



AVIS SCIENTIFIQUE SUR L'EFFICACITÉ DE L'ÉCHANGE ET DU TRAITEMENT DE L'EAU DE BALLAST COMME MÉCANISME VISANT À RÉDUIRE L'INTRODUCTION ET L'ÉTABLISSEMENT D'ESPÈCES AQUATIQUES ENVAHISSANTES DANS LES PORTS CANADIENS

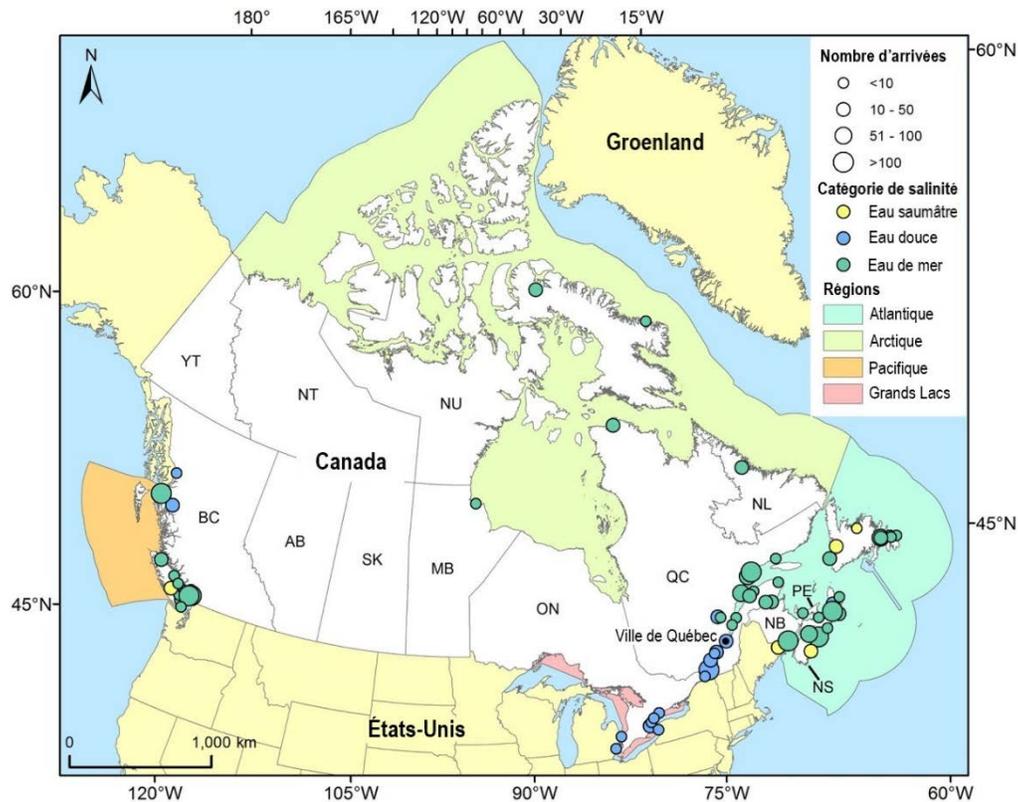


Figure 1. Les régions géographiques canadiennes avec les ports maritimes examinés dans cette étude. Les quatre régions d'intérêt canadiennes sont le Pacifique, l'Atlantique, les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent, et l'Arctique. Les ports de destination (n = 72) inclus dans cette étude sont désignés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

Contexte :

Les espèces aquatiques envahissantes constituent un facteur de stress environnemental important qui a des répercussions écologiques généralisées, y compris la perte de biodiversité. Le mouvement des eaux de ballast provoqué par la navigation commerciale représente une voie de passage à risque élevé par laquelle des espèces aquatiques nuisibles ou non indigènes sont introduites dans de nouveaux écosystèmes. La stratégie de gestion actuelle, à savoir l'échange de l'eau de ballast, a une efficacité variable selon les différents types d'habitats et sera progressivement remplacée par une norme de rendement de l'eau de ballast dans le but d'obtenir une réduction plus uniforme du risque d'invasion. Le

gouvernement du Canada a indiqué que l'utilisation combinée de ces stratégies de gestion permettrait de réduire encore davantage les risques dans les milieux d'eau douce et d'eau saumâtre par rapport à l'utilisation de l'une ou l'autre de ces stratégies seulement, mais des recherches scientifiques supplémentaires sont nécessaires pour indiquer aux décideurs et aux gestionnaires des risques si la stratégie d'échange et de traitement devrait être appliquée au Canada.

Une évaluation des risques a été élaborée pour déterminer l'efficacité de l'échange et du traitement pour prévenir l'invasion des espèces aquatiques au Canada comparativement à l'échange ou au traitement seul. Des modèles ont été créés pour estimer le nombre prévu d'établissements de zooplancton non indigène et d'espèces phytoplanctoniques nuisibles dans les régions canadiennes d'intérêt en fonction de la taille de la population initiale, des caractéristiques environnementales communes entre les ports d'origine et destinataire, et de la probabilité que les organismes libérés établissent des populations viables dans les écosystèmes récepteurs.

Le présent avis scientifique découle de la réunion du 27 au 28 février 2018 sur l'Avis scientifique sur l'échange d'eau de ballast ainsi que le traitement. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- L'eau de ballast représente un vecteur à risque élevé pour l'introduction d'espèces aquatiques envahissantes (EAE). Les EAE entraînent de profonds changements écologiques, y compris la perte de biodiversité, des changements dans la dynamique trophique, la perte de productivité des pêches et l'introduction de maladies. En raison de ces changements écologiques, les invasions modifient les services écosystémiques et provoquent des dommages économiques directs et indirects.
- Le rapport d'avis scientifique (AS) qui suit est fondé sur une analyse modélisée des données biologiques et de navigation afin de comprendre les répercussions de différentes stratégies de gestion (aucune gestion, échange de l'eau de ballast [EEB], traitement de l'eau de ballast et échange plus traitement) dans différentes régions du Canada.
- Deux paramètres ont été élaborés pour évaluer le risque d'établissement : la probabilité par voyage qu'au moins une invasion d'espèces se produise et le nombre d'invasions d'espèces par année. Le nombre d'espèces par an reflète le résultat de la probabilité d'invasion par voyage lorsque le trafic maritime est pris en compte. Pour simplifier l'interprétation des résultats, ces paramètres d'invasion ont été convertis en fonction du nombre de voyages jusqu'à ce qu'au moins une invasion d'espèces se produise et en fonction du nombre d'invasions d'espèces par décennie.
- D'une manière générale, lorsque tous les navires de l'étude se conforment à la norme D-2, l'utilisation des systèmes de gestion des eaux de ballast (SGEB) devrait permettre de réduire considérablement le risque d'établissement par rapport à l'EEB, pour les deux paramètres d'évaluation.
- Dans la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, le maintien de l'échange en plus du traitement lorsque la source de l'eau de ballast est saumâtre ou douce permettrait de réduire les invasions de phytoplanctons nuisibles comparativement au passage à une stratégie qui utilise uniquement les SGEB.
- L'échange plus le traitement réduiraient davantage le risque d'établissement par rapport au traitement seul pour la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent lorsque l'eau de ballast est traitée à l'aide des SGEB pour la totalité ou la moitié des voyages en bateau. Lorsque tous les navires satisfont à la norme D-2, le nombre prévu d'espèces par décennie (EPD) passe de 1,61 (SGEB uniquement) à 1,28 (échange plus traitement) pour le

zooplancton et de 0,61 (SGEB uniquement) à 0,45 (EEB et SGEB) pour le phytoplancton. Lorsque des SGEB sont utilisés pour 50 % des voyages, le nombre prévu d'EPD passe de 5,15 (SGEB uniquement) à 4,52 (EEB plus SGEB) pour le zooplancton et de 1,41 (SGEB uniquement) à 1,07 (EEB plus SGEB) pour le phytoplancton.

- Pour toutes les autres voies de navigation au Canada, l'échange plus le traitement ont des effets variables par rapport au traitement seul. La réduction du risque la plus constante découlant de l'ajout de la stratégie d'échange au traitement a été observée pour les voyages à destination des ports d'eau douce en provenance des ports d'eau douce ou saumâtre. L'échange plus le traitement s'avèrent moins efficaces que le traitement seul pour les voyages en provenance de ports maritimes et qui arrivent dans des ports d'eau douce lorsque 100 % des transits respectent la norme D-2.
- Dans le cas où seulement 50 % des transits satisfont à la norme D-2, l'échange plus le traitement permettent une réduction importante du risque d'établissement par rapport au traitement seul lorsque la source de l'eau de ballast est de l'eau douce.

INTRODUCTION

Les espèces aquatiques envahissantes (EAE) provoquent un stress écologique important pour les espèces indigènes en raison de la compétition, de la prédation, de la modification de l'habitat et de la propagation des maladies (Mack *et al.* 2000). Par conséquent, les EAE entraînent une perte locale et à grande échelle de la biodiversité et contribuent au déclin des populations de nombreuses espèces halieutiques et espèces en péril au Canada (Mills *et al.* 1993, Mack *et al.* 2000, Dextrase et Mandrak 2006). L'eau de ballast, qui est utilisée par les grands navires commerciaux pour contrôler leur stabilité et leurs mouvements, est un vecteur important de la dispersion des EAE (CRN 1996). Lorsque la cargaison est déchargée, les navires pompent par inadvertance des espèces aquatiques avec l'eau ambiante du port dans les citernes de ballast. Les organismes qui survivent au voyage sont ensuite libérés dans les ports de destination lorsque la cargaison est chargée sur le navire et que l'eau de ballast est rejetée. Un sous-ensemble des espèces viables rejetées peut survivre dans le nouvel écosystème et une petite partie de ces espèces peut établir des populations autosuffisantes.

Des recherches scientifiques importantes ont été menées pour comprendre le rôle de l'eau de ballast en tant que vecteur de dispersion des EAE (Ruiz *et al.* 2007, Bailey *et al.* 2011, Reid 2012, Simard *et al.* 2011, Casas-Monroy *et al.* 2014, Bailey 2015), ce qui est essentiel pour l'élaboration de stratégies de gestion scientifiques visant à réduire les invasions attribuables au rejet des eaux de ballast. La stratégie actuelle de gestion de l'échange de l'eau de ballast (EEB) a considérablement réduit les taux d'invasion dans les Grands Lacs (Bailey *et al.* 2011, Bailey *et al.* 2012), mais son efficacité est variable dans les régions côtières où les ports sont très salins (Casas-Monroy *et al.* 2014). Afin d'obtenir une réduction uniforme des risques d'invasion dans les différents types d'habitats, des normes de rendement des eaux de ballast exigeant l'utilisation de systèmes de gestion de l'eau de ballast (SGEB) à bord des navires seront progressivement mises en œuvre (OMI 2004). Afin d'assurer la plus grande protection possible des écosystèmes aquatiques canadiens, le gouvernement canadien a proposé l'utilisation combinée de l'EEB et des SGEB dans les écosystèmes d'eau douce et saumâtre, au minimum (OMI 2010). Bien que des études préliminaires aient déterminé le potentiel de réduction des risques lié à l'échange plus traitement pour les écosystèmes d'eau douce (Briski *et al.* 2013, Briski *et al.* 2015), des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer l'efficacité de cette stratégie multidimensionnelle appliquée à l'échelle régionale et dans différents types d'habitats.

Échange des eaux de ballast

L'EEB consiste à déverser les eaux de ballast dans l'océan et à remplir les citernes d'eau de ballast avec de l'eau en pleine mer dans le but de réduire la concentration d'organismes de source portuaire à haut risque dans les citernes d'eau de ballast (Bailey 2015). La logique expliquant l'EEB est que la plupart des organismes d'eau douce et côtiers nuisibles dans les citernes d'eau de ballast sont éjectés des citernes lorsque l'eau de ballast est rejetée en mer (Ruiz *et al.* 2007), tandis que les organismes d'eau douce et côtiers retenus sont exposés à des changements importants et soudains de salinité, habituellement à des niveaux mortels, lorsque les citernes sont remplies d'eau de mer (Reid 2012). On s'attend à ce que les espèces de pleine mer chargées à bord pendant l'échange aient une survie réduite lorsqu'elles sont rejetées dans l'eau douce et dans les ports côtiers (Reid 2012). Par conséquent, l'un des principaux mécanismes d'action de l'EEB est l'inadéquation environnementale, où la probabilité de survie des propagules est réduite puisqu'elles sont exposées à des conditions environnementales inhospitalières; par conséquent, l'efficacité de l'EEB dépend des tolérances environnementales des espèces et de l'adéquation environnementale entre la source des eaux de ballast et les sites destinataires (Bailey *et al.* 2006, Gray et MacIsaac 2010, Casas-Monroy *et al.* 2014).

L'inadéquation environnementale imposée par l'EEB n'influe pas de la même façon sur toutes les EAE, puisque certaines espèces ont des capacités d'adaptation qui leur permettent de tolérer un large éventail de conditions environnementales. Par exemple, les espèces euryhalines peuvent supporter un large éventail de salinités et survivre dans les eaux douces et marines; par ailleurs, les cystes ou les œufs en diapause produits par certaines espèces d'eau douce peuvent tolérer une exposition à l'eau en pleine mer, l'éclosion étant réussie une fois de retour dans un environnement bénin (Bailey *et al.* 2006, Gray et MacIsaac 2010, Reid 2012).

Le succès de l'EEB dépend du degré d'inadéquation environnementale entre la source des eaux de ballast et les lieux de destination. L'EEB est la technique la plus efficace pour atténuer la propagation de propagules à haut risque lorsqu'elle est utilisée entre des ports d'eau douce, où l'inadéquation environnementale est la plus grande; cependant, certaines espèces peuvent survivre à une exposition à l'eau en pleine mer et envahir les écosystèmes d'eau douce récepteurs (Santagata *et al.* 2008, Ellis et MacIsaac 2009, Bailey *et al.* 2011, Reid 2012, Casas-Monroy *et al.* 2014). D'autre part, l'EEB est moins efficace pour protéger les écosystèmes côtiers en raison de la réduction des effets de l'inadéquation environnementale; les espèces côtières résiduelles à haut risque peuvent survivre à l'exposition en pleine mer, et les espèces marines embarquées pendant l'échange peuvent survivre dans les écosystèmes côtiers récepteurs (McCollin *et al.* 2008, Cordell *et al.* 2009, Simard *et al.* 2011, Reid 2012, Roy *et al.* 2012, Adams *et al.* 2014, Casas-Monroy *et al.* 2014, Linley *et al.* 2014, Casas-Monroy *et al.* 2016).

La variabilité de l'efficacité de l'EEB dans la protection des ports côtiers était l'une des principales raisons d'envisager la technique de l'EEB comme une solution à court terme jusqu'à ce que des stratégies plus universelles telles que les SGEb puissent être appliquées.

Systemes de gestion des eaux de ballast

La *Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires* de l'Organisation maritime internationale (OMI) – adoptée en 2004 – vise à réduire le risque d'invasion en ciblant la composante de pression de propagules du processus d'invasion par l'application de la règle D-2, une norme d'évacuation des propagules (tableau 1, OMI 2004). Les types de navires qui doivent être conformes à la norme D-2 telle qu'elle est définie dans la présente Convention doivent utiliser des SGEb approuvés à bord du navire, qui comprennent

généralement une filtration (p. ex., filtres à tamis ou à disques, hydrocyclones) suivie d'au moins un processus de désinfection des eaux usées (p. ex., rayonnement ultraviolet, électrolyse, injection chimique, Mouawad Consulting 2013). Selon le type de procédé de traitement, l'eau peut être gérée à la fois pendant l'absorption avant d'entrer dans les citernes d'eau de ballast et pendant l'évacuation (p. ex., rayonnement ultraviolet), ou seulement pendant l'absorption de l'eau de ballast (p. ex., électrolyse; Mouawad Consulting 2013).

L'utilisation d'au moins 69 SGEb est approuvée par les administrations de réglementation qui ont démontré leur capacité à gérer les eaux de ballast à un niveau égal ou inférieur aux limites de rejet des organismes établies par la norme D-2 pendant les essais d'homologation (voir OMI 2017). Lorsque le fonctionnement est adéquat, de nombreuses études ont démontré qu'un ensemble de procédés de traitement permettent de réduire efficacement la concentration de plancton (de Lafontaine *et al.* 2009, Gregg *et al.* 2009, Casas-Monroy *et al.* 2018). Néanmoins, les systèmes de traitement susceptibles de présenter des défaillances peuvent ne pas traiter de façon fiable les eaux de ballast selon la norme D-2 (p. ex., l'eau trouble peut entraîner une défaillance de l'équipement; Cangelosi *et al.* 2011, Briski *et al.* 2013, Paolucci *et al.* 2015), mais le taux de défaillances peut diminuer avec les améliorations apportées aux technologies de traitement à l'avenir.

Tableau 1. Norme D-2 de rejet des 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 dans Casas-Monroy et al. 2014).

Catégorie	Fourchette de tailles	Norme de rejet
Phytoplancton	≥ 10 µm – < 50 µm	< 10 cellules/ml
Zooplancton	≥ 50 µm	< 10 organismes/m ³
Microbes	<i>Vibrio cholera</i>	1 CFU pour 100 ml ou 1 CFU pour 1 g (poids humide) d'échantillons de zooplancton
	<i>Escherichia coli</i>	250 CFU pour 100 ml
	Entérocoque intestinal	100 CFU pour 100 ml

Échange et traitement

Le gouvernement canadien a le pouvoir de mettre en œuvre des règlements plus stricts que ceux de la Convention de l'OMI sur les eaux de ballast afin d'assurer une protection adéquate des écosystèmes aquatiques du Canada (Transports Canada 2012). Par conséquent, en 2010, le Canada a indiqué que l'utilisation de l'EEB de concert avec les SGEb permettrait de réduire davantage le risque d'invasion par rapport à l'utilisation seule des SGEb pour les écosystèmes d'eau douce et d'eau saumâtre, puisque cette stratégie multidimensionnelle combine les effets d'une barrière de salinité par l'intermédiaire de l'EEB et la réduction de la pression de propagules par l'intermédiaire des SGEb (OMI 2010). De plus, en cas de mauvais fonctionnement des SGEb, l'EEB peut être utilisé comme stratégie de secours pour gérer l'eau de ballast.

Depuis 2010, des études menées sur terre et à bord de navires ont conclu que par rapport au traitement seul, l'échange associé au traitement peut entraîner une plus grande réduction de l'arrivée de propagules d'eau douce et euryhalines à haut risque, assurant ainsi une meilleure protection des milieux d'eau douce (Briski *et al.* 2013, Briski *et al.* 2015). Toutefois, des recherches plus poussées sont nécessaires pour déterminer l'efficacité de l'échange plus

traitement s'ils sont mis en œuvre dans différents habitats aquatiques ou dans des régions où les types d'habitats sont différents.

Objectif

L'objectif de cette étude était d'effectuer une évaluation des risques afin d'estimer le taux d'établissement prévu des EAE au Canada attribué au rejet d'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 uniquement, car il était important de déterminer si cette stratégie de gestion de recharge permet de réduire davantage le risque d'invasion. Cette étude a également examiné la possibilité d'un dysfonctionnement des SGEB pour une partie des voyages et a déterminé l'effet de l'utilisation de l'EEB comme stratégie de secours relativement aux taux d'établissement des EAE.

ÉVALUATION

L'analyse des écosystèmes canadiens a permis d'intégrer six scénarios de gestion des eaux de ballast (tableau 2). Pour tenir compte de la possibilité d'un mauvais fonctionnement des SGEB, on a créé des scénarios où la norme D-2 a été appliquée à la moitié des voyages. Cette proportion de voyages (50 %) a été choisie à titre d'exemple, compte tenu des données inédites (échantillons d'eau de ballast traitée) recueillies avant l'entrée en vigueur de la Convention de l'OMI en 2017; il est reconnu que la proportion des voyages conformes à la norme D-2 est susceptible de s'améliorer avec les progrès des technologies des SGEB et les expériences opérationnelles acquises.

Tableau 2. Scénarios de stratégies de gestion examinés dans cette étude.

Scénario de gestion	Définition
Aucune gestion	Scénario de contrôle où il n'y a eu ni échange ni traitement.
Échange uniquement	La technique de l'EEB a été utilisée lors de tous les voyages des navires. On a supposé que la concentration totale d'organismes et la proportion d'organismes nuisibles ou non indigènes n'avaient pas changé avant et après l'échange, et que l'EEB était efficace à 100 % pour purger les organismes du port d'origine. Par conséquent, seules les espèces appartenant à des communautés en pleine mer ont été modélisées à l'aide de l'EEB.
Traitement uniquement (100 %)	Le scénario où il n'y a aucune gestion a été modélisé avec l'application de la norme D-2 de l'OMI pour 1) 100 % et 2) 50 % des voyages. Dans le cas du deuxième scénario, on a supposé que de l'eau de ballast non traitée avait été déversée lors de la moitié des sorties des navires.
Traitement uniquement (50 %)	
Échange et traitement (100 %)	Le scénario où seule la technique de l'échange est utilisée a été modélisé avec l'application de la norme D-2 de l'OMI pour 1) 100 % et 2) 50 % des voyages. Dans le deuxième scénario, on a supposé que l'eau de ballast n'était gérée par EEB que pour la moitié des voyages.
Échange plus traitement (50 %)	

Les scénarios de gestion ont été appliqués à cinq voies de navigation combinant quatre régions géographiques canadiennes et deux voies de circulation (c.-à-d. activité de navigation internationale ou nationale; figure 1 et tableau 3). D'autre part, on a créé l'option liée à toutes les voies de navigation, qui combine les cinq voies de navigation, afin de déterminer l'effet général des stratégies de gestion lorsqu'elles sont appliquées à l'ensemble du Canada.

Tableau 3. Les voies de navigation examinées dans la présente étude. Consulter la figure 1 pour obtenir une carte des limites géographiques des régions du Canada.

Voie de navigation	Définition
Voie internationale du Pacifique	Les navires à destination de ports de la Colombie-Britannique en provenance de ports d'origine étrangère.
Voie internationale de l'Atlantique	Les navires à destination de ports du Canada atlantique en provenance de ports d'origine étrangère. La région de l'Atlantique comprenait le fleuve Saint-Laurent en aval de la ville de Québec (qu'elle exclut), et ne comprenait pas la partie continentale du Labrador.
Voie internationale des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent	Les navires à destination des ports canadiens dans les Grands Lacs ou le fleuve Saint-Laurent à partir de ports d'origine étrangère. La région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent comprenait les ports canadiens en amont et incluant de la ville de Québec.. Les transits entre les ports américains et canadiens dans cette région n'ont pas été inclus.
Voie internationale de l'Arctique	Les navires à destination des ports de l'Arctique canadien en provenance de ports d'origine étrangère (à l'exclusion des ports américains dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent) ou d'autres régions canadiennes (voyages de navires à l'échelle nationale). La région de l'Arctique comprenait des zones délimitées par la carte des grands écosystèmes marins de l'Arctique 2013 de la PEMA, y compris la partie continentale du Labrador (PEMA 2013).
Voie nationale de l'Arctique	
Toutes les voies de navigation	Toutes les voies de navigation susmentionnées sont combinées.

Comme le rendement de l'EEB dépend principalement de l'ampleur de la barrière de salinité créée par l'inadéquation environnementale, il est essentiel d'évaluer l'efficacité de chaque stratégie pour les différents types d'habitats. Par conséquent, les scénarios de gestion ont été appliqués en tenant compte des multiples combinaisons de salinité entre les ports d'origine et destinataire dans chaque voie de navigation. Les catégories de salinité utilisées dans cette étude sont de ≤ 5 ‰ pour l'eau douce, entre 5,1 et 18 ‰ pour l'eau saumâtre et $\geq 18,1$ ‰ pour l'eau marine (Remane et Schlieper 1972).

Les espèces non indigènes (ENI) de zooplancton et les espèces phytoplanctoniques nuisibles étaient les deux groupes taxonomiques utilisés pour déterminer le taux d'établissement des espèces dans chaque scénario de gestion. Par la suite, la référence collective des espèces nuisibles ou des propagules nuisibles est utilisée pour les espèces de phytoplancton nuisibles et les ENI de zooplancton.

Sources de données

Cette étude a utilisé une grande partie des données biologiques et de navigation utilisées par Casas-Monroy *et al.* (2014), qui incorporaient des données biologiques du Réseau national de recherche sur les espèces aquatiques envahissantes (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, Adebayo *et al.* 2014). Les données sur la navigation obtenues de Casas-Monroy *et al.* (2014) proviennent du Système d'information sur la navigation maritime de la Garde côtière canadienne, du National Ballast Information Clearinghouse des États-Unis et de la base de données sur l'eau de ballast de Transports Canada, et ont été utilisées pour les voies internationales du Pacifique, de l'Atlantique et des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Les

sources de données utilisées dans cette étude comprenaient également des données sur le zooplancton provenant de Chan *et al.* (2015) pour la voie internationale de l'Arctique et des données plus récentes sur la navigation dans l'Arctique provenant de Fednav International Ltd., des services du trafic maritime du Nord canadien de la Garde côtière canadienne et de la base de données sur l'eau de ballast de Transports Canada. Les données sur la température et la salinité de l'eau utilisées pour déterminer l'adéquation entre la source de l'eau de ballast et le port récepteur ont été obtenues de Keller *et al.* (2011) et du volume 2 du World Ocean Atlas 2013 (Locarnini *et al.* 2013, Zweng *et al.* 2013), avec quelques mises à jour appliquées pour corriger la salinité des ports intérieurs d'eau douce.

Résumé du modèle d'évaluation des risques

Pour déterminer le taux d'établissement des espèces selon chaque scénario de gestion, ce modèle a évalué les composantes essentielles du processus d'invasion, y compris la taille initiale de la population d'organismes rejetés par les eaux de ballast, la probabilité de survie des espèces dans les écosystèmes récepteurs et la probabilité d'établissement.

Tout d'abord, on a procédé à une itération d'un an des activités de navigation décrivant la source géographique des transits de navires entre la source géographique et le port destinataire. Cela était nécessaire pour déterminer la fréquence et la répartition spatiale des espèces transportées vers les ports canadiens dans chaque voie de navigation, et pour identifier les combinaisons uniques de ports d'origine et destinataires pour la composante de survie du modèle.

Le nombre d'espèces nuisibles (ou non indigènes, s'il s'agit de zooplancton) et la taille initiale de leur population ont été déterminés pour chaque voyage en fonction de données empiriques sur les échantillons d'eau de ballast (c.-à-d. échantillons biologiques obtenus des navires), qui étaient propres à chaque voie de navigation et classés par groupe taxonomique – phytoplancton ou zooplancton. La concentration de l'échantillon de toutes les propagules a été estimée pour un voyage donné, qui comprenait à la fois des espèces nuisibles et non nuisibles. Comme la concentration de toutes les propagules contenues dans une citerne d'eau de ballast pouvait être supérieure ou inférieure à la concentration de l'échantillon, la concentration totale de propagules la plus probable dans l'ensemble de la citerne d'eau de ballast a été estimée en fonction de la concentration de l'échantillon choisi. C'est au cours de cette étape que la norme D-2 a été appliquée en réduisant la concentration totale de propagules dans la citerne jusqu'aux limites de rejet de l'organisme (voir le tableau 1 pour les limites de rejet attribuées et les fourchettes de tailles associées pour le phytoplancton et le zooplancton). Ensuite, on a estimé la proportion de propagules nuisibles par rapport à la concentration totale dans la citerne, en tenant compte du statut nuisible des espèces propres à chaque région géographique (p. ex., une espèce de zooplancton peut être indigène dans les Grands Lacs et le fleuve du Saint-Laurent, mais non indigène sur la côte Pacifique). En outre, le nombre d'espèces nuisibles et leurs concentrations relatives par rapport à la proportion de propagules nuisibles ont été estimés pour un voyage donné. Par conséquent, chaque voyage avait une répartition unique de propagules avec un nombre défini d'espèces nuisibles, ce qui permettait de saisir les variations entre les voyages.

Une fois que le nombre et les concentrations relatives d'espèces nuisibles au cours d'un voyage ont été déterminés, la probabilité que chaque espèce transportée survive après son rejet dans l'écosystème récepteur a été estimée en fonction de l'adéquation environnementale entre les lieux d'origine et de destination. La température et la salinité de l'eau ont été les conditions environnementales choisies pour estimer la probabilité de survie, car ce sont de bonnes variables qui déterminent où les espèces aquatiques peuvent vivre. C'est au cours de cette

étape que l'effet de l'EEB a été modélisé par la représentation d'une communauté en pleine mer après l'échange, les probabilités de survie des espèces reflétant les conditions environnementales du lieu de l'échange par rapport aux conditions du port destinataire. Les espèces qui ont survécu dans l'écosystème récepteur ont continué de faire partie de la composante d'établissement du modèle.

La dernière composante du modèle consistait à déterminer si chaque espèce ayant survécu pour un événement de rejet donné (c.-à-d. un voyage) permettra d'établir une population viable dans l'écosystème récepteur. Pour ce faire, on a utilisé une équation de probabilité d'établissement de l'espèce qui tient compte de la taille de la population initiale préalablement déterminée et de la probabilité d'établissement de l'espèce par propagule. Pour déterminer la probabilité qu'une seule propagule d'une espèce s'établisse (paramètre mathématique et non biologique), la limite maximale supérieure a été fixée par espèce parthénogénétique, les autres espèces – qui sont censées être la grande majorité des espèces dans les eaux de ballasts – ayant une probabilité d'établissement par propagule nettement inférieure. Ensuite, sur la base de la probabilité d'établissement d'une espèce, une méthode statistique a été appliquée pour produire un résultat binaire d'établissement ou d'extinction. Le succès ou l'échec de l'établissement a été évalué pour chaque espèce survivante, par événement de rejet, pour tous les voyages annuels dans chaque voie de navigation.

Pour chaque voie de navigation, la simulation d'une année de l'activité de navigation (c.-à-d. voyages et rejets subséquents) a été répétée 1 000 fois, et la moyenne à long terme a été établie (c.-à-d. le résultat attendu). Les deux mesures du risque d'établissement utilisées pour comparer le rendement relatif des scénarios de gestion étaient la probabilité par voyage qu'au moins une invasion d'espèces se produise et le nombre d'invasions d'espèces par année. Le nombre d'invasions d'espèces par année reflète le nombre annuel d'invasions d'espèces lorsqu'on tient compte du trafic maritime, alors que la probabilité par voyage qu'au moins une invasion d'espèces se produise est largement indépendante du volume de navigation et reflète le statut de risque des voyages individuels dans une région. Pour simplifier l'interprétation des résultats, ces paramètres d'invasion ont été convertis en fonction du nombre de voyages jusqu'à ce qu'au moins une invasion d'espèces se produise et en fonction du nombre d'invasions d'espèces par décennie.

RÉSULTATS

Comme la modélisation des taux d'invasion comporte beaucoup d'incertitude, il faut mettre davantage l'accent sur les différences relatives entre les scénarios de gestion. Les différences importantes sur le plan écologique dans les taux d'invasion entre les scénarios de gestion ne sont pas décrites dans la présente étude, puisque les gestionnaires des risques et les responsables des politiques décident du niveau de risque acceptable. Il est à noter que les résultats de cette étude reflètent les taux d'invasion réels prévus en vertu de l'application de la norme D-2 pour les ENI de zooplancton ou le phytoplancton nuisible seulement; il est possible que d'autres établissements (p. ex., zooplancton indigène; phytoplancton non nuisible, mais non indigène) soient créés.

D'après les résultats présentés à la figure 2, lorsque toutes les voies de navigation ont été combinées, la technique de l'EEB à elle seule a entraîné les taux d'invasion les plus élevés avec 22,13 et 18,08 invasions d'espèces par décennie (EPD) pour le zooplancton et le phytoplancton, respectivement, après le scénario sans mesure de gestion, tandis que le traitement seulement (100 %) a permis de réduire les EPD à 3,69 (zooplancton) et à 5,6 (phytoplancton). L'efficacité de l'échange plus traitement par rapport au traitement seul variait d'une voie de navigation à l'autre, l'échange plus traitement produisant un taux d'invasion prévu

plus faible que le traitement seul dans la voie internationale des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent pour le zooplancton (échange plus traitement : 1,28 EPD, traitement seul : 1,61 EPD) et le phytoplancton (échange plus traitement : 0,45 EPD, traitement seul : 0,61 EPD), et dans la voie internationale de l'Arctique (échange plus traitement : 0,06 EPD, traitement seul : 0,09 EPD) pour le zooplancton. Pour toutes les autres voies de navigation (y compris la voie internationale de l'Arctique pour le phytoplancton nuisible), l'échange plus traitement et le traitement seul présentaient des taux d'établissement semblables pour le zooplancton (échange plus traitement variant de 0,9 à 1,5 EPD; traitement seul variant de 0,14 à 1,49 EPD) et le phytoplancton (échange plus traitement variant de 0,2 à 4,09 EPD; traitement seul variant de 0,26 à 4,37 EPD). Voir le tableau A.1 (annexe 1) pour les valeurs d'EPD en pourcentage de variation.

Région de la capitale nationale

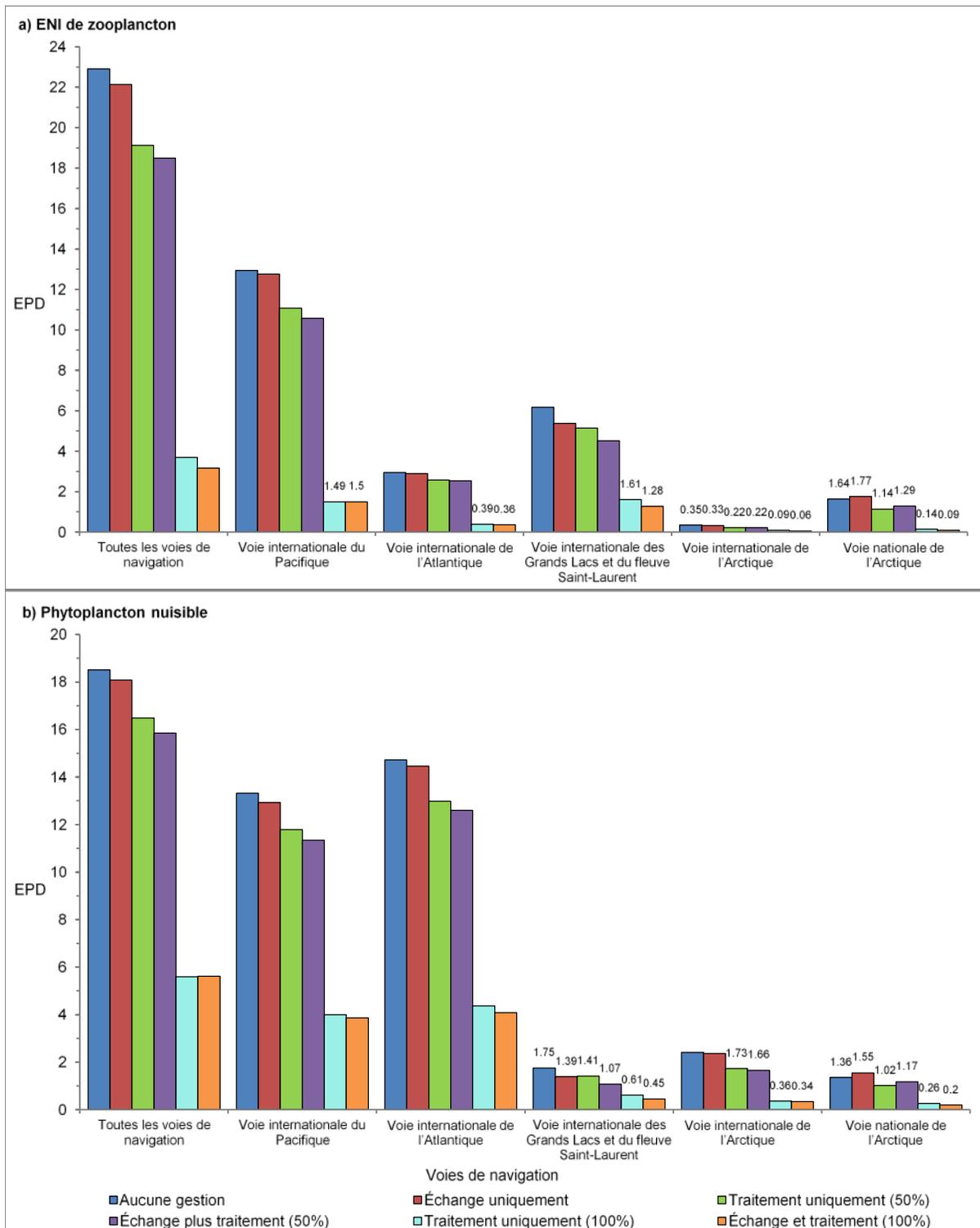


Figure 2. Nombre prévu d'invasions d'espèces par décennie (EPD) pour chaque scénario de gestion dans chaque voie de navigation pour les résultats liés aux a) ENI de zooplancton et b) au phytoplancton nuisible. Les scénarios de gestion dans lesquels la norme D-2 de l'OMI a été appliquée à la totalité et à la moitié des voyages des navires sont indiqués par 100 % et 50 %, respectivement.

Dans la voie internationale des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, le traitement seul (50 %) a permis d'obtenir un taux d'invasions d'espèces décennales semblable à celui des invasions d'espèces découlant de l'échange seulement pour le zooplancton et le phytoplancton, un taux qui a encore diminué lorsque ces stratégies ont été combinées (zooplancton, traitement seulement 50 % = 5,15 EPD, échange seulement = 5,38 EPD, combiné = 4,52 EPD; phytoplancton, traitement seulement 50 % = 1,41 EPD, échange seulement = 1,39 EPD, combiné = 1,07 EPD). Pour les autres voies de navigation, l'ajout de la technique d'EEB au traitement (50 %) a fait passer la plage observée de 0,22 à 11,07 (traitement seulement, 50 %) à 0,22 à 10,57 (échange et traitement, 50 %) pour le zooplancton, et de 1,02 à 12,98 (traitement seulement, 50 %) à 1,17 à 12,6 (échange et traitement, 50 %) pour le phytoplancton.

Comme on peut le voir à la figure 3, lorsque toutes les voies de navigation ont été combinées, la gestion des eaux de ballast par l'échange seulement a donné lieu au nombre prévu de voyages jusqu'à ce qu'au moins une invasion d'espèces se produise (NVUI), soit de 116 à 3 991 (zooplancton) et de 64 à 1 655 (phytoplancton), selon les conditions environnementales (source et destination), tandis que des augmentations importantes des NVUI ont été obtenues dans le scénario avec traitement seulement (100 %) (entre 435 et 227 500 NVUI pour le zooplancton et 429 à 10 111 NVUI pour le phytoplancton). Parmi les catégories de salinité du port destinataire, l'eau douce a bénéficié des plus grands avantages de l'échange plus traitement par rapport au traitement seul lorsque la source d'eau de ballast était saumâtre (zooplancton, échange plus traitement, 1 622 NVUI par rapport au traitement seul, 507 NVUI; phytoplancton, échange plus traitement, 1 973 NVUI par rapport au traitement seul, 730 NVUI) ou eau douce (zooplancton, échange plus traitement, 1 224 NVUI par rapport au traitement seul, 435 NVUI; phytoplancton, échange plus traitement, 1 938 NVUI par rapport au traitement seul, 633 NVUI). En ce qui concerne les voyages d'une source maritime à un port destinataire d'eau douce, la technique de l'échange plus traitement présentaient un NVUI légèrement inférieur de 1 427 (zooplancton) et de 1 624 (phytoplancton) par rapport au NVUI lié au traitement seul (1 843 pour le zooplancton et 2 030 pour le phytoplancton).

Lorsque la norme D-2 n'était appliquée qu'à la moitié des transits, l'efficacité de l'échange plus traitement variait par rapport au traitement seul parmi les combinaisons de salinité des ports d'origine et destinataires. La technique de l'échange plus traitement présentait les avantages les plus constants en matière de réduction du risque d'établissement lorsque les ports d'origine étaient en eau douce pour le zooplancton (échange plus traitement, 50 %, fourchette de 298 à 10 581 NVUI par rapport au traitement seul, 50 %, 100 – 6 149 NVUI) et le phytoplancton (échange plus traitement, 50 %, 154 – 3 346 NVUI par rapport au traitement, 50 %, 89 – 1 928 NVUI). Comme pour la tendance observée lorsque la norme D-2 a été appliquée à 100 % des voyages en bateau, le plus grand avantage découlant de l'échange plus traitement par rapport au traitement seul s'est produit pour un déplacement d'un port d'eau douce vers un autre port d'eau douce (zooplancton : 298 par rapport à 100 NVUI; phytoplancton : 616 par rapport à 166 NVUI). Voir le tableau A.2 (annexe 1) pour les valeurs de NVUI en pourcentage de variation.

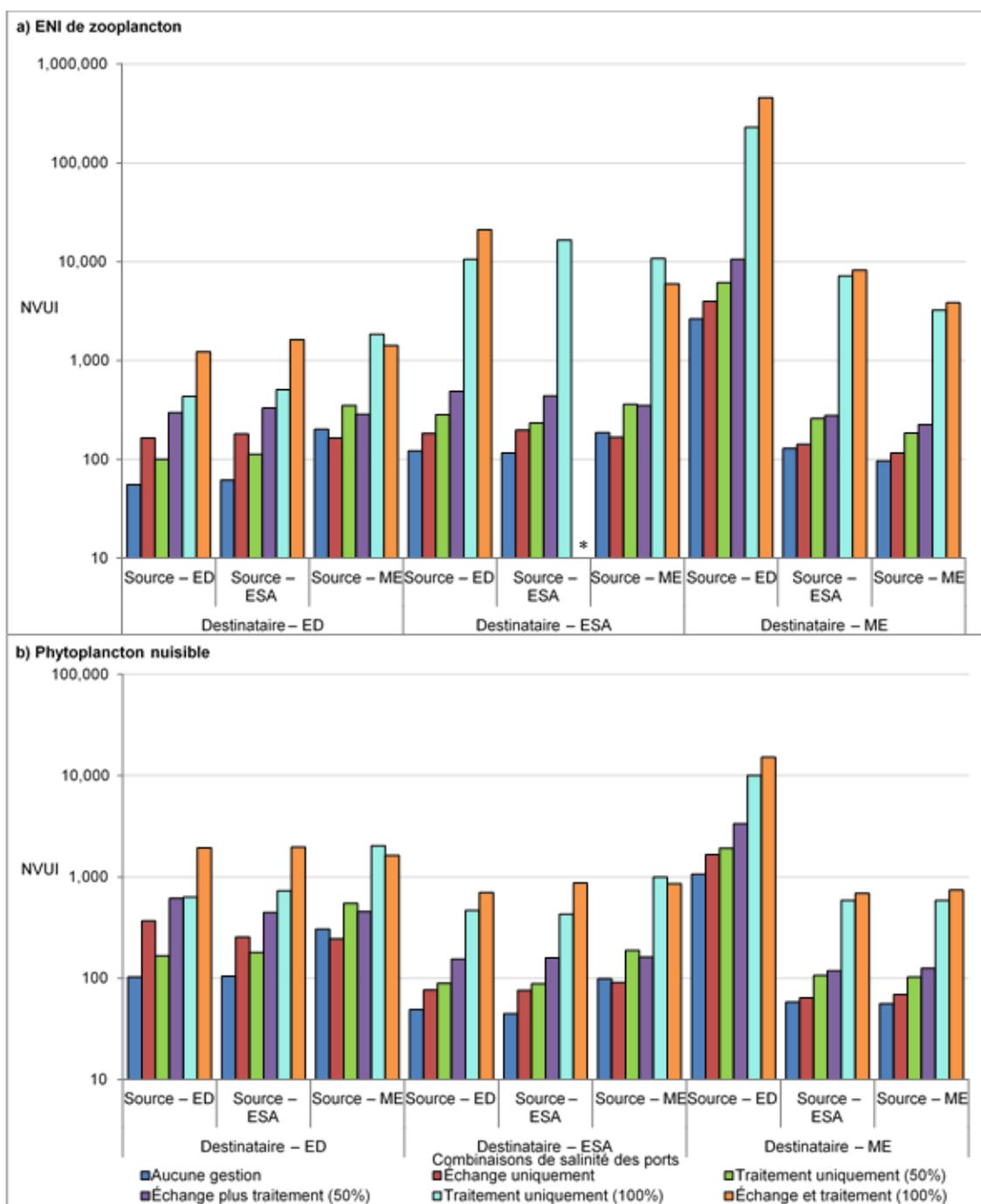


Figure 3. Nombre prévu de voyages jusqu'à ce qu'au moins une invasion d'espèces se produise (NVUI) selon divers scénarios de gestion pour chaque combinaison de salinité des ports lorsque toutes les voies de navigation sont combinées pour a) les ENI de zooplancton et b) le phytoplancton nuisible. Les catégories de salinité des eaux douces, saumâtres et marines sont indiquées par ED, ESA et ME. Les scénarios de gestion dans lesquels la totalité et la moitié des sorties en mer sont effectuées selon la norme D-2 sont indiqués par 100 % et 50 % respectivement, et* indiquent les scénarios qui prévoient un nombre infini de sorties jusqu'à ce qu'une invasion d'espèces se produise. L'axe des y est sur une échelle logarithmique.

Sources d'incertitude

- Le nombre d'arrivées de navires et les quantités d'eau de ballast rejetées peuvent varier considérablement d'une année à l'autre, et l'augmentation future des activités de navigation dans l'Arctique pourrait accroître à la fois le nombre de rejets et la variété des ports d'origine (diversité des propagules).
- Il existe une incertitude quant au nombre d'ENI de zooplancton et de phytoplancton nuisible dans l'eau de ballast pour les voies de navigation, surtout lorsque la taille des échantillons biologiques est faible ou non disponible (p. ex., voies de navigation dans l'Arctique).
- Les conditions environnementales (température et salinité) varient dans le temps et dans l'espace et ne sont généralement pas disponibles à la résolution des ports (près des côtes, eaux côtières peu profondes).
- Les relations entre les risques et les rejets, utilisées pour éclairer l'établissement, ont été estimées à partir d'un nombre limité d'études. Les véritables paramètres qui sous-tendent ces relations sont inconnus. Des différences importantes par rapport à celles utilisées dans l'étude entraîneraient des taux d'invasion différents, mais les résultats relatifs entre les scénarios de gestion demeuraient constants.
- La survie a été estimée en fonction de l'adéquation environnementale (température, salinité) et ne comprenait pas d'autres mesures relatives aux habitats propices (p. ex., facteurs abiotiques comme la disponibilité des éléments nutritifs et facteurs biotiques comme la concurrence ou la prédation).

CONCLUSIONS ET AVIS

1) Quel est le protocole recommandé pour l'échange plus traitement des eaux de ballast et quel est le mécanisme d'action des navires?

Il existe deux protocoles permettant aux navires d'entreprendre un échange plus traitement : traitement plus échange plus traitement (T+E+T) et échange plus traitement (E+T). Au cours du T+E+T, l'eau de ballast est gérée à l'aide des SGEB à chaque chargement (au port et en pleine mer) alors que pour l'E+T, le SGEB n'est utilisé que pendant la prise d'eau en pleine mer lors de l'EEB. Le principal mécanisme d'action des deux protocoles est de réduire la probabilité de survie des EAE par inadéquation environnementale et de diminuer la pression de propagules des espèces qui arrivent par le traitement. L'E+T impose moins de stress au SGEB puisque l'eau de mer est généralement moins difficile à traiter que l'eau du port et exige moins d'efforts et de coûts en raison de la réduction du nombre d'étapes de traitement et de l'utilisation du SGEB (C. Wiley, Comité de la protection du milieu marin de l'OMI, communication personnelle, Briski *et al.* 2013). L'inconvénient de l'E+T est que l'eau de ballast initialement chargée aux ports n'est pas gérée; les résidus de l'eau de ballast non traités à l'intérieur des citernes peuvent donc se mélanger à l'eau traitée qui entre après l'échange, bien que le SGEB qui fonctionne pendant le rejet des eaux de ballast puisse réduire ce risque. Dans des conditions idéales (moins difficiles), le T+E+T offre une protection supérieure contre les invasions par rapport à l'E+T puisqu'il n'y a jamais d'eau de ballast non gérée dans les citernes des navires. De plus, le protocole T+E+T est conforme à la réglementation actuelle de l'OMI qui interdit le rejet d'eau de ballast, quel que soit le lieu. L'inconvénient du protocole T+E+T est que les conditions difficiles de l'eau dans les ports peuvent entraîner le mauvais fonctionnement du SGEB et nécessiter des réparations ou un entretien importants. Étant donné les grandes différences dans les résultats de notre modèle lorsque la norme D-2 est appliquée à 100 % par

rapport à 50 % des voyages, il est important de chercher à obtenir la plus grande fonctionnalité possible du SGEB. Par conséquent, le protocole recommandé est d'effectuer un E+T.

2) Comparativement à l'utilisation d'un système de gestion de l'eau de ballast (SGEB), jusqu'à quel point un échange plus un traitement réduiraient-ils le risque que des espèces non indigènes arrivent et survivent au Canada et quelle serait la réduction attendue dans le taux de nouvelles implantations?

Pour la voie de navigation des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, si toutes les eaux de ballast sont traitées selon la norme D-2, l'utilisation d'une stratégie de traitement seul entraînerait l'établissement de 0,61 espèce de phytoplancton nuisible par décennie, tandis que le taux d'invasion serait réduit à 0,45 EPD selon une stratégie d'échange plus traitement. Pour toutes les autres voies de navigation au Canada, l'échange plus traitement ont peu d'effet sur le taux d'établissement nuisible du phytoplancton par rapport au traitement seul. Compte tenu de l'établissement des ENI de zooplancton, l'échange plus traitement peuvent donner lieu à un taux d'établissement plus faible que le traitement seul pour les voies de navigation internationales des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (échange plus traitement, 1,28 EPD par rapport au traitement seul, 1,61 EPD) et de l'Arctique (échange plus traitement, 0,06 EPD par rapport au traitement seul, 0,09 EPD), bien que l'on observe peu d'écarts entre ces deux scénarios de traitement pour toutes les autres voies.

3) Quels ports canadiens bénéficieraient le plus de l'exigence d'adopter l'échange plus traitement compte tenu des facteurs clés liés à l'efficacité de ces techniques (c.-à-d. la salinité et la température)?

Les ports d'eau douce de la région des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent – ou tous les ports d'eau douce du Canada – seraient ceux qui bénéficieraient le plus de l'exigence d'adopter l'échange plus traitement par rapport au traitement seul concernant l'introduction des ENI de zooplancton et de phytoplancton nuisible, lorsque les transits proviennent de ports d'eau douce ou saumâtre et respectent la norme D-2; pour la voie de navigation internationale des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, la différence dans l'efficacité entre ces deux stratégies de gestion est plus grande pour le phytoplancton que pour le zooplancton.

4) Comparativement à l'utilisation du traitement seulement, comment l'approche d'échange plus traitement influencerait-elle le taux attendu de nouvelles implantations dans le cas d'eau de ballast qui ne respectent pas les normes de la règle D-2, par exemple, parce qu'un SGEB ne fonctionne pas?

Pour la voie de navigation internationale des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, l'échange plus traitement peuvent réduire les taux d'établissement des espèces par rapport au traitement seul pour les ENI de zooplancton (4,52 contre 5,15 EPD) et le phytoplancton nuisible (1,07 contre 1,41 EPD), lorsque la norme D-2 est appliquée à 50 % des transits.

Lorsque 50 % des transits satisfont à la norme D-2, l'échange plus traitement peuvent être plus efficaces pour atténuer les taux d'invasion du zooplancton non indigène et du phytoplancton nuisible par rapport à l'utilisation de SGEB seulement, lorsque la source de l'eau de ballast est de l'eau douce. L'efficacité de l'échange plus traitement est plus grande lorsque les ports d'origine et destinataire dans lesquels se produit l'échange d'eau de ballast sont en eau douce, où 298 et 616 voyages jusqu'à ce qu'au moins une invasion d'espèces se produise sont prévus dans le cadre de la stratégie d'échange plus traitement pour l'ENI de zooplancton et les algues nuisibles, respectivement.

5) Quelles circonstances justifieraient la remise en cause de cette approche à l'avenir?

L'avis peut être réexaminé si la concentration ou la composition des organismes des eaux de ballast, les conditions environnementales, les modes de navigation, la proportion de voyages conformes à la norme D-2 ou les données disponibles décrivant ces conditions changent à l'avenir. Si des données sont finalement disponibles et indiquent que la concentration ou la composition de l'organisme pour une voie de navigation ou une stratégie de gestion s'écarte considérablement des données d'entrée utilisées dans la présente analyse, ou si les conditions environnementales changent au point que les conditions de température ou de salinité dans les ports d'origine ou destinataire diffèrent considérablement des données d'entrée utilisées dans la présente analyse, on peut revoir l'avis pour tenir compte des changements dans l'effort d'introduction et dans la probabilité de survie. De plus, puisque l'efficacité générale des scénarios de gestion faisant appel à l'EEB est influencée par l'activité de navigation entre des combinaisons spécifiques de salinité portuaire (p. ex., d'eau douce à eau douce et d'eau de mer à eau douce), il serait utile de revoir l'avis si des changements majeurs survenaient dans les tendances de navigation (p. ex., une augmentation des voyages entre deux ports d'eau douce). Enfin, des valeurs différentes utilisées pour définir les relations risque-rejet (comme on peut s'y attendre avec l'augmentation des connaissances scientifiques) entraîneraient des taux d'invasion absolus différents, mais ne modifieraient pas l'efficacité relative des différentes stratégies de gestion.

Recommandations

- Afin d'éclairer davantage la réduction des risques associés à la technique de l'échange plus traitement lorsque les navires ne peuvent pas se conformer à la norme D-2, des données devraient être recueillies sur les concentrations d'organismes dans les eaux de ballast traitées pour un échantillon représentatif des navires.
- Combler le manque de données sur les mouvements de l'eau de ballast au Canada (p. ex., volume, source) et fournir des données plus à jour sur l'eau de ballast transportée au Canada, ce qui aiderait à appuyer la recherche actuelle et future et les avis scientifiques.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

L'EEB agit pour modifier la composition de la communauté de plancton transporté dans les citernes d'eau de ballast des navires, en réduisant l'abondance et la diversité des espèces côtières et en ajoutant des espèces océaniques. L'évaluation de l'efficacité de l'EEB n'a pas tenu compte des changements de risque propres à chaque espèce.

La relation risque-rejet, qui décrit comment la pression de propagules est liée au succès de l'établissement d'une population introduite, est mal quantifiée et dépend fortement du contexte, compte tenu des facteurs biotiques et abiotiques.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Affiliation
Sarah Bailey	Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique
Oscar Casas-Monroy	Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique
Andrew Drake	Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique

Charles Laliberté	Transports Canada
Chris McKindsey	Secteur des sciences du MPO, Région du Québec
Claudio DiBacco	Secteur des sciences du MPO, Région des Maritimes
Colin Henein	Transports Canada
David Reid	Saint Lawrence Seaway Development Corporation
Gilles Olivier	Secteur des sciences du MPO, Région de la Capitale Nationale
Guglielmo Tita	Gestion des écosystèmes du MPO, Région de la Capitale Nationale
John Darling	Environmental Protection Agency des États-Unis
Keyvan Abedi	Transports Canada
Kim Howland	Secteur des sciences du MPO, Région du Centre et de l'Arctique
Marc Gagnon	FedNav Ltd.
Nathalie Simard	Secteur des sciences du MPO, Région du Québec
Paul Mudroch	Transports Canada
Sonia Simard	Fédération maritime du Canada
Tom Johengen	Université du Michigan

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion du 27 au 28 février 2018 sur l'Avis scientifique sur l'échange d'eau de ballast ainsi que le traitement. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#).

Adams, J.K., Ellis, S.M., Chan, F.T., Bronnenhuber, A.G. Doolittle, J.E., Simard, N., McKenzie, C.H, Martin, J.L., and Bailey, S.A. 2014. [Relative risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Atlantic Region of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/116. v + 403 p.

Adebayo, A.A., Zhan, A., Bailey, S.A., and MacIsaac, H.J. 2014. Domestic ships as a potential pathway of nonindigenous species from the Saint Lawrence River to the Great Lakes. *Biological Invasions* 16(4): 793-801. doi:10.1007/s10530-013-0537-5

Bailey, S.A. 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 18(3): 261-268. doi:10.1080/14634988.2015.1027129

Bailey, S.A., Nandakumar, K., and MacIsaac, H.J. 2006. Does saltwater flushing reduce viability of diapausing eggs in ship ballast sediment? *Diversity Distrib.* 12(3): 328-335. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00222.x

Bailey, S.A., Deneau, M.G., Jean, L., Wiley, C.J., Leung, B., and MacIsaac, H.J. 2011. Evaluating efficacy of an environmental policy to prevent biological invasions. *Environ. Sci. Technol.* 45(7): 2554-2561. doi:10.1021/es102655j

- Bailey, S.A., Chan, F., Ellis, S.M., Bronnenhuber, J.E., Bradie, J.N., and Simard, N. 2012. [Risk assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Great Lakes and freshwater St. Lawrence River](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/104. vi + 224 p.
- 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., and MacIsaac, H.J. 2012a. Relationship between propagule pressure and colonization pressure in invasion ecology: A test with ships' ballast. *Proc. R. Soc. B* 279: 2990-2997. doi:10.1098/rspb.2011.2671
- Briski, E., Wiley, C.J., and Bailey, S.A. 2012b. Role of domestic shipping in the introduction or secondary spread of nonindigenous species: Biological invasions within the Laurentian Great Lakes. *Journal of Applied Ecology* 49(5): 1124-1130. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02186.x
- 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., and Bailey, S.A. 2013. Multidimensional approach to invasive species prevention. *Environ. Sci. Technol.* 47: 1216-1221. doi:10.1021/es3029445
- Briski, E., Gollasch, S., David, M., Linley, R.D., Casas-Monroy, O., Rajakaruna, H., and Bailey, S.A. 2015. Combining ballast water exchange and treatment to maximize prevention of species introductions to freshwater ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 49: 9566-9573. doi:10.1021/acs.est.5b01795
- Cangelosi, A., Allinger, L., Balcer, M., Mays, N., Markee, T., Polkinghorne, C., Prihoda, K., Reavie, E., Reid, D., Saillard, H., Schwerdt, T., Schaefer, H., and TenEyck, M. 2011. Final report of the land-based, freshwater testing of the AlfaWall AB PureBallast® ballast water treatment system. Great Ships Initiative, Northeast-Midwest Institute, Washington, DC. 94 p.
- Casas-Monroy, O. 2012. Introduction des dinoflagellés non-indigènes dans les écosystèmes aquatiques canadiens via les réservoirs de ballasts de navires. Thèse de doctorat. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, QC. xxxiv + 189 p.
- Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R., and Bailey, S.A. 2014. [National risk assessment for introduction of aquatic nonindigenous species to Canada by ballast water](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/128. vi + 73 p.
- Casas-Monroy, O., Parenteau, M., Drake, D.A.R., Roy, S., and Rochon, A. 2016. Absolute estimates of the propagule pressure of viable dinoflagellates across Canadian coasts: The variable influence of ballast water exchange. *Mar. Biol.* 163:174. doi:10.1007/s00227-016-2946-3
- Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Chan, P., Kydd, J., Byllaardt, J.V., and Bailey, S.A. 2018. Evaluating efficacy of filtration UV-C radiation for ballast water treatment at different temperatures. *J. Sea Res.* 133: 20-28. doi:10.1016/j.seares.2017.02.001
- Chan, F.T., MacIsaac, H.J., and Bailey, S.A. 2015. Relative importance of vessel hull fouling and ballast water as transport vectors of nonindigenous species to the Canadian Arctic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72(8): 1230-1242. doi:10.1139/cjfas-2014-0473

- Cordell, J.R., Lawrence, D.J., Ferm, N.C., Tear, L.M., Smith, S.S., and Herwig, R.P. 2009. Factors influencing densities of non-indigenous species in the ballast water of ships arriving at ports in Puget Sound, Washington, United States. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 19(3): 322-343. doi:10.1002/aqc.986.
- de Lafontaine, Y., Despatie, S., Veilleux, É., and Wiley, C. 2009. Onboard ship evaluation of the effectiveness and the potential environmental effects of PERACLEAN® Ocean for ballast water treatment in very cold conditions. *Environ. Toxicol.* 24: 49-65. doi:10.1002/tox.20394
- Dextrase, A.J., and Mandrak, N.E. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biol. Invasions* 8(1): 13-24. doi:10.1007/s10530-005-0232-2
- DiBacco, C., Humphrey, D.B., Nasmith, L.E., and Levings, C.D. 2012. Ballast water transport of non-indigenous zooplankton to Canadian ports. *ICES Journal of Marine Science* 69: 483–491. doi:10.1093/icesjms/fsr133
- Ellis, S., and Macisaac, H.J. 2009. Salinity tolerance of Great Lakes invaders. *Freshwater Biology* 54: 77-89. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02098.x
- Gray, D.K., and Macisaac, H.J. 2010. Diapausing zooplankton eggs remain viable despite exposure to open-ocean ballast water exchange: Evidence from in situ exposure experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67(2): 417-426. doi:10.1139/f09-192
- Gregg, M., Rigby, R., and Hallegraeff, G. 2009. Review of two decades of progress in the development of management options for reducing or eradicating phytoplankton, zooplankton and bacteria in ships ballast water. *Aquat. Invasions* 4(3): 521-565. doi:10.3391/ai.2009.4.3.14
- Humphrey, D. B. 2008. Characterizing ballast water as a vector for nonindigenous zooplankton transport. M.Sc. thesis, University of British Columbia, Vancouver, B.C. xi + 92 p.
- [IMO] International Maritime Organization. 2004. [International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments, 2004](#). International Conference on Ballast Water Management for Ships, BWM/CONF/36, London, UK. 36 p.
- [IMO] International Maritime Organization. 2010. [Development of guidelines and other documents for uniform implementation of the 2004 BWM convention. Proposal to utilize ballast water exchange in combination with a ballast water management system to achieve an enhanced level of protection](#). Submitted by Canada. Sub-committee on bulk liquids and gases, 15th Session, BLG 15/5/7, 5 p.
- Keller, R.P., Drake, J.M., Drew, M.B., and Lodge, D.M. 2011. Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Diversity Distrib.* 17: 93-102. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00696.x
- Klein, G., Kaczmarska, I., and Ehrman, J.M. 2009. The diatom chatoceros in ships' ballast waters-survivorship of stowaways. *Acta Botanica Croatia* 68(2): 325-338.
- Linley, R.D., Doolittle, A.G., Chan, F.T., O'Neill, J., Sutherland, T., and Bailey, S.A. 2014. [Relative Risk Assessment for ship-mediated introductions of aquatic nonindigenous species to the Pacific Region of Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 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., and Seidov, D. 2013. *World Ocean Atlas 2013, Volume 1: Temperature*. Edited by S. Levitus and A. Mishonov. NOAA Atlas NESDIS 73: 40 p.

- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., and Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3): 689-710. doi:10.2307/2641039
- McCollin, T., Shanks, A.M., and Dunn, J. 2008. Changes in zooplankton abundance and diversity after ballast water exchange in regional seas. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 834-844. doi:10.1016/j.marpolbul.2008.02.004
- Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T., and Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions. *J. Great Lakes Res* 19(1): 1-54. doi:10.1016/s0380-1330(93)71197-1
- Mouawad Consulting. 2013. Assessment of ballast water treatment processes and availability with respect to the Great Lakes and St. Lawrence Seaway System. *In* Transactions on ballast water treatment systems for the Great Lakes-St. Lawrence Seaway System. Report No. 2013-2-1-2, Revision No. 5, submitted to Transport Canada, Ottawa, ON. 21–86 p.
- [NRC] National Research Council. 1996. Stemming the tide: Controlling introductions of nonindigenous species by ships' ballast water. National Academy Press, Washington, D.C. xvi + 141 p.
- Paolucci, E.M., Hernandez, M.R., Potapov, A., Lewis, M.A., and Macisaac, H.J. 2015. Hybrid system increases efficiency of ballast water treatment. *J. Appl. Ecol.* 52(2): 348-357. doi:10.1111/1365-2664.12397
- Reid, D.F. 2012. The role of osmotic stress (salinity shock) in protecting the Great Lakes from ballast-associated aquatic invaders. Submitted to the U.S. Saint Lawrence Seaway Development Corporation, U.S. Department of Transportation. iv + 31 p.
- Remane, A., and Schlieper, C. 1972. *Biology of brackish water* (second edition). Schweizerbart, Stuttgart, Germany. 372 p.
- Roy, S., Parenteau, M., Casas-Monroy, O., and Rochon, A. 2012. Coastal ship traffic: A significant introduction vector for potentially harmful dinoflagellates in eastern Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69(4): 627-644. doi:10.1139/f2012-008
- Ruiz, G.M., Smith, G.E., Verling, E., and Santagata, S. 2007. Efficacy of ballast water exchange. *In* Current state of understanding about the effectiveness of ballast water exchange (BWE) in reducing aquatic nonindigenous species (ANS) introductions to the Great Lakes Basin and Chesapeake Bay, USA: Synthesis and analysis of existing information. Edited by G. M. Ruiz and D. F. Reid. NOAA Technical Memorandum GLERL-142. 27-43 p.
- Santagata, S., Gasiūnaite, Z., Verling, E., Cordell, J., Eason, K., Cohen, J., Bacela, K., Quilez-Badia, G., Johengen, T.H., Reid, D.F., and Ruiz, G. 2008. Effect of osmotic shock as a management strategy to reduce transfers of non-indigenous species among low-salinity ports by ships. *Aquat. Invasions* 3(1): 61-76. doi:10.3391/ai.2008.3.1.10
- Simard, N., Plourde, S., Gilbert, M., and Gollasch, S. 2011. Net efficacy of open ocean ballast water exchange on plankton communities. *J. Plankton Res.* 33(9): 1378-1395. doi:10.1093/plankt/fbr038
- Transport Canada. 2012. Discussion Paper: Canadian Implementation of the Ballast Water Convention. 28 p.

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., and Biddle, M.M. 2013. World Ocean Atlas 2013, Volume 2: Salinity. Edited by S. Levitus and A. Mishonov. NOAA Atlas NESDIS 74: 39 p.

Région de la capitale nationale

ANNEXE 1

Tableau A.1. Pourcentage de changement dans les EPD par rapport à de multiples scénarios de gestion dans chaque voie de navigation pour les ENI de zooplancton et le phytoplancton nuisible. Les scénarios de gestion dans lesquels la totalité et la moitié des voyages en mer sont effectués conformément à la norme D-2 de l'OMI sont indiqués par 100 % et 50 %, respectivement.

Groupes taxonomiques	Voie de navigation	Aucune gestion à échange uniquement	Aucune gestion à traitement uniquement (50 %)	Aucune gestion à échange plus traitement (50 %)	Aucune gestion à traitement uniquement (100 %)	Aucune gestion à échange plus traitement (100 %)	Échange uniquement à traitement uniquement (50 %)	Échange uniquement à échange plus traitement (50 %)	Échange uniquement à traitement uniquement (100 %)	Échange uniquement à échange plus traitement (100 %)
ENI de zooplancton	Toutes les voies de navigation	-3,36	-16,46	-19,21	-83,89	-86,16	-13,56	-16,40	-83,33	-85,68
	Voie internationale du Pacifique	-1,39	-14,45	-18,32	-88,49	-88,41	-13,24	-17,16	-88,32	-88,24
	Voie internationale de l'Atlantique	-1,69	-12,88	-13,90	-86,78	-87,80	-11,38	-12,41	-86,55	-87,59
	Voie internationale des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent	-12,80	-16,53	-26,74	-73,91	-79,25	-4,28	-15,99	-70,07	-76,21
	Voie internationale de l'Arctique	-5,71	-37,14	-37,14	-74,29	-82,86	-33,33	-33,33	-72,73	-81,82
	Voie nationale de l'Arctique	7,93	-30,49	-21,34	-91,46	-94,51	-35,59	-27,12	-92,09	-94,92
Phytoplancton nuisible	Toutes les voies de navigation	-2,32	-10,97	-14,37	-69,75	-69,64	-8,85	-12,33	-69,03	-68,92
	Voie internationale du Pacifique	-2,93	-11,49	-14,86	-69,97	-70,95	-8,82	-12,30	-69,06	-70,07
	Voie internationale de l'Atlantique	-1,77	-11,82	-14,40	-70,31	-72,21	-10,24	-12,86	-69,78	-71,72
	Voie internationale des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent	-20,57	-19,43	-38,86	-65,14	-74,29	1,44	-23,02	-56,12	-67,63
	Voie internationale de l'Arctique	-1,66	-28,22	-31,12	-85,06	-85,89	-27,00	-29,96	-84,81	-85,65
	Voie nationale de l'Arctique	13,97	-25	-13,97	-80,88	-85,29	-34,19	-24,52	-83,23	-87,10

Région de la capitale nationale

Tableau A.2. Pourcentage de changement dans les NVUI de chacun des scénarios de gestion par rapport à l'absence de gestion. Les données pertinentes sont présentées pour les ENI de zooplancton et le phytoplancton nuisible pour chaque combinaison de salinité portuaire, lorsque toutes les voies de navigation sont combinées. Les scénarios de gestion dans lesquels la totalité et la moitié des transits sont effectués conformément à la norme D-2 de l'OMI sont indiqués par 100 % et 50 %, respectivement. Une limite de 100 millions de NVUI a été appliquée pour obtenir des valeurs de variation en pourcentage lorsque le NVUI était infini.

Groupes taxonomiques	Scénarios de gestion	Port destinataire – eau douce			Port destinataire – eau saumâtre			Port destinataire – eau de mer		
		Port d'origine – eau douce	Port d'origine – eau saumâtre	Port d'origine – eau de mer	Port d'origine – eau douce	Port d'origine – eau saumâtre	Port d'origine – eau de mer	Port d'origine – eau douce	Port d'origine – eau saumâtre	Port d'origine – eau de mer
ENI de zooplancton	Échange uniquement à aucune gestion	-66,17	-65,85	22,39	-34,10	-40,99	11,42	-34,10	-8,99	-16,87
	Traitement uniquement (50 %) à aucune gestion	-44,29	-45,45	-43,02	-57,23	-50,18	-48,10	-57,23	-50,38	-48,01
	Échange plus traitement (50 %) à aucune gestion	-81,25	-81,37	-29,88	-75,14	-73,5	-46,71	-75,14	-53,57	-57,23
	Traitement uniquement (100 %) à aucune gestion	-87,14	-87,86	-89,10	-98,84	-99,29	-98,27	-98,84	-98,20	-97,04
	Échange plus traitement (100 %) à aucune gestion	-95,43	-96,21	-85,92	-99,42	-100,00	-96,89	-99,42	-98,43	-97,49
Phytoplancton nuisible	Échange uniquement à aucune gestion	-72,20	-59,00	-24,73	-36,05	-41,14	9,37	-36,05	-8,77	-18,56
	Traitement uniquement (50 %) à aucune gestion	-38,35	-42,14	-44,27	-45,12	-49,26	-47,06	-45,12	-45,10	-45,02
	Échange plus traitement (50 %) à aucune gestion	-83,41	-76,57	-32,44	-68,37	-71,85	-38,79	-68,37	-50,63	-55,19
	Traitement uniquement (100 %) à aucune gestion	-83,85	-85,71	-84,95	-89,53	-89,58	-90,07	-89,53	-90,08	-90,43
	Échange plus traitement (100 %) à aucune gestion	-94,73	-94,71	-81,18	-93,02	-94,86	-88,42	-93,02	-91,52	-92,44

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)
Région de la capitale nationale
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6
Téléphone : 613-990-0293
Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2019. Avis scientifique sur l'efficacité de l'échange et du traitement de l'eau de ballast comme mécanisme visant à réduire l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes dans les ports canadiens. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/003.

Also available in English:

DFO. 2019. Science advice on the 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. Sci. Advis. Rep. 2019/003.