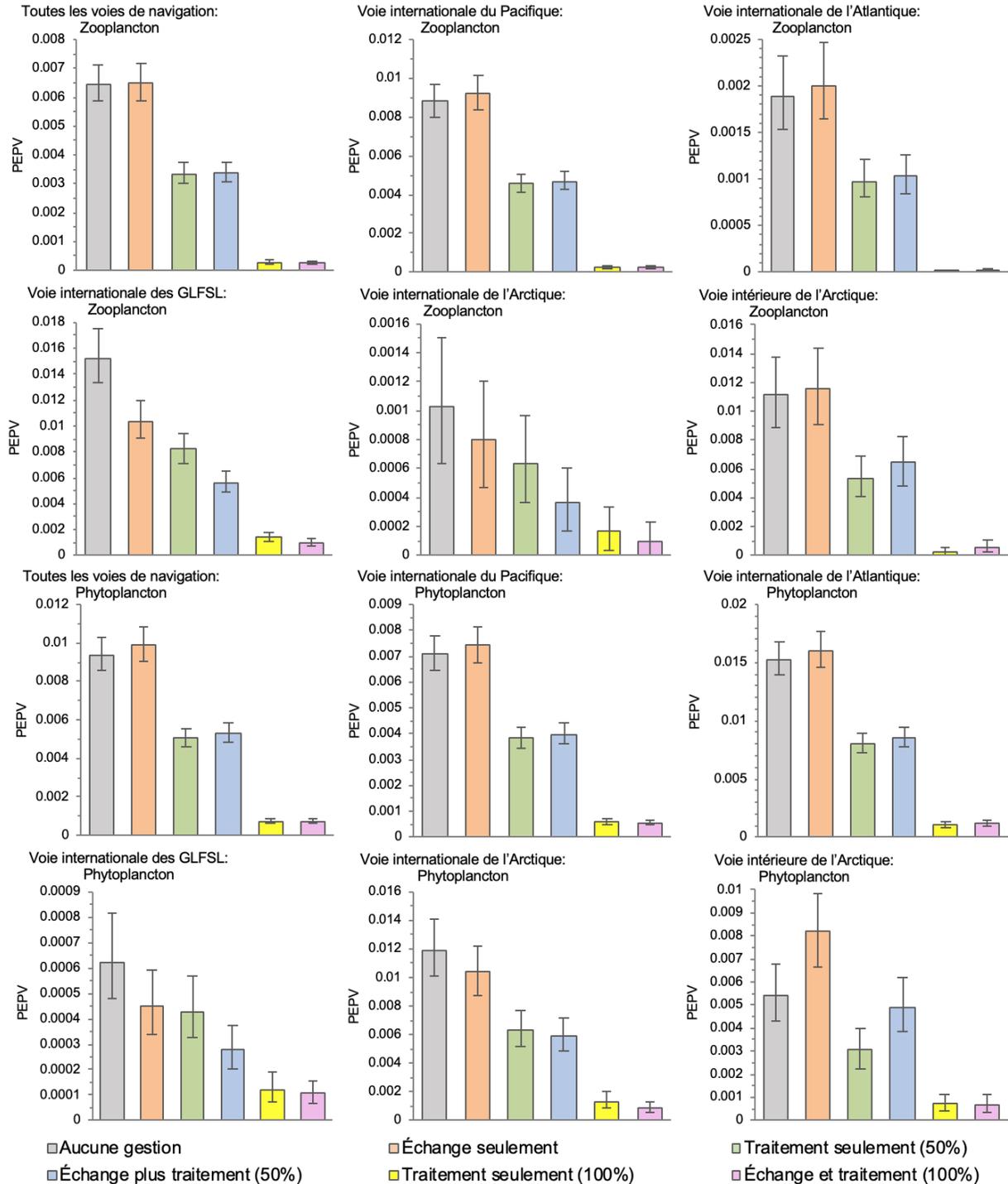


Figure A1. Probabilité attendue qu'au moins une espèce se manifeste par voyage (PEPV) pour le zooplancton non indigène et le phytoplancton nuisible dans chaque voie de navigation. Les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance de 95 % amorcés de la moyenne de la PEPV sur 1000 ans.