



# RISQUES DE PROPAGATION D'ESPÈCES AQUATIQUES ENVAHISSANTES AU CANADA RÉSULTANT DU DÉPLACEMENT DES EAUX DE BALLAST NON GÉRÉES DU CANADA VERS LES ÉTATS-UNIS DANS LA RÉGION DES GRANDS LACS

## Contexte

Les eaux de ballast sont un vecteur à haut risque d'introduction et de propagation d'organismes aquatiques nuisibles et d'agents pathogènes, aussi appelés espèces aquatiques envahissantes (EAE). Le Canada est signataire de la Convention internationale de 2004 de l'Organisation maritime internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires (ci-après appelée la Convention), qui est entrée en vigueur en 2017. Transports Canada a proposé un nouveau règlement sur les eaux de ballast afin de donner effet à la Convention au Canada et d'atténuer le risque d'introduction et de propagation d'EAE. Le règlement proposé exigerait que les eaux de ballast chargées ou rejetées dans les eaux canadiennes soient gérées selon la Convention (*Gazette du Canada*, 2019). Toutefois, les États-Unis (É.-U.) exemptent les navires des Grands Lacs (ci-après appelés laquiers) de la gestion de leurs eaux de ballast. Cette contradiction a soulevé des questions concernant les laquiers américains qui chargent des eaux de ballast au Canada et les rejettent sans les gérer dans des eaux relevant de la compétence des États-Unis, car ces mesures peuvent présenter des risques pour le Canada. Par conséquent, Transports Canada souhaite obtenir un avis scientifique de la part de Pêches et Océans Canada quant aux risques de propagation d'EAE à de nouveaux endroits au Canada en raison du déplacement des eaux de ballast non gérées provenant de navires commerciaux du Canada vers les États-Unis dans la région des Grands Lacs laurentiens (ci-après les Grands Lacs). Cet avis est la synthèse de la documentation scientifique pertinente sur les risques de propagation des EAE dans les Grands Lacs par le vecteur des eaux de ballast, y compris les risques propres au Canada que posent les eaux de ballast non gérées, l'efficacité des systèmes de gestion des eaux de ballast (SGEB) à bord et les risques associés aux voies d'entrée ou aux vecteurs naturels et anthropiques qui peuvent aussi propager les EAE des États-Unis au Canada.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences le 19 juin 2019 sur Les risques pour le Canada en transportant les eaux de ballast non gérées du Canada vers les États-Unis dans les Grands Lacs.

## Analyse et réponse

### Risques de propagation des EAE par les eaux de ballast dans les Grands Lacs

Le déplacement des eaux de ballast non gérées par les laquiers dans la région des Grands Lacs est une voie d'entrée à risque élevé pour la propagation des EAE. Les laquiers transportent la grande majorité (95 %) des eaux de ballast déplacées dans les Grands Lacs, formant ainsi un réseau de ports hautement interconnectés et transportant un immense volume

d'eau de ballast annuellement ( $\geq 68$  millions de tonnes), avec un transport interlacustre net d'eau de ballast des Grands Lacs inférieurs vers les Grands Lacs supérieurs (p. ex., du lac Érié vers le lac Supérieur; Rup *et al.* 2010). Le transport interlacustre des EAE vers l'amont par les eaux de ballast est préoccupant parce que les voies navigables qui relient les Grands Lacs ont un écoulement unidirectionnel vers l'aval qui empêche la dispersion naturelle des espèces en amont par les courants. La grande majorité des organismes présents dans les eaux de ballast sont sessiles ou ont une mobilité réduite, comme le zooplancton (larves de mollusques, rotifères, copépodes, cladocères, etc.; Briski *et al.* 2012; Adebayo *et al.* 2014) et le phytoplancton (cyanobactéries, diatomées, dinoflagellés, etc.; Doblin *et al.* 2007; Klein *et al.* 2009; Casas-Monroy *et al.* 2012; Roy *et al.* 2012); il serait donc difficile que ces organismes se dispersent naturellement sur de longues distances en amont sans aide humaine. Doblin *et al.* (2007) ont mis en évidence le transport interlacustre vers l'amont d'espèces aquatiques nuisibles après avoir observé des proliférations de cyanobactéries dans les eaux de ballast transportées des Grands Lacs inférieurs aux ports non infectés des Grands Lacs supérieurs. Ainsi, le mouvement interlacustre de l'eau de ballast des Grands Lacs inférieurs vers les Grands Lacs supérieurs peut rapidement transporter des espèces sur de longues distances jusqu'à des régions où elles parviendraient difficilement sous l'effet de la seule dispersion naturelle (Doblin *et al.* 2007; Rup *et al.* 2010). En général, le déplacement des eaux de ballast non gérées dans les Grands Lacs a un risque élevé – y compris le transport vers les lacs en aval, qui peut accélérer la dispersion vers les ports à hautes intensités de trafic en aval. Cependant, le présent rapport porte sur le déplacement interlacustre des eaux de ballast vers l'amont, puisque ce risque est plus important que celui qui se rapporte aux autres déplacements.

Les laquiers peuvent propager les EAE arrivées dans les Grands Lacs par n'importe quelle voie, comme la navigation transocéanique. La moule quagga (*Dreissena bugensis*), la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), le cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*) et le cladocère pêcheur (*Cercopagis pengoi*; Briski *et al.* 2012) sont des exemples de telles EAE. De plus, la propagation du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) et de la grémille (*Gymnocephalus cernua*) correspond aux activités de transport menées dans les Grands Lacs (Pratt *et al.* 1992; Stepien *et al.* 1998; Bowen et Keppner 2015; Johansson *et al.* 2018), ce qui indique que les opérations des eaux de ballast des laquiers contribuent à la propagation des EAE. Les laquiers peuvent aussi faciliter la dispersion des espèces indigènes des Grands Lacs en dehors de leur aire de répartition historique et ainsi faciliter l'homogénéisation de communautés distinctes sur le plan écologique (Briski *et al.* 2012). Enfin, le déplacement des eaux de ballast par les laquiers est une voie de transport à risque élevé, étant donné que les eaux de ballast des Grands Lacs peuvent contenir du zooplancton non indigène en abondance (Briski *et al.* 2012) et que le taux de survie des espèces est généralement supérieur pendant les courtes traversées (Wonham *et al.* 2001; Cordell *et al.* 2009; Chan *et al.* 2015) qui sont caractéristiques des voyages dans les Grands Lacs (moins de 24 heures pour les trajets sur un même lac et 3-4 jours en moyenne pour les trajets entre des lacs différents; Rup *et al.* 2010).

La propagation des EAE par les opérations d'eau de ballast des laquiers peut entraver les initiatives de gestion des EAE et accroître leurs répercussions écologiques et socio-économiques dans les Grands Lacs. La détection de l'arrivée des EAE est un élément essentiel de leur gestion, car la possibilité d'éradiquer ou de contenir les EAE diminue à mesure qu'elles se propagent à partir de leur lieu d'établissement initial (Locke *et al.* 2011). Toutefois, la propagation rapide et sur de longues distances des EAE par les eaux de ballast dans les Grands Lacs réduit la possibilité d'une intervention de gestion efficace. Une autre conséquence

de la propagation des EAE par les eaux de ballast est qu'elle en augmente les répercussions négatives. En effet, en se répandant dans une zone géographique plus vaste, les EAE touchent plus de communautés humaines et écologiques et la gestion de leurs populations ou de leurs répercussions exige davantage de ressources limitées pour gérer leurs populations ou les impacts (Mack *et al.* 2000; Kolar et Lodge 2002; Colautti *et al.* 2006). Par exemple, le coût économique de la contamination causée par la moule zébrée et la moule quagga – deux espèces répandues et très envahissantes – sur l'équipement des installations de production d'électricité et de traitement de l'eau qu'on trouve dans le sud de l'Ontario a été estimé à environ 8 millions de dollars par année (Colautti *et al.* 2006). Par conséquent, le fait d'empêcher les EAE de se propager par les eaux de ballast pourrait prolonger la période de détection lorsqu'une intervention de gestion est la plus efficace, et ainsi limiter la zone géographique touchée par ces espèces dans la région des Grands Lacs.

### **Avantages et limites de l'utilisation des SGEB à bord des navires circulant dans les Grands Lacs**

La norme de performance des eaux de ballast de la Convention – Règlement D-2 – réduit le risque d'établissement des espèces en fixant des limites pour la concentration d'organismes dans les eaux de ballast rejetées. Le respect de la norme de performance par les navires opérant exclusivement dans les Grands Lacs devrait réduire considérablement le risque d'invasion du zooplancton non indigène (Casas-Monroy *et al.* 2014). Par ailleurs, les résultats du modèle ont indiqué un faible risque relatif d'invasion du phytoplancton non indigène lorsque les eaux de ballast ne sont pas gérées, et l'effet modélisé de la norme D-2 n'a pas réduit le risque prévu pour ce groupe taxonomique (Casas-Monroy *et al.* 2014). Cependant, le risque lié au phytoplancton non indigène a peut-être été sous-estimé, car un très petit nombre d'échantillons d'eau de ballast des laquiers ont été analysés pour ces espèces. De plus, ce résultat ne représente pas le risque global d'invasion du phytoplancton transporté par les laquiers ni l'efficacité de la norme D-2 pour atténuer ce risque puisque d'autres taxons pertinents de phytoplancton (c.-à-d., des espèces nuisibles plutôt que des espèces non indigènes) présentent des risques supplémentaires qui n'ont pas été pris en compte dans le cadre de cette étude.

Pour les laquiers, la façon la plus pratique d'adhérer à la norme D-2 est d'utiliser un SGEB à bord. La plupart des SGEB utilisent un processus de filtration (p. ex., des filtres à tamis ou à disques) suivi d'un ou de plusieurs processus de désinfection, comme le rayonnement ultraviolet (UV) ou la chloration (Mouawad Consulting 2013), et des études ont démontré que divers SGEB peuvent réduire considérablement l'abondance des organismes aquatiques dans les eaux de ballast (Gregg *et al.* 2009). Il est important de noter que le SGEB n'élimine pas forcément tous les organismes présents dans l'eau de ballast, mais qu'il peut en réduire considérablement l'abondance (Paolucci *et al.* 2015). Par exemple, certains stades biologiques peuvent être résistants à des procédés de traitement : la moule zébrée peut fermer sa coquille pour éviter l'exposition à un traitement chimique (de Lafontaine *et al.* 2009) et les kystes de dinoflagellés peuvent résister au traitement par rayonnement UV (Gregg *et al.* 2009).

Les conditions optimales pour le SGEB sont des eaux claires et tempérées, et certains ports des Grands Lacs peuvent présenter des défis particuliers en raison de leurs eaux froides et de la turbidité, puisque l'eau doit être à au moins 15 °C pour que certains traitements chimiques, comme l'électrochloration, fonctionnent correctement (et il faut qu'il y ait suffisamment d'ions chlorure dans l'eau pour produire du chlore). Il faudra peut-être chauffer les systèmes de filtration pour prévenir la formation de glace (STX Canada Marine 2015). En outre, l'efficacité du

Région du Centre et de l'Arctique

---

traitement par rayonnement UV est réduite lorsque l'eau est turbide (Briski *et al.* 2013) et des quantités élevées d'algues filamenteuses peuvent bloquer les systèmes de filtration (Cangelosi *et al.* 2011). Par ailleurs, les itinéraires relativement courts entre les ports des Grands Lacs limitent l'utilisation de certaines technologies de traitement qui nécessitent des périodes de conservation, comme les traitements chimiques qui doivent être appliqués pendant un à deux jours pour être efficaces ou avant que l'eau de ballast puisse être rejetée en toute sécurité dans l'environnement (Mouawad Consulting 2013). Quels que soient les défis, certains SGEB sont adaptés au traitement des eaux de ballast dans les Grands Lacs (Mouawad Consulting 2013; STX Canada Marine 2015). Casas-Monroy *et al.* (2018) ont déterminé que les SGEB utilisant la filtration et le rayonnement UV peuvent réduire efficacement la concentration de zooplancton et de phytoplancton dans les eaux du port de Hamilton. Le rendement des SGEB devrait s'améliorer à l'avenir grâce aux progrès des technologies de traitement. Dans l'ensemble, les données probantes permettent de conclure que les SGEB peuvent réduire considérablement l'abondance des organismes dans l'eau de ballast, atténuant ainsi le risque de propagation d'EAE par les laquiers.

**Risques pour le Canada liés au déplacement des eaux de ballast non gérées du Canada vers les États-Unis**

Les laquiers qui voyagent du Canada vers les États-Unis peuvent faciliter la propagation des EAE, car ces itinéraires représentent un volume considérable du trafic maritime sortant des ports canadiens. En effet, de 2005 à 2007, environ 15 % (ou 2 170 voyages) des transits sortants des ports canadiens des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent faisaient route vers les ports américains des Grands Lacs (Rup *et al.* 2010). De plus, la grande majorité de ces transits (environ 69 % ou 1 508 voyages) ont été effectués vers des ports de destination américains dans un lac en amont, et bon nombre d'entre eux se sont étendus sur de très longues distances (p. ex., 295 voyages entre les ports canadiens du lac Érié et les ports américains du lac Supérieur; Rup *et al.* 2010). L'utilisation des SGEB au cours de ces voyages contribuerait à atténuer le risque de dispersion des EAE, car le déplacement des eaux de ballast non gérées pendant ces transits peut faciliter l'établissement des EAE dans les ports américains qui reçoivent le ballast (figure 1). Ces espèces peuvent ensuite se répandre dans les ports américains connectés à cette région parce que les laquiers qui voyagent dans les eaux américaines ne sont pas tenus de gérer leurs eaux de ballast. D'autres populations satellites d'EAE accéléreront leur propagation par des voies de transport et des vecteurs naturels et anthropiques, comme les courants (Beletsky *et al.* 2017), les animaux (p. ex., les poissons ou les oiseaux aquatiques; Makarewicz *et al.* 2001; Kerfoot *et al.* 2011) et la navigation de plaisance (Drake *et al.* 2017), accroissant ainsi le risque de propagation d'espèces nuisibles des États-Unis au Canada, en dehors de leur aire de répartition actuelle. On reconnaît que d'autres méthodes de dispersion peuvent propager les EAE des États-Unis au Canada (p. ex., le commerce d'appâts vivants), mais l'ampleur de ces méthodes est inconnue (voir la section suivante). Il est important de noter que les espèces peuvent revenir au Canada par des voies directes ou indirectes, en empruntant une ou plusieurs connexions ou voies de passage pour atteindre le Canada.

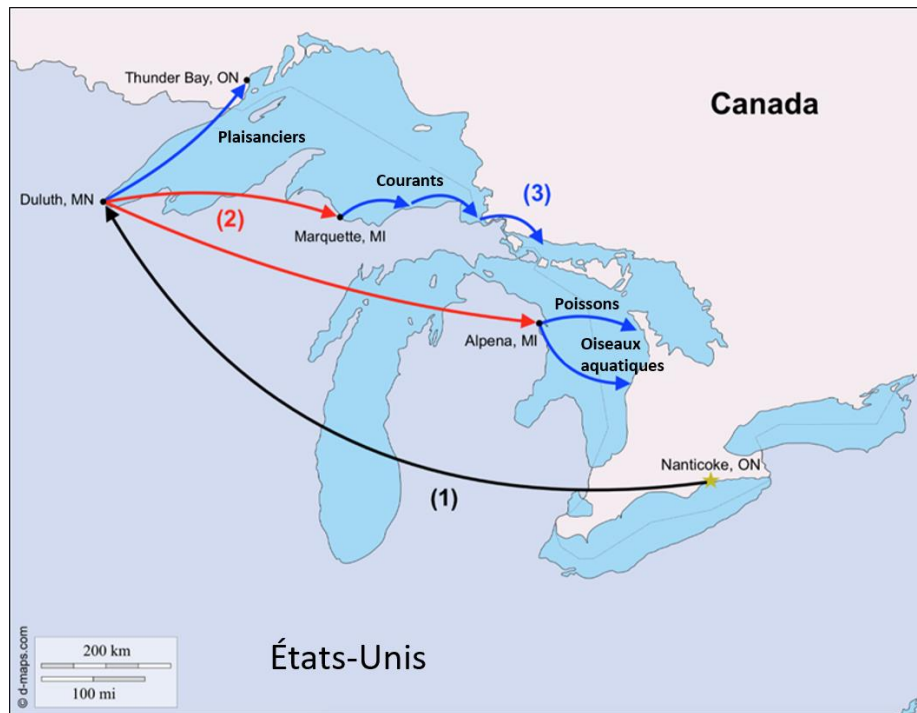


Figure 1. Illustration des voies de dispersion potentielles des EAE des É.-U. au Canada. La séquence des événements est la suivante : 1) les laquiers transportent de l'eau de ballast non gérée contenant des EAE du Canada vers les États-Unis; 2) ces espèces se propagent rapidement à d'autres ports américains des Grands Lacs puisque les laquiers américains sont exemptés de gérer leur eau de ballast, ce qui entraîne l'établissement de populations satellites supplémentaires; 3) les populations satellites peuvent alors devenir de nouvelles sources de dispersion par les courants, les oiseaux, les poissons, les bateaux de plaisance, et accélérer la propagation des espèces dans les Grands Lacs et dans de nouveaux endroits au Canada

### Vecteurs naturels et anthropiques et voies de propagation potentielles des EAE des É.-U. au Canada

Les courants sont la principale méthode de dispersion naturelle pour de nombreuses espèces aquatiques qui ont une mobilité limitée ou qui ne sont pas mobiles du tout (p. ex., la répartition des proliférations d'algues nuisibles peut dépendre des courants; Qin *et al.* 2009; Carmichael et Boyer 2016). Comme les voies navigables qui relient les Grands Lacs ont un écoulement unidirectionnel des eaux, les organismes dérivants sont beaucoup plus susceptibles de se disperser vers l'aval que vers l'amont (Sun *et al.* 2013), et cette dispersion en aval dans certaines rivières peut être rapide (le temps de séjour du plancton dans la rivière Niagara est de 11 à 28 heures; Rozon *et al.* 2016). Par conséquent, si une EAE se propage par les eaux de ballast d'un port canadien à un port américain dans un lac en amont (p. ex., du lac Érié au lac Huron), l'espèce pourrait dériver en aval et établir des populations au-delà de son aire de répartition initiale dans les eaux canadiennes. Par exemple, Beletsky *et al.* (2017) ont prédit que si des larves de moules dorées (*Limnoperna fortunei*) étaient relâchées dans la rivière Détroit à Détroit, au Michigan, elles dériveraient vers l'aval et s'établiraient fort probablement au milieu du bassin ouest du lac Érié, y compris dans des zones relevant de la compétence du Canada. En outre, Currie *et al.* (2017) ont modélisé la propagation de la carpe de roseau (*Ctenopharyngodon Idella*) dans les Grands Lacs, qui arrive du bassin sud du lac Michigan et

Région du Centre et de l'Arctique

---

de la rivière Maumee dans le bassin ouest du lac Érié. Les résultats de leur modèle indiquent que les courants sont un facteur très important de dispersion entre les bassins et que la carpe de roseau se disperse beaucoup plus rapidement dans les lacs en aval que dans les lacs en amont.

Les courants intralacustres peuvent également disperser les EAE des États-Unis au Canada dans un lac donné. Par exemple, la moule zébrée s'est rapidement répandue dans tout le lac Érié en l'espace de trois ans (1986 à 1988), probablement en raison de la dispersion naturelle des larves et des juvéniles par les courants du lac (Griffiths *et al.* 1991; Carlton 2008). Des études sur l'influence de l'écoulement sur la dispersion des organismes dans le lac Michigan montrent que les courants du lac peuvent rapidement disperser les propagules dans le lac. Rowe *et al.* (2015) ont cartographié la propagation de la moule zébrée et de la moule quagga dans le lac Michigan au fil du temps (voir Rowe *et al.* 2015, figure 4 pour plus de détails), où les courants lacustres ont probablement joué un rôle important dans leur dispersion, qui a également été facilitée par les activités anthropiques comme la navigation commerciale (Johnson et Carlton 1996; Beletsky *et al.* 2017). De plus, d'après la modélisation de Beletsky *et al.* (2007), les larves de poissons pourraient se disperser de l'extrémité sud-ouest du lac Michigan jusqu'au bassin nord en trois mois durant les années où les courants qui se déplacent vers le nord sont forts le long de la côte est. Bien que l'étendue et le taux de dispersion des EAE par les courants varient considérablement en fonction du régime de débit précis de chaque lac, de l'emplacement du rejet des propagules, du débit enregistré pour une année ou saison donnée et des caractéristiques du cycle biologique de l'espèce (Beletsky *et al.* 2017; Drake *et al.* 2017), ces études montrent que les courants peuvent contribuer fortement à la dispersion intralacustre des EAE et vers l'aval. Elles illustrent également l'importance de la prévention de la propagation anthropique des EAE vers l'amont dans les Grands Lacs.

Un autre mécanisme naturel de dispersion qui peut ramener les EAE au Canada depuis les États-Unis est le transport interne ou externe par l'intermédiaire de vecteurs comme les poissons et les oiseaux aquatiques. Le transport interne d'EAE par les animaux après ingestion peut se produire lorsque les propagules résistent le passage dans l'intestin et éclosent lors de la défécation (Jarnagin *et al.* 2000; Charalambidou *et al.* 2003). L'étendue de la dispersion varie beaucoup selon l'espèce parce qu'elle dépend de plusieurs facteurs, dont la sélectivité des animaux pour certaines proies (ce qui influence le nombre de propagules d'EAE transportées; Jarnagin *et al.* 2000), la distance parcourue par les animaux entre la consommation et la défécation, et la résistance des propagules au passage dans l'intestin (par exemple, les graines plus petites ou les œufs à coquille épaisse résistent mieux au passage dans l'intestin; Charalambidou *et al.* 2003; Reynolds *et al.* 2015). Le transport externe par les animaux peut se produire lorsque les EAE ou leurs propagules se fixent aux animaux, par exemple sur les pattes ou les plumes des oiseaux aquatiques, et l'étendue de la dispersion des propagules dépend de leur capacité à s'attacher aux animaux, de leur tolérance à la dessiccation et des déplacements des animaux (Green 2015; Reynolds *et al.* 2015). Des essais cités par Makarewicz *et al.* (2001) ont confirmé que le cladocère pêcheur qu'on trouve dans le lac Ontario peut contaminer le plumage des canards plongeurs, ce qui peut contribuer à sa dispersion sur de courtes distances dans les plans d'eau voisins. Dans l'ensemble, la dispersion des EAE par les animaux est relativement peu étudiée dans les Grands Lacs. Cependant, Kerfoot *et al.* (2011) suggèrent que le transport interne par les poissons pourrait expliquer le transport du cladocère épineux des zones littorales aux zones hauturières du lac Michigan. En outre, Figuerola *et al.* (2005) ont déterminé que les voies de migration de la sauvagine expliquent la variation génétique des populations d'invertébrés en Amérique du Nord, ce qui indique que les animaux peuvent jouer un rôle important dans la dispersion des propagules des EAE. Même si la dispersion

Région du Centre et de l'Arctique

---

transfrontalière des EAE par les animaux n'est pas quantifiée dans les Grands Lacs, il s'agit d'une voie possible viable pour ramener les EAE au Canada.

La navigation de plaisance est une voie à risque élevé pour l'introduction et la propagation des EAE dans les Grands Lacs, que ce soit pendant la navigation ou le remorquage des bateaux sur terre. Bien que le risque relatif d'invasion posé par chaque plaisancier soit très faible, la navigation de plaisance en tant que voie de transport comporte un risque en raison du volume élevé d'activités nautiques dans la région des Grands Lacs (environ 11 millions de sorties par année; Drake *et al.* 2017). Par exemple, Johnson *et al.* (2001) ont prédit que 170 événements de dispersion terrestre de la moule zébrée pourraient se produire chaque année à partir d'une rampe de mise à l'eau publique qui se trouve sur le lac Sainte-Claire au Michigan, et Buchan et Padilla (1999) ont trouvé une corrélation entre le profil des activités de navigation de plaisance et la présence de la moule zébrée dans les lacs intérieurs du Wisconsin. Les plaisanciers et les pêcheurs à la ligne peuvent transporter les EAE de nombreuses façons, selon le cycle biologique et les caractéristiques de celles-ci, comme on l'indique ci-après. Les viviers et l'eau de refroidissement des moteurs peuvent être contaminés par de petits organismes aquatiques (p. ex., cladocère épineux, larves de moule zébrée) et sont particulièrement dangereux parce qu'on utilise de l'eau ambiante pour ces équipements, faisant ainsi en sorte que la concentration des organismes soit la même que dans les eaux environnantes (Johnson *et al.* 2001; Drake *et al.* 2017). Les organismes aquatiques peuvent aussi s'accumuler dans l'eau de cale (Kelly *et al.* 2013), mais cette dernière est considérée comme présentant un risque moins élevé que les viviers puisqu'elle contient généralement environ 10 fois moins d'organismes que l'eau environnante (Johnson *et al.* 2001; Drake *et al.* 2017). De plus, certaines EAE peuvent s'accumuler sur l'équipement de navigation de plaisance et de pêche (p. ex., le cladocère pêcheur peut s'accumuler sur les lignes de pêche; Jacobs et Maclsaac 2007; Kelly *et al.* 2013). Enfin, les EAE peuvent se fixer, directement ou non, aux surfaces externes des bateaux et des remorques. Par exemple, la moule zébrée peut contaminer la coque des bateaux (Minchin *et al.* 2003; Collas *et al.* 2016; Ventura *et al.* 2016) et des plantes aquatiques envahissantes ou des plantes abritant des EAE peuvent se prendre dans les bateaux et les remorques (Johnson *et al.* 2001). Même si l'on a relativement bien étudié le rôle de la navigation de plaisance dans la dispersion des EAE dans les Grands Lacs (Johnson *et al.* 2001; Maclsaac *et al.* 2004; Muirhead and Maclsaac 2005; Kelly *et al.* 2013; Drake *et al.* 2017), le déplacement interfrontalier des plaisanciers n'est pas quantifié pour le moment. Il peut cependant être considéré comme une voie viable possible présentant un risque pour le Canada.

### **Importance de l'eau de ballast à titre de vecteur compte tenu des autres méthodes de dispersion des EAE dans les Grands Lacs**

Dans l'ensemble, le déplacement des eaux de ballast propage les EAE à un rythme beaucoup plus rapide que la seule dispersion naturelle puisqu'il peut rapidement transporter les espèces sur de longues distances et leur faire traverser des environnements défavorables. Hebert et Cristescu (2002) ont estimé que la dispersion anthropique des cladocères (*Cladocera*) de l'Europe vers l'Amérique du Nord est 50 000 fois supérieure aux taux naturels. Selon Sieracki *et al.* (2014), il aurait également fallu plus de 20 fois plus de temps, sans l'aide des humains, pour que la moule zébrée atteigne sa répartition de 1992 et environ deux fois plus de temps pour que la grémille eurasiatique parvienne à sa répartition de 2014 dans la région des Grands Lacs.

Bien que l'écoulement unidirectionnel des voies navigables qui relient les Grands Lacs empêche la dispersion interlacustre des EAE vers l'amont par les courants, les EAE peuvent le faire naturellement au moyen d'autres mécanismes, selon les caractéristiques biologiques d'une espèce donnée. Les EAE très mobiles comme les poissons peuvent y parvenir seuls en nageant ou des animaux mobiles comme les poissons ou les oiseaux aquatiques peuvent transporter des propagules d'EAE en amont. Certaines espèces de poissons envahissantes comme le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) ont peut-être utilisé les voies navigables artificielles (canaux et écluses de navigation) qui relient les Grands Lacs pour accéder aux lacs en amont (Smith et Tibbles 1980; Alexander 2009; Mandrak et Cudmore 2010). Cependant, Kim et Mandrak (2016) n'ont observé qu'un faible pourcentage (3,9 %) de poissons étiquetés traversant le canal Welland pour entrer dans le lac Ontario ou le lac Érié, ce qui indique que le système des écluses limite le taux de dispersion des espèces très mobiles. Ainsi, la dispersion naturelle à l'intérieur d'un lac ou vers les lacs en aval peut se produire relativement rapidement, mais la dispersion interlacustre vers l'amont est probablement plus lente en raison des difficultés posées par la nécessité de franchir les écluses de navigation et de surmonter le fort courant des rivières (Drake *et al.* 2017), ce qui accroît le risque posé par le déplacement des eaux de ballast non gérées dans les lacs en amont.

Comme nous l'avons décrit précédemment, les bateaux de plaisance sont des vecteurs à haut risque de propagation des EAE (Drake *et al.* 2017). Toutefois, le Canada et les États-Unis ont déployé des efforts considérables pour prévenir la propagation des EAE par la navigation de plaisance dans les Grands Lacs en menant des recherches scientifiques, en sensibilisant le public, en facilitant les possibilités d'éducation du public et en installant des stations de lavage et d'inspection des embarcations. Ces efforts visant à atténuer les risques posés par la navigation de plaisance seront minés si les eaux de ballast ne sont pas elles aussi gérées efficacement. De plus, il est important de noter que les eaux de ballast permettent probablement aux EAE de se propager plus rapidement puisque les navires commerciaux parcourent de plus longues distances et transportent un volume d'eau beaucoup plus important (propagules) que les bateaux de plaisance. Drake *et al.* (2015) ont estimé qu'il faudrait en moyenne un an pour qu'une espèce très envahissante envahisse au moins un port du lac Supérieur à partir du lac Érié par les eaux de ballast, mais en moyenne 7,64 ans par l'intermédiaire des embarcations de plaisance (Drake *et al.* 2017).

## Conclusions

Parmi toutes les voies de propagation des EAE dans les Grands Lacs, le déplacement des eaux de ballast non gérées est considéré comme la voie la plus à risque en raison de l'énorme volume d'eau transporté par les navires commerciaux sur de longues distances vers les lacs en amont. Toutefois, le risque de propagation d'EAE par les eaux de ballast peut être grandement réduit lorsque les navires gèrent les eaux de ballast à l'aide d'un SGEB. Par conséquent, la gestion des eaux de ballast à bord des navires commerciaux exploités dans les Grands Lacs sous compétence canadienne protégerait fortement les écosystèmes aquatiques canadiens contre la dispersion des EAE. Cela comprend les navires qui se rendent avec de l'eau de ballast du Canada vers les États-Unis, car les EAE transportées dans les eaux de ballast non gérées lors de ces transits peuvent s'établir dans les ports américains de destination situés en amont. Ces espèces peuvent se propager rapidement dans les Grands Lacs aux États-Unis en raison du transfert des eaux de ballast non gérées entre les ports américains des Grands Lacs. Les populations satellites supplémentaires peuvent alors devenir des sources de dispersion des propagules par les courants, les vecteurs animaux et la navigation de plaisance, accélérant ainsi l'expansion de l'aire de répartition des EAE dans les Grands Lacs et au Canada. Le fait



**Région du Centre et de l'Arctique**

---

d'autoriser le déplacement d'eaux ballast non gérées lors des transits du Canada vers les États-Unis peut avoir des conséquences plus importantes que prévu en raison des multiples voies de dispersion possibles lors du retour au Canada. La dispersion accélérée des EAE de cette façon réduit la capacité du Canada à réagir efficacement à l'arrivée des EAE, ce qui accroît les répercussions négatives sur les écosystèmes et la société canadienne.

**Collaborateurs**

- Sarah Bailey, MPO, Sciences, région du Centre et de l'Arctique
- Oscar Casas-Monroy, MPO, Sciences, région du Centre et de l'Arctique
- Farrah Chan, MPO, Sciences, région du Centre et de l'Arctique
- Warren Currie, MPO, Sciences, région du Centre et de l'Arctique
- Andrew Drake, MPO, Sciences, région du Centre et de l'Arctique
- Marten Koops, MPO, Sciences, région du Centre et de l'Arctique (président)
- Dawson Ogilvie, MPO, Sciences, région du Centre et de l'Arctique
- Hugh Maclsaac, Université de Windsor

**Approuvé par**

Gavin Christie, région du Centre et de l'Arctique, gestionnaire de division par intérim

Sen Wang, région du Centre et de l'Arctique, directeur régional des sciences par intérim

(Le 6 août 2019)

## Sources de renseignements

- 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.
- Alexander, J. 2009. *Pandora's Locks: The Opening of the Great Lakes-St. Lawrence Seaway*. Michigan State University Press.
- Beletsky, D., Mason, D. M., Schwab, D. J., Rutherford, E. S., Janssen, J., Clapp, D. F., and Dettmers, J. M. 2007. Biophysical Model of Larval Yellow Perch Advection and Settlement in Lake Michigan. *J. Great Lakes Res.* 33(4): 842-866.
- Beletsky, D., Beletsky, R., Rutherford, E. S., Sieracki, J. L., Bossenbroek, J. M., Chadderton, W. L., Wittmann, M. E., Annis, G. M., and Lodge, D. M. 2017. Predicting spread of aquatic invasive species by lake currents. *J. Great Lakes Res.* 43(3): 14-32.
- Bowen, A., and Keppner, S. 2015. Surveillance for Ruffe in the Great Lakes, 2015. U.S. Fish and Wildlife Service. 48 pp.
- Briski, E., Wiley, C. J., and Bailey, S. A. 2012. Role of domestic shipping in the introduction or secondary spread of nonindigenous species: Biological invasions within the Laurentian Great Lakes. *J. Appl Ecol.* 49(5): 1124-1130.
- 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. *Environmental Science & Technology* 47: 1216-1221.
- Buchan, L. A., and Padilla, D. K. 1999. Estimating the probability of long-distance overland dispersal of invading aquatic species. *Ecological Applications* 9(1): 254.
- 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. pp 94.
- Carlton, J. T. 2008. The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha* Found in North America in 1986 and 1987. *J. Great Lakes Res.* 34(4): 770-773.
- Carmichael, W. W., and Boyer, G. L. 2016. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae* 54: 194-212.
- Casas-Monroy, O., Roy, S., and Rochon, A. 2012. Dinoflagellate cysts in ballast sediments: Differences between Canadas east coast, west coast and the Great Lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23(2): 254-276.
- 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. pp vi + 73.
- Casas-Monroy, O., Linley, R. D., Chan, P., Kydd, J., Byllaardt, J. V., and Bailey, S. 2018. Evaluating efficacy of filtration UV-C radiation for ballast water treatment at different temperatures. *J. Sea Res.* 133: 20-28.

Région du Centre et de l'Arctique

---

- Chan, F. T., Bradie, J., Briski, E., Bailey, S. A., Simard, N., MacIsaac H. J. 2015. Assessing introduction risk using species' rank-abundance distributions. *Proc. R. Soc. B* 282: 20141517.
- Charalambidou, I., Ketelaars, H. A., and Santamaria, L. 2003. Endozoochory by ducks: Influence of developmental stage of *Bythotrephes* diapause eggs on dispersal probability. *Diversity Distributions* 9(5): 367-374.
- Colautti, R. I., Bailey, S. A., Overdijk, C. D., Amundsen, K., and MacIsaac, H. J. 2006. Characterised and projected costs of nonindigenous species in Canada. *Biological Invasions* 8(1): 45-59.
- Collas, F. P., Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., and Leuven, R. S. 2016. Detachment rates of dreissenid mussels after boat hull-mediated overland dispersal. *Hydrobiologia* 810(1): 77-84.
- 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.
- Currie, W. J. S., Kim, J., Koops, M. A., Mandrak, N. E., O'Connor, L. M., Pratt, T. C., Timusk, E., and Choy, M. 2017. Modelling spread and assessing movement of Grass Carp, *Ctenopharyngodon idella*, in the Great Lakes basin. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/114. v + 31 p.
- 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. *Environmental Toxicology* 24: 49-65.
- Doblin, M. A., Coyne, K. J., Rinta-Kanto, J. M., Wilhelm, S. W., and Dobbs, F. C. 2007. Dynamics and short-term survival of toxic cyanobacteria species in ballast water from NOBOB vessels transiting the Great Lakes—implications for HAB invasions. *Harmful Algae* 6(4): 519-530.
- Drake, D. A. R., Bailey, S. A., and Mandrak, N. E. 2015. Predicting the secondary spread of aquatic invasive species through ballast water and recreational boating in the Great Lakes Basin. Completion report submitted to the Fishery Research Program of the Great Lakes Fishery Commission. Sept. 30, 2015. 45p.
- Drake, D. A. R., Bailey, S. A., and Mandrak, N. E. 2017. Ecological risk assessment of recreational boating as a pathway for the secondary spread of aquatic invasive species in the Great Lakes Basin. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/030. v + 85 p.
- Figuerola, J., Green, A. J., and Michot, T. C. 2005. Invertebrate eggs can fly: Evidence of waterfowl-mediated gene flow in aquatic invertebrates. *The American Naturalist* 165(2): 274.
- La Gazette du Canada. 2019. [Règlement sur l'eau de ballast. Partie I, volume 153, numéro 23.](#) (Accédé le 30 juin, 2019).
- Green, A. J. 2015. The importance of waterbirds as an overlooked pathway of invasion for alien species. *Diversity and Distributions* 22(2): 239-247.
- Gregg, M., Rigby, R., and Hallegraef, 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. *Aquatic Invasions* 4(3): 521-565.

Région du Centre et de l'Arctique

---

- Griffiths, R. W., Schloesser, D. W., Leach, J. H., and Kovalak, W. P. 1991. Distribution and dispersal of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes Region. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(8): 1381-1388.
- Hebert, P. D., and Cristescu, M. E. 2002. Genetic perspectives on invasions: The case of the Cladocera. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59(7): 1229-1234.
- Jacobs, M. J., and Maclsaac, H. J. 2007. Fouling of fishing line by the waterflea *Cercopagis pengoi*: A mechanism of human-mediated dispersal of zooplankton? *Hydrobiologia* 583(1): 119-126.
- Jarnagin, S. T., Swan, B. K., and Kerfoot, W. C. 2000. Fish as vectors in the dispersal of *Bythotrephes cederstroemi*: Diapausing eggs survive passage through the gut. *Freshwater Biology* 43(4): 579-589.
- Johansson, M. L., Dufour, B. A., Wellband, K. W., Corkum, L. D., Maclsaac, H. J., and Heath, D. D. 2018. Human-mediated and natural dispersal of an invasive fish in the eastern Great Lakes. *Heredity* 120(6): 533-546.
- Johnson, L. E., and Carlton, J. T. 1996. Post-establishment spread in large-scale invasions: Dispersal mechanisms of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology*: 77(6): 1686-1690.
- Johnson, L. E., Ricciardi, A., and Carlton, J. T. 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: A risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications* 11(6): 1789-1799.
- Kelly, N. E., Wantola, K., Weisz, E., and Yan, N. D. 2013. Recreational boats as a vector of secondary spread for aquatic invasive species and native crustacean zooplankton. *Biological Invasions* 15(3): 509-519.
- Kerfoot, W. C., Yousef, F., Hobmeier, M. M., Maki, R. P., Jarnagin, S. T., and Churchill, J. H. 2011. Temperature, recreational fishing and diapause egg connections: Dispersal of spiny water fleas (*Bythotrephes longimanus*). *Biological Invasions* 13(11): 2513-2531.
- Kim, J., and Mandrak, N. E. 2016. Assessing the potential movement of invasive fishes through the Welland Canal. *J. Great Lakes Res.* 42(5): 1102-1108.
- 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.
- Kolar, C. S., and Lodge, D. M. 2002. Ecological Predictions and Risk Assessment for Alien Fishes in North America. *Science* 298(5596): 1233-1236.
- Locke, A., Mandrak, N. E., and Therriault, T. W. 2011. A Canadian Rapid Response Framework for Aquatic Invasive Species. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/114. vi + 30 p.
- Maclsaac, H. J., Borbely, J. V., Muirhead, J. R., and Graniero, P. A. 2004. Backcasting and forecasting biological invasions of inland lakes. *Ecological Applications* 14(3): 773-783.
- 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.

- Makarewicz, J. C., Grigorovich, I. A., Mills, E., Damaske, E., Cristescu, M. E., Pearsall, W., LaVoie, M. J., Keats, R., Rudstam, L., Hebert, P., Halbritter, H., Kelly, T., Matkovich, C., and Macisaac, H. J. 2001. Distribution, Fecundity, and Genetics of *Cercopagis pengoi* (Ostroumov) (Crustacea, Cladocera) in Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 27(1): 19-32.
- Mandrak, N. E., and Cudmore, B. 2010. The fall of Native Fishes and the rise of Non-native Fishes in the Great Lakes Basin. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 13(3): 255-268.
- Minchin, D., Maguire, C., and Rosell, R. 2003. The zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas) invades Ireland: human mediated vectors and the potential for rapid intranational dispersal. *Biol. Environ.: Proc. R. Irish Acad.* 103B: 23-30.
- 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. pp 21-86.
- Muirhead, J. R., and MacIsaac, H. J. 2005. Development of inland lakes as hubs in an invasion network. *J. Appl. Ecol.* 42(1): 80-90.
- 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.
- Pratt, D. M., Blust, W. H., and Selgeby, J. H. 1992. Ruffe, *Gymnocephalus cernuus*: Newly Introduced in North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49(8): 1616-1618.
- Qin, B., Zhu, G., Gao, G., Zhang, Y., Li, W., Paerl, H. W., and Carmichael, W. W. 2009. A Drinking Water Crisis in Lake Taihu, China: Linkage to Climatic Variability and Lake Management. *Environmental Management* 45(1): 105-112.
- Reynolds, C., Miranda, N. A., and Cumming, G. S. 2015. The role of waterbirds in the dispersal of aquatic alien and invasive species. *Diversity and Distributions* 21(7): 744-754.
- Rowe, M. D., Obenour, D. R., Nalepa, T. F., Vanderploeg, H. A., Yousef, F., and Kerfoot, W. C. 2015. Mapping the spatial distribution of the biomass and filter-feeding effect of invasive dreissenid mussels on the winter-spring phytoplankton bloom in Lake Michigan. *Freshwater Biology* 60(11): 2270-2285.
- 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.
- Rozon, R. M., Bowen, K. L., Niblock, H. A., Fitzpatrick, M. A. J., and Currie, W.J.S. 2016. Assessment of the phytoplankton and zooplankton populations in the Niagara River (Canada) area of concern in 2014. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3184: iv + 66p.
- Rup, M. P., Bailey, S. A., Wiley, C. J., Minton, M. S., Miller, A. W., Ruiz, G. M., and MacIsaac, H. J. 2010. Domestic ballast operations on the Great Lakes: Potential importance of Lakers as a vector for introduction and spread of nonindigenous species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67(2): 256-268.
- Sieracki, J. L., Bossenbroek, J. M., and Chadderton, W. L. 2014. A spatial modeling approach to predicting the secondary spread of invasive species due to ballast water discharge. *PLoS ONE* 9(12).

Région du Centre et de l'Arctique

---

- Smith, B. R., and Tibbles, J. J. 1980. Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lakes Huron, Michigan, and Superior: History of Invasion and Control, 1936–78. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(11): 1780-1801.
- Stepien, C. A., Dillon, A. K., and Chandler, M. D. 1998. Genetic identity, phylogeography, and systematics of Ruffe *Gymnocephalus* in the North American Great Lakes and Eurasia. *J. Great Lakes Res.* 24(2): 361-378.
- STX Canada Marine, 2015. Assessing the feasibility of ballast water treatment system installation and operation on existing vessels on the Great Lakes and St. Lawrence River System. In Transactions on ballast water treatment systems for the Great Lakes-St. Lawrence Seaway System. Report No. 182-001-01, Revision No. 07, submitted to Transport Canada, Ottawa, ON. pp 87-380.
- Sun, Y., Wells, M. G., Bailey, S. A., and Anderson, E. J. 2013. Physical dispersion and dilution of ballast water discharge in the St. Clair River: Implications for biological invasions. *Water Resources Research* 49(5): 2395-2407.
- Ventura, L. D., Weissert, N., Tobias, R., Kopp, K., and Jokela, J. 2016. Overland transport of recreational boats as a spreading vector of zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biological Invasions* 18(5): 1451-1466.
- Wonham, M. J., Walton, W. C., Ruiz, G. M., Frese, A. M., and Galil, B. S. 2001. Going to the source: role of the invasion pathway in determining potential invaders. *Marine Ecology Progress Series* 215: 1-12.

**Le présent rapport est disponible auprès du :**

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région du Centre et de l'Arctique  
Pêches et Océans Canada  
501 University Crescent  
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

Téléphone : (204) 983-5232

Courriel : [xcna-csa-cas@dfo-mpo.gc.ca](mailto:xcna-csa-cas@dfo-mpo.gc.ca)

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

ISSN 1919-3815

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2019. Risques de propagation d'espèces aquatiques envahissantes au Canada résultant du déplacement des eaux de ballast non gérées du Canada vers les États-Unis dans la région des grands lacs. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/030.

*Also available in English:*

*DFO. 2019. The risks of spreading aquatic invasive species to Canada by moving unmanaged ballast water from Canada to the U.S. within the Great Lakes region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2019/030.*