



Fisheries and Oceans
Canada

Pêches et Océans
Canada

Science

Sciences

CSAS

Canadian Science Advisory Secretariat

SCCS

Secrétariat canadien de consultation scientifique

Research Document 2010/108

Document de recherche 2010/108

Risk assessment for New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Canada

Évaluation des risques de la nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*) au Canada

Thomas W. Therriault¹, Andrea M. Weise², Graham E. Gillespie¹ and Todd J. Morris³

Fisheries & Oceans Canada

¹Pacific Biological Station, 3190 Hammond Bay Road, Nanaimo, BC V9T 6N7

²Institut Maurice-Lamontagne, 850 route de la Mer, Mont-Joli, QC G5H 3Z4

³Canada Centre for Inland Waters, 867 Lakeshore Road, Burlington, ON L7R 4A6 ON

Pêches et Océans Canada

¹Station biologique du Pacifique, 3190 Hammond Bay Road, Nanaimo, C.-B. V9T 6N7

²Institut Maurice-Lamontagne, 850 route de la Mer, Mont-Joli, QC G5H 3Z4

³Centre canadien des eaux intérieures, 867 Lakeshore Road, Burlington, ON L7R 4A6 ON

This series documents the scientific basis for the evaluation of aquatic resources and ecosystems in Canada. As such, it addresses the issues of the day in the time frames required and the documents it contains are not intended as definitive statements on the subjects addressed but rather as progress reports on ongoing investigations.

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Research documents are produced in the official language in which they are provided to the Secretariat.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

This document is available on the Internet at:

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/>

Ce document est disponible sur l'Internet à:

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/>

ISSN 1499-3848 (Printed / Imprimé)

ISSN 1919-5044 (Online / En ligne)

© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2011

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2011

Canada

TABLE OF CONTENTS / TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|----|
| ABSTRACT | v |
| RÉSUMÉ..... | vi |
| INTRODUCTION | 1 |
| INTRODUCTION | 1 |
| RISK ASSESSMENT | 1 |
| ÉVALUATION DES RISQUES..... | 1 |
| SCOPE AND SCALE | 3 |
| PORTÉE ET ÉCHELLE | 3 |
| BIOLOGY | 5 |
| BIOLOGIE..... | 5 |
| VECTORS..... | 8 |
| VECTEURS..... | 8 |
| DISTRIBUTION..... | 10 |
| AIRES DE RÉPARTITION | 10 |
| METHODS AND MATERIALS | 27 |
| MÉTHODES ET MATÉRIAUX | 27 |
| RISK ASSESSMENT METHODOLOGY | 27 |
| MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DES RISQUES | 27 |
| RESULTS | 43 |
| RÉSULTATS..... | 43 |
| POTENTIAL DISTRIBUTION IN CANADA | 43 |
| RÉPARTITION POTENTIELLE AU CANADA..... | 43 |
| SURVEY RESULTS..... | 48 |
| RÉSULTATS DU SONDAGE..... | 48 |
| RISK ASSESSMENT FOR THE NEW ZEALAND MUD SNAIL | 58 |
| ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA NASSE DE NOUVELLE-ZÉLANDE | 58 |
| CONCLUSIONS..... | 68 |
| CONCLUSIONS..... | 69 |
| RECOMMENDATIONS..... | 72 |
| RECOMMANDATIONS..... | 72 |
| ACKNOWLEDGEMENTS | 74 |
| REMERCIEMENTS..... | 74 |
| REFERENCES | 74 |
| APPENDIX A: | 84 |
| ANNEXE A : | 84 |

Correct citation for this publication:

La présente publication doit être citée comme suit :

Therriault, T.W., Weise, A.M., Gillespie, G.E. and T.J. Morris. 2011. Risk assessment for New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/108. vi + 93 p.

Therriault, T.W., Weise, A.M., Gillespie, G.E. et T.J. Morris. 2011. Évaluation des risques de la nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*) au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2010/108. vi + 93 p.

ABSTRACT

Non-indigenous species continue to be dispersed to new environments. The New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) was identified in the Great Lakes in 1991 and, more recently, identified on the west coast of Canada in 2006. This snail possesses many traits making it well suited for invasions including a high reproductive rate and a broad range of environmental tolerances. Its life-history characteristics enhance long-distance natural dispersal while further dispersal via a number of human-mediated vectors is probable. In some systems, this small snail reaches extremely high densities and can alter ecosystem services and trophic relationships by grazing primary producers, outcompeting native invertebrates, and negatively influencing higher trophic levels. Based on impacts of New Zealand mud snail elsewhere, and owing to their extensive invasion history in Europe and the western United States, there is considerable concern about the potential ecological impacts if New Zealand mud snail spreads in Canada, especially to inland freshwater or other coastal ecosystems. Fisheries and Oceans Canada conducted a national risk assessment, including a peer-review workshop during March 2010, to determine the potential risk posed by this non-indigenous gastropod to Canadian coastal and inland waters. This assessment evaluated the probability of arrival, survival, reproduction, and spread and associated potential consequences (impacts) to determine risk. These components were assessed using an expert survey and an expert workshop using the best available information on the biology, potential vectors of introduction, and impacts in both native and introduced ranges. This assessment also incorporated measures of environmental suitability from an ecological niche model and bedrock geology to identify locations with calcium deposits required for shell building. The risk assessment, based on a widespread invasion, concluded that the New Zealand mud snail generally posed low risks to most Canadian aquatic ecosystems with a moderate risk posed to freshwater biodiversity in most Canadian freshwater drainages. However, at smaller spatial scales the risk posed by this species could be much higher. Further, considerable uncertainty identified for some stages of the invasion cycle highlights the need for additional research, especially about potential impacts of this gastropod in Canadian ecosystems, as this information is critical for potential management.

RÉSUMÉ

Des espèces non indigènes continuent de se disperser dans de nouveaux environnements. La nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*) a été détectée dans les Grands Lacs en 1991 et plus récemment, sur la côte ouest du Canada en 2006. Cet escargot possède de nombreuses caractéristiques qui le rendent bien adapté pour être une espèce envahissante, soit un taux de reproduction élevé et une tolérance à une grande gamme de conditions environnementales. Les caractéristiques de son cycle biologique lui permettent une dispersion naturelle sur de grandes distances. De plus, une dispersion secondaire est possible par l'intermédiaire de nombreux vecteurs d'origine humaine. Dans certains systèmes, ce petit escargot atteint des densités extrêmement élevées et peut modifier les services écosystémiques et les relations trophiques en broutant les producteurs primaires, en supplantant les invertébrés indigènes et en ayant une influence négative sur les niveaux trophiques supérieurs. Si l'on tient compte des répercussions engendrées par la nasse de la Nouvelle-Zélande ailleurs dans le monde et des cas d'invasion à grande échelle observés en Europe et dans l'ouest des États-Unis, il est justifié de s'inquiéter des impacts écologiques qui pourraient découler de la propagation de la nasse de la Nouvelle-Zélande au Canada, particulièrement dans les eaux douces intérieures et les écosystèmes côtiers. Pêches et Océans Canada a effectué une évaluation nationale des risques, y compris un examen par les pairs, en mars 2010, afin de déterminer le risque potentiel posé par ce gastéropode non indigène dans les eaux intérieures et côtières du Canada. Cette évaluation a permis d'évaluer la probabilité d'arrivée, de survie, de reproduction et de dispersion ainsi que les conséquences potentielles (impacts) pour déterminer le risque. Ces éléments ont été évalués à l'aide d'un sondage réalisé auprès d'experts et lors d'un atelier rassemblant des spécialistes qui se sont basés sur la meilleure information disponible sur la biologie, les vecteurs potentiels d'introduction et les impacts sur leurs aires de répartition naturelles et introduites. L'analyse de risque se base aussi sur les résultats obtenus d'un modèle de niche écologique qui prédit les conditions environnementales propices aux nasses et sur la géologie du sous-sol rocheux pour déterminer les emplacements contenant des dépôts de calcium requis pour la formation de la coquille. L'évaluation des risques, en se basant sur une invasion étendue, a permis de conclure que la nasse de Nouvelle-Zélande posait généralement peu de risques pour la plupart des écosystèmes aquatiques canadiens et un risque modéré pour la biodiversité des eaux douces de la plupart des bassins hydrographiques évaluées. Cependant, à des échelles spatiales plus réduites, le risque posé par cette espèce pourrait être beaucoup plus important. De plus, l'incertitude considérable associée à certaines étapes du cycle d'envahissement met en lumière le besoin de recherches supplémentaires, particulièrement sur les impacts potentiels de ce gastéropode sur les écosystèmes canadiens, car cette information est essentielle pour la gestion.

INTRODUCTION

RISK ASSESSMENT

Rationale

Non-indigenous species (NIS) pose an enormous risk to native biodiversity and can compromise ecosystem function (e.g., Sala *et al.* 2000) and are the second most frequently cited cause of decline for freshwater species at risk in Canada (Dextrase and Mandrak 2006). The invasion cycle of arrival, survival, establishment, and spread will continue in Canada as it has elsewhere around the world. For example, the number of known introduced species continues to increase in the Great Lakes (e.g., Ricciardi *et al.* 2006) and along the coasts (e.g., Levings *et al.* 2002). Having the ability to identify the highest risk invaders and focus limited resources on these species is critical for resource managers. In freshwater and some estuarine ecosystems, a small gastropod native to New Zealand has an increasing history of global invasion. The New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) has an extensive global invasion history, including Europe, Australia, Japan, the western United States and the Laurentian Great Lakes (e.g., Zaranko *et al.* 1997, Proctor *et al.* 2007). More recently, this gastropod has been reported from coastal waters of British Columbia and shallower waters and tributary streams in the Great Lakes (Davidson *et al.* 2008, Levri and Jacoby 2008). Whether or not a non-indigenous species becomes invasive depends on the impact of the non-indigenous species in its newly invaded habitat. The Government of Canada (2004) defines invasive alien species as “those harmful alien species whose introduction or spread threatens the environment, the economy or society, including human health”. To guide management actions, a risk assessment can be used to identify higher risk invaders, the important vectors for introduction and/or spread, and the potential impacts if introduced.

INTRODUCTION

ÉVALUATION DES RISQUES

Justification

Les espèces non indigènes posent un risque énorme pour la biodiversité indigène, peuvent compromettre la fonction écosystémique (p. ex., Sala *et al.* 2000) et sont la seconde cause la plus fréquemment citée pour le déclin des espèces en péril d'eau douce au Canada (Dextrase and Mandrak 2006). Le cycle d'envahissement, constitué de l'arrivée, la survie, l'établissement et la dispersion, continuera au Canada comme partout ailleurs dans le monde. Par exemple, le nombre d'espèces introduites continue d'augmenter dans les Grands Lacs (p. ex., Ricciardi *et al.* 2006) et le long des côtes (p. ex., Levings *et al.* 2002). Il est important que les gestionnaires de ressources aient la capacité d'identifier les envahisseurs présentant les risques les plus élevés et de concentrer les ressources limitées sur ces espèces. Un petit gastéropode provenant de la Nouvelle-Zélande continue d'envahir les eaux douces et écosystèmes estuariens partout à travers le monde. La nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*) a envahi l'Europe, l'Australie, le Japon, l'ouest des États-Unis et les Grands Lacs laurentiens (p. ex., Zaranko *et al.* 1997, Proctor *et al.* 2007). Plus récemment, la présence de ce gastéropode a été signalée dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique et les eaux peu profondes et les affluents des Grands Lacs (Davidson *et al.* 2008, Levri and Jacoby 2008). Le fait qu'une espèce non indigène devienne envahissante dépend de l'impact de cette espèce non indigène sur son nouvel habitat envahi. Le gouvernement du Canada (2004) définit les espèces exotiques envahissantes comme suit : « ces espèces exotiques nuisibles dont l'introduction ou la dispersion menace l'environnement, l'économie ou la société, y compris la santé humaine ». Afin de guider les mesures de gestion, une évaluation des

This document summarizes the results of a national risk assessment conducted to evaluate the risk posed by the non-indigenous New Zealand mud snail to Canadian waters and contains information for the Laurentian Great Lakes/St. Lawrence River, Atlantic coastal waters, Pacific coastal waters, and several inland freshwater Canadian ecosystems including the Atlantic, Hudson Bay, Arctic, Gulf of Mexico, and Pacific drainages (Figure 1). The risk assessment is based upon the best available information with biological information obtained from literature sources and a draft risk assessment document that was prepared and peer-reviewed at a workshop attended by international aquatic invasive species and New Zealand mud snail experts in March 2010 (see DFO 2010 for workshop participants). A synopsis of the workshop was prepared to capture discussions and key findings (DFO 2010). The final risk assessment document will be a synthesis of this draft document and input from the workshop participants. For the New Zealand mud snail, a summary of its basic biology, native, non-native and potential distribution in Canada, potential dispersal vectors, potential impacts, and the risk assessment is provided. To gain scientific knowledge with respect to pathways and vectors and potential impacts associated with the New Zealand mud snail, a formal survey of species experts was conducted. The results of this survey guided the level of risk and/or uncertainty associated with the risk assessment.

risques peut être utilisée pour identifier les envahisseurs potentiels à risque élevé, les vecteurs importants d'introduction et/ou de dispersion ainsi que les impacts potentiels si l'espèce est introduite.

Ce document résume les résultats d'une évaluation nationale des risques effectuée pour évaluer les risques posés par la nasse de Nouvelle-Zélande, espèce non indigène, pour les eaux canadiennes. Cette évaluation contient également de l'information pour les Grands Lacs laurentiens/le fleuve Saint-Laurent, les eaux côtières de l'Atlantique, les eaux côtières du Pacifique et plusieurs écosystèmes canadiens d'eau douce intérieurs, y compris les bassins hydrographiques de l'Atlantique, de la baie d'Hudson, de l'Arctique, du golfe du Mexique et du Pacifique (Figure 1). L'évaluation des risques est basée sur la meilleure information disponible, avec de l'information biologique obtenue à partir de la littérature scientifique et d'une version préliminaire d'un document de recherche sur l'évaluation des risques qui a été préparé et examiné par les pairs lors de l'atelier auquel ont participé des spécialistes internationaux des espèces aquatiques envahissantes et de la nasse de Nouvelle-Zélande en mars 2010 (voir MPO 2010 pour connaître les participants de l'atelier). Un sommaire de l'atelier a été préparé pour comprendre l'objet des discussions et les conclusions clés (MPO 2010). Le document final d'évaluation des risques sera une synthèse de ce document préliminaire et des commentaires des participants de l'atelier. En ce qui concerne la nasse de Nouvelle-Zélande, un sommaire de sa biologie, de ses aires de répartition indigène, introduite et potentielle au Canada, des vecteurs de dispersion potentiels, des impacts potentiels et une évaluation des risques sont fournis. Une enquête formelle auprès des spécialistes de l'espèce a été effectuée afin d'obtenir des informations scientifiques sur les voies et vecteurs d'introduction ainsi que sur les impacts potentiels associés à la nasse de Nouvelle-Zélande. Les résultats de cette enquête ont guidé le niveau de risque et/ou d'incertitude

associé à l'évaluation des risques.

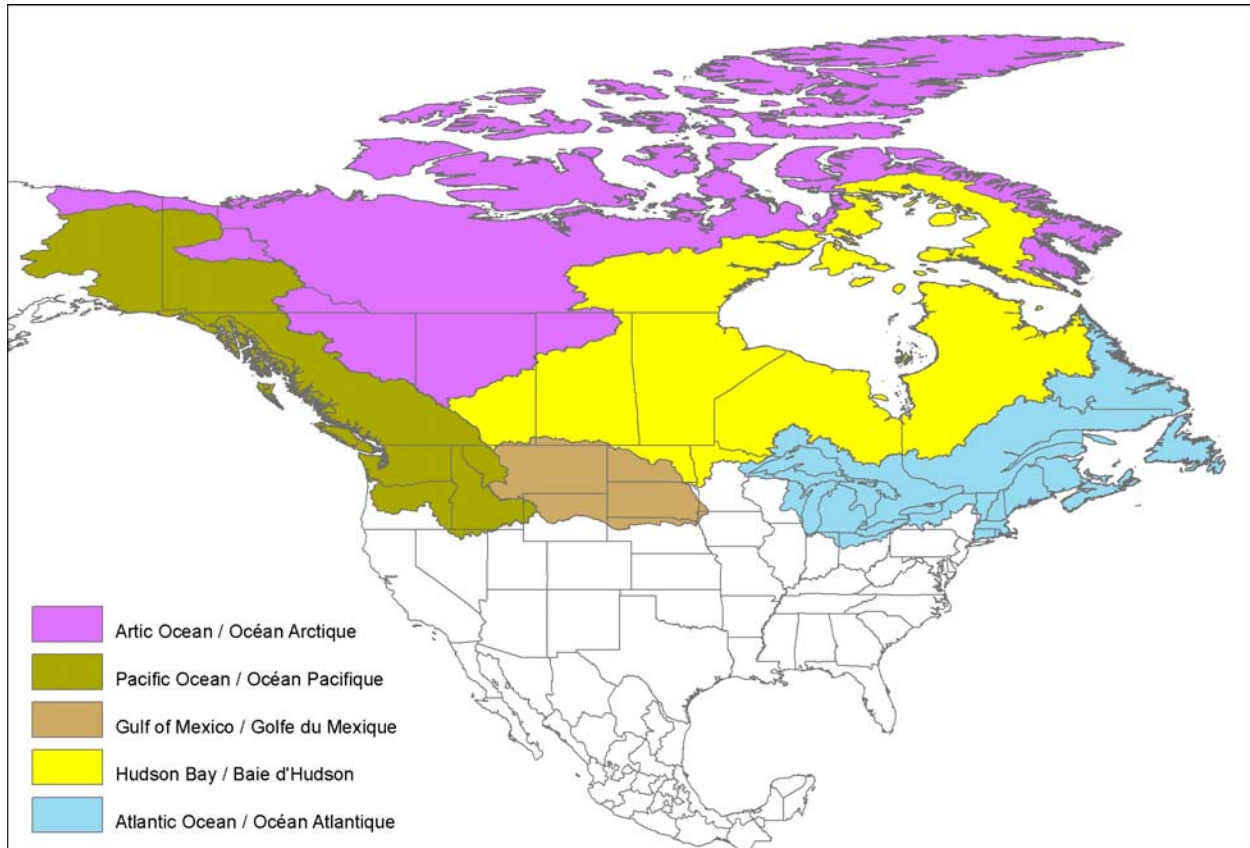


Figure 1. Freshwater drainages used in the risk assessment of the New Zealand mud snail. Source: Natural Resources Canada (2006).

Figure 1 : Bassins hydrographiques d'eau douce utilisés dans l'évaluation des risques de la nasse de Nouvelle-Zélande. Source : Ressources naturelles Canada (2006).

SCOPE AND SCALE

There is little doubt that NIS have resulted in a wide variety of social and/or economic impacts and, in some cases, socio-economic risk assessments have been conducted (see Binimelis *et al.* 2007). Within the Fisheries and Oceans Canada (DFO) context, risk assessments do not include socio-economic impacts (see Cudmore and Mandrak 2005). The risk assessment presented here for the New Zealand mud snail focuses on the potential ecological risks posed by this invader, consistent with the Canadian Science Advisory Secretariat (CSAS) guidelines for provision of scientific advice to clients (managers).

PORTÉE ET ÉCHELLE

Il y a peu de doute que les espèces non indigènes ont entraîné une grande variété de conséquences sociales et/ou économiques et, dans certains cas, des évaluations des risques socioéconomiques ont été effectuées (voir Binimelis *et al.* 2007). Dans le contexte du ministère des Pêches et des Océans (MPO), les évaluations des risques ne comprennent pas les conséquences et impacts socioéconomiques (voir Cudmore and Mandrak 2005). L'évaluation des risques de la nasse de Nouvelle-Zélande est axée sur les risques écologiques potentiels posés par cet envahisseur, conformément aux directives du Secrétariat canadien de

Predicting the actual scale and extent of invasions is complex with much variability and considerable uncertainty. Further, the impacts of many NIS differ significantly in their invaded ranges compared to their native ones. Also, given sufficient time (and vectors) a large number of NIS could be introduced to a specific location. However, knowing that a species might arrive at some distant point in the future is not useful for managers making decisions on much shorter timeframes. Thus, the temporal scale of this risk assessment is based on the potential arrival of the New Zealand mud snail within the next five years. Also, given the current global and Canadian distributions of this species (see below) and differing primary and secondary dispersal vectors, not all Canadian freshwater and estuarine ecosystems should be considered as one spatial unit. Thus, here we define eight large-scale units for which the risk assessment information will be presented: 1) Laurentian Great Lakes/St. Lawrence River (to approximately Quebec City), 2) Atlantic coastal waters, 3) Pacific coastal waters, 4) Atlantic drainage, 5) Hudson Bay drainage, 6) Arctic drainage, 7) Gulf of Mexico drainage, and 8) Pacific drainage. For the first three, primary introduction via ballast water should not be ignored. Although this species can survive in saline conditions, it has been reported that feeding, growth and reproduction are limited to salinities up to ca. 18 ‰ (Duncan 1966, Jacobsen and Forbes 1997). Thus, the Atlantic and Pacific coastal waters refer to the lower salinity (estuarine) coastal environments rather than the fully marine waters typical of these locations. Also, the Laurentian Great Lakes and St. Lawrence River are included as one unit given their connectedness and freshwater nature and is considered separately from the Atlantic coastal waters that represent low salinity (brackish) waters and from the major freshwater drainages not dominated by large lakes/rivers.

consultation scientifique (SCCS) pour la prestation d'avis scientifiques aux clients (gestionnaires).

Prédire l'échelle et l'étendue réelle des invasions est un travail complexe comportant beaucoup de variabilité et une incertitude considérable. De plus, les impacts de nombreuses espèces non indigènes diffèrent de façon significative dans les environnements envahis en comparaison à leurs environnements naturels. De même, si on laisse suffisamment de temps s'écouler (et suffisamment de vecteurs), un grand nombre d'espèces non indigènes pourrait être introduit dans un lieu spécifique. Cependant, le fait de savoir qu'une espèce pourrait éventuellement arriver dans un avenir lointain n'est pas utile pour les gestionnaires qui doivent prendre des décisions dans des délais beaucoup plus courts. Par conséquent, l'échelle temporelle de cette évaluation des risques est basée sur l'arrivée potentielle de la nasse de Nouvelle-Zélande dans les cinq prochaines années. De plus, étant donné les aires de répartition à travers le monde et au Canada de cette espèce (voir ci-dessous) et des vecteurs de dispersion primaires et secondaires différents, les écosystèmes canadiens d'eau douce et les estuaires ne doivent pas être considérés comme une seule unité spatiale. Par conséquent, nous définissons ici huit unités à grande échelle pour lesquelles l'information sera présentée dans l'évaluation des risques: 1) Grands Lacs laurentiens/fleuve Saint-Laurent (jusqu'à la Ville de Québec environ), 2) les eaux côtières de l'Atlantique, 3) les eaux côtières du Pacifique, 4) le bassin hydrographique de l'Atlantique, 5) le bassin hydrographique de la baie d'Hudson, 6) le bassin hydrographique de l'Arctique, 7) le bassin hydrographique du golfe du Mexique et 8) le bassin hydrographique du Pacifique. En ce qui concerne les trois premiers, l'introduction primaire par l'eau de ballast ne doit pas être ignorée. Bien que cette espèce puisse survivre dans des conditions salines, il a été rapporté que son alimentation, sa croissance et sa reproduction sont limitées à des taux

de salinité allant jusqu'à environ 18 ‰. (Duncan 1966, Jacobsen and Forbes 1997). Par conséquent, nous référons aux environnements côtiers de salinité plus faible (saumâtres) des eaux côtières de l'Atlantique et du Pacifique plutôt qu'aux eaux marines typiques de ces lieux. De même, les Grands Lacs laurentiens et le fleuve Saint-Laurent sont regroupés en une seule unité, étant donné leur connectivité et leur composition essentiellement d'eau douce. Cette unité est considérée séparément des eaux côtières de l'Atlantique qui représentent des eaux de faible salinité (des eaux saumâtres) et des bassins hydrographiques d'eau douce majeurs non dominés par des grands lacs, fleuves ou rivières.

BIOLOGY

Taxonomy

The New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum* (J.E. Gray, 1853), is one of a number of species currently recognized within the genus and belongs to the large freshwater gastropod family Hydrobiidae (Winterbourn 1970, 1973; Spencer *et al.* 2009). The species was mistakenly attributed to *Paludina nigra* (= *Fluvidona nigra*) in Australia and *Potamopyrgus jenkinsi* in Europe (Ponder 1988). Due to morphological variation, early invasion history and splitting by gastropod taxonomists, the species has an extensive synonymy (Table 1).

BIOLOGIE

Taxonomie

La nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*) (J.E. Gray, 1853), représente une parmi un certain nombre d'espèces reconnues actuellement à l'intérieur du genre et appartient à la grande famille des gastéropodes d'eau douce, « les hydrobiidés » (Winterbourn 1970, 1973; Spencer *et al.* 2009). L'espèce a été attribuée par erreur à *Paludina nigra* (= *Fluvidona nigra*) en Australie et à *Potamopyrgus jenkinsi* en Europe (Ponder 1988). L'espèce fait l'objet d'une synonymie significative en raison de ses variations morphologiques, de son histoire d'invasion et des divergences parmi les taxonomistes (Tableau 1).

Table 1: Synonymy of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum* (Winterbourn 1970, Ponder 1988).

Tableau 1 : Synonymie de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum* (Winterbourn 1970, Ponder 1988).

| |
|---|
| <p><i>Amnicola antipodanum</i> (sic) Gray, 1843: 241. <i>Amnicola</i> (?) <i>zelandiae</i> Gray, 1843: 241. <i>Amnicola antipodarum</i> Gray, 1844: 356. <i>Melania corollae</i> Gould, 1847: 223. <i>Amnicola egena</i> Gould, 1848: 75. <i>Amnicola badia</i> Gould, 1848: 74. <i>Amnicola gracilis</i> Gould, 1852: 127. ? <i>Rissoa castanea</i> Sowerby, 1859: pl. 14, fig. 11. <i>Paludestrina salleana</i> Fischer, 1860: 208-9, pl. 4, fig. 6. <i>Paludestrina cumingiana</i> Fischer, 1860: 208, pl. 4, fig. 7. <i>Hydrobia fischeri</i> Dunker, 1862: 152. <i>Hydrobia spelaea</i> Fraunfeld, 1865: 526. <i>Hydrobia reevei</i> Fraunfeld, 1865: 526. <i>Paludestrina legrandiana</i> Brazier, 1872: 678. <i>Paludestrina wisemaniana</i> Brazier, 1872: 699. <i>Hydrobia antipodum</i> Martens, 1873: 14. <i>Bithinia legrandi</i> T. Woods, 1876: 76. <i>Bithinia unicarinata</i> T. Woods, 1876: 77. <i>Bithinia tasmanica</i> T. Woods, 1876: 77. <i>Bythinella exigua</i> T. Woods, 1879: 71. <i>Bythinella nigra</i> T. Woods, 1879: 71. <i>Potamopyrgus niger</i> (ra) auct. <i>Hydrobia ventrosa carinata</i> Marshall, 1889: 141. <i>Hydrobia jenkinsi</i> E.A. Smith, 1889: 142. <i>Bythinella pattisoni</i> Cotton, 1942a: 81, fig. 1 (5-7). <i>Potamopyrgus</i> (<i>Potamopyrgus</i>) <i>jenkinsi septentrionalis</i> Boettger, 1951: 66. <i>Potamopyrgus weltneri</i> (Thiele MS) Boettger, 1951: 68, pl. 4, fig 5a. <i>Pseudoamnicola lanceolata</i> Cherbonnier, 1952: 568, figs A-F. (not Paladilhe, 1862). <i>Potamopyrgus polistchuki</i> Anistratenko, 1991 <i>Potamopyrgus alexenkoae</i> Anistratenko in Anistratenko and Stadnichenko, 1995</p> |
|---|

Debate surrounding New Zealand mud snail systematics continues; Winterbourn (1970) recognized *P. pupoides* Hutton, 1882 and described a new species, *P. estuarinus*; both of which are oviparous, lack shell ornamentation and live in brackish habitats. Climo (1974) resurrected *P. subterraneus* Suter, 1905 from synonymy with *P. antipodarum*, and described three new ovoviparous species that inhabit caves,

Le débat entourant la classification de la nasse de Nouvelle-Zélande continue. Winterbourn (1970) a reconnu *P. pupoides* Hutton, 1882, et a décrit une nouvelle espèce, *P. estuarinus*, les deux espèces étant ovipares, manquant d'ornementation de la coquille et vivant dans des habitats saumâtres. Climo (1974) a ressuscité *P. subterraneus* Suter, 1905, dans la synonymie avec *P. antipodarum* et a décrit

springs, seeps or groundwater (*P. creswelli*, *P. gardneri* and *P. manningi*). Haase (2008) added four new species to *Potamopyrgus* (*P. acus*, *P. doci*, *P. kaitunuparaoa* and *P. oppidanus*), resurrected *P. dawbini* Powell, 1955, moved *Opacuincola troglodytes* Climo, 1974 to *Potamopyrgus* and moved some species previously placed in *Potamopyrgus* to other newly-erected genera (*Halopyrgus pupoides*, *Leptopyrgus manningi*, *Rakipyrgus gardneri*, *Rakiurapyrgus cresswelli* and *Tongapyrgus subterraneus*). Anistratenko postulated that European populations were autochthonous, resurrected *P. jenkinsi* (Smith, 1889) to full specific status and named two other ecologically differing strains as distinct species: *P. polistchuki* Anistratenko, 1991 and *P. alexenkoae* Anistratenko in Anistratenko and Stadnichenko, 1995 (Son *et al.* 2008). These are now considered junior synonyms of *P. antipodarum* (Bank 2009).

Description

P. antipodarum has a relatively elongate shell with five to seven whorls separated by deep sutures and coiled dextrally (Mackie and Claudi 2010; see also Figure 2). The shape is extremely variable ranging from slender and elongate to ventricose; the spire may be long or short, loosely or tightly coiled, larger whorls flattened or rounded, with or without shouldering (Winterbourn 1970). The aperture is oval and its height is approximately 0.4 times the spire height. The operculum is thin and corneous, paucispiral and possesses an off-center nucleus. Each whorl may or may not possess a keel, depending on the individual, and the keel varies from a simple line (either complete or broken) to linear with a series of hairs, spines or erect scales (Winterbourn 1970), representing morphological variability possibly related to plasticity within this

trois nouvelles espèces ovovivipares qui vivent dans les grottes, les sources, les eaux de suintement ou les eaux souterraines (*P. creswelli*, *P. gardneri* et *P. manningi*). Haase (2008) a ajouté quatre nouvelles espèces à *Potamopyrgus* (*P. acus*, *P. doci*, *P. kaitunuparaoa* et *P. oppidanus*), a ressuscité *P. dawbini* Powell, 1955, a déplacé *Opacuincola troglodytes* Climo, 1974, vers *Potamopyrgus* et a déplacé certaines espèces placées auparavant dans *Potamopyrgus* vers d'autres genres nouvellement érigés (*Halopyrgus pupoides*, *Leptopyrgus manningi*, *Rakipyrgus gardneri*, *Rakiurapyrgus cresswelli* et *Tongapyrgus subterraneus*). Anistratenko a postulé que les populations européennes étaient autochtones, a ressuscité *P. jenkinsi* (Smith, 1889) pour lui donner un statut spécifique complet et a nommé deux autres souches écologiquement différentes comme étant des espèces distinctes : *P. polistchuki* Anistratenko, 1991, et *P. alexenkoae* Anistratenko dans Anistratenko et Stadnichenko, 1995 (Son *et al.* 2008). Ces espèces sont maintenant considérées comme des synonymes juniors de *P. antipodarum* (Bank 2009).

Description

P. antipodarum a une coquille relativement allongée comprenant entre cinq et sept verticilles séparés par des sutures profondes. L'enroulement est dextre (Mackie and Claudi 2010; voir également la Figure 2). La forme est extrêmement variable, allant d'une forme mince et allongée à un aspect ventru; la spire peut être longue ou courte, enroulée de façon lâche ou serrée, les grands verticilles peuvent être aplatis ou arrondis, avec ou sans épaulement (Winterbourn 1970). L'ouverture est ovale et sa hauteur correspond environ à 0,4 fois la hauteur de la spire. L'opercule est mince et corné, paucispiré et possède un noyau excentré. Chaque verticille peut ou non posséder une carène, en fonction de l'animal, et cette carène varie d'une simple ligne (complète ou partielle) à une carène linéaire portant une série de poils, d'épines

species. The periostracum varies from gray to light or dark brown. Maximum size is generally 5 mm in North American populations, but has been reported to 12 mm in its native range (Winterbourn 1970). Ponder (1988) noted that morphological variability was higher in areas of original introductions and decreased with dispersal.

ou d'écailles érigées (Winterbourn 1970). Ces variations morphologiques sont possiblement liées à la plasticité existant à l'intérieur de cette espèce. Le periostracum varie du gris au brun clair ou foncé. La taille maximale est généralement de 5 mm pour les populations nord-américaines mais a été rapportée comme pouvant aller jusqu'à 12 mm dans son environnement naturel (Winterbourn 1970). Ponder (1988) a noté que les variations morphologiques étaient plus importantes dans les zones d'introduction d'origine et que les variations diminuaient avec la dispersion.

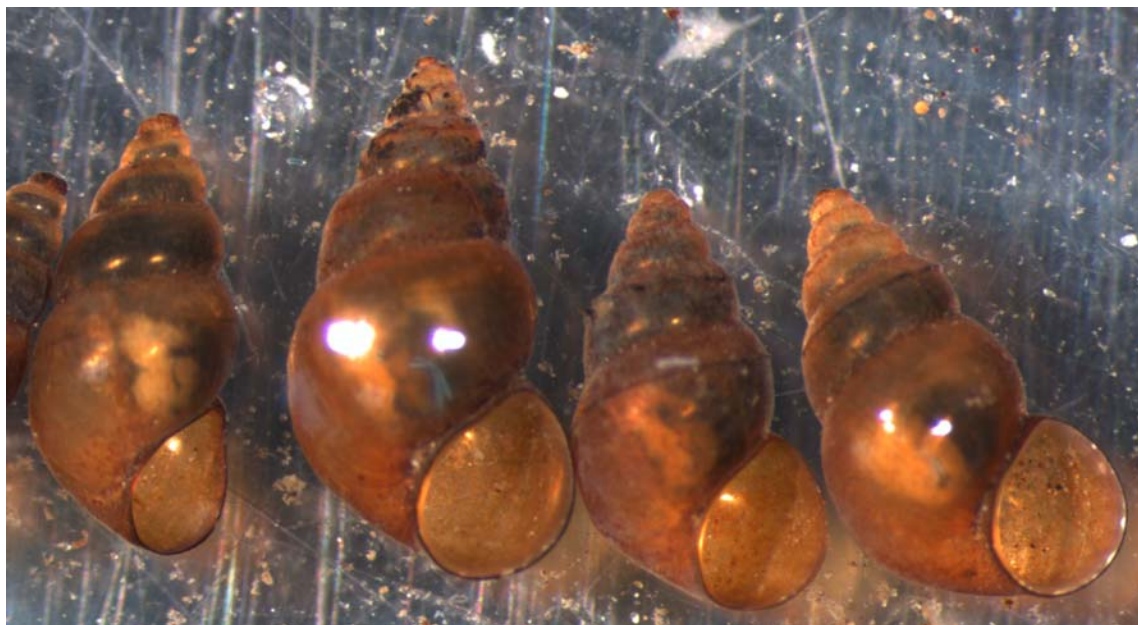


Figure 2. Specimens of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, collected near Port Alberni, British Columbia, September, 2007.

Figure 2 : Spécimens de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, recueillis près de Port Alberni, Colombie-Britannique, septembre, 2007.

VECTORS

Primary Invasion

Of the many potential invasion vectors available to aquatic non-indigenous species, two primary, trans-oceanic, invasion vectors stand out for the New Zealand mud snail: ballast water and commercial movement of contaminated aquaculture gear. Ballast water

VECTEURS

Invasion primaire

Parmi les nombreux vecteurs d'invasion potentiels disponibles aux espèces aquatiques non indigènes, deux vecteurs d'invasion primaires transocéaniques ressortent essentiellement pour la nasse de Nouvelle-Zélande : l'eau de ballast et les

mediated introductions are not new and this vector has been proposed for the populations of New Zealand mud snail now present in the Great Lakes (Zaranko *et al.* 1997). In western North America, the initial introduction vector has not been confirmed although it is speculated that the New Zealand mud snail arrived from the commercial movement of aquaculture products such as trout eggs or live fishes (Proctor 2007 citing Bowler 1991, Bowler and Frest 1992). Both of these vectors could contribute to the repeated arrival of propagules to Canadian freshwater or estuarine ecosystems.

Secondary Invasion / Dispersal (Spread)

At least 30 potential vectors of secondary introduction/spread have been identified for the New Zealand mud snail. These include ballast water discharge due to commercial coastal shipping activities, deliberate release, freshwater tanks, natural dispersal (includes rheotactic movement, volitional movement, free-floating juveniles on water surface, natural drift, and flood events causing dislodgement), transport via secondary organisms (includes attachment to aquatic ornamental plants, within bird and fish gastrointestinal tracts, within bird bills, feathers or on legs, attachment to floating aquatic macrophytes and algae, passive transport by semi-aquatic and terrestrial wildlife, and passive transport by feet or fur of domestic livestock), introduction via natural resource activities (includes professional field research gear and clothing, citizen and classroom monitoring groups, waterway operations removing or transporting substrate material (i.e., dredging), canal and ditch maintenance, and firefighting machinery or equipment used to fight backcountry forest fires), fish hatchery related activities (includes contaminated hatchery transplants - live passage through fish digestive systems, contamination of

mouvements commerciaux des équipements d'aquaculture contaminés. Les introductions par l'eau de ballast ne sont pas nouvelles et ce vecteur a été proposé pour les populations de nasse de Nouvelle-Zélande présentes actuellement dans les Grands Lacs (Zaranko *et al.* 1997). Dans l'ouest de l'Amérique du Nord, le vecteur d'introduction initial n'a pas été confirmé mais on estime que la nasse de Nouvelle-Zélande est arrivée à partir des mouvements commerciaux de produits d'aquaculture tels que des œufs de truite ou des poissons vivants (Proctor 2007, citant Bowler 1991, Bowler and Frest 1992). Ces deux vecteurs peuvent contribuer à l'arrivée répétitive de propagules dans les écosystèmes d'eau douce ou estuariens canadiens.

Invasion secondaire/Dispersion (propagation)

Au moins 30 vecteurs potentiels d'introduction/dispersion secondaire ont été identifiés pour la nasse de Nouvelle-Zélande. Parmi ces vecteurs, on peut mentionner la décharge des eaux de ballast due aux activités de la marine marchande dans les eaux côtières, la décharge délibérée, les réservoirs d'eau douce, la dispersion naturelle (comprenant le mouvement rhéotaxique, le mouvement volontaire, les juvéniles flottant à la surface de l'eau, la dérive naturelle et les inondations entraînant un déplacement), le transport par l'intermédiaire d'organismes secondaires (dont la fixation sur des plantes aquatiques ornementales; la fixation à l'intérieur des systèmes gastro-intestinaux d'oiseaux ou de poissons; la fixation sur le bec des oiseaux, les plumes ou les pattes; la fixation sur des algues marines et macrophytes aquatiques flottants; le transport passif par la faune terrestre et semi-aquatique et le transport passif par l'intermédiaire des pattes ou de la fourrure du bétail domestique), l'introduction par l'intermédiaire d'activités liées aux ressources naturelles (dont l'équipement et l'habillement des professionnels de recherche sur le terrain, les groupes de surveillance de citoyens et d'étudiants, les

water supplies, and fish stocking), recreational angling activities (includes attachment to gear {e.g., waders, boots}, movement of live/dead fishes between watersheds, and inadvertently distributed in live bait or when bait containers are discarded), and other recreational water user activities (includes direct attachment as fouling to watercraft/trailers, indirect attachment as fouling through mud, macrophytes and algae, entrained in water lines or livewell/bilge of watercraft, hikers, backpackers, horseback riders, bicyclists, and embedded in mud on anchors and other watercraft accessories).

opérations de retrait ou de transport de substrats dans les voies maritimes (c'est-à-dire, le dragage), l'entretien des canaux et des fossés, les machines et équipements de lutte contre l'incendie utilisés pour combattre les feux de forêt en régions isolées, les activités des écloséries (dont les transplantations à partir d'écloséries contaminées – la survie au passage dans le système digestif des poissons, la contamination des approvisionnements en eau et l'empoisonnement), les activités de pêche récréative (dont la fixation aux équipements {p. ex., bottes cuissardes, bottes}, déplacements des poissons morts/vivants entre bassins versants et distribution accidentelle dans les appâts vivants ou lorsque les contenants d'appâts sont mis au rebut) et autres activités aquatiques récréatives (dont la fixation directe comme bio-salissures sur les embarcations/remorques, la fixation indirecte comme bio-salissures par les boues, les macrophytes et les algues, l'entraînement dans les canalisations d'eau ou viviers/fonds de cale des embarcations, les randonneurs à pied, les cavaliers, les cyclistes et l'intégration dans la boue ou les ancrés et autres accessoires d'embarcations).

DISTRIBUTION

Native Range

Potamopyrgus antipodarum was reported to be native to New Zealand and adjacent islands (Winterbourn 1970, Ponder 1988), but more recent information indicates that the species is confined to New Zealand's North and South Islands; mud snails on Auckland and Stewart Islands represent other species, *Potamopyrgus dawbini* and *Rakiurapyrgus creswelli*, respectively (Spencer *et al.* 2009).

Introduced Range

New Zealand mud snails have been introduced and established on four

AIRES DE RÉPARTITION

Aire de répartition naturelle

On a rapporté que *Potamopyrgus antipodarum* provenait de la Nouvelle-Zélande et des îles adjacentes (Winterbourn 1970, Ponder 1988) mais de l'information plus récente indique que l'espèce est confinée aux îles du nord et sud de la Nouvelle-Zélande. En effet, les nasses des îles Auckland et Stewart représentent d'autres espèces, *Potamopyrgus dawbini* et *Rakiurapyrgus creswelli*, respectivement (Spencer *et al.* 2009).

Aire de répartition introduite

La nasse de Nouvelle-Zélande a été introduite et s'est établie sur quatre

continents¹ (Table 2) (Alonso and Castro-Díez 2008, Mackie and Claudi 2010). They were reported from the Thames River in England in 1859, likely transported in water barrels (Ponder 1988). By the turn of the century, the mud snail had spread throughout Britain and Wales (Hubendick 1950). They were first reported from the European mainland in 1887 and subsequently spread throughout most of continental Europe. Additional records to those in Table 2 include Andorra, Austria, Corsica, Czech Republic, Estonia, Ireland, Lithuania, Luxembourg and Portugal (Bank 2009). Only Iceland and some eastern countries (Albania, Bulgaria, and former Yugoslavia) seem to have escaped invasion (Son 2008 citing Ponder 1998, Cianfanelli *et al.* 2007, Levri *et al.* 2007). They were reported from Tasmania in 1892 and near Victoria, Australia in 1895 (Ponder 1988). They have since spread into South Australia and New South Wales (Loo *et al.* 2007). More recently, *P. antipodarum* has been reported from at least 15 Prefectures in Japan, encompassing Hokkaido, Honshu, and Kyushu Islands (Shimada and Urabe 2003, Katayama 2004, Urabe 2007, Nishi and Matsuoka 2009).

continents² (Tableau 2) (Alonso and Castro-Díez 2008, Mackie and Claudi 2010). La présence de nasses de Nouvelle-Zélande a été signalée dans la Tamise, Angleterre, en 1859, le gastéropode ayant été probablement transporté dans des barriques d'eau (Ponder 1988). Dès le tournant du siècle, la nasse s'était dispersée dans l'ensemble de la Grande-Bretagne et du Pays de Galles (Hubendick 1950). La présence de nasses a tout d'abord été signalée sur le continent européen en 1887 et le gastéropode s'est ensuite dispersé dans la majeure partie de l'Europe continentale. Des enregistrements supplémentaires à ceux du Tableau 2 comprennent l'Andorre, l'Autriche, la Corse, la République tchèque, l'Estonie, l'Irlande, la Lituanie, le Luxembourg et le Portugal (Bank 2009). Seuls l'Islande et certains pays de l'Est (Albanie, Bulgarie et ancienne Yougoslavie) semblent avoir échappé à l'invasion (Son 2008, citant Ponder 1998, Cianfanelli *et al.* 2007, Levri *et al.* 2007). La nasse a été rapportée en Tasmanie en 1892 et près de Victoria, Australie, en 1895 (Ponder 1988). Le gastéropode s'est depuis dispersé dans le sud de l'Australie et dans la province de New South Wales (Loo *et al.* 2007). Plus récemment, *P. antipodarum* a été rapporté dans au moins 15 préfectures du Japon, englobant les îles Hokkaido, Honshu et Kyushu (Shimada and Urabe 2003, Katayama 2004, Urabe 2007, Nishi and Matsuoka 2009).

¹ Rodriguez (1963) reported a small gastropod as *Potamopyrgus* sp. from the estuarine waters of Lake Maracaibo in Venezuela. This record has not carried forward through the literature and therefore cannot be verified. It may represent one of four species, one composed of two subspecies, documented by Burrington Baker (1930).

² Rodriguez (1963) a rapporté la présence d'un petit gastéropode de l'espèce *Potamopyrgus* dans les eaux estuariennes du lac Maracaibo, au Venezuela. Cette observation n'a pas été transmise dans la littérature et ne peut par conséquent être vérifiée. Ce gastéropode peut être une parmi quatre espèces, dont une espèce composée de deux sous-espèces; documenté par Burrington Baker (1930).

Table 2. Location and earliest known dates of world-wide introductions of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*.

Tableau 2 : Lieux et premières dates connues d'introduction de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, à travers le monde.

| Location / Lieu | Date | Established / Etablissement | Reference / Référence |
|--|------|-----------------------------|--|
| England (Thames River) / Angleterre (Tamise) | 1859 | Y / O | Ponder 1988 |
| Denmark / Danemark | 1887 | Y / O | Lassen 1978 |
| Germany / Allemagne | 1887 | Y / O | Leppäkoski and Olenin 2000 |
| Baltic Sea / Mer baltique | 1887 | Y / O | Leppäkoski and Olenin 2000 |
| Tasmania / Tasmanie | 1892 | Y / O | Ponder 1988 |
| Australia / Australie | 1895 | Y / O | Ponder 1988 |
| Wales / Pays de Galles | 1900 | Y / O | Hubendick 1950 |
| Netherlands / Pays-Bas | 1913 | Y / O | Wolff 2005 |
| Sweden / Suède | 1920 | Y / O | Leppäkoski and Olenin 2000 |
| France / France | 1923 | Y / O | Bondensen and Kaiser 1949 |
| Finland / Finlande | 1926 | Y / O | Leppäkoski and Olenin 2000 |
| Belgium / Belgique | 1927 | Y / O | Bondensen and Kaiser 1949 |
| Latvia / Lettonie | 1927 | Y / O | Bondensen and Kaiser 1949 |
| Poland / Pologne | 1933 | Y / O | Strzelec 2002 |
| France / France | 1950 | Y / O | Devin <i>et al.</i> 2005 |
| Romania / Roumanie | 1951 | Y / O | Son 2008 |
| Ukraine / Ukraine | 1951 | Y / O | Son 2008 |
| Black Sea / Mer noire | 1952 | Y / O | Gomoiu <i>et al.</i> 2002 |
| Norway / Norvège | 1952 | Y / O | Hopkins 2002 |
| Spain / Espagne | 1952 | Y / O | Rolán 2004, Bañón <i>et al.</i> 2008 |
| Italy / Italie | 1961 | Y / O | Giano <i>et al.</i> 2008 |
| Hungary / Hongrie | 1978 | Y / O | Frank 1987 |
| Switzerland / Suisse | 1980 | Y / O | Ribi 1986, Ribi and Arter 1986 |
| Slovakia / Slovaquie | 1986 | Y / O | Čejka <i>et al.</i> 2008 |
| USA / États-Unis | 1987 | Y / O | Bowler 1991 |
| Canada (ON) / Canada (ON) | 1991 | Y / O | Zaranko <i>et al.</i> 1997 |
| Canada (BC) / Canada (CB) | 2006 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Greece / Grèce | 2007 | Y / O | Radea <i>et al.</i> 2008 |
| Moldavia / Moldavie | 2007 | Y / O | Son 2008 |
| Russia / Russie | 2007 | Y / O | Son 2008, Filippenko and Son 2008 |
| Iraq / Iraq | 2008 | Y / O | Naser and Son 2009 |
| Japan / Japon | ? | Y / O | Shimada and Urabe 2003, Katayama 2004, Urabe 2007, Nishi and Matsuoka 2009 |
| Turkey / Turquie | 2007 | Y / O | Kalyoncu 2008 |

Spread in North America

In North America, New Zealand mud snails were reported from the Snake River in 1987 (Bowler 1991) and spread to the lower Columbia River by 1996 (Gangloff 1998, Bersine *et al.* 2008) (Table 3; Figure 3). By 2006, *P. antipodarum* had been reported from every western state except New Mexico. By 2008, they had a coastal distribution from San Clemente, CA in the south to Port Alberni, BC in the north (USGS 2009) and in 2009 were reported from Puget Sound at Capitol Lake, Olympia, Washington (Bartelson 2010).

They were discovered in Lake Ontario and a small portion of the St. Lawrence River in 1991 (Zaranko *et al.* 1997), and were subsequently reported from Lake Erie (Levri *et al.* 2007), Lake Superior (Grigorovich *et al.* 2003), Lake Michigan (Mackie and Claudi 2010) and stream habitats in the Lake Ontario watershed (Levri and Jacoby 2008) (Table 3; Figure 3). Grigorovich *et al.* (2003) initially speculated that the temperature regime in Lake Superior might limit its ability to establish in this lake.

Dispersion en Amérique du Nord

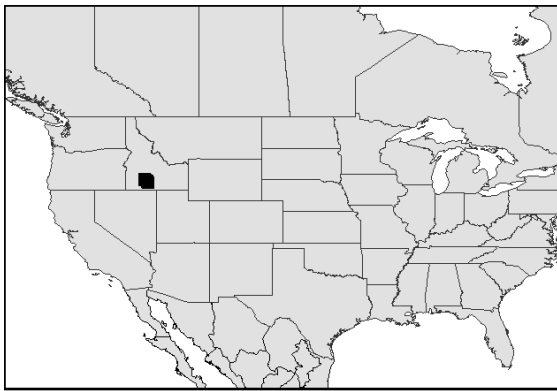
En Amérique du Nord, la nasse de Nouvelle-Zélande a été signalée en 1987 dans la rivière Snake (Bowler 1991) et s'est dispersée dans la partie inférieure de la rivière Columbia dès 1996 (Gangloff 1998, Bersine *et al.* 2008) (Tableau 3; Figure 3). Dès 2006, *P. antipodarum* était signalée dans tous les États de l'Ouest sauf le Nouveau-Mexique. Dès 2008, elles étaient répartis le long de la côte de San Clemente, Californie allant jusqu'à Port Alberni, C.-B. au nord (USGS 2009). La nasse a été signalée en 2009 dans Puget Sound au lac Capitol, Olympia, Washington (Bartelson 2010).

En 1991, la nasse a été découverte dans le lac Ontario et dans une petite partie du fleuve Saint-Laurent (Zaranko *et al.* 1997). Elle a ensuite été signalée au lac Érié (Levri *et al.* 2007), lac Supérieur (Grigorovich *et al.* 2003), lac Michigan (Mackie and Claudi 2010) et dans des cours d'eau du bassin hydrographique du lac Ontario (Levri and Jacoby 2008) (Tableau 3; Figure 3). Grigorovich *et al.* (2003) ont émis l'hypothèse initiale que le régime de température du lac Supérieur pouvait limiter sa capacité à s'établir dans ce lac.

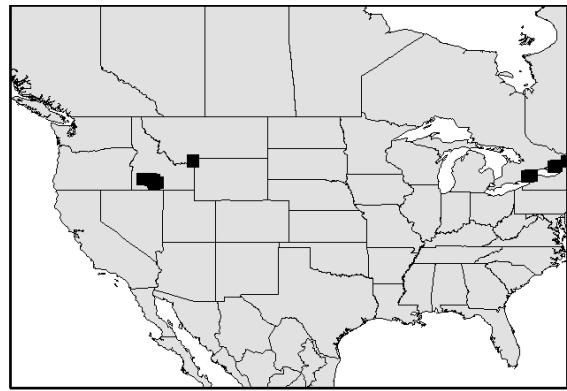
Table 3. Location and date of range expansion in North America of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*. Table includes first records for each state or province and new Pacific coastal records.

Tableau 3 : Lieux et dates de l'augmentation de l'aire de répartition en Amérique du Nord de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*. Le tableau inclut les premiers enregistrements pour chaque état ou province et les nouveaux enregistrements pour la côte du Pacifique.

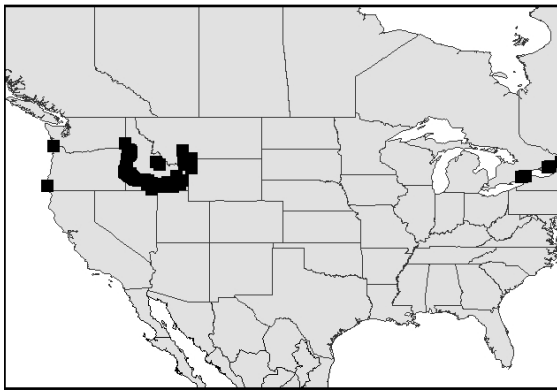
| Location / Lieu | Date | Established / Etablissement | Reference / Référence |
|---|------|-----------------------------|---|
| Western North America / Ouest de l'Amérique du Nord | | | |
| Snake River, ID / Rivière Snake, ID | 1987 | Y / O | Bowler 1991 |
| Madison River, MT / Rivière Madison, MT | 1995 | Y / O | USGS 2009 |
| Columbia River, OR / Fleuve Columbia, OR | 1996 | Y / O | Gangloff 1998, Bersine <i>et al.</i> 2008 |
| Madison River, WY / Rivière Madison, WY | 1996 | Y / O | USGS 2009 |
| Lower Columbia River, WA / Bas du fleuve Columbia, WA | 1999 | Y / O | USGS 2009 |
| Rogue River, OR / Rivière Rogue, OR | 1999 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Owens River, CA / Rivière Owens, CA | 2001 | Y / O | USGS 2009 |
| Little Bear, Green and Provo rivers, UT / rivières Bear, Green et Provo, UT | 2001 | Y / O | USGS 2009 |
| Colorado River, AZ / Fleuve Colorado, AZ | 2002 | Y / O | USGS 2009 |
| Long Beach, WA | 2002 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Garrison Lake, OR / Lac Garrison, OR | 2002 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| New River, OR / Rivière New, OR | 2003 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Devils Lake, OR / Lac Devils, OR | 2003 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Boulder Creek, CO | 2004 | Y / O | USGS 2009 |
| Goose Creek, NV / Ruisseaux Goose, NV | 2005 | Y / O | USGS 2009 |
| Malibu Creek, CA / Ruisseaux Malibu, CA | 2005 | Y / O | USGS 2009 |
| Umpqua River, OR / Rivière Umpqua, OR | 2005 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Hanson Slough, OR / Marécage Hanson, OR | 2006 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Coos Bay, OR / Baie Coos, OR | 2006 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Port Alberni, BC | 2006 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Alameda Creek, CA / Ruisseaux Alameda, CA | 2007 | ? | USGS 2009 |
| Alea Bay, OR / Baie Alea, OR | 2007 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Tillamook Bay, OR / Baie Tillamook, OR | 2007 | Y / O | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Big Lagoon, CA / Lagon Big, CA | 2008 | ? | USGS 2009 |
| Orick, CA | 2008 | ? | USGS 2009 |
| San Clemente, CA | 2008 | ? | USGS 2009 |
| San Lorenzo River, CA / Rivière San Lorenzo, CA | 2008 | ? | USGS 2009 |
| Yaquina Bay, OR | 2008 | ? | USGS 2009 |
| Baxter Creek, CA / Ruisseaux Baxter, CA | 2009 | ? | USGS 2009 |
| Capitol Lake, WA / Lac Capitol, WA | 2009 | Y / O | Bartlesen 2010 |
| Wilmington Drain, CA | 2009 | ? | USGS 2009 |
| Great Lakes / Grands Lacs | | | |
| Lake Ontario, NY, ON / Lac Ontario, NY, ON | 1991 | Y / O | Zaranko <i>et al.</i> 1997 |
| St. Lawrence River, ON / Fleuve Saint-Laurent, ON | 1994 | Y / O | Zaranko <i>et al.</i> 1997 |
| Lake Superior, ON / Lac Supérieur, ON | 2001 | Y / O | Grigorovich <i>et al.</i> 2003 |
| Lake Superior, MN / Lac Supérieur, MN | 2005 | ? | USGS 2009 |
| Lake Erie, NY, OH, PA / Lac Érié, NY, OH, PA | 2005 | Y / O | Levri <i>et al.</i> 2007 |
| Lake Michigan, IL / Lac Michigan, IL | 2006 | Y / O | USGS 2009 |
| Youngstown, NY | 2007 | Y / O | Levri and Jacoby 2008 |



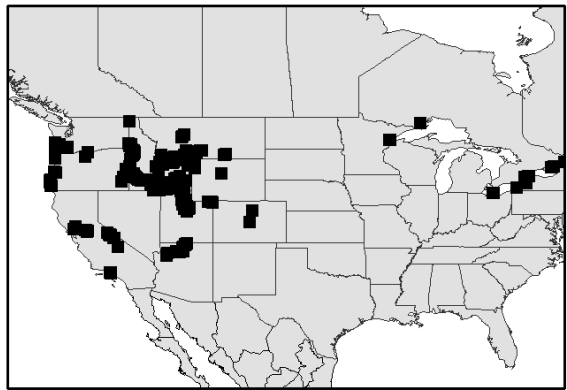
(a) 1987-1990



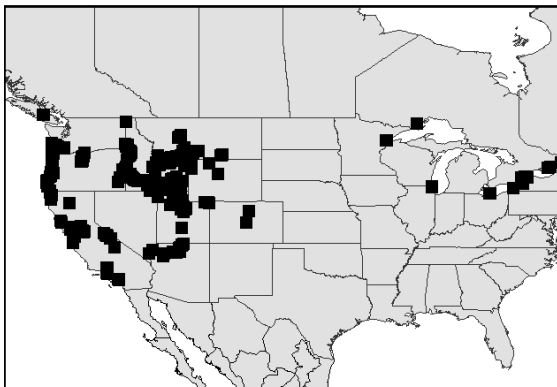
(b) 1991-1995



(c) 1996-2000



(d) 2001-2005



(e) 2006-present

Figure 3. Time series of the invasion in North America of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*.

Figure 3 : Série chronologique de l'envahissement en Amérique du Nord de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*.

Habitat Preferences

In its native range New Zealand mud snails occupy primarily freshwater habitats, including lowland rivers, stony creeks, streams, ponds, lakes and springs but also are found in estuaries (Mackie and Claudi 2010). In their invaded range they occupy all of the habitats above as well as anthropogenic habitats such as reservoirs, mine tailing ponds, canals and ditches (Strzelec 2002; Strzelec *et al.* 2005, 2006; Jatulewicz 2007; Čejka *et al.* 2008; Nishi and Matsuoka 2009, Žbikowski and Žbikowska 2009). They are primarily littoral, although Zaranko *et al.* (1997) reported it at depths ranging from 4–25 m in Lake Ontario while others reported it at moderate depths of ca. 10 m or more (Grigorovich *et al.* 2003; Levri *et al.* 2008). Only recently has the snail been reported in shallow waters (< 2 m) in Lake Superior (Levri *et al.* 2008) and in two streams (< 0.5 m) emptying into Lake Ontario (Levri and Jacoby 2008).

New Zealand mud snails are found on a number of substrates including clay, fine sand, mud, concrete, fine cobble and aquatic macrophytes, and can bury in soft substrates during dry or cold periods (Alonso and Castro-Diéz 2008). They are often found in areas enriched by silt, organic matter or nutrients, and populations may be facilitated by human disturbance (Schreiber *et al.* 2003, Mackie and Claudi 2010). In the Great Lakes, they appear to prefer silt-sand mixtures (Levri *et al.* 2008).

Préférences en matière d'habitat

Dans son aire de répartition naturelle, la nasse de Nouvelle-Zélande vit principalement dans les habitats d'eau douce, dont les rivières de basses terres, les ruisseaux pierreux, les petits cours d'eau, les étangs, les lacs et sources mais on la trouve également dans les estuaires (Mackie and Claudi 2010). Dans les régions envahies, la nasse de Nouvelle-Zélande occupe tous les habitats susmentionnés ainsi que des habitats anthropiques tels que des réservoirs, des bassins de décantation des résidus de mine, des canaux et des fossés (Strzelec 2002; Strzelec *et al.* 2005, 2006; Jatulewicz 2007; Čejka *et al.* 2008; Nishi and Matsuoka 2009, Žbikowski and Žbikowska 2009). La nasse vit principalement dans des zones littorales bien que Zaranko *et al.* (1997) aient rapporté sa présence à des profondeurs variant entre 4 et 25 mètres dans le lac Ontario alors que d'autres ont rapporté sa présence à des profondeurs plus modérées d'environ 10 mètres ou plus (Grigorovich *et al.* 2003; Levri *et al.* 2008). Ce n'est que récemment que la nasse a été rapportée dans des eaux peu profondes (< 2 m) dans le lac Supérieur (Levri *et al.* 2008) et dans deux petits cours d'eau (< 0,5 m) se déversant dans le lac Ontario (Levri and Jacoby 2008).

On a trouvé des nasses de Nouvelle-Zélande sur plusieurs substrats, dont l'argile, le sable fin, la boue, le ciment, les galets fins et des macrophytes aquatiques. La nasse peut également s'enfouir dans des substrats mous durant les périodes sèches ou froides (Alonso and Castro-Diéz 2008). On la trouve souvent dans les zones enrichies par du limon, des matières ou des éléments nutritifs organiques. Les populations de nasse peuvent également être stimulées par les perturbations humaines (Schreiber *et al.* 2003, Mackie and Claudi 2010). Dans les Grands Lacs, le gastéropode semble préférer les mélanges limon-sable (Levri *et al.* 2008).

Physiological Tolerances

Mackie and Claudi (2010) summarized the range of physiological tolerances exhibited by *P. antipodarum* (Table 4). As would be expected of an invader, mud snails can survive a wide range of environmental conditions, but the optimal range for growth, reproduction, and population increase is considerably smaller. New Zealand mud snails tolerate a wide range of temperature (Alonso and Castro-Diéz 2008, Mackie and Claudi 2010, Table 4). Dybdahl and Kane (2005) tested three temperatures (12, 18 and 24°C) and found reproduction was curtailed at 24°C and that 18°C was optimal. Vareille-Morel (1985a,b) tested the lower (1-12°C) and upper temperature (22-33°C) tolerances of juveniles and adults from oligocalcic (17 mg/l Ca⁺⁺) and eucalcic (107 mg/l Ca⁺⁺) waters. The authors reported total mortality at temperatures ≤ 2°C and ≥ 30°C, partial mortality between 3-9°C and 26-29°C, and no mortality between 10-25°C for snails from oligocalcic water. Juveniles were slightly less resistant than adults. Cox and Rutherford (2000) reported upper thermal tolerance (measured as LT_{50%}) of 31°C at constant temperatures, which was reduced to 28.6°C when temperatures were varied diurnally (although the maximum daily temperature at this treatment was 33.6°C). Alonso and Castro-Diéz (2008) noted that no studies indicated whether reproduction was possible after exposure to temperature extremes.

Tolérances physiologiques

Mackie and Claudi (2010) ont résumé les tolérances physiologiques de *P. antipodarum* (Tableau 4). Conformément aux caractéristiques d'un envahisseur, la nasse de Nouvelle-Zélande a une tolérance à une grande gamme de conditions environnementales. Par contre, l'aire de répartition ayant des conditions optimales pour la croissance, reproduction et l'augmentation de la densité de population est considérablement plus petite. La nasse de Nouvelle-Zélande tolère une grande gamme de températures (Alonso and Castro-Diéz 2008, Mackie and Claudi 2010, Tableau 4). Dybdahl and Kane (2005) ont testé trois températures (12, 18 et 24 °C) et ont conclu que la reproduction était réduite ou bloquée à 24 °C et qu'une température de 18 °C était optimale. Vareille-Morel (1985a,b) ont testé la tolérance des jeunes et adultes vivant dans des eaux oligocalciques (17 mg/l Ca⁺⁺) et eucalciques (107 mg/l Ca⁺⁺) aux basses (1-12 °C) et hautes (22-33 °C) températures. Les auteurs ont rapporté une mortalité totale à des températures ≤ 2 °C et ≥ 30 °C, une mortalité partielle entre 3-9 °C et 26-29 °C, et aucune mortalité entre 10-25 °C pour les nasses vivant dans des eaux oligocalciques. Les jeunes nasses étaient légèrement moins résistantes que les adultes. Cox and Rutherford (2000) ont rapporté une tolérance thermique maximale (mesurée sous forme de TL_{50 %}) de 31 °C à des températures constantes. Cette tolérance diminue à 28,6 °C lorsque les températures varient durant le jour (bien que la température journalière maximale pour ce traitement était de 33,6 °C). Alonso and Castro-Diéz (2008) ont noté qu'aucune étude n'indiquait si la reproduction était possible ou non après une exposition à des températures extrêmes.

Table 4: Summary of critical physiological tolerances of New Zealand mud snails, *Potamopyrgus antipodarum* (adapted from Mackie and Claudi 2010).

| Parameter | No Potential for Adult Survival | Little Potential for Egg Development | Moderate Potential for Nuisance Infestation | High Potential for Massive Infestation |
|--------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|---|--|
| Calcium (mg Ca/L) | <2 | 2-4 | 4-7 | 7-? |
| pH | <6.0? | 6.0-6.8 | 6.9-7.5 | 7.5-8.5? |
| Alkalinity (mg CaCO ₃ /L) | <10 | 10-50 | 50-100 | 100-350 |
| Hardness (mg CaCO ₃ /L) | <10 | 10-50 | 50-100 | 100-350 |
| Temperature (°C) | <0, >35 | 0-15, 30-35 | 15-20, 26-30 | 20-26 |
| Conductivity (µS/cm) | <25, >46,000 | 25-200, 25,000-46,000 | 200-1,200, 9,000-25,000 | 1,200-9,000 |
| TDS (mg/L) | <17, >30,800 | 17-130, 16,800-30,800 | 130-800, 6,000-16,800 | 800-6,000 |
| Salinity (‰) | <0.01, >30 | 15.0-30.0 | 0.1-2.0, 5-15 | 2.0-5.0 |

Tableau 4 : Sommaire des tolérances physiologiques critiques de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum* (adapté de Mackie and Claudi 2010).

| Paramètre | Pas de potentiel de survie adulte | Faible potentiel de développement des œufs | Potentiel modéré d'infestation nuisible | Potentiel élevé d'infestation massive |
|--------------------------------------|-----------------------------------|--|---|---------------------------------------|
| Calcium (mg Ca/L) | <2 | 2-4 | 4-7 | 7-? |
| pH | <6.0? | 6.0-6.8 | 6.9-7.5 | 7.5-8.5? |
| Alcalinité (mg CaCO ₃ /L) | <10 | 10-50 | 50-100 | 100-350 |
| Dureté (mg CaCO ₃ /L) | <10 | 10-50 | 50-100 | 100-350 |
| Température (°C) | <0, >35 | 0-15, 30-35 | 15-20, 26-30 | 20-26 |
| Conductivité (µS/cm) | <25, >46,000 | 25-200, 25,000-46,000 | 200-1,200, 9,000-25,000 | 1,200-9,000 |
| MDT (mg/L) | <17, >30,800 | 17-130, 16,800-30,800 | 130-800, 6,000-16,800 | 800-6,000 |
| Salinité (‰) | <0.01, >30 | 15.0-30.0 | 0.1-2.0, 5-15 | 2.0-5.0 |

Although primarily a freshwater species, New Zealand mud snails are euryhaline (Alonso and Castro-Diéz 2008, Mackie and Claudi

Bien que la nasse de Nouvelle-Zélande soit principalement une espèce d'eau douce, elle est aussi euryhaline (Alonso and Castro-Diéz

2010). They tolerate a wide range of salinity with the maximum near 26-35‰ (Hylleberg and Siegismund 1987, Costil *et al.* 2001, Mackie and Claudi 2010), 5‰ or less being optimal (Jacobsen and Forbes 1997). Winterbourn (1970) found New Zealand mud snails in waters up to 26‰, but they were most active in waters of 17.5‰ or less. Reproduction is limited to salinities less than 18‰ (Duncan 1966, Klebowski and Duncan 1966; Duncan and Klebowski 1967).

Temperature interacts with other abiotic physical parameters, particularly calcium concentration and salinity. Hylleberg and Seigismund (1987) noted reduced survival at sub-zero temperatures with increasing salinity, and Vareille-Morel (1985a, b) reported lower thermal resistance in oligocalcic (17 mg/L Ca⁺⁺) populations than in eucalcic (107 mg/L Ca⁺⁺) populations with increasing temperatures. Estuarine habitats may serve as population sinks, as New Zealand mud snails have lower thermal tolerance and lower reproductive output at increased salinities (Muus 1967, Lassen 1978, Hylleberg and Seigismund 1987); low salinity refuges would be required to provide regular immigration for populations to persist in northern Pacific estuaries.

Life History

Although dioecious and ovoviviparous in its native range, with the proportion of males varying as high as 30% but usually 3% or less, virtually all invasive populations are parthenogenetic female clones (Hauser *et al.* 1992, Zaranko *et al.* 1997, Alonso and Castro-Diéz 2008). Females do not require mates and produce fertilized eggs that mature and hatch in a brood pouch with the young released as crawl away juveniles.

2008, Mackie and Claudi 2010). Elle tolère une grande gamme de salinités avec un maximum près de 26-35 ‰ (Hylleberg and Siegismund 1987, Costil *et al.* 2001, Mackie and Claudi 2010), 5 ‰ ou moins étant la salinité optimale (Jacobsen and Forbes 1997). Winterbourn (1970) a trouvé des nasses de Nouvelle-Zélande dans des eaux dont la salinité allait jusqu'à 26 ‰ mais elles étaient plus actives dans des eaux de salinité de 17,5 ‰ ou moins. La reproduction est limitée à des salinités de moins de 18 ‰ (Duncan 1966, Klebowski and Duncan 1966; Duncan and Klebowski 1967).

La température interagit avec d'autres paramètres physiques abiotiques, particulièrement la concentration de calcium et la salinité. Hylleberg and Seigismund (1987) ont noté que la survie diminue lorsque la salinité augmente à des températures inférieures à zéro. Vareille-Morel (1985a, b) a rapporté une résistance thermique réduite chez les populations oligocalciques (17 mg/L Ca⁺⁺) par rapport aux populations eucalciques (107 mg/L Ca⁺⁺), avec des températures plus élevées. Les habitats estuariens pourraient servir de puits de populations car la nasse de Nouvelle-Zélande présente une tolérance thermique inférieure et une reproduction inférieure à des salinités supérieures (Muus 1967, Lassen 1978, Hylleberg and Seigismund 1987). Ainsi, des refuges de faible salinité seraient requis pour assurer une immigration régulière et pour que les populations de nasse persistent dans les estuaires du Nord du Pacifique.

Cycle biologique

Bien que la nasse soit dioïque et ovovivipare dans son aire de répartition naturelle, pratiquement toutes les populations envahissantes sont des clones femelles parthénogénétiques avec la proportion de mâles variant jusqu'à une limite inférieure de 30 % mais étant généralement d'environ 3 % ou moins (Hauser *et al.* 1992, Zaranko *et al.* 1997, Alonso and Castro-Diéz 2008). Les femelles n'ont pas besoin de mâles et

While within the brood pouch of the adult there is a high potential for widespread dispersal via a number of natural and human-mediated vectors but the absence of a planktonic larval stage greatly reduces the potential for natural larval transport. Females mature at a size of 2.75 to 3.50 mm shell length (Richards 2002, Hall *et al.* 2006), which requires about three months in native populations (Winterbourne 1970). Each female produces 20-120 young per brood and an individual female can produce 230 young per year (Winterbourn 1970, Schreiber *et al.* 1998, Lively and Jokela 2002, Mackie and Claudi 2010), with up to six generations possible in a single year (Richards 2002, Alonso and Castro-Diéz 2008). Reproduction occurs in the spring and summer; the life cycle is annual (Mackie and Claudi 2010). Fecundity increases and growth rate decreases with increasing shell length (Hall *et al.* 2006). Fecundity and growth rate are positively correlated with increasing water temperature (Strzelec 2002).

New Zealand mud snails are general grazers. Food includes periphyton, epiphytes, macrophytes and detritus (Alonso and Castro-Diéz 2008). Haynes and Taylor (1984) concluded that mud snail feed preferentially on plant and animal detritus, but will readily graze on green algae or diatoms.

Mud snails are preyed upon by fishes including mountain whitefish (*Prosopium williamsoni*), sculpins (*Cottus* spp.), brown trout (*Salmo trutta*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in North America and European perch (*Perca fluviatilis*) and plaice (*Pleurnectes platessa*) (Proctor *et al.* 2007, Vinson *et al.* 2007,

produisent des œufs fécondés qui arrivent à maturité et éclosent dans une poche à couver, les jeunes étant libérés sous forme de juvéniles rampants. Lorsqu'à l'intérieur de la poche à couvée, il y a un fort potentiel de dispersion par l'intermédiaire de vecteurs naturels et anthropogéniques mais l'absence de stades larvaires planctoniques réduit considérablement le potentiel de transport larvaire naturel. Les femelles atteignent la maturité à une longueur de coquille variant entre 2,75 et 3,50 mm (Richards 2002, Hall *et al.* 2006), ce qui nécessite environ trois mois de maturation pour les populations indigènes (Winterbourne 1970). Chaque femelle produit 20-120 jeunes par couvée et une seule femelle peut produire 230 petits par an (Winterbourn 1970, Schreiber *et al.* 1998, Lively et Jokela 2002, Mackie and Claudi 2010), avec jusqu'à six générations possibles en une seule année (Richards 2002, Alonso and Castro-Diéz 2008). La reproduction se fait au printemps et durant l'été; le cycle biologique est annuel (Mackie and Claudi 2010). La fécondité augmente et le taux de croissance diminue avec l'augmentation de la longueur de la coquille (Hall *et al.* 2006). La fécondité et le taux de croissance sont corrélés positivement avec l'augmentation de la température de l'eau (Strzelec 2002).

Les nasses de Nouvelle-Zélande sont des brouteurs. Les aliments comprennent le périphyton, des épiphytes, des macrophytes et des détritits (Alonso and Castro-Diéz 2008). Haynes and Taylor (1984) ont conclu que la nasse s'alimente de façon préférentielle à partir de détritits d'animaux et de plantes mais qu'elle broute volontiers les algues vertes ou les diatomées.

Les nasses sont la proie de nombreux poissons, dont le ménomini de montagne (*Prosopium williamsoni*), le chaboisseau (espèce *Cottus*), la truite de mer (*Salmo trutta*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) en Amérique du Nord ainsi que la perche commune (*Perca fluviatilis*) et le carrelet (*Pleurnectes platessa*) (Proctor *et al.*

Bersine *et al.* 2008, Vinson and Baker 2008). Levri *et al.* (2008) postulated that increased predation by non-indigenous round goby (*Neogobius melanostomus*), which prey on larger invasive mussels (*Dreissena* spp.) and are related to native gobiid predators in New Zealand, might explain population dynamics of New Zealand mud snail in shallow waters of Lake Ontario, although wave action, substrate type and competitive interactions with native gastropods also may play a role. Fishes have been implicated in hydrobiid snail dispersal (Aarnio and Bonsdorff 1997, Leppäkoski and Olenin 2000) and New Zealand mud snails can survive passage through fish digestive tracts and give birth subsequent to voiding (Haynes *et al.* 1985, Vinson 2004, Vinson and Baker 2008).

Migratory birds also have been implicated in the dispersal of freshwater molluscs in general (Roscoe 1955; Malone 1965a,b, 1966; Rees 1965; Dundee *et al.* 1967; Boag 1986) and expansion of *Potamopyrgus* in Europe (e.g., Ribí 1986, Ponyi 1994, Son 2008). New Zealand mud snails were reported to be a frequent diet item for mallards (*Anas platyrhynchos*) in Ireland and of mallard and common pochard (*Aythya ferina*), tufted duck (*Aythya fuligula*), Ferruginous pochard (*Aythya nyroca*) and common goldeneye (*Bucephala clangula*) in Hungary (Whilde 1978, Ponyi 1994). Wesselingh *et al.* (1999, citing Malone 1965a,b) concluded that external transport of molluscs (i.e., attached to feathers, feet or bills) was more common than survival of passage through avian digestive tracts. However, Bondensen and Kaiser (1949) and Malone (1965a, 1966) indicated that molluscs that were regurgitated prior to entering the crop also could survive and be dispersed by migratory waterfowl. Mackie and Claudi (2010), citing Rees (1965), indicated that large insects could transport *Potamopyrgus antipodarum* and the faucet

2007, Vinson *et al.* 2007, Bersine *et al.* 2008, Vinson and Baker 2008). Levri *et al.* (2008) ont postulé qu'une augmentation de la prédation par le gobie à taches noires non indigène (*Neogobius melanostomus*), lequel s'attaque aux moules envahissantes de taille plus importante (espèces *Dreissena*) et sont apparentés avec les gobies prédateurs indigènes de Nouvelle-Zélande, pourrait expliquer la dynamique des populations de nasse de Nouvelle-Zélande dans les eaux peu profondes du lac Ontario. Par contre, l'action des vagues, le type de substrat et la compétition avec les gastéropodes indigènes pourraient également jouer un rôle. Des poissons ont été impliqués dans la dispersion d'escargots hydrobiidés (Aarnio and Bonsdorff 1997, Leppäkoski and Olenin 2000) et la nasse de Nouvelle-Zélande peut survivre au passage dans le tube digestif des poissons et donner naissance après expulsion (Haynes *et al.* 1985, Vinson 2004, Vinson and Baker 2008).

En général, les oiseaux migrateurs ont joué un rôle dans la dispersion de mollusques d'eau douce (Roscoe 1955; Malone 1965a, b, 1966; Rees 1965; Dundee *et al.* 1967; Boag 1986) et dans l'accroissement de la population de *Potamopyrgus* en Europe (p. ex., Ribí 1986, Ponyi 1994, Son 2008). La nasse de Nouvelle-Zélande a été rapportée comme étant un élément fréquent du régime alimentaire du canard colvert (*Anas platyrhynchos*) en Irlande et du canard colvert et du fuligule milouin (*Aythya ferina*), du fuligule morillon (*Aythya fuligula*), du fuligule nyroca (*Aythya nyroca*) et du garot à l'œil d'or (*Bucephala clangula*) en Hongrie (Whilde 1978, Ponyi 1994). Wesselingh *et al.* (1999, citant Malone 1965a, b) ont conclu que le transport externe des mollusques (c.-à-d. par fixation sur les plumes, les pattes ou le bec) était plus courant que leur survie au passage dans le tube digestif des oiseaux. Cependant, Bondensen and Kaiser (1949) et Malone (1965a, 1966) ont indiqué que les mollusques régurgités avant l'entrée dans le jabot pouvaient également survivre et être dispersés par les sauvagines migratrices. Mackie and Claudi (2010), citant Rees

snail *Bithynia tentaculata* over short distances.

Rapid maturation, frequent reproduction and high survival of precocious young can result in extremely high densities. Schreiber *et al.* (1998) reported peak densities of nearly 50,000 snails m⁻² in Australia, peak densities in the UK were over 160,000 snails m⁻², and densities of 800,000 snails m⁻² were reported from Lake Zurich in Switzerland (Alonso and Castro-Diéz 2008). Exceptional peak densities reported from river systems in the western US range from 300,000 snails m⁻² (Madison River, Kerans *et al.* 2005) to 500,000 snails m⁻² (Yellowstone Park and Idaho, Richards *et al.* 2001, Hall *et al.* 2003) and 750,000 snails m⁻² (Polecat Creek, Hall *et al.* 2006). Snail densities are considerably lower in the Great Lakes and vary substantially within and between years ranging from < 10 m⁻² to ca. 5000 m⁻² (Zaranko *et al.* 1997, Levri *et al.* 2008). Densities at the Port Alberni site have not been measured but snails are easily found suggesting densities are not trivial.

A number of life history traits enable the New Zealand mud snail to be a very effective invader, including high fecundity, parthenogenic reproduction, low susceptibility to predators, tolerance to a wide range of abiotic conditions (temperature, salinity and human perturbation) and high competitive ability compared to native invertebrate fauna (Alonso and Castro-Diéz 2008).

(1965), ont indiqué que de gros insectes pouvaient transporter *Potamopyrgus antipodarum* et l'escargot bulime, *Bithynia tentaculata*, sur de courtes distances.

La maturation rapide, la reproduction fréquente et le taux élevé de survie des jeunes précoces peuvent entraîner des densités de population élevées. Schreiber *et al.* (1998) ont rapporté des densités maximales de presque 50 000 escargots par m² en Australie et des densités de plus de 160 000 escargots par m² au Royaume-Uni. Des densités de 800 000 escargots par m² ont été rapportées dans le lac Zurich, Suisse (Alonso and Castro-Diéz 2008). Des densités exceptionnellement élevées ont été rapportées dans de rivières de l'ouest des États-Unis variant entre 300 000 escargots par m² (rivière Madison, Kerans *et al.* 2005) à 500 000 escargots par m² (parc Yellowstone et Idaho, Richards *et al.* 2001, Hall *et al.* 2003) et 750 000 escargots par m² (Polecat Creek, Hall *et al.* 2006). Les densités sont considérablement plus faibles dans les Grands Lacs et varient considérablement à l'intérieur d'une même année et d'une année à l'autre s'étalant de moins de 10 escargots par m² à environ 5000 escargots par m² (Zaranko *et al.* 1997, Levri *et al.* 2008). Les densités présentes à Port Alberni n'ont pas été mesurées mais les escargots peuvent être facilement trouvés, ce qui suggère que ces populations ne sont pas négligeables.

Plusieurs caractéristiques du cycle biologique de la nasse de Nouvelle-Zélande lui permettent d'être un envahisseur très efficace, dont sa fécondité élevée, sa reproduction parthénogénique, sa faible susceptibilité aux prédateurs, sa tolérance à une grande gamme de conditions abiotiques (température, salinité et perturbations humaines) ainsi que sa compétitivité élevée comparée à celle de la faune invertébrée indigène (Alonso and Castro-Diéz 2008).

Population Structure

Currently, there are three clonal lines of the New Zealand mud snail recognized in North America (Proctor *et al.* 2007, Levri *et al.* 2008). The primary clone in the western US (US 1) is a clone found in Australia, and thus could represent the likely source location (Dybdahl and Kane 2005, Emblidge Fromme and Dybdahl 2006, Levri and Jacoby 2008). The clone found in the Great Lakes (US 2) is the same as a clone found on the European Mainland (Euro A). A third clone has been reported from a short stretch of the Snake River in Idaho (US 3); this clone is reported to have males present in the population, but the source has not been identified (Proctor 2007). Hershler *et al.* (2009) examined genetic diversity of clones in the western US, and provisionally supported a single introduction as the source of all New Zealand mud snail populations in the western US.

Potential Interactions with SARA-listed Species

A number of freshwater gastropods have been assigned status by the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC), and two have been listed under SARA (Table 5). The two Endangered species, the Banff Springs snail and hotwater physa, are locally endemic to thermal hot springs. The Lake Winnipeg physa is a local endemic of uncertain taxonomic validity, and although designated by COSEWIC as Endangered in 2002 it was not listed under SARA, but referred back to COSEWIC for more information. Three other species, subspecies or populations, the Rocky Mountain capshell (eastern population), squat duskysnail, and Gatineau tadpole snail, were considered Data Deficient by COSEWIC and not listed under SARA.

Structure des populations

Actuellement, il existe trois lignées clonales de la nasse de Nouvelle-Zélande reconnues en Amérique du Nord (Proctor *et al.* 2007, Levri *et al.* 2008). Le clone primaire dans l'ouest des États-Unis (US 1) est un clone découvert en Australie et par conséquent, il pourrait représenter le lieu de la source probable (Dybdahl and Kane 2005, Emblidge Fromme and Dybdahl 2006, Levri and Jacoby 2008). Le clone découvert dans les Grands Lacs (US 2) est le même que celui trouvé sur le continent européen (Euro A). Un troisième clone a été signalée dans une petite section de la rivière Snake, Idaho (US 3); ce clone a été rapporté comme ayant des mâles dans la population mais la source n'a pas été identifiée (Proctor 2007). Hershler *et al.* (2009) ont examiné la diversité génétique des clones de l'ouest des États-Unis et soutiennent provisoirement une introduction unique comme la source de toutes les populations de nasse de Nouvelle-Zélande de l'ouest des États-Unis.

Interactions potentielles avec les espèces de la liste de la Loi sur les espèces en péril

Un certain nombre de gastéropodes d'eau douce ont reçu un statut par le Comité sur les espèces en péril au Canada (COSEPAC) et deux espèces ont été listées en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (Tableau 5). Les deux espèces en voie de disparition, la physse des fontaines de Banff et la physse d'eau chaude, sont localement endémiques aux sources d'eaux chaudes. Le statut taxonomique de la physse du lac Winnipeg demeure incertaine bien qu'elle ait été désignée par le COSEPAC comme une espèce en voie de disparition en 2002. Elle n'a pas été listée en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, mais la question a été renvoyée au COSEPAC aux fins d'obtention d'information supplémentaire. Trois autres espèces, sous-espèces ou populations, la patelle d'eau douce pointue (population de l'Est), le lyogyne roux et la physse de la Gatineau ont été identifiées par le COSEPAC

comme ayant des données insuffisantes et ne sont pas listées en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*.

Table 5. Canadian freshwater gastropods designated by COSEWIC.

| Scientific Name | Common Name | COSEWIC Designation | SARA Designation | Range | Reference |
|------------------------------------|-------------------------|---------------------|------------------|--------|---------------|
| <i>Physella johnsoni</i> | Banff Springs snail | Endangered | Endangered | AB | COSEWIC 2008a |
| <i>Physella wrighti</i> | Hotwater physa | Endangered | Endangered | BC | COSEWIC 2008b |
| <i>Physa</i> sp. | Lake Winnipeg physa | Endangered | - | MB | COSEWIC 2002a |
| <i>Acroloxus coloradensis</i> | Rocky Mountain capshell | Data Deficient | - | ON, QC | |
| <i>Lyrogyrus granum</i> | Squat dusksnail | Data Deficient | - | NB, NS | |
| <i>Physella parkeri latchfordi</i> | Gatineau tadpole snail | Data Deficient | - | QC | |

Tableau 5 : Gastéropodes d'eau douce canadiens désignés par COSEWIC.

| Nom scientifique | Nom commun | Désignation COSEWIC | Désignation Loi sur les espèces en péril | Aire de répartition | Référence |
|------------------------------------|-------------------------------|------------------------|--|---------------------|---------------|
| <i>Physella johnsoni</i> | Physse des fontaines de Banff | En voie de disparition | En voie de disparition | AB | COSEWIC 2008a |
| <i>Physella wrighti</i> | Physse d'eau chaude | En voie de disparition | En voie de disparition | CB | COSEWIC 2008b |
| <i>Physa</i> sp. | Physse du lac Winnipeg | En voie de disparition | - | MB | COSEWIC 2002a |
| <i>Acroloxus coloradensis</i> | Patelle d'eau douce pointue | Manque de données | - | ON, QC | |
| <i>Lyrogyrus granum</i> | Lyogyne roux | Manque de données | - | NB, NE | |
| <i>Physella parkeri latchfordi</i> | Physse de la Gatineau | Manque de données | - | QC | |

Where *P. antipodarum* does inhabit geothermally-influenced systems in its native range, its distribution is limited to waters cooler than 28°C (Winterbourn 1969). This upper limit may vary by clone and the tolerances for the three clones known to exist in North America are not documented.

Bien que *P. antipodarum* vive dans des systèmes influencés par la géothermie dans son aire de répartition naturelle, sa répartition est limitée aux eaux de température inférieure à 28 °C (Winterbourn 1969). Cette limite supérieure peut varier en fonction du clone et les tolérances

The Banff Springs snail lives in the upper reaches of hot springs systems, and although found in pools that range in temperature from 20-33°C, demonstrate higher densities with increasing temperature (generally above 27°C and ranging above 40°C) (COSEWIC 2008a). The hotwater physa occurs in water temperatures ranging from 23-40°C (COSEWIC 2008b). Differences in thermal tolerance would spatially (thermally) limit competition between *P. antipodarum* and either of these species, should the mud snail be introduced into either hot spring system.

Should the New Zealand mud snail establish high-density populations in freshwater systems beyond their current range (Lakes Erie, Ontario and Superior), they could potentially affect the fitness of a number of SARA-listed fish species, depending on the tendency of each species to prey on snails which are of limited nutritional value or their dependence on aquatic insect larvae that may be out-competed by New Zealand mud snails (Table 6).

thermiques de ces trois clones en Amérique du Nord ne sont pas documentées.

La physa des fontaines de Banff vit dans les zones supérieures des sources d'eaux chaudes et bien qu'on puisse la retrouver dans des bassins dont la température varie entre 20 et 33 °C, les densités sont plus importantes lorsque la température augmente (généralement au-dessus de 27 °C et s'étalant au-dessus de 40 °C) (COSEPAC 2008a). La physa d'eau chaude vit à des températures d'eau variant entre 23 et 40 °C (COSEPAC 2008b). Les différences de tolérance thermique limiteraient spatialement (thermiquement) la compétition entre *P. antipodarum* et l'une ou l'autre de ces espèces si elle était introduite dans l'un ou l'autre des sources d'eaux chaudes.

Si la nasse de Nouvelle-Zélande devait établir des populations de forte densité à l'intérieur de systèmes d'eau douce dépassant l'aire de répartition actuelle (lac Érié, lac Ontario et lac Supérieur), elle pourrait potentiellement affecter la valeur adaptative d'un certain nombre d'espèces de poisson listées en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, en fonction de la tendance de chaque espèce à se nourrir à partir d'escargots, lesquels sont de valeur nutritive limitée, ou de leur dépendance par rapport aux larves d'insectes aquatiques qui peuvent être supplantées par la nasse de Nouvelle-Zélande (Tableau 6).

Table 6. Canadian freshwater fishes designated Endangered or Threatened by COSEWIC that could potentially predate the New Zealand mud snail.

| Scientific Name | Common Name | COSEWIC Designation | SARA Designation | Range | Reference |
|------------------------------------|---------------------------|---------------------|------------------|--------|---------------|
| <i>Erimyzon sucetta</i> | Lake Chubsucker | Endangered | Threatened | ON | COSEWIC 2008c |
| <i>Rhinichthys cataractae</i> ssp. | Nooksack Dace | Endangered | Endangered | BC | COSEWIC 2007 |
| <i>Rhinichthys osculus</i> | Speckled Dace | Endangered | Endangered | BC | COSEWIC 2006a |
| <i>Noturus stigmosus</i> | Northern Madtom | Endangered | Endangered | ON | COSEWIC 2002b |
| <i>Catostomus</i> sp. | Salish Sucker | Endangered | Endangered | BC | COSEWIC 2002c |
| <i>Percina copelandi</i> | Channel Darter | Threatened | Threatened | ON, QC | COSEWIC 2002d |
| <i>Cottus</i> sp. | “Eastslope” Sculpin | Threatened | Threatened | AB | COSEWIC 2005 |
| <i>Notropus percobromus</i> | Carmine Shiner | Threatened | Threatened | MB | COSEWIC 2006b |
| <i>Oncorhynchus clarkii lewisi</i> | Westslope Cutthroat Trout | Threatened | - | AB, BC | COSEWIC 2006c |

Tableau 6 : Poissons d'eau douce canadiens désignés comme espèces en voie de disparition ou espèces menacées par COSEPAC et qui pourraient potentiellement utiliser la nasse de Nouvelle-Zélande comme proie.

| Nom scientifique | Nom commun | Désignation COSEPAC | Désignation Loi sur les espèces en péril | Aire de répartition | Référence |
|------------------------------------|-------------------------------------|------------------------|--|---------------------|---------------|
| <i>Erimyzon sucetta</i> | Sucet de lac | En voie de disparition | Menacée | ON | COSEPAC 2008c |
| <i>Rhinichthys cataractae</i> ssp. | Naseux de la Nooksack | En voie de disparition | En voie de disparition | CB | COSEPAC 2007 |
| <i>Rhinichthys osculus</i> | Naseux moucheté | En voie de disparition | En voie de disparition | CB | COSEPAC 2006a |
| <i>Noturus stigmosus</i> | Chat-fou du Nord | En voie de disparition | En voie de disparition | ON | COSEPAC 2002b |
| <i>Catostomus</i> sp. | Meunier de Salish | En voie de disparition | En voie de disparition | CB | COSEPAC 2002c |
| <i>Percina copelandi</i> | Fouille-roche gris | Menacée | Menacée | ON, QC | COSEPAC 2002d |
| <i>Cottus</i> sp. | Chabot du versant est | Menacée | Menacée | AB | COSEPAC 2005 |
| <i>Notropus percobromus</i> | Tête carminée | Menacée | Menacée | MB | COSEPAC 2006b |
| <i>Oncorhynchus clarkii lewisi</i> | Truite fardée du versant de l'ouest | Menacée | - | AB, CB | COSEPAC 2006c |

METHODS AND MATERIALS

RISK ASSESSMENT METHODOLOGY

Risk has two components: probability and impact (defined below). The overall level of risk posed by a NIS is a combination of the probability of widespread invasion and the consequences of that widespread invasion. These two scores are combined in a risk matrix (Figure 4) to provide an overall level of risk. Within the probability of widespread invasion, there are four major components with each representing a filter in the invasion process that will influence widespread invasion success. The first step in the invasion process is determining the probability a NIS will arrive to the geographical area being considered by the risk assessment but not survive. For example, how many potential vectors exist for any given NIS and how frequently is the NIS of concern found within this vector? The second step is determining if the NIS will survive if introduced (but will not establish). For example, can a NIS find a suitable environment within which to survive but conditions for reproduction are not met? The third step in the invasion process is closely linked with the second but evaluates whether or not a NIS that survives the arrival to the new environment can reproduce within that environment to establish a self-sustaining population. In the case of New Zealand mud snail populations can be maintained via asexual reproduction alone. If the invasion were to cease at this point the NIS would maintain local, potentially isolated populations with no spread. The fourth step indicates whether or not a NIS can spread from the initial introduction location. For example, are vectors and pathways in place that would allow the NIS to spread to suitable environments in its newly invaded range causing the species to become widespread within the spatial scale under consideration? The second component of the overall level of risk is the consequences of a NIS

MÉTHODES ET MATÉRIAUX

MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DES RISQUES

Le risque est composé de deux éléments : la probabilité et l'impact (définis ci-dessous). Le niveau de risque global posé par une espèce non indigène est une combinaison de la probabilité d'une invasion étendue et des conséquences de celle-ci. Ces deux scores sont combinés dans une matrice de risque (Figure 4) pour aboutir à un niveau de risque global. À l'intérieur de la probabilité d'une invasion étendue, il existe quatre composantes majeures, chacune d'entre elles représentant un filtre du processus d'envahissement qui peut influencer la réussite de cette invasion étendue. La première étape du processus d'invasion est de déterminer la probabilité d'arrivée d'une espèce non indigène dans la zone géographique considérée par l'évaluation des risques, mais en supposant que l'espèce ne survit pas. Par exemple, combien de vecteurs potentiels existe-t-il pour une espèce non indigène donnée et à quelle fréquence l'espèce non indigène considérée a-t-elle été présente pour ce vecteur? La seconde étape consiste à déterminer si l'espèce non indigène survivra si elle est introduite (mais elle ne s'établira pas). Par exemple, une espèce non indigène peut-elle trouver un environnement approprié à l'intérieur duquel elle peut survivre sans que les conditions de reproduction soient satisfaites? La troisième étape du processus d'envahissement est étroitement liée à la deuxième, mais celle-ci évalue si une espèce non indigène qui survit à l'arrivée dans le nouvel environnement peut se reproduire à l'intérieur de ce nouvel environnement pour établir une population autonome. Dans le cas de la nasse de Nouvelle-Zélande, les populations peuvent être entretenues uniquement par la reproduction asexuée. Si l'envahissement devait cesser à ce niveau, l'espèce non indigène pourrait maintenir des populations locales et potentiellement isolées mais sans

invasion. For example, what are the ecological or genetic consequences on native ecosystems or populations if a NIS is able to establish and become widespread?

dissémination. La quatrième étape indique si une espèce non indigène peut se disperser à partir du lieu d'introduction initiale. Par exemple, existe-t-il des vecteurs et des voies qui permettraient à l'espèce non indigène de se disperser vers des environnements appropriés dans sa nouvelle aire de répartition introduite, poussant ainsi l'espèce à devenir dispersée de façon généralisée à l'intérieur de l'échelle spatiale considérée? Le deuxième élément du niveau de risque global est constitué des conséquences de l'envahissement d'une espèce non indigène. Par exemple, quelles sont les conséquences écologiques ou génétiques sur les écosystèmes ou populations indigènes si une espèce non indigène est en mesure de s'établir et de se disperser de façon généralisée?

| | | | | | | |
|--------------------------------|-----------|----------|-----|----------|------|-----------|
| Consequence / Impact | Very High | | | | | |
| | High | | | | | |
| | Moderate | | | | | |
| | Low | | | | | |
| | Very Low | | | | | |
| | | Very Low | Low | Moderate | High | Very High |
| Probability of Invasion | | | | | | |

Figure 4. The following risk matrix was used to determine the overall risk potential by combining the probability of a widespread invasion determined in Step 1 with the consequences of establishment determined in Step 2. In the matrix Green = Low Risk, Yellow = Moderate Risk, and Red = High Risk.

| | | | | | | |
|------------------------------------|--------------|-------------|--------|---------|--------|-------------|
| Conséquences / Impacts | Très élevés | | | | | |
| | Élevés | | | | | |
| | Modérés | | | | | |
| | Faibles | | | | | |
| | Très faibles | | | | | |
| | | Très faible | Faible | Modérée | Élevée | Très élevée |
| Probabilité d'envahissement | | | | | | |

Figure 4 : La matrice de risque suivante a été utilisée pour déterminer le potentiel de risque global en combinant la probabilité d'une invasion étendue déterminée lors de l'étape 1 avec les conséquences d'un établissement déterminé lors de l'étape 2. Dans la matrice, vert = risque faible, jaune = risque modéré et rouge = risque élevé.

The invasion process can be broken down into the four major components of the invasion cycle including: arrival, survival, establishment, and spread. Each represents a single phase of the invasion process and

Le processus d'envahissement peut être décomposé en quatre composantes majeures du cycle d'envahissement, dont : l'arrivée, la survie, l'établissement et la dispersion. Chacun de ces éléments

each will have an associated probability of occurrence (P_1 to P_4) and a predicted impact (I_1 to I_4) should that probability be realized (Table 7). Thus, the overall level of risk posed by a NIS can be assessed by a step-wise assessment of the invasion process resulting in a combination of the associated probabilities and impacts (see Table 8).

représente une phase unique du processus d'envahissement et chacun d'entre eux est doté d'une probabilité d'occurrence (P_1 à P_4) et d'une prévision d'impact (I_1 à I_4) si cette probabilité est réalisée (Tableau 7). Par conséquent, le niveau de risque global posé par une espèce non indigène peut être évalué par une évaluation séquentielle du processus d'envahissement aboutissant à une combinaison des probabilités et des impacts (voir le Tableau 8).

Table 7. Stages of the invasion process and their associated probabilities and impacts. (taken from Mandrak et al. in prep).

| Event | Probability (P) | Impact (I) |
|--------------|------------------------|-------------------|
| Arrive | P_1 | I_1 |
| Survive | P_2 | I_2 |
| Establish | P_3 | I_3 |
| Spread | P_4 | I_4 |

Tableau 7 : Étapes du processus d'envahissement et leurs probabilités et impacts. (Provenant de Mandrak et al. en prép.).

| Événement | Probabilité (P) | Impact (I) |
|------------------|------------------------|-------------------|
| Arrivée | P_1 | I_1 |
| Survie | P_2 | I_2 |
| Établissement | P_3 | I_3 |
| Dispersion | P_4 | I_4 |

Table 8. Potential outcomes and methods of combining probabilities to determine overall risk of invasion. (Taken from Mandrak et al. in prep).

| Outcome | Probability | Impact | Risk |
|---|--|-------------|---|
| Arrives (A), but no survival | $P_A = \text{Min}(P_1, 1 - P_2)$ | $I_A = I_1$ | $R_A = (P_A, I_A)$ |
| Survives (S), but no reproduction | $P_S = \text{Min}(P_1, P_2, 1 - P_3)$ | $I_S = I_2$ | $R_S = (P_S, I_S)$ |
| Establishes (E) locally, not widespread | $P_E = \text{Min}(P_1, P_2, P_3, 1 - P_4)$ | $I_E = I_3$ | $R_E = (P_E, I_E)$ |
| Widespread (W) invasion | $P_W = \text{Min}(P_1, P_2, P_3, P_4)$ | $I_W = I_4$ | $R_W = (P_W, I_W)$ |
| Overall risk | | | $R_{\text{Total}} = \text{Max}(R_A, R_S, R_E, R_W)$ |

Tableau 8 : Résultats potentiels et méthodes de combinaison des probabilités pour déterminer le risque global d'envahissement. (Provenant de Mandrak et al. en prép).

| Résultat | Probabilité | Impact | Risque |
|---|--|-------------|---|
| Arrivée (A), mais sans survie | $P_A = \text{Min}(P_1, 1 - P_2)$ | $I_A = I_1$ | $R_A = (P_A, I_A)$ |
| Survie (S), mais sans reproduction | $P_S = \text{Min}(P_1, P_2, 1 - P_3)$ | $I_S = I_2$ | $R_S = (P_S, I_S)$ |
| Établissement (E) local, non généralisé | $P_E = \text{Min}(P_1, P_2, P_3, 1 - P_4)$ | $I_E = I_3$ | $R_E = (P_E, I_E)$ |
| Invasion étendue (W) | $P_W = \text{Min}(P_1, P_2, P_3, P_4)$ | $I_W = I_4$ | $R_W = (P_W, I_W)$ |
| Risque global | | | $R_{\text{Total}} = \text{Max}(R_A, R_S, R_E, R_W)$ |

There are four potential outcomes of any NIS invasion ranging from arrival with no subsequent survival, survival without establishment, establishment without spread, to widespread invasion. The probability of each outcome can be evaluated as a function of the probability of the event (e.g., arrival) and the inverse probability of the next subsequent event (e.g., survival). To evaluate the likelihood of each potential outcome, it is necessary to estimate the probability (quantitatively or qualitatively) of each invasion phase outlined above (P_1 to P_4). It is important to note that P_1 (arrival) will be highly dependent upon potential

Il y a quatre résultats potentiels d'une invasion, allant de l'arrivée sans survie subséquente, la survie sans l'établissement, l'établissement sans dispersion, jusqu'à une invasion étendue. La probabilité de chaque résultat peut être évaluée comme une fonction de la probabilité de l'événement (p. ex., l'arrivée) et de la probabilité inverse de l'événement consécutif suivant (p. ex., la survie). Afin d'évaluer l'éventualité de chaque résultat potentiel, il est nécessaire d'estimer la probabilité (quantitativement ou qualitativement) de chaque phase de

vectors, while P_2 and P_3 (survival and establishment) will depend highly upon the biology of the organism and the habitat suitability in the receiving location and P_4 (spread) will depend on vectors and the amount of suitable habitat. For this risk assessment we qualitatively estimated the probability of each invasion step (P_1 to P_4) using the following guidelines: very high (96-100%), high (61-95%), moderate (41-60%), low (6-40%), and very low (1-5%). Once these probabilities have been estimated, it becomes possible to evaluate the probability of each potential outcome in a systematic manner following the models in Table 8. For example, the probability of a NIS arriving but not surviving (P_A) becomes the minimum of the probability of arrival (P_1) and the inverse probability of survival ($1 - P_2$).

Once the probabilities of each invasion outcome have been estimated, it is necessary to evaluate the potential consequences of each outcome in order to assess the overall risk of an invasion. Given a widespread invasion by New Zealand mud snail would represent the "worst case" scenario we only estimate the impacts associated with a widespread invasion ($I_4 = I_W$). Consequences may include, but are not limited to, impacts on biodiversity, trophic disruption, and habitat alteration or destruction. If needed, each potential consequence could be evaluated against all possible outcome scenarios to fully evaluate the risk of invasions that do not become widespread. When combined in the risk matrix (Figure 4), the probability and impact of an outcome will determine the risk. Should one desire an overall risk of invasion, it is suggested this would be the maximum of any given invasion outcome (R_A to R_W) (Table 8) as this would be in accordance with the precautionary approach.

l'envahissement décrite ci-dessus (P_1 à P_4). Il est important de noter que P_1 (arrivée) dépendra fortement des vecteurs potentiels alors que P_2 et P_3 (survie et établissement) dépendront fortement de la biologie de l'organisme et des conditions environnementales propices du lieu récepteur et enfin, que P_4 (dispersion) dépendra des vecteurs et de la quantité d'habitats propices pour l'espèce. Aux fins de cette évaluation des risques, nous avons estimé qualitativement la probabilité de chaque étape d'envahissement (P_1 à P_4) en utilisant les lignes directrices suivantes : probabilité très forte (96-100 %), élevée (61-95 %), modérée (41-60 %), faible (6-40 %), et très faible (1-5 %). Une fois ces probabilités estimées, il devient possible d'évaluer la probabilité de chaque résultat potentiel de façon systématique en respectant les modèles du Tableau 8. Par exemple, la probabilité qu'une espèce non indigène arrive mais ne survive pas (P_A) devient la probabilité minimale d'arrivée (P_1) et la probabilité inverse de survie ($1 - P_2$).

Une fois que les probabilités de chaque résultat d'envahissement ont été estimées, il est nécessaire d'évaluer les conséquences potentielles de chaque résultat afin d'évaluer le risque global d'une invasion. Étant donné qu'une invasion étendue par la nasse de Nouvelle-Zélande représenterait le « pire scénario », nous estimons seulement les impacts associés à une invasion étendue ($I_4 = I_W$). Les conséquences peuvent comprendre, entre autres, les impacts sur la biodiversité, les perturbations trophiques et la modification ou la destruction de l'habitat. Si nécessaire, chaque conséquence potentielle pourrait être évaluée par rapport à tous les scénarios de résultats possibles pour évaluer le risque des invasions qui ne deviendraient pas étendues. Lorsque combinés dans la matrice de risque (Figure 4), la probabilité et l'impact d'un résultat déterminera le risque global. Si

l'on désire obtenir un risque global d'invasion, on suggère que celui-ci soit le maximum d'un résultat d'envahissement donné (R_A à R_W) (Tableau 8) car cela correspondrait à l'approche de précaution.

Defining Vectors, Impacts and Uncertainty

To ensure consistency when talking about the relative importance of specific vectors or the level of impact expected on specific ecological endpoints we define five categories for each ranging from very high to very low (Table 9). Similarly, to ensure uncertainty is characterized in a standardized way we provide an explicit definition of each category also ranging from very high to very low, based on the quality of information available (Table 9).

Définir les vecteurs, les impacts et l'incertitude

Afin d'assurer l'uniformité lorsqu'on parle de l'importance relative de vecteurs spécifiques ou du niveau d'impact attendu pour les valeurs écologiques, nous définissons cinq catégories pour chacun des éléments, allant d'un niveau très élevé à un niveau très faible (Tableau 9). De même, afin de s'assurer que l'incertitude est caractérisée d'une façon standardisée, nous fournissons une définition explicite de chaque catégorie avec un intervalle s'étendant également d'un niveau très élevé à un niveau très faible, en fonction de la qualité de l'information disponible (Tableau 9).

Table 9. Definition of vector importance, level of impact and categories for the New Zealand mud snail risk assessment.

| Vectors | |
|-----------------|--|
| Category | Definition |
| Very High | Vector has been used extensively. |
| High | Vector has been used successfully. |
| Moderate | Vector can likely be used under favourable conditions. |
| Low | Vector unlikely to be used. |
| Very Low | Vector not demonstrated or believed to be used. |

| Impacts | |
|--------------------|--|
| Category | Definition |
| Positive | A positive impact; improvement of the factor in question. |
| Very Low Negative | No measurable impact; consequences can be absorbed without additional management action. |
| Low Negative | A measurable limited impact; disruption to the factor in question but reversible or limited in time, space or severity. |
| Moderate Negative | A measurable widespread impact; widespread disruption to the factor in question but reversible or of limited severity or duration. |
| High Negative | A significant impact; widespread disruption to the factor in question that persists over time or is likely not reversible. |
| Very High Negative | A critical impact; extensive disruption to the factor in question that is irreversible. |

| Uncertainty | |
|--------------------|--|
| Category | Definition |
| Very High | Little or no information; expert opinion based on general species knowledge. |
| High | Limited information; third party observational evidence or based on circumstantial evidence. |
| Moderate | Moderate level of information; first hand knowledge and/or unsystematic observations. |
| Low | Substantial scientific information; non peer-reviewed information. |
| Very Low | Extensive scientific information; peer-reviewed information. |

Tableau 9 : Définition de l'importance des vecteurs, du niveau d'impact et catégories pour l'évaluation des risques de la nasse de Nouvelle-Zélande.

| Vecteurs | |
|------------------|---|
| Catégorie | Définition |
| Très élevée | Vecteur a été beaucoup utilisé. |
| Élevée | Vecteur a été utilisé avec succès. |
| Modérée | Vecteur peut probablement être utilisé dans des conditions favorables. |
| Faible | Utilisation improbable du vecteur. |
| Très faible | On ne pense pas que le vecteur ait été utilisé ou il n'y a pas de preuve. |

| Impacts | |
|-------------------------|---|
| Catégorie | Définition |
| Positif | Un impact positif; amélioration du facteur en question. |
| Très faiblement négatif | Pas d'impact mesurable; les conséquences peuvent être absorbées sans mesure de gestion supplémentaire. |
| Faiblement négatif | Un impact mesurable limité; perturbation du facteur en question mais celle-ci est réversible ou limitée dans le temps, dans l'espace ou la gravité. |
| Modérément négatif | Un impact général mesurable; perturbation généralisée du facteur en question mais celle-ci est réversible ou de gravité ou de durée limitée. |
| Fortement négatif | Un impact significatif; perturbation généralisée du facteur en question qui persiste avec le temps ou qui est probablement irréversible. |
| Très fortement négatif | Un impact critique; perturbation significative du facteur en question, cette perturbation étant irréversible. |

| Incertitude | |
|--------------------|---|
| Catégorie | Définition |
| Très élevée | Peu ou pas d'information; l'opinion des spécialistes est basée sur les connaissances générales de l'espèce. |
| Élevée | Information limitée. Preuves d'observations par des tierces parties ou information basée sur des preuves circonstancielles. |
| Modérée | Niveau modéré d'information; connaissances directes et/ou observations non systématiques. |
| Faible | Information scientifique substantielle; information non examinée par les pairs. |
| Très faible | Information scientifique étendue; information examinée par les pairs. |

Predicting suitable environments
– Environmental Niche Models

The potential future range of the New Zealand mud snail in Canada was predicted by environmental niche modeling using the Genetic Algorithm for Rule-set Prediction (GARP) (Stockwell and Peters 1999). This program uses a machine-learning algorithm to predict the distribution of a species based on point localities where the species is known to occur and environmental variables that may relate to the species' distribution (Stockwell and Noble 1992, Stockwell and Peters 1999). Models were constructed using geo-referenced environmental data and species presence points. The snail's current North American distribution was used as we deemed it to be the most reliable dataset (e.g., accurate positions of reported snail sightings) and Loo *et al.* (2007) demonstrated that range-of-invasion data made better predictions than native range data for the New Zealand mud snail. They noted that the native range tended to underestimate the actual niche breadth for this species since its native range has a relatively narrow suite of environmental conditions. However, it is important to note that the New Zealand mud snail has not had the opportunity to colonize all suitable habitats in Canada (or North America). Thus, this represents a conservative approach in that the species' distribution increases over time (especially for invasions) and additional suitable habitat may be identified.

Data on the snail's current distribution in North America were compiled from several

Prévision des environnements
convenables – Modèles de niche
écologique

La future aire de répartition potentielle de la nasse de Nouvelle-Zélande au Canada a été prédite par un modèle de niche écologique utilisant l'algorithme GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction) (Stockwell et Peters 1999). Ce programme utilise un algorithme d'apprentissage automatique pour prédire la répartition d'une espèce en se basant sur des lieux spécifiques où l'espèce a été observée et les variables environnementales qui pourraient être liées à la répartition de l'espèce (Stockwell et Noble 1992, Stockwell et Peters 1999). Des modèles ont été construits en utilisant des données environnementales géoréférencées et des points de présence de l'espèce. La répartition nord-américaine actuelle de l'escargot a été utilisée car nous avons considéré qu'elle représentait le jeu de données le plus fiable (p. ex., positions exactes des observations rapportées de l'escargot) et parce que Loo *et al.* (2007) ont démontré que les données sur l'aire de répartition introduite produisaient de meilleures prévisions que les données sur l'aire de répartition indigène de la nasse de Nouvelle-Zélande. Ils ont noté que l'aire de répartition indigène tendait à sous-estimer l'ampleur réelle de sa niche écologique car son aire de répartition indigène présentait un ensemble de conditions environnementales relativement limité. Cependant, il est important de noter que la nasse de Nouvelle-Zélande n'a pas eu l'occasion de coloniser tous les habitats propices au Canada (ou en Amérique du Nord). Ainsi, ceci représente une approche conservatrice puisque la répartition de l'espèce augmente avec le temps (particulièrement pour les invasions) et que des habitats supplémentaires pourraient être éventuellement identifiés.

Les données sur l'aire de répartition actuelle de l'escargot en Amérique du Nord ont été

sources (Table 10). To avoid bias from clustered data due to uneven sampling effort and spatial duplicates, a 0.5 degree grid, the spatial resolution of the environmental variables used in the model, was overlain on the distribution map in ArcView and one random point was selected per 0.5 degree cell. The dataset for North America was thus reduced from 1865 records to 224 records. Presence data were randomly divided by the GARP program into 80% training data and 20% validation data.

compilées à partir de plusieurs sources (Tableau 10). Afin d'éviter les biais provenant de données regroupées en raison d'un effort d'échantillonnage inégal et de duplicatas, une grille de 0,5 degré, c'est-à-dire la résolution spatiale des variables environnementales utilisées dans le modèle, a été surimposée sur la carte de répartition dans ArcView et un point aléatoire a été sélectionné par cellule. Le jeu de données pour l'Amérique du Nord a été par conséquent réduit de 1 865 enregistrements à 224. Les données de présence ont été divisées de façon aléatoire par le programme GARP en données d'apprentissage à 80 % et en données de validation à 20 %.

Table 10. Reported North American occurrences of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, used in the ecological niche model: location, number of data points, and source.

| Location | Points | Source |
|--|--------|--|
| Lake Erie, Ont., Canada | 7 | Levri <i>et al.</i> 2007 |
| Lake Ontario, Ont., Canada | 21 | Zaranko <i>et al.</i> 1997 |
| Lake Ontario, Ont., Canada | 22 | Levri <i>et al.</i> 2008 |
| Lakes Ontario and Erie, Ont., Canada | 6 | CABIN dataset ¹ , retrieved Jan 2010 |
| Pacific coast of North America | 13 | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Stream of Lake Ontario watershed, Ont., Canada | 1 | Levri and Jacoby 2008 |
| United States and Canada | 275 | USGS NAS database ² , retrieved Feb 2009 |
| Western United States | 1520 | Montana State University ³ , retrieved Feb 2009 |

¹From the Canadian Aquatic Biomonitoring Network (CABIN) dataset, available from <http://cabin.cciw.ca/>

²From the U.S. Geological Survey (USGS) Nonindigenous Aquatic Species (NAS) database, available from <http://nas.er.usgs.gov/taxgroup/mollusks/newzealandmudsnaildistribution.asp>

³From Montana State University, available from <http://www.esg.montana.edu/aim/mollusca/nzms/>

Tableau 10 : Présences rapportées en Amérique du Nord de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, utilisées dans le modèle de niche écologique : lieu, nombre de points de données et source.

| Lieu | Nombre de points de données | Source |
|--|-----------------------------|---|
| Lac Érié, Ont., Canada | 7 | Levri <i>et al.</i> 2007 |
| Lac Ontario, Ont., Canada | 21 | Zaranko <i>et al.</i> 1997 |
| Lac Ontario, Ont., Canada | 22 | Levri <i>et al.</i> 2008 |
| Lacs Ontario et Érié, Ont., Canada | 6 | Jeu de données RCBA ¹ , récupéré en janvier 2010 |
| Côte pacifique d'Amérique du Nord | 13 | Davidson <i>et al.</i> 2008 |
| Affluents du bassin du lac Ontario, Ont., Canada | 1 | Levri and Jacoby 2008 |
| États-Unis et Canada | 275 | Base de données USGS NAS ² , récupérée en février 2009 |
| Ouest des États-Unis | 1520 | Montana State University ³ , récupérée en février 2009 |

¹ Jeu de données provenant du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA), disponible à <http://cabin.cciw.ca/>

² Provenant de la base de données sur les espèces aquatiques non indigènes (NAS) de l'U.S. Geological Survey (USGS), disponible à <http://nas.er.usgs.gov/taxgroup/mollusks/newzealandmudsnaildistribution.asp>

³ Provenant de Montana State University, disponible à <http://www.esg.montana.edu/aim/mollusca/nzms/>

Presently, large-scale maps of water quality data are not available in appropriate spatially-explicit electronic formats. While environmental data are becoming increasingly available at broad extents or globally, the freshwater environment probably has the least amount of data currently available (Herborg *et al.* 2009). Thus, we follow Drake and Lodge (2006) and Loo *et al.* (2007) in using terrestrial and climatic variables as surrogates. We selected an initial set of 11 climatic, hydrological, and topographic environmental variables as candidate predictors for *P. antipodarum* distribution (Table 11). All environmental layers were processed by GARP to a 1 km spatial resolution.

Des cartes à grande échelle de la qualité de l'eau ne sont actuellement pas disponibles dans des formats électroniques appropriés et spatialement explicites. Tandis que les données environnementales deviennent de plus en plus disponibles pour de vastes étendues ou au niveau mondial, peu de données sont actuellement disponibles pour les environnements dulcicoles (Herborg *et al.* 2009). Par conséquent, nous suivons Drake and Lodge (2006) ainsi que Loo *et al.* (2007) dans l'utilisation des variables terrestres et climatiques comme remplacements. Nous avons sélectionné un jeu initial de 11 variables climatiques, hydrologiques et topographiques environnementales comme prédicteurs potentiels de la répartition de *P. antipodarum* (Tableau 11). Toutes les couches environnementales ont été traitées par GARP à une résolution spatiale de 1 km.

Table 11. Environmental layers tested for the ecological niche model to predict suitable environmental habitats for the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, in North America.

| Variable | Grid size | Source |
|---|-------------|--|
| Elevation (m) | 1 km x 1 km | U.S. Geological Survey Hydro 1K dataset ¹ |
| Flow accumulation (km ²) | 1 km x 1 km | U.S. Geological Survey Hydro 1K dataset ¹ |
| Ground frost frequency (d) | 0.5° x 0.5° | Intergovernmental Panel on Climate Change ² |
| Maximum annual temperature (1961-1990) (°C) | 0.5° x 0.5° | Intergovernmental Panel on Climate Change ² |
| Mean annual temperature (1961-1990) (°C) | 0.5° x 0.5° | Intergovernmental Panel on Climate Change ² |
| Minimum annual temperature (1961-1990) (°C) | 0.5° x 0.5° | Intergovernmental Panel on Climate Change ² |
| Precipitation (mm) | 0.5° x 0.5° | Intergovernmental Panel on Climate Change ² |
| Slope (m) | 1 km x 1 km | U.S. Geological Survey Hydro 1K dataset ¹ |
| Solar radiation (W/m ²) | 0.5° x 0.5° | Intergovernmental Panel on Climate Change ² |
| Topographic index | 1 km x 1 km | U.S. Geological Survey Hydro 1K dataset ¹ |
| Wet-day frequency (d) | 0.5° x 0.5° | Intergovernmental Panel on Climate Change ² |

¹available from http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30/hydro

²available from http://www.ipcc-data.org/obs/get_30yr_means.html

Environmental layers were obtained with GARP (<http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp/index.html>) and processed by the model to a 1 km resolution.

Tableau 11 : Couches environnementales testées pour la modélisation de niche écologique afin de prédire les conditions environnementales propices aux nasses de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, en Amérique du Nord

| Variable | Taille de la grille | Source |
|--|---------------------|---|
| Élévation (m) | 1 km x 1 km | Jeu de données U.S. Geological Survey Hydro 1K ¹ |
| Accumulation des débits (km ²) | 1 km x 1 km | Jeu de données U.S. Geological Survey Hydro 1K ¹ |
| Fréquence du gel au sol (d) | 0.5° x 0.5° | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ² |
| Température maximale annuelle (1961-1990) (°C) | 0.5° x 0.5° | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ² |
| Température moyenne annuelle (1961-1990) (°C) | 0.5° x 0.5° | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ² |
| Température minimale annuelle (1961-1990) (°C) | 0.5° x 0.5° | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ² |
| Précipitation (mm) | 0.5° x 0.5° | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ² |
| Pente (m) | 1 km x 1 km | Jeu de données U.S. Geological Survey Hydro 1K ¹ |
| Rayonnement solaire (W/m ²) | 0.5° x 0.5° | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ² |
| Indice topographique | 1 km x 1 km | Jeu de données U.S. Geological Survey Hydro 1K ¹ |
| Fréquence des jours humides (d) | 0.5° x 0.5° | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ² |

¹ Disponible à http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30/hydro

² Disponible à http://www.ipcc-data.org/obs/get_30yr_means.html

Les couches environnementales ont été obtenues avec GARP

(<http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp/index.html>) et ont été traitées par le modèle avec une résolution de 1 km.

All possible combinations of the environmental layers were tested in an initial model run to select a subset of layers with higher predictive accuracy using multiple regression (Drake and Bossenboek 2004). All layers except ground frost frequency and elevation fulfilled this criterion and were used in the final predictions. Models were run 1000 times using a maximum of 1500 iterations (per simulation) to obtain 100 models that reduced both the omission error and true commission error following the best subset approach by Anderson *et al.* (2003). The resulting predictions were converted into a map of percent environmental suitability using the raster calculator in ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, CA). Environmental suitability was scored as: very high (96-100%), high (61-95%), moderate (41-60%), low (6-40%), and very low (1-5%); consistent with our risk probabilities.

Hierarchical partitioning analysis was used to measure the relative contribution of each layer to prediction accuracy (Peterson and Cohoon 1999). Model performance was evaluated by a receiver operating characteristic (ROC) analysis (Hanley and McNeil 1982; Elith *et al.* 2006). The area under the curve (AUC) of an ROC analysis provides a measure of the model's ability to discriminate between sites where a species is present and where a species is absent. The AUC was based on the GARP scores predicted for the presence points and an equal number of randomly selected absence points generated from the analysis area. Models with AUC scores of 0.5 indicate a no-better-than-random predictive ability while 1 represents perfect prediction. The AUC was calculated using the "verification" package

Toutes les combinaisons possibles des couches environnementales ont été testées dans le fonctionnement initial du modèle afin de sélectionner un sous-ensemble de couches ayant une exactitude de prédiction supérieure en utilisant la régression multiple (Drake and Bossenboek 2004). Toutes les couches, à l'exception de la fréquence du gel au sol et de l'élévation, ont satisfait ce critère et ont été utilisées dans les prédictions finales. Les modèles ont été lancés 1 000 fois en utilisant un maximum de 1 500 itérations (par simulation) pour obtenir 100 modèles qui réduisaient à la fois l'erreur par omission et l'erreur réelle par commission en suivant l'approche du meilleur sous-ensemble d'Anderson *et al.* (2003). Les prédictions résultantes ont été converties en une carte de probabilités de conditions environnementales propices (habitats propices) aux nasses en utilisant la calculatrice matricielle du logiciel ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, CA). La probabilité de conditions environnementales propices aux nasses a été classée comme suit : très élevée (96-100 %), élevée (61-95 %), modérée (41-60 %), faible (6-40 %) et très faible (1-5 %), ce qui correspond à nos probabilités de risque.

Une analyse de partitionnement hiérarchique a été utilisée pour mesurer la contribution relative de chaque couche à l'exactitude de prédiction (Peterson and Cohoon 1999). Le rendement du modèle a été évalué par une analyse de la fonction d'efficacité du récepteur (acronyme anglais ROC) (Hanley and McNeil 1982; Elith *et al.* 2006). La surface sous la courbe (SSC) de l'analyse ROC fournit une mesure de la capacité du modèle à faire la distinction entre les sites où une espèce est présente et ceux où elle est absente. La SSC était basée sur le score GARP prédit pour les points de présence et un nombre équivalent de points d'absence sélectionnés au hasard, ces points étant générés à partir de la zone d'analyse. Les modèles ayant des scores SSC de 0,5 indiquent une capacité

within the R 2.7.0 software (www.r-project.org).

Predicting suitable environments – bedrock geology

Ecological requirements (e.g., temperature, pH, dissolved oxygen, calcium, etc.) within water bodies may limit successful snail invasions (Mackie and Claudi 2010). For example, Whittier *et al.* (2008) assessed the invasion risk of zebra and quagga mussels (*Dreissena* spp.) in the northeastern United States based on calcium concentration while Neary and Leach (1992) mapped the potential spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Ontario based on pH, calcium, and major access routes. Since calcium is essential for the survival of molluscs, we used this parameter to further assess the suitability of the eight regions for New Zealand mud snail establishment. Water chemistry can be inferred from surficial and bedrock geology as calcium concentration in lake water is primarily determined by the geology of the lake catchment area (Neary and Leach 1992). In the present risk assessment, sedimentary regions were considered more suitable than regions with volcanic, metamorphic, or intrusive rock types (Figure 5). This non-quantitative *post-hoc* analysis was considered in addition to the environmental niche modeling to characterize the potential distribution of New Zealand mud snail in each of the non-marine assessment regions.

de prédiction non supérieure au hasard alors que le score de 1 représente une prédiction parfaite. La SSC a été calculée en utilisant l'application de « vérification » du logiciel R 2.7.0 (www.r-project.org).

Prédire les environnements propices aux nasses – Géologie du sous-sol rocheux

Les exigences écologiques (p. ex., température, pH, oxygène dissout, calcium, etc.) des plans d'eau peuvent limiter la réussite des invasions par les escargots (Mackie and Claudi 2010). Par exemple, Whittier *et al.* (2008) ont évalué le risque d'envahissement du nord-est des États-Unis par la moule zébrée et la moule quagga (espèces *Dreissena*) en se basant sur la concentration du calcium alors que Neary and Leach (1992) ont cartographié la répartition potentielle de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) en Ontario en se basant sur le pH, le calcium et les voies d'accès majeures. Puisque le calcium est essentiel à la survie des mollusques, nous avons utilisé ce paramètre pour mieux évaluer si les huit régions étaient propices pour l'établissement de la nasse de Nouvelle-Zélande. La chimie de l'eau peut être dérivée de la géologie superficielle et du sous-sol rocheux car la concentration de calcium des eaux lacustres est principalement déterminée par la géologie du bassin hydrographique (Neary and Leach 1992). Pour cette évaluation des risques, les régions sédimentaires ont été considérées plus propices aux nasses que les régions de type volcanique, métamorphique ou à roches intrusives (Figure 5). Cette analyse non quantitative *post-hoc* a été considérée en plus de la modélisation de niche écologique pour caractériser la répartition potentielle de la nasse de Nouvelle-Zélande dans chacune des régions non marines de l'évaluation.

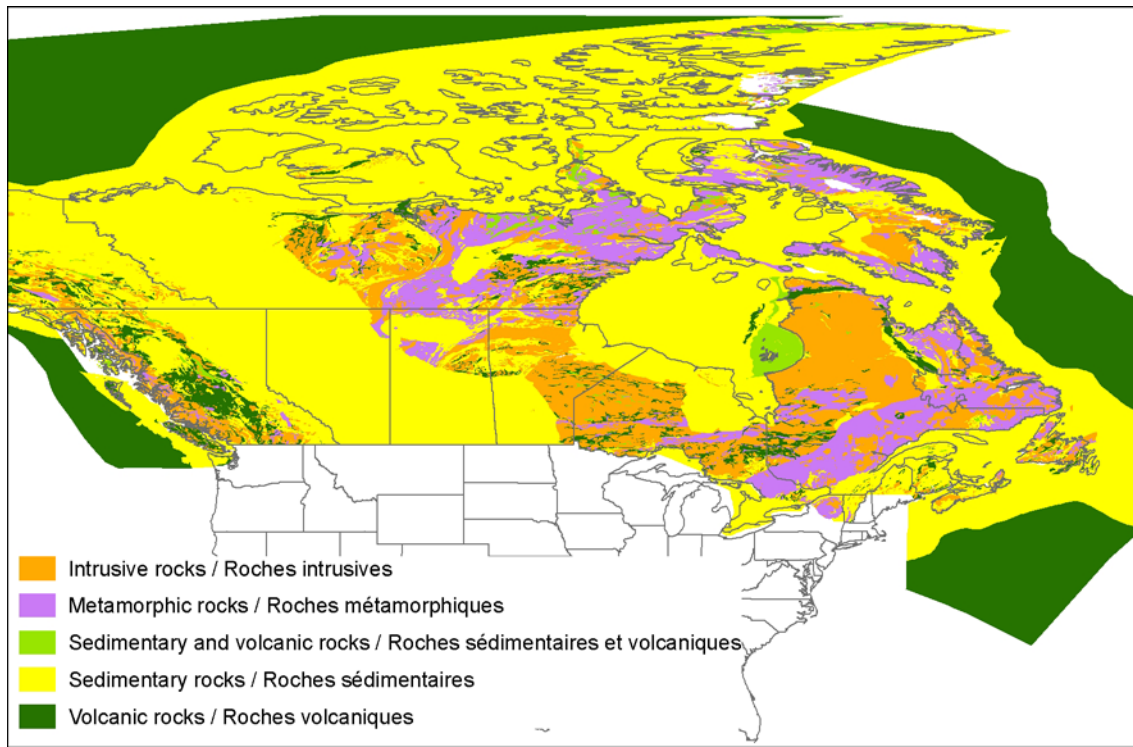


Figure 5. Main rock categories in Canada according to how they were formed: igneous, sedimentary or metamorphic processes. Source: Geological Survey of Canada, Natural Resources Canada 1997.
 Figure 5 : Catégories principales de roches au Canada en fonction de leur formation : processus igné, sédimentaire ou métamorphique. Source : Commission géologique du Canada, Ressources naturelles Canada 1997.

Expert Survey

To inform the risk assessment for the New Zealand mud snail we conducted a survey of specialists to identify the relative importance of potential transport vectors and potential impacts identified in a literature review using a web-based survey. An online questionnaire (Appendix A) was designed and sent to 125 experts associated with New Zealand mud snails or invasive molluscs. These experts were largely biologists but a few managers dealing with mud snail invasions elsewhere were included. Each respondent was asked to identify their geographic area of expertise, their scientific background and area of expertise. A total of 61 experts visited the questionnaire (actual responses to each question were slightly lower), identifying the importance of two primary introduction vectors and 30 secondary dispersal vectors, and the potential impact on nine ecological

Enquête auprès des spécialistes

Dans le but d'informer l'évaluation des risques d'invasion par la nasse de Nouvelle-Zélande, nous avons effectué un sondage sur le Web auprès des spécialistes afin de déterminer l'importance relative des vecteurs de transport potentiels et des impacts potentiels identifiés lors d'une revue de littérature. Un questionnaire en ligne (Annexe A) a été conçu et envoyé à 125 spécialistes ayant travaillé sur la nasse de Nouvelle-Zélande ou les mollusques envahisseurs. Ces spécialistes étaient principalement des biologistes mais il y avait également quelques gestionnaires travaillant sur les invasions de nasses ailleurs dans le monde. Nous avons demandé à chaque spécialiste d'identifier sa zone géographique d'expertise, sa formation scientifique et son domaine d'expertise. 61 spécialistes ont examiné le

endpoints. Respondents were asked to provide an estimate of the importance of each vector and the uncertainty associated with their estimate depending on the source of information they used to form their judgment. The survey provided a drop-down menu for them to select one of five categories: very high, high, moderate, low, and very low. Definitions for each category were provided with each question (Appendix A), including those of uncertainty. Respondents were then asked to provide an estimate of the potential impact of a New Zealand mud snail invasion on specific ecological endpoints. Drop-down menus allowed for the selection of one of six categories: positive; very low negative impact; low negative impact; moderate impact; high negative impact; and very high negative impact. The five categories of uncertainty also were used here.

We determined the mode for each of the impact levels based on results of our expert survey. We chose the mode over the weighted average or median for two important reasons. First, the mode best captures the level of impact most respondents identified for each ecological endpoint. Second, given that the distribution of risk is not uniform (see Figure 4), a weighted average or median would tend to underestimate the overall risk, which is inconsistent with the precautionary approach. Since generating a weighted average of categorical variables can be problematic, we also calculated the mode of responses. The impact on each ecological endpoint was then combined with the probability of a widespread invasion to determine the overall level of risk posed by the New Zealand mud snail in each of the eight regions considered in this risk

questionnaire (le nombre réel de réponses à chacune des questions a été légèrement inférieur) pour identifier l'importance de deux vecteurs d'introduction primaire et de 30 vecteurs de dispersion secondaire ainsi que l'impact potentiel sur neuf valeurs écologiques. Nous avons demandé aux spécialistes d'estimer l'importance de chaque vecteur ainsi que son incertitude en fonction de leurs sources d'information pour établir leur avis. Le sondage fournissait un menu déroulant afin que les spécialistes puissent sélectionner une parmi cinq catégories : très élevée, élevée, modérée, faible et très faible. Pour chaque question, une définition de chaque catégorie était fournie (Annexe A), y compris des définitions de l'incertitude. Nous avons ensuite demandé aux spécialistes de fournir une estimation de l'impact potentiel d'une invasion de la nasse de Nouvelle-Zélande sur des valeurs écologiques spécifiques. Des menus déroulants ont permis la sélection d'une catégorie parmi six : positif, impact négatif très faible, impact négatif faible, impact modéré, impact négatif élevé et impact négatif très élevé. Les cinq catégories d'incertitude ont également été utilisées ici.

Nous avons déterminé la valeur modale pour chacun des niveaux d'impacts en se basant sur les résultats de notre sondage auprès des spécialistes. Nous avons choisi la valeur modale par rapport à la moyenne pondérée ou la médiane pour deux raisons importantes. Tout d'abord, la valeur modale capte mieux le niveau d'impact que la majeure partie des spécialistes ont identifié pour chacune des valeurs écologiques. Deuxièmement, étant donné que la répartition du risque n'est pas uniforme (voir Figure 4), une moyenne pondérée ou une valeur médiane tendrait à sous-estimer le risque global, ce qui est en désaccord avec l'approche de précaution. Puisque le calcul d'une moyenne pondérée à partir de variables catégoriques peut être problématique, nous avons également calculé la valeur modale des réponses. L'impact sur chacune des valeurs

assessment.

RESULTS

POTENTIAL DISTRIBUTION IN CANADA

The ecological niche model predicted widespread environmental suitability throughout the United States and southern Canada (Figure 6). High environmental match was found for the inland freshwater habitats in the southern regions of most provinces. High environmental suitability was predicted throughout the Great Lakes, where the New Zealand mud snail has already been reported in four of the five lakes.

In the Pacific Ocean drainage basin, model predictions showed high and very high environmental suitability for Vancouver Island, where this snail has recently been reported in the brackish waters of Port Alberni (Figure 7a). High environmental match also was found for the Queen Charlotte Islands as well as along the southern British Columbia coast, including many of the major inlets. Since New Zealand mud snail has been reported to feed, grow, and reproduce in salinities up to 18 ‰ (Duncan 1966; Jacobsen and Forbes 1997), the brackish inlets along the southern British Columbia coast could support New Zealand mud snail populations. For the Pacific freshwater inland habitats, the model predicted some pockets of suitable habitat (Figure 7a).

écologiques a été ensuite combiné à la probabilité d'une invasion étendue pour déterminer le niveau de risque global posé par la nasse de Nouvelle-Zélande dans chacune des huit régions considérées dans cette évaluation des risques.

RÉSULTATS

RÉPARTITION POTENTIELLE AU CANADA

Le modèle de niche écologique a prédit des conditions environnementales propices aux nasses pour l'ensemble des États-Unis et le sud du Canada (Figure 6). Des probabilités élevées ont été prédites pour les habitats d'eau douce dans les régions méridionales de la plupart des provinces. Des probabilités élevées de conditions propices ont été prédites dans l'ensemble des Grands Lacs, là où elles ont déjà été rapportées dans quatre des cinq lacs.

En ce qui concerne le bassin hydrologique de l'océan Pacifique, les prédictions du modèle montraient des probabilités élevées et très élevées de conditions environnementales propices aux nasses pour l'île de Vancouver, là où elle a été récemment rapportée dans les eaux saumâtres de port Alberni (Figure 7a). Une probabilité élevée de conditions propices a également été noté pour les îles de la Reine-Charlotte ainsi que pour la zone longeant le sud de la côte de la Colombie-Britannique, y compris un grand nombre d'anses. Les anses saumâtres le long de la côte sud de la Colombie-Britannique pourraient soutenir des populations de nasse de Nouvelle-Zélande puisqu'elles ont été rapportées comme se nourrissant, se développant et se reproduisant dans des eaux de salinité allant jusqu'à 18 ‰ (Duncan 1966; Jacobsen and Forbes 1997), En ce qui concerne les habitats d'eau douce du Pacifique, le modèle prédisait quelques poches d'habitats propices aux nasses (Figure 7a).

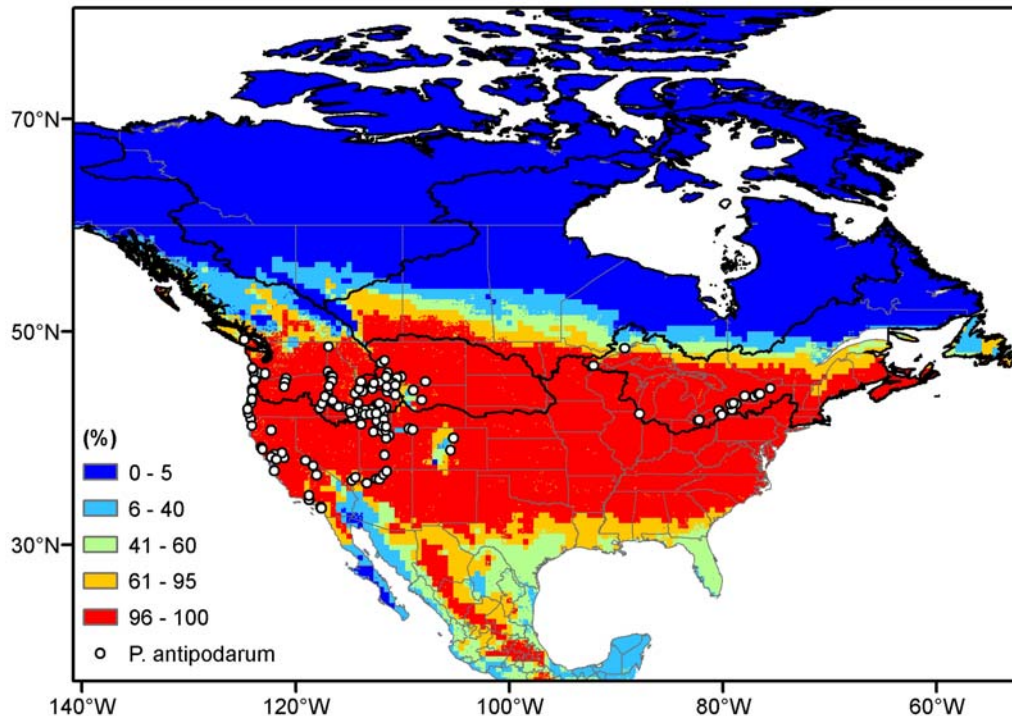


Figure 6. Potential distribution of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, predicted by the ecological niche model based on its current distribution in North America. Environmental suitability is presented as the cumulative result of 100 separate GARP models with red indicating the highest habitat match. Circles represent reported snail presence points. The five major Canadian drainage basins are identified.

Figure 6 : Répartition potentielle de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, prédite avec la modélisation de niche écologique, en se basant sur sa répartition actuelle en Amérique du Nord. La probabilité de conditions environnementales propices aux nasses est issue du résultat cumulatif de 100 modèles GARP indépendants, le rouge indiquant la probabilité la plus élevée. Les cercles représentent des lieux de présence rapportés de l'escargot. Les cinq bassins hydrographiques majeurs du Canada sont identifiés.

Very high environmental suitability was predicted for the Gulf of Mexico Basin, a small portion of which is situated in Canada (Figure 7a). Conversely, low habitat match was predicted for most of the Arctic Ocean drainage basin (Figure 6 and Figure 7a). High environmental match was predicted for the inland freshwater habitats in the southern portions of the Hudson Bay drainage basin, mainly southern Alberta and southern Saskatchewan (Figure 6 and Figure 7a).

Le modèle a prédit une probabilité très élevée de conditions environnementales propices aux nasses pour la petite portion du bassin hydrographique du golfe du Mexique située au Canada (Figure 7a). Inversement, une faible probabilité d'habitats propices a été prédite pour la majeure partie du bassin hydrographique de l'océan Arctique (Figure 6 et Figure 7a). Une probabilité élevée de conditions environnementales propices a été prédite pour les habitats d'eau douce méridionaux du bassin hydrographique de la baie d'Hudson, principalement le sud de l'Alberta

Very high environmental suitability was predicted in the southern Atlantic Ocean drainage basin, particularly throughout the Great Lakes where the New Zealand mud snail has already been reported in four of the five lakes (Figure 7b). On the Atlantic coast, the model predicted very high environmental suitability for Nova Scotia, Prince Edward Island, and most of New Brunswick (Figure 7b). Pockets of favorable conditions also were predicted for some regions of southern Newfoundland. With the exception of the Great Lakes, there have been to our knowledge, no reported occurrences of the New Zealand mud snail in eastern parts of Canada or the United States.

The environmental niche model performed well (AUC = 0.887, $P < 0.001$). Hierarchical partitioning revealed that the most important contributors to model accuracy were maximum, mean, and minimum annual air temperature (Table 12).

The predicted Canadian distribution for this snail is consistent with the snail's current European distribution. For example, the most northern reported presence points in Norway and Sweden are within the maximum annual temperature range of 6-10°C (Figure 8). This is consistent with the model predictions of suitable habitat and its current distribution.

et le sud de la Saskatchewan (Figure 6 et Figure 7a).

Une probabilité très élevée de conditions environnementales propices aux nasses a été prédite pour les régions méridionales du bassin hydrographique de l'océan Atlantique, particulièrement dans l'ensemble des Grands Lacs où la nasse de Nouvelle-Zélande a déjà été reportée dans quatre des cinq lacs (Figure 7b). Pour la côte atlantique, le modèle a prédit des probabilités très élevées de conditions propices pour la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard et la majeure partie du Nouveau-Brunswick (Figure 7b). Des poches de conditions propices ont également été prédites pour certaines régions du sud de Terre-Neuve. À l'exception des Grands Lacs, il n'y a, à notre connaissance, aucune présence rapportée de la nasse de Nouvelle-Zélande dans les parties de l'Est du Canada ou des États-Unis.

Le modèle de niche écologique fonctionnait bien (SCC = 0,887, $P < 0,001$). Le partitionnement hiérarchique a révélé que les variables ayant contribué le plus à l'exactitude du modèle étaient la température maximale, moyenne et minimale annuelle de l'air (Tableau 12).

La répartition canadienne prédite pour la nasse est cohérente avec sa distribution actuelle en Europe. Par exemple, les points de présence les plus septentrionaux rapportés en Norvège et en Suède sont à l'intérieur de l'intervalle des températures maximales annuelles de 6-10 °C (Figure 8). Cela correspond aux prédictions du modèle d'habitats propices et à la répartition actuelle de la nasse.

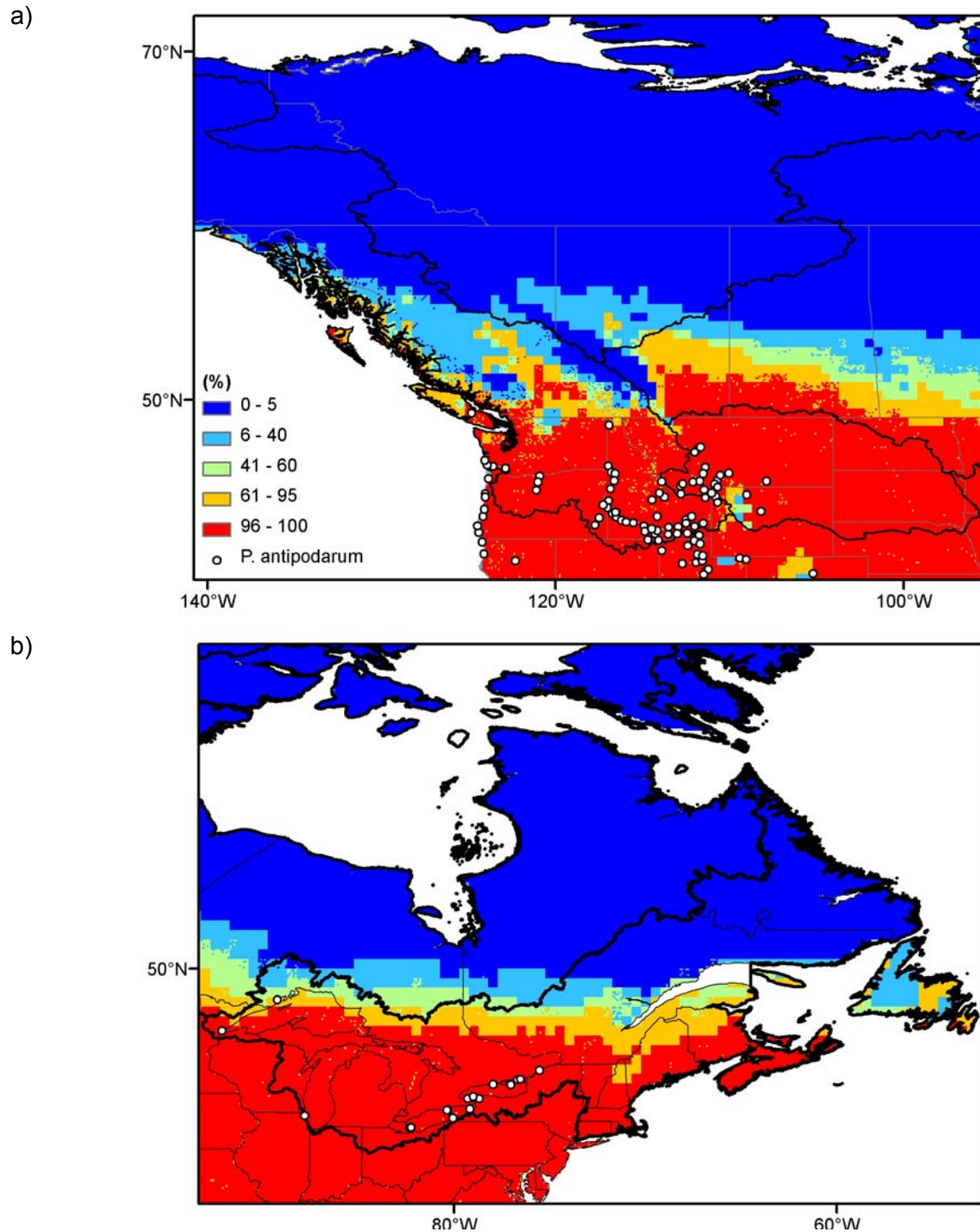


Figure 7. Close-up view of predicted potential distribution of New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, in: a) the Pacific Ocean, Arctic Ocean, Hudson Bay and Gulf of Mexico drainages; and b) Atlantic Ocean and Hudson Bay drainages.

Figure 7 : Vue rapprochée de la répartition potentielle prédite de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, dans : a) les bassins hydrographiques de l'océan Pacifique, de l'océan Arctique, de la baie d'Hudson et du golfe du Mexique; et b) les bassins hydrographiques de l'océan Atlantique et de la baie d'Hudson.

Table 12. Hierarchical partitioning of environmental variables that contributed significantly to the model. The importance of each retained environmental variable is given as the relative percentage contribution to model accuracy.

| Variable | Hierarchical partitioning (%) |
|--------------------------------|--------------------------------------|
| Maximum annual air temperature | 48.1 |
| Mean annual air temperature | 23.4 |
| Minimum annual air temperature | 13.8 |
| Radiation | 8.5 |
| Flow accumulation | 2.9 |
| Topographic index | 2.5 |
| Slope | 0.6 |
| Precipitation | 0.1 |
| Wet day index | 0.1 |

Tableau 12 : Partitionnement hiérarchique des variables environnementales qui ont contribué de façon significative au modèle. L'importance de chaque variable environnementale retenue est donnée sous forme de contribution relative en pourcentage à l'exactitude du modèle.

| Variable | Partitionnement hiérarchique (%) |
|--|---|
| Température maximale annuelle de l'air | 48.1 |
| Température moyenne annuelle de l'air | 23.4 |
| Température minimale annuelle de l'air | 13.8 |
| Rayonnement | 8.5 |
| Accumulation des débits | 2.9 |
| Indice topographique | 2.5 |
| Pente | 0.6 |
| Précipitation | 0.1 |
| Indice des journées humides | 0.1 |

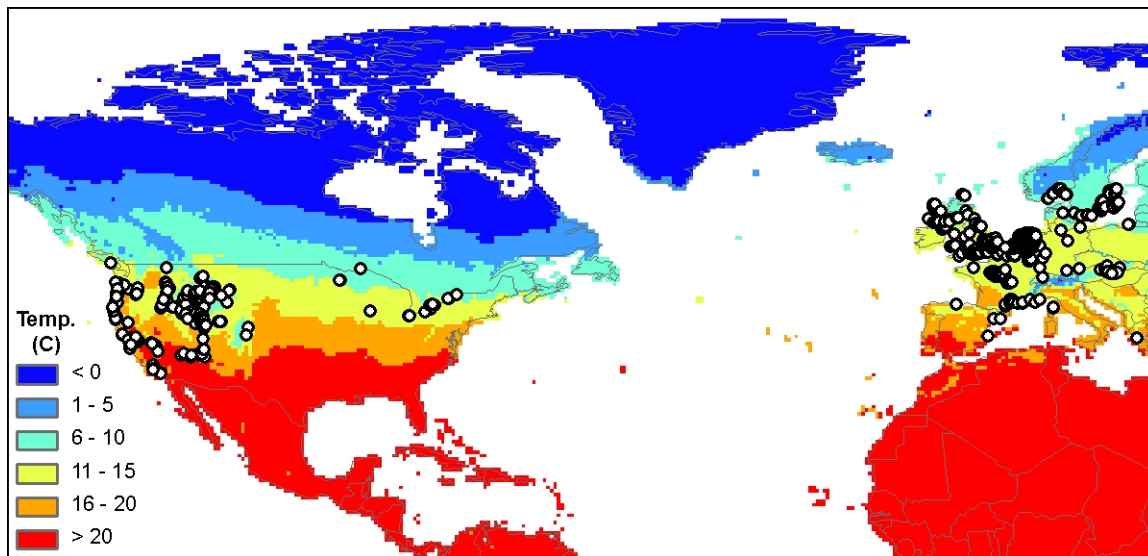


Figure 8. Maximum annual temperature (1961-1990) across North America and Europe. Circles represent reported presence points of the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*. Temperature data were obtained from the Intergovernmental Panel on Climate Change (Table 11) and the snail's distribution from references in Table 10 and from the Global Biodiversity Information Facility (<http://data.gbif.org/welcome.htm>).

Figure 8 : Température maximale annuelle (1961-1990 en Amérique du Nord et en l'Europe. Les cercles représentent des lieux de présence rapportés de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*. Les données de température ont été obtenues auprès du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Tableau 11) et la répartition géographique des nasses provient des références du Tableau 10 et du Global Biodiversity Information Facility (<http://data.gbif.org/welcome.htm>)

SURVEY RESULTS

The survey of the New Zealand mud snail and aquatic invasive species experts identified two primary introduction vectors and several secondary dispersal vectors as important (Table 13). The experts considered ballast water as a vector of high importance to transport New Zealand mud snails to Canadian waters and the experts were relatively confident this vector was important (uncertainty low to moderate). The experts also identified the movement of contaminated aquaculture gear (product) as a very important primary introduction vector for New Zealand mud snails to Canadian waters and the experts were relatively confident this vector was important (uncertainty low to moderate). Three secondary invasion vectors

RÉSULTATS DU SONDAGE

Le sondage auprès des spécialistes de la nasse de Nouvelle-Zélande et des espèces aquatiques envahissantes a permis d'identifier deux vecteurs d'introduction primaire et plusieurs vecteurs d'introduction secondaire comme étant d'importance notable (Tableau 13). Les spécialistes considéraient l'eau de ballast comme un vecteur d'importance considérable pour le transport de la nasse de Nouvelle-Zélande dans les eaux canadiennes et ces spécialistes avaient relativement confiance que ce vecteur était important (incertitude faible à modérée). Les spécialistes ont également identifié le

(introduction and/or spread) were considered of very high importance: rheotactic movement; attachment to gear (i.e., waders); and attachment through mud to macrophytes or algae; and an additional 12 vectors were identified as being of high importance (Table 13). Two vectors had a bi-modal distribution: natural drift (very high/low) and inadvertently distributed in live bait or when bait containers are discarded (high/low) (Table 13). Six vectors were considered moderately important, nine were considered of low importance, and none were considered to be very low importance (Table 13). In general, uncertainty tended to be moderate to low for each of the vectors with the exception of firefighting machinery or equipment used to fight backcountry forest fires where uncertainty tended to be slightly higher. This suggests that each of the vectors considered is plausible for use by the New Zealand mud snail.

mouvement de l'équipement d'aquaculture contaminé (produits) comme un vecteur d'introduction primaire très important pour la nasse de Nouvelle-Zélande dans les eaux canadiennes et ils avaient relativement confiance que ce vecteur était important (incertitude de faible à modérée). Trois vecteurs d'envahissement secondaire (introduction et/ou dispersion) ont été considérés comme étant d'importance très élevée : le mouvement rhéotaxique, la fixation à l'équipement (c.-à-d., bottes cuissardes) et la fixation par l'intermédiaire de la boue aux macrophytes ou aux algues. Douze vecteurs supplémentaires ont été identifiés comme étant d'importance élevée (Tableau 13). Deux vecteurs présentaient une répartition bimodale : la dérive naturelle (très élevée/faible) et la répartition accidentelle dans les appâts vivants ou lorsque les contenants d'appâts sont mis au rebut (élevée/faible) (Tableau 13). Six vecteurs étaient considérés d'importance modérée, neuf étaient considérés d'importance faible et aucun n'était considéré comme d'importance très faible (Tableau 13). En général, l'incertitude tendait à être modérée à faible pour chacun des vecteurs à l'exception de l'équipement de lutte contre les incendies ou l'équipement utilisé pour la lutte contre les incendies de forêt en région éloignée pour lesquels l'incertitude tendait à être légèrement supérieure. Cela suggère que chacun des vecteurs considérés est possible pour l'envahissement par la nasse de Nouvelle-Zélande.

Table 13. Vector importance and uncertainty based on number of expert responses. The mode is shown in bold. Major vector types also are indicated and include: Natural Dispersal (ND), Transport by Secondary Organisms (TSO), Natural Resource Activities (NRA), Fish Hatcheries (FH), Recreational Anglers (RA), and Recreational Water Users (RWU).

| Vector of Introduction / Spread | Vector Importance | | | | | |
|--|-------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----|
| | Very High | High | Moderate | Low | Very Low | N |
| Primary Vectors | | | | | | |
| Ballast water – foreign port | 7 | 16 | 5 | 8 | 5 | 41 |
| Commercial movement of contaminated aquaculture products (live fish and eggs) | 13 | 12 | 10 | 5 | 1 | 41 |
| Secondary Vectors | | | | | | |
| Ballast discharge - coastal shipping | 3 | 8 | 9 | 10 | 7 | 37 |
| Deliberate release | 3 | 2 | 5 | 16 | 12 | 38 |
| Freshwater tanks | 3 | 7 | 16 | 9 | 1 | 36 |
| Rheotactic movement (ND) | 13 | 7 | 9 | 7 | 1 | 37 |
| Volitional movement (ND) | 4 | 8 | 7 | 16 | 1 | 36 |
| Free-Floating juveniles on water surface (ND) | 8 | 6 | 9 | 13 | 1 | 37 |
| Natural drift (ND) | 10 | 8 | 8 | 10 | 2 | 38 |
| Flood events causing dislodgement - natural or human caused (ND) | 5 | 14 | 10 | 8 | 1 | 38 |
| Attachment to aquatic ornamental plants - wholesale/retail (TSO) | 7 | 11 | 10 | 10 | 0 | 38 |
| Within bird and fish gastrointestinal tracts (TSO) | 3 | 14 | 12 | 9 | 2 | 40 |
| Within bird bills, feathers or on legs (TSO) | 2 | 6 | 13 | 15 | 1 | 37 |
| Attachment to floating aquatic macrophytes and algae (TSO) | 8 | 14 | 9 | 7 | 1 | 39 |
| Passive transport by semi-aquatic and terrestrial wildlife (TSO) | 0 | 8 | 13 | 15 | 3 | 39 |
| Passive transport by feet or fur of domestic livestock (TSO) | 0 | 5 | 15 | 13 | 4 | 37 |
| Professional field research gear and clothing (NRA) | 8 | 15 | 9 | 4 | 2 | 38 |
| Citizen and classroom monitoring groups (NRA) | 6 | 9 | 15 | 7 | 1 | 38 |
| Waterway operations removing or transporting substrate material (i.e., dredging) (NRA) | 4 | 15 | 12 | 6 | 1 | 38 |
| Canal and ditch maintenance (NRA) | 3 | 11 | 15 | 7 | 1 | 37 |
| Firefighting machinery or equipment used to fight backcountry forest fires (NRA) | 3 | 5 | 14 | 13 | 3 | 38 |
| Contaminated hatchery transplants - live passage through fish digestive systems (FH) | 6 | 16 | 11 | 4 | 1 | 38 |

| | | | | | | |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|---|----|
| Contamination of water supplies (FH) | 5 | 16 | 14 | 3 | 0 | 38 |
| Fish Stocking (FH) | 8 | 14 | 10 | 4 | 1 | 37 |
| Attachment to gear (i.e., waders, boots, etc.) (RA) | 17 | 17 | 6 | 1 | 0 | 41 |
| Movement of live/dead fish between watersheds (RA) | 2 | 9 | 12 | 16 | 0 | 39 |
| Inadvertently distributed in live bait or when bait containers are discarded (RA) | 3 | 13 | 9 | 13 | 0 | 38 |
| Direct attachment as fouling to watercraft/trailers (RWU) | 6 | 10 | 13 | 10 | 1 | 40 |
| Indirect attachment as fouling through mud, macrophytes and algae (RWU) | 15 | 15 | 9 | 2 | 0 | 41 |
| Entrained in water lines or livewell/bilge of watercraft's (RWU) | 3 | 12 | 10 | 11 | 1 | 37 |
| Hikers, Backpackers, Horseback riders, Bicyclists (RWU) | 0 | 4 | 14 | 19 | 2 | 39 |
| Embedded in mud on anchors and other watercraft accessories (RWU) | 10 | 12 | 10 | 6 | 0 | 38 |

Vector Uncertainty

| Vector of Introduction / Spread | Very High | High | Moderate | Low | Very Low | N |
|---|------------------|-------------|-----------------|------------|-----------------|----------|
| <i>Primary Vectors</i> | | | | | | |
| Ballast water – foreign port | 6 | 4 | 13 | 13 | 6 | 42 |
| Commercial movement of contaminated aquaculture products (live fish and eggs) | 3 | 4 | 14 | 14 | 6 | 41 |
| <i>Secondary Vectors</i> | | | | | | |
| Ballast discharge - coastal shipping | 4 | 3 | 13 | 8 | 7 | 35 |
| Deliberate release | 9 | 5 | 7 | 10 | 5 | 36 |
| Freshwater tanks | 6 | 6 | 10 | 7 | 4 | 33 |
| Rheotactic movement (ND) | 2 | 4 | 12 | 9 | 7 | 34 |
| Volitional movement (ND) | 3 | 6 | 6 | 13 | 5 | 33 |
| Free-Floating juveniles on water surface (ND) | 5 | 5 | 12 | 9 | 3 | 34 |
| Natural drift (ND) | 3 | 5 | 14 | 8 | 5 | 35 |
| Flood events causing dislodgement - natural or human caused (ND) | 3 | 6 | 13 | 9 | 4 | 35 |
| Attachment to aquatic ornamental plants - wholesale/retail (TSO) | 2 | 7 | 12 | 10 | 4 | 35 |
| Within bird and fish gastrointestinal tracts (TSO) | 4 | 5 | 13 | 12 | 3 | 37 |
| Within bird bills, feathers or on legs (TSO) | 6 | 6 | 12 | 9 | 2 | 35 |
| Attachment to floating aquatic macrophytes and algae (TSO) | 3 | 3 | 17 | 10 | 5 | 38 |
| Passive transport by semi-aquatic and terrestrial wildlife (TSO) | 5 | 10 | 16 | 3 | 2 | 36 |
| Passive transport by feet or fur of domestic livestock (TSO) | 6 | 9 | 10 | 8 | 1 | 34 |
| Professional field research gear and | 1 | 3 | 12 | 12 | 7 | 35 |

| | | | | | | |
|--|---|-----------|-----------|-----------|----|----|
| clothing (NRA) | | | | | | |
| Citizen and classroom monitoring groups (NRA) | 2 | 4 | 15 | 10 | 4 | 35 |
| Waterway operations removing or transporting substrate material (i.e., dredging) (NRA) | 4 | 8 | 11 | 8 | 3 | 34 |
| Canal and ditch maintenance (NRA) | 5 | 7 | 13 | 6 | 3 | 34 |
| Firefighting machinery or equipment used to fight backcountry forest fires (NRA) | 7 | 10 | 6 | 9 | 3 | 35 |
| Contaminated hatchery transplants - live passage through fish digestive systems (FH) | 3 | 5 | 10 | 10 | 6 | 34 |
| Contamination of water supplies (FH) | 1 | 6 | 10 | 12 | 5 | 34 |
| Fish Stocking (FH) | 1 | 6 | 13 | 11 | 4 | 35 |
| Attachment to gear (i.e., waders, boots, etc.) (RA) | 1 | 3 | 6 | 16 | 11 | 37 |
| Movement of live/dead fish between watersheds (RA) | 4 | 7 | 15 | 8 | 2 | 36 |
| Inadvertently distributed in live bait or when bait containers are discarded (RA) | 3 | 7 | 16 | 8 | 0 | 34 |
| Direct attachment as fouling to watercraft/trailers (RWU) | 3 | 6 | 14 | 9 | 4 | 36 |
| Indirect attachment as fouling through mud, macrophytes and algae (RWU) | 2 | 3 | 11 | 14 | 8 | 38 |
| Entrained in water lines or livewell/bilge of watercraft's (RWU) | 2 | 8 | 11 | 10 | 3 | 34 |
| Hikers, Backpackers, Horseback riders, Bicyclists (RWU) | 4 | 8 | 14 | 8 | 1 | 35 |
| Embedded in mud on anchors and other watercraft accessories (RWU) | 3 | 4 | 12 | 11 | 5 | 35 |

Tableau 13 : Importance des vecteurs et incertitude en fonction du nombre de réponses des spécialistes. La valeur modale est montrée en caractères gras. Les types de vecteurs majeurs sont également indiqués et comprennent : la dispersion naturelle (DN), le transport par des organismes secondaires (TOS), les activités des ressources naturelles (ARN), les écloséries (E), les pêcheurs récréatifs (PR) et les usagers récréatifs de l'eau (URE).

| Vecteur d'introduction/ Dispersion | Importance du vecteur | | | | | N |
|--|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-------------|----|
| | Très élevée | Élevée | Modérée | Faible | Très faible | |
| <i>Vecteurs primaires</i> | | | | | | |
| Eau de ballast – port étranger | 7 | 16 | 5 | 8 | 5 | 41 |
| Mouvement commercial de produits d'agriculture contaminés (poissons vivants et œufs) | 13 | 12 | 10 | 5 | 1 | 41 |
| <i>Vecteurs secondaires</i> | | | | | | |
| Décharge de ballast – circulation maritime marchande côtière | 3 | 8 | 9 | 10 | 7 | 37 |
| Libération délibérée | 3 | 2 | 5 | 16 | 12 | 38 |
| Réservoirs d'eau douce | 3 | 7 | 16 | 9 | 1 | 36 |
| Mouvement rhéotaxique (DN) | 13 | 7 | 9 | 7 | 1 | 37 |
| Mouvement volontaire (DN) | 4 | 8 | 7 | 16 | 1 | 36 |
| Juveniles flottants librement sur la surface de l'eau (DN) | 8 | 6 | 9 | 13 | 1 | 37 |
| Dérive naturelle (DN) | 10 | 8 | 8 | 10 | 2 | 38 |
| Inondations entraînant des déplacements – phénomène naturel ou causé par l'humain (DN) | 5 | 14 | 10 | 8 | 1 | 38 |
| Fixation sur des plantes ornementales aquatiques – vente en gros/détail (TOS) | 7 | 11 | 10 | 10 | 0 | 38 |
| À l'intérieur du système digestif des oiseaux et des poissons (TOS) | 3 | 14 | 12 | 9 | 2 | 40 |
| À l'intérieur du bec, des plumes ou sur les pattes des oiseaux (TOS) | 2 | 6 | 13 | 15 | 1 | 37 |
| Fixation sur des macrophytes et algues aquatiques flottants (TOS) | 8 | 14 | 9 | 7 | 1 | 39 |
| Transport passif par la faune terrestre et semi-aquatique (TOS) | 0 | 8 | 13 | 15 | 3 | 39 |
| Transport passif par les pattes ou la fourrure du bétail domestique (TOS) | 0 | 5 | 15 | 13 | 4 | 37 |
| Équipement et vêtements professionnels de recherche sur le terrain (ARN) | 8 | 15 | 9 | 4 | 2 | 38 |
| Groupe de surveillance de citoyens et d'étudiants (ARN) | 6 | 9 | 15 | 7 | 1 | 38 |
| Opérations de retrait ou de transport de substrats sur les voies d'eau (c.-à-d. dragage) (ARN) | 4 | 15 | 12 | 6 | 1 | 38 |
| Entretien des canaux et fossés (ARN) | 3 | 11 | 15 | 7 | 1 | 37 |
| Machines ou équipement utilisés pour | 3 | 5 | 14 | 13 | 3 | 38 |

| | | | | | | |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|---|----|
| la lutte contre les incendies de forêt en zones éloignées (ARN) | | | | | | |
| Transplantations d'écloseries contaminées – survie au passage dans le système digestif des poissons (E) | 6 | 16 | 11 | 4 | 1 | 38 |
| Contamination des approvisionnements d'eau (E) | 5 | 16 | 14 | 3 | 0 | 38 |
| Empoisonnement (E) | 8 | 14 | 10 | 4 | 1 | 37 |
| Fixation sur l'équipement (c.-à-d. bottes cuissardes, bottes, etc.) (PR) | 17 | 17 | 6 | 1 | 0 | 41 |
| Mouvement de poissons vivants/morts entre des étendues d'eau (PR) | 2 | 9 | 12 | 16 | 0 | 39 |
| Répartition accidentelle dans les appâts vivants ou lors de la mise au rebut des contenants d'appâts (PR) | 3 | 13 | 9 | 13 | 0 | 38 |
| Fixations directes comme bioalissures sur les embarcations/ remorques (URE) | 6 | 10 | 13 | 10 | 1 | 40 |
| Fixations indirectes comme bioalissures par l'intermédiaire des boues, des macrophytes et des algues (URE) | 15 | 15 | 9 | 2 | 0 | 41 |
| Entraînement dans les canalisations d'eau ou viviers/fonds de cale des embarcations (URE) | 3 | 12 | 10 | 11 | 1 | 37 |
| Randonneurs à pied, cavaliers, cyclistes (URE) | 0 | 4 | 14 | 19 | 2 | 39 |
| Dans la boue sur les ancres et autres accessoires d'embarcations (URE) | 10 | 12 | 10 | 6 | 0 | 38 |

Incertitude relative au vecteur

| Vecteur d'introduction / Dispersion | Très élevée | Élevée | Modérée | Faible | Très faible | N |
|--|--------------------|---------------|----------------|---------------|--------------------|----------|
| <i>Vecteurs primaires</i> | | | | | | |
| Eau de ballast – port étranger | 6 | 4 | 13 | 13 | 6 | 42 |
| Mouvement commercial de produits d'agriculture contaminés (poissons vivants et œufs) | 3 | 4 | 14 | 14 | 6 | 41 |
| <i>Vecteurs secondaires</i> | | | | | | |
| Décharge de ballast – circulation maritime marchande côtière | 4 | 3 | 13 | 8 | 7 | 35 |
| Libération délibérée | 9 | 5 | 7 | 10 | 5 | 36 |
| Réservoirs d'eau douce | 6 | 6 | 10 | 7 | 4 | 33 |
| Mouvement rhéotaxique (DN) | 2 | 4 | 12 | 9 | 7 | 34 |
| Mouvement volontaire (DN) | 3 | 6 | 6 | 13 | 5 | 33 |
| Juveniles flottants librement sur la surface de l'eau (ND) | 5 | 5 | 12 | 9 | 3 | 34 |
| Dérive naturelle (DN) | 3 | 5 | 14 | 8 | 5 | 35 |
| Inondations entraînant des déplacements – phénomène naturel ou causé par l'humain (DN) | 3 | 6 | 13 | 9 | 4 | 35 |

| | | | | | | |
|---|---|-----------|-----------|-----------|----|----|
| Fixation sur des plantes ornementales aquatiques – vente en gros/détail (TOS) | 2 | 7 | 12 | 10 | 4 | 35 |
| À l'intérieur du système digestif des oiseaux et des poissons (TOS) | 4 | 5 | 13 | 12 | 3 | 37 |
| À l'intérieur du bec, des plumes ou sur les pattes des oiseaux (TOS) | 6 | 6 | 12 | 9 | 2 | 35 |
| Fixation sur des macrophytes et algues aquatiques flottants (TOS) | 3 | 3 | 17 | 10 | 5 | 38 |
| Transport passif par la faune terrestre et semi-aquatique (TOS) | 5 | 10 | 16 | 3 | 2 | 36 |
| Transport passif par les pattes ou la fourrure du bétail domestique (TOS) | 6 | 9 | 10 | 8 | 1 | 34 |
| Équipement et vêtements professionnels de recherche sur le terrain (ARN) | 1 | 3 | 12 | 12 | 7 | 35 |
| Groupe de surveillance de citoyens et d'étudiants (ARN) | 2 | 4 | 15 | 10 | 4 | 35 |
| Opérations de retrait ou de transport de substrats sur les voies d'eau (c.-à-d. dragage) (ARN) | 4 | 8 | 11 | 8 | 3 | 34 |
| Entretien des canaux et fossés (ARN) | 5 | 7 | 13 | 6 | 3 | 34 |
| Machines ou équipement utilisés pour la lutte contre les incendies de forêt en zones éloignées (ARN) | 7 | 10 | 6 | 9 | 3 | 35 |
| Transplantations d'écloseries contaminées – survie au passage dans le système digestif des poissons (E) | 3 | 5 | 10 | 10 | 6 | 34 |
| Contamination des approvisionnements d'eau (E) | 1 | 6 | 10 | 12 | 5 | 34 |
| Empoisonnement (E) | 1 | 6 | 13 | 11 | 4 | 35 |
| Fixation sur l'équipement (c.-à-d. bottes cuissardes, bottes, etc.) (PR) | 1 | 3 | 6 | 16 | 11 | 37 |
| Mouvement de poissons vivants/morts entre des étendues d'eau (PR) | 4 | 7 | 15 | 8 | 2 | 36 |
| Répartition accidentelle dans les appâts vivants ou lors de la mise au rebut des contenants d'appâts (PR) | 3 | 7 | 16 | 8 | 0 | 34 |
| Fixations directes comme biosalissures sur les embarcations/ remorques (URE) | 3 | 6 | 14 | 9 | 4 | 36 |
| Fixations indirectes comme biosalissures par l'intermédiaire des boues, des macrophytes et des algues (URE) | 2 | 3 | 11 | 14 | 8 | 38 |
| Entraînement dans les canalisations d'eau ou viviers/fonds de cale des embarcations (URE) | 2 | 8 | 11 | 10 | 3 | 34 |
| Randonneurs à pied, cavaliers, cyclistes (URE) | 4 | 8 | 14 | 8 | 1 | 35 |
| Dans la boue sur les ancres et autres accessoires d'embarcations (URE) | 3 | 4 | 12 | 11 | 5 | 35 |

These results are largely consistent with the available literature. The New Zealand mud snail is believed to have reached the Great Lakes via a ballast water introduction (Zaranko *et al.* 1997) while the invasion of the Snake River, Idaho has been attributed to an introduction associated with aquaculture (Proctor 2007 citing Bowler 1991, Bowler and Frest 1992). Further, the invasion pattern in the western United States is consistent with downstream transport from the initial introduction site, although some evidence exists for jump dispersal suggesting other vectors also are important.

The New Zealand mud snail experts identified the highest impacts on freshwater biodiversity and protected areas/conservation areas (Table 14). These findings are consistent with known invasions in North America where this small gastropod has reached very high population densities and have had direct and indirect impacts on biodiversity (Proctor *et al.* 2007). For example, mollusc invasions in the Great Lakes have been implicated in the decline of native freshwater bivalves (e.g., Ricciardi 2006), a situation that also could occur with the New Zealand mud snail. Should protected areas or conservation areas exist in these areas then almost by definition (areas conserved for a specific reason, i.e., rare species, special ecosystem attributes), localized impacts could be high. Further, these experts rated impacts to aquaculture related activities and recreational fisheries could be moderate (Table 14). The New Zealand mud snail has been demonstrated to affect salmonid aquaculture operations and impacts on recreational trout fisheries have been observed (e.g., Vinson and Baker 2008). The impacts on other ecological endpoints considered in our survey were deemed low to very low (Table 14), again consistent with the available literature.

Ces résultats correspondent en majeure partie à la littérature disponible. On considère que la nasse de Nouvelle-Zélande a atteint les Grands Lacs par introduction par l'intermédiaire d'eau de ballast (Zaranko *et al.* 1997) alors que l'envahissement de la rivière Snake, Idaho, a été attribué à une introduction associée à l'aquaculture (Proctor 2007 citant Bowler 1991, Bowler and Frest 1992). De plus, le patron d'envahissement dans l'ouest des États-Unis correspond à un transport en aval à partir du site d'introduction initial, bien que certaines preuves indiquent une dispersion par sauts. Ceci suggère que d'autres vecteurs sont également importants.

Les spécialistes de la nasse de Nouvelle-Zélande ont identifié les impacts sur la biodiversité d'eau douce et les aires de conservation comme étant les plus importants (Tableau 14). Ces conclusions correspondent aux envahissements connus en Amérique du Nord pour lesquels ce petit gastéropode a atteint des densités de population très élevées et a eu des impacts directs et indirects sur la biodiversité (Proctor *et al.* 2007). Par exemple, lorsque les mollusques ont envahis les Grands Lacs, ceux-ci ont joué un rôle dans le déclin des bivalves d'eau douce indigènes (p. ex., Ricciardi 2006). Ceci pourrait également se produire avec la nasse de Nouvelle-Zélande. Si des aires de conservation existent dans ces régions, alors presque par définition (ces zones sont conservées pour une raison spécifique, c'est-à-dire la présence d'espèces rares ou à cause de caractéristiques spéciales de l'écosystème), les impacts localisés pourraient être élevés. De plus, ces spécialistes ont classé les impacts sur les activités liées à l'aquaculture et la pêche récréative comme pouvant être de niveau modéré (Tableau 14). On a

démontré que la nasse de Nouvelle-Zélande affectait les opérations d'aquaculture des salmonidés et avait un impact sur les activités de pêche récréative de la truite (p. ex., Vinson and Baker 2008). Les impacts sur les autres valeurs écologiques considérés dans notre sondage ont été considérés comme faibles à très faibles (Tableau 14), ce qui correspond de nouveau à la littérature disponible.

Table 14. Impact level based on expert responses. Number of responses for each ecological endpoint and impact level are shown with the mode shown in bold.

| Ecological Endpoint | Impact Level | | | | | | N |
|--------------------------------------|--------------|-----------|-----------|-----------|-----------|---|----|
| | Negative | | | | Positive | | |
| | Very High | High | Moderate | Low | Very Low | | |
| Freshwater Biodiversity | 6 | 14 | 12 | 5 | 3 | 1 | 41 |
| Estuarine Biodiversity | 0 | 7 | 7 | 9 | 8 | 1 | 32 |
| Marine Biodiversity | 0 | 0 | 1 | 4 | 25 | 0 | 30 |
| Habitat | 7 | 6 | 5 | 10 | 6 | 1 | 35 |
| Protected Areas / Conservation Areas | 7 | 12 | 6 | 5 | 2 | 1 | 33 |
| Aquaculture | 6 | 5 | 8 | 5 | 6 | 1 | 31 |
| Commercial Fisheries | 1 | 2 | 10 | 6 | 14 | 0 | 33 |
| Recreational Fisheries | 4 | 7 | 12 | 6 | 7 | 0 | 36 |

Tableau 14 : Niveau d'impact basé sur les réponses des spécialistes. Le nombre de réponses pour chaque valeur écologique et le niveau d'impact sont donnés avec la valeur modale en caractères gras.

| Valeur écologique | Niveau d'impact | | | | | N | |
|--|-----------------|-----------|-----------|-----------|-------------|---|----|
| | Négatif | | | Positif | | | |
| | Très élevé | Élevé | Modéré | Faible | Très faible | | |
| Biodiversité d'eau douce | 6 | 14 | 12 | 5 | 3 | 1 | 41 |
| Biodiversité estuarienne | 0 | 7 | 7 | 9 | 8 | 1 | 32 |
| Biodiversité marine | 0 | 0 | 1 | 4 | 25 | 0 | 30 |
| Habitat | 7 | 6 | 5 | 10 | 6 | 1 | 35 |
| Zones protégées/ zones de conservation | 7 | 12 | 6 | 5 | 2 | 1 | 33 |
| Aquaculture | 6 | 5 | 8 | 5 | 6 | 1 | 31 |
| Pêches commerciales | 1 | 2 | 10 | 6 | 14 | 0 | 33 |
| Pêches récréatives | 4 | 7 | 12 | 6 | 7 | 0 | 36 |

RISK ASSESSMENT FOR THE NEW ZEALAND MUD SNAIL

Step 1: Determining the Probability of Widespread Invasion

To determine the Probability of Introduction, we first calculated the probability of each of the four steps in the invasion cycle (see Table 7) and then calculated the outcome expected at each step (see Table 8). The New Zealand mud snail is currently confined to relatively isolated locations in Canada with nearby locations in the western United States and Great Lakes (Davidson *et al.* 2008, Levri *et al.* 2008). Each of these, in addition to arrival from overseas locations, could serve as the source for future populations in Canada. Several potential vectors and pathways exist for the New Zealand mud snail to enter and spread in several Canadian aquatic ecosystems, especially those associated with recreational and resource activities, suggesting P_1 (arrival) would be high to very high (Table 15). The exceptions include the Arctic drainage and Atlantic coastal waters where the probability of arrival was considered low due to fewer dispersal vectors in these regions.

ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA NASSE DE NOUVELLE-ZÉLANDE

Étape 1 : Détermination de la probabilité d'une invasion étendue

Pour déterminer la probabilité d'introduction, nous avons d'abord calculé la probabilité de chacune des quatre étapes du cycle d'envahissement (voir Tableau 7) et ensuite calculé le résultat attendu de chaque étape (voir Tableau 8). La nasse de Nouvelle-Zélande est actuellement confinée dans des lieux relativement isolés au Canada, avec des sites relativement près de l'ouest des États-Unis et des Grands Lacs (Davidson *et al.* 2008, Levri *et al.* 2008). Chacun de ces endroits, en plus de l'arrivée de l'outre-mer, peut servir de source de populations futures au Canada. Plusieurs vecteurs et voies potentiels existent pour que la nasse de Nouvelle-Zélande pénètre et se disperse dans plusieurs écosystèmes aquatiques canadiens, particulièrement les écosystèmes liés aux activités récréatives et aux activités de gestion des ressources, ce qui suggère que P_1 (arrivée) pourrait être élevée ou très élevée (Tableau 15). Les exceptions comprennent le bassin hydrographique de l'océan Arctique et les eaux côtières de l'Atlantique pour lesquels la probabilité d'arrivée est considérée comme faible en raison d'un moins grand nombre de vecteurs de dispersion dans ces régions.

Table 15. Estimates of ranks and uncertainty (in parentheses) associated with each probability in the invasion cycle for the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, for each region considered in this risk assessment.

| Region | P ₁ | P ₂ | P ₃ | P ₄ |
|---------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|
| Great Lakes / St Lawrence | Very High (Very Low) | Very High (Very Low) | Very High (Very Low) | Very High (Low) |
| Pacific Freshwater | Very High (Low) | Very High (Low) | Very High (Low) | Low (Moderate) |
| Arctic Freshwater | Low (Very High) | Very Low (Moderate) | Very Low (Moderate) | Very Low (Low) |
| Gulf of Mexico Freshwater | High (High) | Very High (Low) | Very High (Low) | High (Low) |
| Hudson Bay Freshwater | High (Low) | Very High (Low) | Very High (Low) | Moderate (Moderate) |
| Atlantic Freshwater | Very High (Very Low) | Very High (Low) | Very High (Low) | Moderate (Moderate) |
| Pacific Coastal | Very High (Very Low) | Very High (Very Low) | Very High (Very Low) | Low (High) |
| Atlantic Coastal | Low (Very High) | Very High (Low) | Very High (Low) | Low (Very High) |

Tableau 15 : Estimations des classements et incertitude (entre parenthèses) associées à chaque probabilité du cycle d'envahissement pour la nasse de Nouvelle-Zélande *Potamopyrgus antipodarum*, pour chaque région considérée de l'évaluation des risques.

| Région | P ₁ | P ₂ | P ₃ | P ₄ |
|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------|
| Grands Lacs/ Saint-Laurent | Très élevée (Très faible) | Très élevée (Très faible) | Très élevée (Très faible) | Très élevée (Faible) |
| Eau douce du Pacifique | Très élevée (Faible) | Très élevée (Faible) | Très élevée (Faible) | Faible (Modérée) |
| Eau douce de l'Arctique | Faible (Très élevée) | Très faible (Modérée) | Très faible (Modérée) | Très faible (Faible) |
| Eau douce du golfe de Mexique | Élevée (Élevée) | Très élevée (Faible) | Très élevée (Faible) | Élevée (Faible) |
| Eau douce de la baie d'Hudson | Élevée (Faible) | Très élevée (Faible) | Très élevée (Faible) | Modérée (Modérée) |
| Eau douce de l'Atlantique | Très élevée (Très faible) | Très élevée (Faible) | Très élevée (Faible) | Modérée (Modérée) |
| Côte pacifique | Très élevée (Très faible) | Très élevée (Très faible) | Très élevée (Très faible) | Faible (Élevée) |
| Côte atlantique | Faible (Très élevée) | Très élevée (Faible) | Très élevée (Faible) | Faible (Très élevée) |

The broad environmental tolerances noted for New Zealand mud snails, especially temperature and salinity, combined with many favorable locations throughout much of Canada north to about 54°N identified through environmental niche modeling (Figure 6 and 7) suggest that the New Zealand mud snail could easily survive and reproduce in seven of the eight regions of Canada assessed here with the exception being the Arctic drainage where environmental conditions were much less suitable based on the environmental niche modeling. Thus, P_2 and P_3 were determined to be very high for seven of the eight Canadian regions assessed with the exception of the Arctic drainage where these probabilities were determined to be very low (Table 15).

To become widespread in any of the eight regions considered, a combination of extensive suitable environments and vectors to deliver propagules to these environments must exist. The Great Lakes/St. Lawrence River possesses extremely high environmental matches and readily available vectors to redistribute existing populations within the basin such that the probability of spread (P_4) was considered very high (Table 15). The Gulf of Mexico drainage extends into Canada in the southern prairies and the high environmental match and existing populations nearby in the Missouri River suggest that the probability of a widespread invasion in the Canadian portion of this drainage is high (Table 15). The Hudson Bay and Atlantic drainages possess smaller portions of suitable habitat, most notably in the southern reaches where considerable human activity (and associated dispersal vectors) exist. Thus, the probability of a widespread invasion in these drainages was considered moderate (Table 15). Three of the assessed regions, the Pacific freshwater drainage and the Atlantic and Pacific coastal

La tolérance à une grande gammes de conditions environnementales, particulièrement en ce qui concerne la température et la salinité, combinée à de nombreux sites favorables dans la majeure partie du nord du Canada, jusqu'à environ 54°N, identifiés par l'intermédiaire du modèle de niche écologique (Figure 6 et 7), suggèrent que la nasse de Nouvelle-Zélande pourrait facilement survivre et se reproduire dans sept des huit régions canadiennes évaluées ici, à l'exception du bassin hydrographique de l'océan Arctique pour lequel les conditions environnementales étaient beaucoup moins adaptées, en se basant sur le modèle de niche écologique. Par conséquent, P_2 et P_3 ont été déterminées comme étant très élevées pour sept des huit régions canadiennes évaluées, à l'exception du bassin hydrographique de l'Arctique pour lequel ces probabilités ont été déterminées comme étant très faibles (Tableau 15).

Pour que l'envahissement devienne étendu dans chacune des huit régions considérées, une combinaison d'environnements propices et de vecteurs pouvant amener des propagules dans ces environnements doit être présente. Les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent ont des probabilités extrêmement élevées de conditions environnementales propices aux nasses et des vecteurs disponibles pour redistribuer les populations existantes à l'intérieur du bassin hydrologique, de telle façon que la probabilité de dispersion (P_4) a été considérée très élevée (Tableau 15). Le bassin hydrographique du golfe du Mexique s'étend jusqu'au Canada dans la partie sud des Prairies et la probabilité élevée de conditions environnementales propices ainsi que les populations existantes à proximité du fleuve Missouri suggèrent que la probabilité d'une invasion étendue dans la partie canadienne de ce bassin hydrographique est élevée (Tableau 15). Le bassin hydrographique de la baie d'Hudson et de l'Atlantique possèdent de petites zones d'habitats propices, plus particulièrement

waters, have only very small pockets of suitable habitat suggesting that the probability of a widespread invasion would be low simply due to the potential extent of an invasion (Table 15). The probability of a widespread invasion in the Arctic drainage was considered very low as the environmental match is considered too low to support a widespread invasion of the New Zealand mud snail (Figure 6 and 7; Table 15). It is important to note that uncertainty about spread was very high for Atlantic coastal waters and high for Pacific coastal waters reflecting decreased knowledge of how the New Zealand mud snail may fare in these systems should they be introduced there (Table 15). The uncertainty about spread in the other assessed regions was considered low to moderate (Table 15).

Using the approach under development by Mandrak *et al.* (in prep), we calculated the overall probability associated with the various stages of the invasion cycle. For seven of the eight regions, the probability that the New Zealand mud snail would arrive but not survive (P_A) was very low, the exception being the Arctic drainage where this was low (Table 16). This reflects the fact that for this species if it arrives it is likely to survive. The probability that the New Zealand mud snail would arrive and survive but not establish (P_S) was very low for each of the eight regions (Table 16). Again, reflecting the belief that should the New Zealand mud snail survive an introduction to any of these regions its life history characteristics and

dans le sud où l'activité humaine est très présente (et associée à des vecteurs de dispersion). Par conséquent, la probabilité d'une invasion étendue dans ces bassins hydrographiques est considérée comme modérée (Tableau 15). Trois des régions évaluées, le bassin hydrographique d'eau douce du Pacifique et les eaux côtières de l'Atlantique et du Pacifique présentent seulement de toutes petites poches d'habitats propices, ce qui suggère que la probabilité d'une invasion étendue serait faible, simplement en raison de l'étendue restreinte d'un envahissement (Tableau 15). La probabilité d'une invasion étendue dans le bassin hydrographique de l'Arctique a été considérée comme très faible car la probabilité de conditions environnementales propices est considérée trop faible pour soutenir une invasion étendue de la nasse de Nouvelle-Zélande (Figure 6 et 7; Tableau 15). Il est important de noter que l'incertitude par rapport à la dispersion était très élevée pour les eaux côtières de l'Atlantique et élevée pour les eaux côtières du Pacifique, ce qui reflète les lacunes dans les connaissances sur la façon dont la nasse de Nouvelle-Zélande pourrait se déplacer dans ces systèmes si elle était introduite dans ces régions (Tableau 15). L'incertitude concernant les autres régions évaluées était considérée comme faible à modérée (Tableau 15).

En utilisant l'approche en cours de développement par Mandrak *et al.* (en préparation), nous avons calculé la probabilité globale associée aux diverses étapes du cycle d'envahissement. Pour sept des huit régions considérées, la probabilité que la nasse de Nouvelle-Zélande arrive dans la région sans survivre (P_A) était très faible, l'exception étant le bassin hydrographique de l'Arctique pour lequel cette probabilité était faible (Tableau 16). Ceci indique que si cette espèce arrive, elle est susceptible de survivre. La probabilité que la nasse de Nouvelle-Zélande arrive, survive, mais ne s'établisse pas (P_S) était très faible pour chacune des huit régions considérées (Tableau 16). De nouveau, cette

broad environmental tolerances would allow establishment (reproduction). The probability that the New Zealand mud snail would establish but not become widespread (P_E) within each of the eight regions assessed ranged from very low to high (Table 16). It is important to note that the very low ranking for the Great Lakes/St. Lawrence highlights the probability that this species would become widespread in this region. The high probability of establishment in Pacific coastal waters and the Pacific freshwater drainage suggest that local establishment is probable but that populations could be limited with respect to spread. The probability of a widespread New Zealand mud snail invasion (P_W) ranged from very low for the Arctic drainage to very high for the Great Lakes/St. Lawrence River (Table 16). Three regions (Pacific freshwater, Atlantic and Pacific coastal waters) had a low probability of a widespread New Zealand mud snail invasion while two regions (Hudson Bay and Atlantic drainages) had a moderate probability of a widespread New Zealand mud snail invasion. The Gulf of Mexico drainage had a high probability of a widespread invasion. However, it is important to note that at smaller spatial scales (not considered here) the probability of locally widespread New Zealand mud snail invasions may be higher (as would the associated consequences). This is would be especially true in situations where New Zealand mud snail populations explode, reaching very high densities noted elsewhere (e.g., Richards *et al.* 2001, Hall *et al.* 2003, Kerans *et al.* 2005).

probabilité reflète l'hypothèse que si la nasse de Nouvelle-Zélande pouvait survivre à une introduction dans une de ces régions, les caractéristiques de son cycle biologique et sa tolérance à une grande gamme de conditions environnementales permettraient son établissement (reproduction). La probabilité que la nasse de Nouvelle-Zélande s'établisse mais sans se disperser de façon généralisée (P_E) à l'intérieur de chacune des huit régions évaluées varie d'un niveau très faible à un niveau élevé (Tableau 16). Il est important de noter que le classement très faible pour les Grands Lacs et le Saint-Laurent souligne la probabilité que cette espèce peut devenir un envahisseur ubiquiste dans cette région. La probabilité élevée d'établissement dans les eaux côtières du Pacifique et le bassin hydrographique d'eau douce du Pacifique suggèrent qu'un établissement local est probable mais que les populations pourraient être limitées en matière de dispersion. La probabilité d'une invasion étendue par la nasse de Nouvelle-Zélande (P_W) variait d'un niveau très faible pour le bassin hydrographique de l'Arctique à un niveau très élevé pour les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent (Tableau 16). Trois régions (eau douce du Pacifique et eaux côtières de l'Atlantique et du Pacifique) présentent une probabilité faible d'une invasion étendue par la nasse de Nouvelle-Zélande tandis que deux régions (bassins hydrographiques de la baie d'Hudson et de l'Atlantique) présentent une probabilité modérée d'une invasion étendue. Le bassin hydrographique du golfe du Mexique présente une probabilité élevée d'une invasion étendue. Cependant, il est important de noter qu'à des échelles spatiales plus petites (non considérées ici), la probabilité d'une invasion étendue au niveau local par la nasse de Nouvelle-Zélande pourrait être supérieure (comme le seraient les conséquences). Ceci est particulièrement vrai dans les situations dans lesquelles des populations de nasse de Nouvelle-Zélande exploseraient, atteignant les très hautes densités observées ailleurs (p. ex., Richards *et al.* 2001, Hall *et al.* 2003, Kerans *et al.* 2005).

Table 16. Overall probability associated with each process in the invasion cycle for the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, for each region considered in this risk assessment.

| Region | P_A . arrival without survival | P_S . survival without establishment | P_E establishment without spread | P_W widespread invasion |
|---------------------------|----------------------------------|--|------------------------------------|---------------------------|
| Great Lakes / St Lawrence | Very Low | Very Low | Very Low | Very High |
| Pacific Freshwater | Very Low | Very Low | High | Low |
| Arctic Freshwater | Low | Very Low | Very Low | Very Low |
| Gulf of Mexico Freshwater | Very Low | Very Low | Low | High |
| Hudson Bay Freshwater | Very Low | Very Low | Moderate | Moderate |
| Atlantic Freshwater | Very Low | Very Low | Moderate | Moderate |
| Pacific Coastal | Very Low | Very Low | High | Low |
| Atlantic Coastal | Very Low | Very Low | Low | Low |

Tableau 16 : Probabilité globale associée à chaque processus du cycle d'invasion de la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, pour chaque région considérée de cette évaluation des risques.

| Région | P_A - arrivée sans survie | P_S - survie sans établissement | P_E Établissement sans dispersion | P_W Invasion étendue |
|-------------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|------------------------|
| Grands Lacs/ Saint-Laurent | Très faible | Très faible | Très faible | Très élevée |
| Eau douce du Pacifique | Très faible | Très faible | Élevée | Faible |
| Eau douce de l'Arctique | Faible | Très faible | Très faible | Très faible |
| Eau douce du golfe de Mexique | Très faible | Très faible | Faible | Élevée |
| Eau douce de la baie d'Hudson | Très faible | Très faible | Modérée | Modérée |
| Eau douce de l'Atlantique | Très faible | Très faible | Modérée | Modérée |
| Côte pacifique | Très faible | Très faible | Élevée | Faible |
| Côte atlantique | Très faible | Très faible | Faible | Faible |

Step 2: Determining the Consequences (Impacts) of a Widespread Invasion

Discussion of potential impacts on various ecological endpoints in each of the eight assessment regions at the peer-review workshop was used to determine the final impact scores and level of uncertainty. This discussion included consideration of published information on potential impacts of New Zealand mud snail introductions throughout the world (e.g., Alonso and Castro-Díez 2008) and input from the expert survey (Table 14). Since this gastropod has an invasion history whereby local populations can reach incredibly high densities (Richards *et al.* 2001, Hall *et al.* 2003, Kerans *et al.* 2005), localized impacts could be greater than the overall rank assigned here. However, much of the available information pertaining to New Zealand mud snail impacts is associated with third party observational information or based on circumstantial evidence resulting in a high to very high level of uncertainty (Table 17). Potential impacts on biodiversity, habitat, aquaculture, commercial and recreational fisheries were considered.

Étape 2 : Détermination des conséquences (impacts) d'une invasion étendue

Les discussions relatives aux impacts potentiels sur diverses valeurs écologiques de chacune des huit régions évaluées lors de l'examen par les pairs ont servi à déterminer les scores d'impact final et les niveaux d'incertitude. Ces discussions ont tenu compte de l'information publiée sur les impacts potentiels des introductions de la nasse de Nouvelle-Zélande à travers le monde (p. ex., Alonso and Castro-Díez 2008) et les commentaires provenant du sondage auprès des spécialistes (Tableau 14). Puisque ce gastéropode est connu pour atteindre des densités locales incroyablement élevées (Richards *et al.* 2001, Hall *et al.* 2003, Kerans *et al.* 2005), les impacts locaux pourraient être supérieurs au score global assigné dans ce cas. Cependant, une bonne partie de l'information disponible relative aux impacts de la nasse de Nouvelle-Zélande est associée à de l'information obtenue de tierces parties ou est basée sur des preuves circonstancielles, ce qui entraîne un niveau d'incertitude élevé ou très élevé (Tableau 17). Les impacts potentiels sur la biodiversité, l'habitat, l'aquaculture et les pêches commerciales et récréatives ont été pris en compte.

Table 17. Ranking of potential impacts of a widespread invasion of New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, on various ecological endpoints. Uncertainty is indicated in parentheses.

| Region | Biodiversity | Habitat | Aquaculture | Commercial Fisheries | Recreational Fisheries |
|---------------------------|----------------------|-----------------|---------------------|----------------------|------------------------|
| Great Lakes / St Lawrence | Low (High) | Low (High) | Very Low (Moderate) | Low (High) | Low (High) |
| Pacific Freshwater | Moderate (Very High) | Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) | Low (High) |
| Arctic Freshwater | Moderate (Very High) | Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) |
| Gulf of Mexico Freshwater | Moderate (Very High) | Low (High) | Very Low (High) | N/A | Low (High) |
| Hudson Bay Freshwater | Moderate (Very High) | Low (High) | Very Low (High) | Low (High) | Low (High) |
| Atlantic Freshwater | Moderate (Very High) | Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) | Low (High) |
| Pacific Coastal | Very Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) |
| Atlantic Coastal | Very Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) | Very Low (High) |

Tableau 17 : Classement des impacts potentiels d'une invasion étendue par la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, sur divers valeurs écologiques. L'incertitude est indiquée entre parenthèses.

| Région | Biodiversité | Habitat | Aquaculture | Pêches commerciales | Pêches récréatives |
|-------------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Grands Lacs/ Saint-Laurent | Faibles (Élevée) | Faibles (Élevée) | Très faibles (Modérée) | Faibles (Élevée) | Faibles (Élevée) |
| Eau douce du Pacifique | Modérés (Très élevée) | Faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Faibles (Élevée) |
| Eau douce de l'Arctique | Modérés (Très élevée) | Faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) |
| Eau douce du golfe de Mexique | Modérés (Très élevée) | Faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | s.o. | Faibles (Élevée) |
| Eau douce de la baie d'Hudson | Modérés (Très élevée) | Faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Faibles (Élevée) | Faibles (Élevée) |
| Eau douce de l'Atlantique | Modérés (Très élevée) | Faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Faibles (Élevée) |
| Côte pacifique | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) |
| Côte atlantique | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) | Très faibles (Élevée) |

For each of the five freshwater drainages, the impact of an invasion on biodiversity was considered moderate due primarily to the riverine environments within these drainages where previous research has identified impacts on biodiversity, including displacement of native species (Table 17). Impact on estuarine biodiversity in the two coastal regions was considered very low as there is no evidence that estuarine biodiversity has been affected by other invasions (largely because this has not been studied) while impacts on biodiversity in the Great Lakes/St Lawrence were considered low as the limited number of existing studies have failed to identify a link to New Zealand mud snail that has been in the Great Lakes for some time. Also, this assessment region is dominated by a number of other non-indigenous species making it difficult to attribute impacts to New Zealand mud snail specifically. Results of our expert survey identified the greatest impacts of a New Zealand mud snail invasion would be expected on freshwater biodiversity (Table 17). Also, it is probable that introduced New Zealand mud snails could encounter SARA or COSEWIC listed species and localized impacts could be higher due to the sensitivity associated with these species. For example, in some freshwater ecosystems New Zealand mud snails could encounter listed freshwater gastropods such as Banff Springs snail and hotwater physa that are endemic to relatively few sites. Although potential impacts on these listed gastropods are anticipated to be small as a result of the minimal overlap of their thermal habitats, any impact could be catastrophic given their conservation status.

Pour chacun des cinq bassins hydrographiques d'eau douce, l'impact d'un envahissement sur la diversité était considéré modéré en raison principalement de leurs environnements riverains pour lesquels des travaux de recherche antérieurs ont identifié des impacts sur la diversité, y compris le déplacement d'espèces indigènes (Tableau 17). L'impact sur la biodiversité estuarienne des deux régions côtières a été considéré comme étant très faible car il n'existe aucune preuve démontrant que la biodiversité estuarienne ait été affectée par d'autres envahisseurs (en grande partie parce que ceci n'a pas été étudié). Les impacts sur la biodiversité des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent ont été considérés faibles car le nombre limité d'études nous n'a pas permis d'identifier un lien direct avec la nasse de Nouvelle-Zélande qui est présente dans les Grands Lacs depuis un certain temps. De plus, cette région est dominée par d'autres espèces non indigènes, ce qui complique l'attribution spécifique des impacts à la nasse de Nouvelle-Zélande. Le sondage auprès des spécialistes a révélé que les impacts les plus significatifs d'un envahissement par la nasse de Nouvelle-Zélande seraient sur la biodiversité des eaux douces (Tableau 17). De même, il est probable que les nasses de Nouvelle-Zélande introduites pourraient rencontrer des espèces listées par le COSEPAC ou la *Loi sur les espèces en péril* et que les impacts locaux pourraient être plus importants en raison des sensibilités de ces espèces. Par exemple, dans certains écosystèmes d'eau douce, la nasse de Nouvelle-Zélande pourrait côtoyer des gastéropodes d'eau douce listés tels que la physa des fontaines de Banff et la physa d'eau chaude, des espèces endémiques vivant dans très peu de sites. Bien que les impacts potentiels sur ces gastéropodes listés soient anticipés comme étant faibles en raison du recouvrement minimal de leurs habitats thermiques, tout impact pourrait être catastrophique en raison de leur statut d'espèces à conserver.

Impacts on habitat, aquaculture, and commercial and recreational fisheries were considered low to very low for each of the eight assessment regions (Table 17). The New Zealand mud snail is not considered an ecological engineer like the dreissenid mussels and although it is possible that New Zealand mud snails could represent potential prey for a number of fishes and could be less nutritious than their traditional native prey species, or displace their preferred prey through competition for space, field observations supporting these hypotheses are lacking. Currently, the global invasion of the New Zealand mud snail is dominated by three separate genotypes (Proctor *et al.* 2007). It is possible that each has different levels of “invasiveness” such as environmental tolerances or impacts. Thus, although not possible to qualify for each spatial unit of this risk assessment, it is important to note that differences due to genetic makeup could exist.

Step 3: Combining the Probability of a Widespread Invasion with the Consequences (Impacts) of a Widespread Invasion

To determine the potential risk to each of the ecological endpoints considered here, the probability of a widespread invasion was crossed with the impacts of a widespread invasion using the risk matrix (Figure 4) for each of the eight spatial units under consideration. The overall risk of a widespread New Zealand mud snail invasion on each of the ecological endpoints considered in this risk assessment was low with the exception of freshwater biodiversity in the Gulf of Mexico, Hudson Bay, and Atlantic drainages where the overall level of risk was moderate (Table 18).

Les impacts sur l’habitat, l’aquaculture et les pêches commerciales et récréatives ont été considérés comme étant faibles à très faibles pour chacune des huit régions évaluées (Tableau 17). La nasse de Nouvelle-Zélande n’est pas considérée comme un « ingénieur écologique », contrairement aux moules dressénidées. Bien qu’il soit possible que les nasses de Nouvelle-Zélande pourraient être des proies potentielles pour les poissons et pourraient avoir une valeur nutritive inférieure à celle de leurs proies indigènes, ou pourraient déplacer leurs proies préférentielles par compétition pour de l’espace, les observations sur le terrain pouvant soutenir ces hypothèses sont manquantes. Actuellement, l’envahissement mondial de la nasse de Nouvelle-Zélande est dominé par trois génotypes séparés (Proctor *et al.* 2007). Il est possible que chacun de ces génotypes ait des niveaux de « capacité d’envahissement » différents, incluant des tolérances aux conditions environnementales ou des impacts différents. Par conséquent, bien que l’on ne puisse pas utiliser les différences de génotype pour qualifier chaque unité spatiale dans cette évaluation des risques, il est important de noter qu’il pourrait exister des différences dues à la composition génétique.

Étape 3: Combiner la probabilité d’une invasion étendue avec les conséquences (impacts) d’une invasion étendue

Pour déterminer le risque potentiel pour chacune des valeurs écologiques considérées ici, la probabilité d’une invasion étendue a été croisée avec les impacts d’une invasion étendue en utilisant la matrice de risque (Figure 4) pour chacune des huit unités spatiales considérées. Le risque global d’une invasion étendue par la nasse de Nouvelle-Zélande pour chacune des valeurs écologiques considérées dans cette évaluation des risques était faible à l’exception de la biodiversité de l’eau douce des bassins hydrographiques du golfe du Mexique, de la baie d’Hudson et de l’océan Atlantique pour lesquels le niveau global de

risque était modéré (Tableau 18).

Table 18 : Overall level of risk for each ecological endpoint in each spatial unit of consideration determined by using the risk matrix (Figure 4). Overall uncertainty is indicated in parentheses.

| Region | Biodiversity | Habitat | Aquaculture | Commercial Fisheries | Recreational Fisheries |
|---------------------------|----------------------|-----------------|-----------------|----------------------|------------------------|
| Great Lakes / St Lawrence | Low (High) | Low (High) | Low (Moderate) | Low (High) | Low (High) |
| Pacific Freshwater | Low (Very High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) |
| Arctic Freshwater | Low (Very High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) |
| Gulf of Mexico Freshwater | Moderate (Very High) | Low (Very High) | Low (High) | N/A | Low (High) |
| Hudson Bay Freshwater | Moderate (Very High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) |
| Atlantic Freshwater | Moderate (Very High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) |
| Pacific Coastal | Low (High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) | Low (High) |
| Atlantic Coastal | Low (Very High) | Low (Very High) | Low (Very High) | Low (Very High) | Low (Very High) |

Tableau 18 : Niveau global du risque pour chaque valeur écologique dans chaque unité spatiale considérée, le niveau global du risque est déterminé en utilisant la matrice de risque (Figure 4). L'incertitude globale est indiquée entre parenthèses.

| Région | Biodiversité | Habitat | Aquaculture | Pêches commerciales | Pêches récréatives |
|-------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Grands Lacs/ Saint-Laurent | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Modérée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) |
| Eau douce du Pacifique | Faible (Très élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) |
| Eau douce de l'Arctique | Faible (Très élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) |
| Eau douce du golfe de Mexique | Modéré (Très élevée) | Faible (Très élevée) | Faible (Élevée) | s.o. | Faible (Élevée) |
| Eau douce de la baie d'Hudson | Modéré (Très élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) |
| Eau douce de l'Atlantique | Modéré (Très élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) |
| Côte pacifique | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) | Faible (Élevée) |
| Côte atlantique | Faible (Très élevée) | Faible (Très élevée) | Faible (Très élevée) | Faible (Très élevée) | Faible (Très élevée) |

CONCLUSIONS

This national risk assessment indicates that the overall risk posed to Canadian ecosystems by a widespread New Zealand mud snail invasion is low to moderate depending on the ecological endpoint considered. The ecological risk to freshwater biodiversity was classified as moderate for the freshwater ecosystems of the Atlantic, Hudson Bay, and Gulf of Mexico drainage basins and low for the other drainage basins assessed. However, the risk at smaller spatial scales, which was not assessed here, could be significantly higher as smaller-scale population outbreaks have been reported for this species.

The risk assessment identified a number of uncertainties with respect to vectors, the snail's potential for survival/reproduction in Canadian ecosystems, and hence, potential impacts. The New Zealand mud snail is spread by a wide variety of vectors, human-mediated and otherwise, each with a high level of uncertainty as to their actual contribution to spread (Table 13). Future efforts should be directed to reducing these uncertainties. This species already is present in the Great Lakes and in Pacific coastal waters of Canada and the environmental niche models suggest that this distribution could be expected to increase (Figure 6). A number of life history traits enable the New Zealand mud snail to be a very effective invader, including high fecundity, asexual reproduction, low susceptibility to predators, robust tolerances to a range of environmental conditions, and high competitive ability compared to native invertebrate fauna. The snails' potential impacts are expected to vary with the density of established populations. Further research on the snail's biology and ecology in different Canadian ecosystems is required to gain a better understanding of its potential for survival and reproduction and hence,

CONCLUSIONS

Cette évaluation nationale des risques indique que le risque global posé pour les écosystèmes canadiens par une invasion étendue de la nasse de Nouvelle-Zélande est faible à modéré, en fonction de la valeur écologique considérée. Le risque écologique pour la biodiversité d'eau douce a été classé comme modéré pour les écosystèmes d'eau douce des bassins hydrographiques de l'Atlantique, de la baie d'Hudson et du golfe du Mexique et a été considéré comme étant de niveau faible pour les autres bassins hydrographiques évalués. Cependant, le risque à des échelles spatiales plus petites, lequel n'a pas été évalué dans cette étude, pourrait être significativement plus important car des explosions démographiques d'escargots à des échelles plus petites ont été rapportées.

Cette évaluation des risques a identifié un certain nombre d'incertitudes par rapport aux vecteurs, au potentiel de survie/reproduction de l'escargot dans les écosystèmes canadiens et, par conséquent, aux impacts potentiels. La nasse de Nouvelle-Zélande se disperse grâce à une grande diversité de vecteurs, d'origines humaines et autres, chacun de ces vecteurs faisant l'objet d'un haut niveau d'incertitude quant à leur contribution réelle à la dispersion (Tableau 13). Les efforts à venir devraient viser à réduire ces incertitudes. Cette espèce est déjà présente dans les Grands Lacs et dans les eaux côtières pacifiques du Canada et les modèles de niche écologique suggèrent que l'on devrait s'attendre à ce que cette répartition augmente (Figure 6). Plusieurs caractéristiques de son cycle biologique permettent à la nasse de Nouvelle-Zélande d'être un envahisseur très efficace, dont le haut niveau de fécondité, la reproduction asexuée, sa faible susceptibilité aux prédateurs, sa tolérance à une grande gamme de conditions environnementales et sa grande compétitivité comparée à la faune invertébrée indigène. Les impacts potentiels de cet escargot devraient varier avec la densité des populations établies. Des travaux de recherche supplémentaires sur la biologie et

ecological impacts.

This non-indigenous gastropod is small and could easily go undetected if monitoring efforts were not specifically targeting this species. An informal survey of 18 conservation authorities or individuals known to undertake benthic research in inland waters in southern Ontario revealed that there were only six programs that identified gastropods to the genus or species level (H. Niblock, pers. comm.). Overall, there appears to be very little sampling in the inland freshwaters of southern Ontario capable of identifying the New Zealand mud snail even if they are widely distributed. Thus, monitoring efforts for aquatic invasive species need to be broadened and a communication tool added such that those most likely to encounter this species know how to recognize and report it. Raising awareness with stakeholders (and others) will increase our understanding of potential invasions and may allow the implementation of management measures.

The model predictions of environmental suitability for the New Zealand mud snail were based on current distributions, therefore, highlighting areas having the same environmental conditions as those where this species already has been found. One potential limitation to this approach is that it could underestimate the potential habitat available if the environmental conditions in the current invaded range are not fully representative of its potential range. As the species spreads to new areas, it is possible the predicted suitable environments also will increase as the true environmental niche becomes more apparent. Comparing models based on native and invaded ranges, Loo *et*

l'écologie de cet escargot dans différents écosystèmes canadiens sont nécessaires pour mieux comprendre son potentiel de survie et de reproduction et, par conséquent, ses impacts écologiques.

Ce gastéropode non indigène est petit et peut facilement passer inaperçu si les efforts de surveillance ne ciblent pas spécifiquement cette espèce. Une enquête informelle auprès de 18 autorités ou individus travaillant à la conservation et reconnus pour entreprendre des recherches benthiques sur les eaux intérieures du sud de l'Ontario a révélé qu'il existait seulement six programmes qui identifiaient les gastéropodes au niveau des espèces ou du genre (H. Niblock, pers. comm.). Dans l'ensemble, il semblerait qu'il y ait très peu de travail d'échantillonnage dans les eaux douces intérieures du sud de l'Ontario capable d'identifier la nasse de Nouvelle-Zélande, même si l'espèce était largement répartie. Par conséquent, les efforts de surveillance des espèces aquatiques envahissantes doivent être intensifiés et un outil de communication doit être ajouté de façon à ce que les personnes les plus susceptibles d'être en contact avec l'espèce sachent comment la reconnaître et la signaler. La sensibilisation des intervenants (et d'autrui) augmentera notre compréhension des envahissements potentiels et pourront éventuellement permettre la mise en œuvre de mesures de gestion.

Les prédictions de modélisation de conditions environnementales propices pour la nasse de Nouvelle-Zélande étaient basées sur les répartitions actuelles et, par conséquent, ces prédictions mettent en lumière les zones présentant les mêmes conditions environnementales que celles dans lesquelles l'espèce a déjà été observée. Une limite potentielle de cette approche est le fait que l'on pourrait sous-estimer l'habitat potentiel disponible si les conditions environnementales de l'aire de répartition envahie actuellement ne sont pas pleinement représentatives de son aire de répartition potentielle. Au fur et à mesure que l'espèce se dispersera dans une nouvelle zone, il est possible que les

al. (2007) demonstrated data from the invaded range resulted in better predictions as historical constraints in its native range tended to underestimate the actual niche breadth for this species. Further, they suggest that in cases where the native range has a relatively narrow suite of environmental conditions (such as those expected at the core of a native distribution) one should utilize invaded range data for predictions. Regardless of the source of the data, these environmental niche models rely heavily on occurrence data representative of the entire niche of the invader to make accurate predictions: anything less will likely result in under-predictions of the true potential distribution.

Given the vast spatial extent considered in this risk assessment and the expected variability in vectors of spread and ecological impacts within different ecoregions of Canada, additional smaller-scale, regional risk assessments should be undertaken to determine the risk posed within a specific region. Although we used the best available data for the ecological niche modeling, it represents data collected at larger spatial scales. Additional smaller-scale data could be available that might help identify finer-scale habitats vulnerable to invasion at the smaller spatial scales not considered here. For example, GARP and remote sensing data (water surface temperature, chlorophyll *a* concentration, water-leaving radiance, and diffuse attenuation coefficient) were used to predict future introduction of 14 non-indigenous species, including the New Zealand mud snail, to the Great Lakes (U.S. EPA, 2008). However, it may be difficult to make model predictions for streams and rivers, the snail's preferred habitat, due to the

environnements propices prédits par le modèle augmenteront également au fur et à mesure que la véritable niche écologique deviendra plus apparente. En comparant des modèles basés sur les aires de répartition indigènes et envahies, Loo *et al.* (2007) ont démontré que les données provenant de l'aire de répartition envahie produisaient de meilleures prédictions car les contraintes historiques de l'aire de répartition indigène tendaient à sous-estimer l'ampleur réelle de la niche écologique pour cette espèce. De plus, ils suggèrent que dans les cas où l'aire de répartition indigène présente une gamme relativement limitée de conditions environnementales (telles que celles attendues au centre d'une répartition indigène), on devrait utiliser les données de l'aire de répartition envahie pour les prédictions. Indépendamment de la source des données, ces modèles de niche écologique comptent fortement sur les données de présence représentatives de la totalité de la niche de l'envahisseur pour aboutir à des prédictions exactes. Rien de moins, et l'on aboutit probablement à des sous-prédictions de la véritable répartition potentielle.

Étant donné la vaste étendue spatiale considérée dans cette évaluation des risques et la variabilité attendue des vecteurs de dispersion et des impacts écologiques à l'intérieur des différentes écorégions du Canada, des évaluations supplémentaires des risques, à l'échelle régionale et à plus petite échelle, devraient être entreprises pour déterminer le risque posé à l'intérieur d'une région spécifique. Bien que nous ayons utilisé les meilleures données disponibles pour la modélisation de niche écologique, elles utilisent des données recueillies à des échelles spatiales beaucoup plus grandes. Des données supplémentaires à plus petite échelle pourraient être disponibles et éventuellement faciliter l'identification d'habitats vulnérables aux envahissements à des échelles plus fines non considérées dans le cadre de ce travail. Par exemple, GARP et les données de télédétection (température de la surface de l'eau, concentration de chlorophylle *a*, luminescence réfléchie par l'eau et coefficient d'atténuation diffuse) ont été utilisées pour

currently limited spatial resolution of the environmental layers obtained through remote sensing (e.g., $\approx 21 \text{ km}^2$ for NASA's Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)).

prédire l'introduction future de 14 espèces non indigènes, y compris la nasse de Nouvelle-Zélande, dans les Grands Lacs (États-Unis, EPA, 2008). Cependant, il peut s'avérer difficile d'établir des prédictions de modélisation pour les cours d'eau et les rivières, c'est-à-dire l'habitat préférentiel de l'escargot, en raison de la résolution spatiale actuellement limitée des couches environnementales obtenues par télédétection (p. ex., $\approx 21 \text{ km}^2$ pour le spectroradiomètre d'imagerie de résolution modérée de la NASA (MODIS)).

The risk assessment for the New Zealand mud snail presented here represents a starting point. It is meant to provide scientific advice for decision makers, managers and policy makers who have to manage, control or mitigate the potential impact of non-indigenous species. The scientific advice contained in this document is meant to inform an overall risk analysis for this species that includes socio-economic considerations, risk management, and risk communication, and should not be considered independent of an overall framework. The overall risk analysis framework for Fisheries and Oceans Canada is currently under development. Also, the information contained within this document, and ancillary accompanying documents, may need to be re-visited as more information is gained and identified data gaps filled.

L'évaluation des risques pour la nasse de Nouvelle-Zélande présentée ici représente un point de départ. Cette évaluation veut fournir des conseils scientifiques aux décideurs, gestionnaires et administrateurs qui doivent gérer, contrôler ou atténuer l'impact potentiel des espèces non indigènes. Les conseils scientifiques contenus dans ce document servent à informer une analyse des risques globale concernant cette espèce, cette analyse comprenant également des considérations socioéconomiques, de gestion des risques et de communication des risques. Ces conseils ne doivent pas être examinés indépendamment d'un cadre général. Le cadre général d'analyse des risques du ministère des Pêches et des Océans est actuellement en cours de développement. De même, l'information contenue dans ce document et les documents d'accompagnement auxiliaires devront peut-être être réexaminés au fur et à mesure que de l'information supplémentaire est obtenue et que les lacunes de connaissances seront comblées.

RECOMMENDATIONS

- 1) Research on the biology and ecology of New Zealand mud snail in different Canadian ecosystems is required to lower uncertainty about potential for survival/reproduction in some systems and impacts that this gastropod could have should it be introduced or spread from known locations.

RECOMMANDATIONS

- 1) Des travaux de recherche sur la biologie et l'écologie de la nasse de Nouvelle-Zélande dans différents écosystèmes canadiens sont nécessaires pour réduire l'incertitude sur le potentiel de survie/de reproduction dans certains systèmes et sur les impacts que ce gastéropode pourrait avoir s'il est introduit ou dispersé à partir de lieux connus.

-
- 2) Literature and first hand accounts have confirmed that under ideal conditions New Zealand mud snail can reach extremely high densities and research to characterize the impacts under differing population densities would decrease the uncertainty about potential impacts of local or widespread New Zealand mud snail invasions. Research also could identify why New Zealand mud snail populations explode in some regions (e.g., western United States) and not others (e.g., Great Lakes).
 - 3) Increased monitoring, preferably by trained, taxonomic experts, is necessary to determine the extent of the species' distribution and spread. A refined understanding of the current distribution of New Zealand mud snail would help identify the most relevant dispersal vectors.
 - 4) Several human-mediated dispersal vectors had a high probability to introduce or spread New Zealand mud snail in Canadian ecosystems. Managers should consider education efforts to raise the awareness about potential inadvertent transport of New Zealand mud snail (e.g., mud adhering to waders or boat anchors/lines).
 - 5) Although the overall risk of New Zealand mud snail was considered low to moderate depending on the ecological endpoint and assessed region, the risk at smaller spatial scales (not assessed here) could be significantly higher.
- 2) La littérature et les observations directes ont confirmé que dans les conditions idéales, la nasse de Nouvelle-Zélande pouvait atteindre des densités de population extrêmement élevées et, par conséquent, la recherche visant à décrire les impacts en fonction de densités de population différentes réduirait l'incertitude sur les impacts potentiels des envahissements locaux ou généralisés de la nasse de Nouvelle-Zélande. La recherche pourrait également permettre d'identifier pourquoi les populations de nasse de Nouvelle-Zélande explosent dans certaines régions (p. ex., dans l'ouest des États-Unis) et pas dans d'autres (p. ex., les Grands Lacs).
 - 3) Une surveillance accrue, de préférence par des spécialistes de la taxonomie, est nécessaire pour déterminer l'ampleur de la répartition et de la dispersion de l'espèce. Une compréhension fine de la répartition actuelle de la nasse de Nouvelle-Zélande faciliterait l'identification des vecteurs de dispersion les plus pertinents.
 - 4) Plusieurs vecteurs de dispersion d'origine humaine présentent une forte probabilité pour l'introduction ou la dispersion de la nasse de Nouvelle-Zélande dans les écosystèmes canadiens. Les gestionnaires devraient envisager la mise en œuvre d'efforts éducatifs pour augmenter la conscientisation sur le transport accidentel potentiel de la nasse de Nouvelle-Zélande (p. ex., la boue s'accrochant sur les bottes cuissardes des pêcheurs ou les ancres/cordages des embarcations).
 - 5) Bien que le risque global de la nasse de Nouvelle-Zélande soit considéré comme faible à modéré en fonction de la valeur écologique et de la région évaluée, le risque posé à des échelles spatiales plus petites (non évalué ici) pourrait être significativement plus important.
-

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank Heather Niblock (DFO, Burlington) for providing information on benthic sampling programs in southern Ontario and Dr. Leif-Matthias Herborg for advice on modeling methods.

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier Heather Niblock (MPO, Burlington) pour avoir fourni de l'information sur les programmes d'échantillonnage benthique du sud de l'Ontario et le D^r Leif-Matthias Herborg pour ses conseils sur les méthodes de modélisation.

REFERENCES

- Aarnio, K. and E.E. Bonsdorff. 1997. Passing the gut of juvenile flounder, *Platichthys flesus* (L.) – differential survival of zoobenthic prey species. *Mar. Biol.* 129: 11-14.
- Alonso, A., P. Castro-Díez. 2008. What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? *Hydrobiologia* Online publication date: 30-Aug-2008.
- Anderson, R.P., D. Lew, and A.T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol. Modell.* 162:221-232.
- Bank, R.A. 2009. Mollusca: Gastropoda. Fauna Europea version 2.1 (22 December 2009). Available online at: <http://www.faunaeur.org>. Accessed Feb 2010.
- Bañón, R, E. Rolán and M. Garcia-Tasende. 2008. First record of the purple dye murex *Bolinas brandaris* (Gastropoda: Muricidae) and a revised list of non-native molluscs from Galician waters (Spain, NE Atlantic). *Aquatic Invasions*, 3(3): 331-334.
- Bartleson, B. 2010. New Zealand mudsnails found in Capitol Lake, Olympia, WA. *The Dredgings*, 50(1): 7-8.
- Bersine, K., V.E.F. Brenneis, R.C. Draheim, A.M.W. Rub, J.E. Zamon, R.K. Litton, S.A. Hinton, M.D. Sytsma, J.R. Cordell and J.W. Chapman. 2008. Distribution of the invasive New Zealand mudsnail (*Potamopyrgus antipodarum*) in the Columbia River Estuary and its first recorded occurrence in the diet of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Biological Invasions*, 10(8): 1381-1388.
- Binimelis, R., W. Born, I. Monterroso, and B. Rodríguez-Labajos. 2007. Socio-economic impact and assessment of biological invasions. *In Biological Invasions. Edited by W. Nentwig. Ecological Studies* 193. Springer-Verlag, Berlin. p. 331-347.
- Boag, D.A. 1986. Dispersal of pond snails: potential role of waterfowl. *Can. J. Zool.* 64: 904-909.
- Bondensen, P. and E.W. Kaiser. 1985. *Hydrobia* (*Potamopyrgus*) *jenkensi* (Smith) in Denmark illustrated by its ecology. *Oikos*, 1: 252-281.
- Bowler, P.A. 1991. The rapid spread of the freshwater hydrobiid snail *Potamopyrgus antipodarum* in the middle Snake River, southern Idaho. *Proceedings of the Desert Fishes Council*, 21:173–182.

-
- Burrington Baker, H. 1930. The Mollusca collected by the University of Michigan-Williamson expedition in Venezuela. *Occas. Pap. Mus. Zool., Univ. Michigan.* 210. 94 p.
- Čejka, T., L. Dvořák and V. Košel. 2008. Present distribution of *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843)(Mollusca: Gastropoda) in the Slovak Republic. *Malacologica Bohemoslovaca*, 7: 21-25.
- Cianfanelli, S., E. Lori, and M. Bodon. 2007. Alien freshwater molluscs in Italy and their distribution. *In Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats. Edited by F. Gherardi. Springer, Dordrecht, The Netherlands.* p 103-121.
- Climo, F.M. 1974. Description and affinities of the subterranean molluscan fauna of New Zealand. *N.Z. J. Zool.* 1(3): 247-284.
- COSEWIC. 2002a. COSEWIC assessment and status report on the Lake Winnipeg Physa *Physa* sp. in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 21 p. / COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la physse du lac Winnipeg (*Physa* sp.) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 24 p.
- COSEWIC. 2002b. COSEWIC assessment and update status report on the Northern Madtom *Noturus stigmosus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 15 p./ COSEPAC. 2002b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chat-fou du Nord (*Noturus stigmosus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 17 p.
- COSEWIC. 2002c. COSEWIC assessment and update status report on the Salish Sucker *Catostomus* sp. in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 27 p.. / COSEPAC. 2002c. Rapport de situation du COSEPAC sur le meunier de Salish (*Catostomus* sp.) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 28 p.
- COSEWIC. 2002d. COSEWIC assessment and update status report on the Channel Darter *Percina copelandi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 21 p. / COSEPAC. 2002d. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 21 p.
- COSEWIC. 2005. COSEWIC assessment and status report on the "Eastslope" Sculpin (St. Mary and Milk River population) *Cottus* sp. in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 30 p. / COSEPAC. 2005. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chabot du versant est (*Cottus* sp.) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. 36 p.
- COSEWIC 2006a. COSEWIC assessment and update status report on the Speckled Dace *Rhinichthys osculus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 27 p. / COSEPAC. 2006a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Naseux moucheté (*Rhinichthys osculus*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 31 p.

-
- COSEWIC. 2006b. COSEWIC assessment and update status report on the Carmine Shiner *Notropis percobromus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 29 p. / COSEPAC. 2006b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Tête carminée (*Notropis percobromus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 33 p.
- COSEWIC. 2006c. COSEWIC assessment and update status report on the Westslope Cutthroat Trout *Oncorhynchus clarkii lewisi* (British Columbia population and Alberta population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 67 p. / COSEPAC. 2006c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la truite fardée versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*) (population de la Colombie Britannique et population de l'Alberta) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 77 p.
- COSEWIC 2007. COSEWIC assessment and update status report on the Nooksack Dace *Rhinichthys cataractae* ssp. in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 27 p. / COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur Nooksack (*Rhinichthys* sp.) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 31 p.
- COSEWIC. 2008a. COSEWIC assessment and update status report on the Banff Springs Snail *Physella johnsoni* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 53 p. / COSEPAC. 2008a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la physe des fontaines de Banff (*Physella johnsoni*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 59 p.
- COSEWIC. 2008b. COSEWIC assessment and update status report on the Hotwater Physa *Physella wrighti* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 34 p. / COSEPAC. 2008b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la physe d'eau chaude (*Physella wrighti*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 38 p.
- COSEWIC. 2008c. COSEWIC assessment and update status report on the Lake Chubsucker *Erimyzon sucetta* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 29 p. / COSEPAC. 2008c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le sucet de lac (*Erimyzon sucetta*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 30 p.
- Costil, K., G.B.J. Dussart and J. Daguzan. 2001. Biodiversity of aquatic gastropods in the Mont St. Michel basin (France) in relation to salinity and drying of habitats. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1-18.
- Cox, T.J. and J.C. Rutherford. 2000. Thermal tolerances of two stream invertebrates exposed to diurnally varying temperature. *N.Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 34: 203-208.
- Davidson, T.M., V.E.F. Brenneis, C. de Rivera, R. Draheim and G.E. Gillespie. 2008. Northern range expansion and coastal occurrences of the New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in the northeast Pacific. *Aquatic Invasions*, 3(3): 349-353.
- Devin, S., L. Bollache, P.-Y. Noël and J.-N. Beisel. 2005. Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 51: 137-

- DFO. 2010. Proceedings of the CSAS Peer-review of the risk assessment for New Zealand mud snail in Canadian waters; 24-25 March 2010. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2010/023. / MPO. 2010. Compte rendu de l'examen par les pairs du SCCS concernant l'évaluation des risques que la nasse de la Nouvelle-Zélande pose pour les eaux canadiennes; 24 et 25 mars 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu. 2010/023.
- Drake, J.M, and J.M. Bossenboek. 2004. The potential distribution of zebra mussels in the United States. *BioScience*, 54:931-941.
- Drake, J.M., and D.M. Lodge. 2006. Forecasting potential distributions of nonindigenous species with a genetic algorithm. *Fisheries*, 31(1):9-16.
- Duncan, A. 1966. The oxygen consumption of *Potamopyrgus jenkensis* (Smith) (Prosobranchiata) in different temperatures and salinities. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 16(3):1739-1751.
- Duncan, A. and R.Z. Klebowski. 1967. The influence of salinity on the survival, respiratory rate and heart beat of young *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) Prosobranchiata. *Comp. Biochem. Physiol.* 22(2): 495-505.
- Dundee, D.S., P.H. Phillips and J.D. Newsome. 1967. Snails on migratory birds. *Nautilus*, 80: 89-91.
- Dybdahl, M.F. and S.L. Kane. 2005. Adaptation vs. phenotypic plasticity in the success of a clonal invader. *Ecology*, 86(6): 1592-1601.
- Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F., Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K.S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Sobero'n, S. Williams, M.S. Wisz, and N.E. Zimmermann, 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Emblidge Fromme, A. and M.F. Dybdahl. 2006. Resistance in introduced populations of a freshwater snail to native range parasites. *Evolutionary Biology*, 19: 1948–1955.
- Filippenko, D.P. and M.O. Son. 2008. The New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) is colonising the artificial lakes of Kaliningrad City, Russia (Baltic Sea Coast). *Aquatic Invasions* 3(3): 345-347.
- Frank, C. 1987. A contribution to the knowledge of Hungarian Mollusca. Part III. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck*, 74: 113-123.
- Gaino, E., F. Scoccia, T. Lancioni and A. Ludovisi. 2008. The invader mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* in the Tiber River basin (Central Italy). *Italian J. Zool.* 75(3): 253-261.
- Gangloff, M. M. 1998. The New Zealand mud snail in Western North America. *Aquatic Nuisance Species*, 2: 25–30.

-
- Geological Survey of Canada, Natural resources Canada. 1997. Geological map of Canada – Map D1860A. Retrieved March 2010 from <http://atlas.nrcan.gc.ca/auth/english/maps/environment/geology/majorrockcategories>
- Gomoiu, M.-T., B. Alexandrov, N. Shadrin and Y. Zaitsev. 2002. p. 341-350. *In*: E. Leppakoski, S. Gollasch and S. Olenin [eds.]. *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Grigorovich, I.A., A.V. Korniushev, D.K. Gray, I.C. Duggan, R.I. Colautti and H.J. MacIsaac. 2003. Lake Superior: an invasion coldspot? *Hydrobiologia*, 499: 191-210.
- Haase, M. 2008. The radiation of hydrobiid gastropods in New Zealand: a revision including the description of new species based on morphology and mtDNA sequence information. *Systematics and Biodiversity*, 6: 99-159.
- Hall, R.O. Jr., J.L. Tank, and M.F. Dybdahl. 2003. Exotic snails dominate nitrogen and carbon cycling in a highly productive stream. *Front. Ecol. Environ.* 1(8): 407–411.
- Hall, R.O., M.F. Dybdahl and M.C. Vanderloop. 2006. Extremely high secondary production of introduced snails in rivers. *Ecological Applications*, 16: 1121–1131.
- Hanley, J.A., and B.J. McNeil. 1982. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 143:29-36.
- Hauser, L., G.R. Carvalho, R.N. Hughes and R.E. Carter. 1992. Clonal structure of the introduced freshwater snail *Potamopyrgus antipodarum* (Prosobranchia: Hydrobiidae), as revealed by DNA fingerprinting. *Proceedings: Biological Sciences*, 249(1324): 19-25.
- Haynes, A. and B.J.R. Taylor. 1984. Food finding and food preference in *Potamopyrgus jenkinsi* (E.A. Smith) (Gastropoda: Prosobranchia). *Archiv für Hydrobiologie*, 100(4): 479-491.
- Herborg, L.-M., J.M. Drake, J.D. Rothlisberger, and J.M. Bossenbroek. 2009. Identifying suitable habitat for invasive species using ecological niche models and the policy implications of range forecasts. *In Bioeconomics of Invasive Species: Integrating Ecology, Economics, Policy, and Management*. Edited by R.P. Keller, D.M. Lodge, M.A. Lewis, and J.F. Shogren. Oxford University Press. p. 63-82.
- Hershler, R., H.-P. Liu and W.H. Clark. 2009. Microsatellite evidence of invasion and rapid spread of divergent New Zealand mudsnail (*Potamopyrgus antipodarum*) clones in the Snake River basin, Idaho, USA. *Biol. Invasions* (online).
- Hopkins, C.C.E. 2002. Introduced marine species in Norway. p. 240-252. *In*: E. Leppakoski, S. Gollasch and S. Olenin [eds.]. *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Hubendick, B. 1950. The effectiveness of passive dispersal in *Hydrobia jenkinsi*. *Biol. Bidr. Upps.* 28: 493-504.
- Hylleberg, J. and H.R. Siegismund. 1987. Niche overlap in mud snails (Hydrobiidae): freezing tolerance. *Marine Biology*, 94: 403-407.

-
- Iguchi, K., K. Matsuura, K.M. McNyset, A.T. Peterson, R. Scachetti-Pereira, K.A. Powers, D.A. Vieglais, O. Wiley, and T. Yodo. 2004. Predicting invasions of north American basses in Japan using native range data and a genetic algorithm. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133(4):845–854.
- Jacobsen, R. and V.E. Forbes. 1997. Clonal variation in life-history traits and feeding rates in the gastropod, *Potamopyrgus antipodarum*: performance across a salinity gradient. *Functional Ecology*, 11:260-267.
- Jatulewicz, I. 2007. Comparison of macroinvertebrate communities associated with various habitats in anthropogenic reservoirs. *International Journal of Oceanography and Hydrobiology* 36(Suppl. 4): 39-47.
- Kalyoncu, H., M. Barlas, M.Z. Yildirim and B. Yorulmaz. 2008. Gastropods of two important streams of Gökova Bay (Muğla, Turkey) and their relationships with water quality. *International Journal of Science and Technology*, 3(1): 27-36.
- Katayama, M.S.R. 2004. The first record of a freshwater snail *Potamopyrgus antipodarum* (Mollusca, Gastropoda) in Gunma Prefecture. *Field Biol.* 13(2): 46-48.
- Kerans, B.L., M.F. Dybdahl, M.M. Gangloff and J.E. Jannot. 2005. *Potamopyrgus antipodarum*: distribution, density, and effects on native macroinvertebrate assemblages in the Greater Yellowstone Ecosystem. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24(1):123–138.
- Klebowski, R.Z. and A. Duncan. 1966. The oxygen consumption in saline water of young *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith)(Prosobranchiata). *Verh. int. Ver. Limnol.* 16(3): 1753-1760.
- Kumar, S., S.A. Spaulding, T.J. Stohlgren, K.A. Hermann, T.S. Schmidt, and L. Bahls. 2009. Potential habitat distribution for the freshwater diatom *Didymosphenia geminata* in the continental US. *Front. Ecol. Environ.* 7(8): 415-420.
- Lassen, H.H. 1978. *Potamopyrgus jenkinsi* in Jutland. Distribution, dispersal, and colonization. *Fauna og Flora* 84: 73–79. [in Danish].
- Leppäkoski, E. and S. Olenin. 2000. Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. *Biol. Invasions*, 2: 151-163.
- Levri, E.P. and W. Jacoby. 2008. The invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) found in streams of the Lake Ontario watershed. *J. Pennsylvania Acad. Sci.* 82(1): 7-11.
- Levri, E.P., A.A. Kelly and E. Love. 2007. The invasive New Zealand mudsnail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 33: 1-6.
- Levri, E.P., R.M. Dermott, S.J. Lunnen, A.A. Kelly and T. Ladson. 2008. The distribution of the invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Lake Ontario. *Aquat. Ecosys. Health and Manage.* 11(4): 412-421.
- Lively, C.M. 1992. Parthenogenesis in a freshwater snail: reproductive assurance versus parasitic release. *Ecology*, 46(4): 904-913.

-
- Lively, C.M. and J. Jokela. 2002. Temporal and spatial distribution of parasites and sex in a freshwater snail. *Evolutionary Ecology Research*, 4: 219-226.
- Loo, S.E., R. Mac Nally, P.S. Lake. 2007. Forecasting New Zealand mudsnail invasion range: model comparisons using native and invaded ranges. *Ecol. Appl.* 17(1):181–189.
- Mackie, G.L. and R. Claudi. 2010. Monitoring and control of macrofouling molluscs in fresh water systems. 2nd Ed. CRC Press, New York. 508 p.
- Malone, C.R. 1965a. Dispersal of aquatic gastropods via the intestinal tract of water birds. *Nautilus*, 78: 135-139.
- Malone, C.R. 1965b. Killdeer (*Charadrius vociferus* Linnaeus) as a means of dispersal of aquatic gastropods. *Ecology*, 46: 551-552.
- Malone, C.R. 1966. Regurgitation of food by mallard ducks. *Wilson Bull.* 78: 227-228.
- McNyset, K.M. 2005. Use of ecological niche modelling to predict distributions of freshwater fish species in Kansas. *Ecology of Freshwater Fish*, 14:243-255.
- Muus, B.J. 1967. The fauna of Danish estuaries and lagoons. *Medd. Danm. Fisk. Havunders.*, N.S. 5: 1-316.
- Naser, M.D. and M.O. Son. 2009. First record of the New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) from Iraq: the start of expansion to western Asia? *Aquat. Invas.* 4(2): 369-372.
- Natural Resources Canada. 2006. Atlas of Canada Watershed Framework. Retrieved March 2010 from <http://atlas.nrcan.gc.ca/site/english/maps/environment/hydrology/watershed>
- Nishi, H. and K. Matsuoka. 2009. First record of the alien freshwater snail *Potamopyrgus antipodarum* from Aichi Prefecture, Japan. *Sci. Rep. Toyohashi Mus. Nat. Hist.* 19: 23-24. [In Japanese]
- Peterson, A.T., and K.P. Cohoon. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecol. Modell.* 117:159–164.
- Ponder, W.F. 1988. *Potamopyrgus antipodarum* – a molluscan coloniser of Australia and Europe. *Journal of Molluscan Studies*, 54: 271-285.
- Ponyi, J.E. 1994. Abundance and feeding of wintering and migrating aquatic birds in two sampling areas of Lake Balaton in 1983-1985. *Hydrobiologia*, 279/280: 63-69.
- Proctor, T., B. Kerans, P. Clancey, E. Ryce, M. Dybdahl, D. Gustafson, R. Hall, F. Pickett, D. Richards, R. Draheim Waldeck, J. Chapman, R.H. Wiltshire, D. Becker, M. Anderson, B. Pitman, D. Lassuy, P. Heimowitz, P. Dwyer and E. Levri. 2007. National Management and Control Plan for the New Zealand Mudsnail (*Potamopyrgus antipodarum*). Report Prepared for the Aquatic Nuisance Species Task Force by the New Zealand Mudsnail Management and Control Plan Working Group.
- Radea, C., I. Louvrou and A. Economou-Amilli. 2008. First record of the New Zealand mud snail

-
- Potamopyrgus antipodarum* J.E. Gray 1843 (Mollusca: Hydrobiidae) in Greece – Notes on its population structure and associated microalgae. *Aquatic Invasions*, 3(3): 341-344.
- Rees, W.J. 1965. The aerial dispersal of Mollusca. *Proc. Malacological Soc. London* 36: 269-282.
- Ribi, G. 1986. Within-lake dispersal of the prosobranch snails, *Viviparus ater* and *Potamopyrgus jenkinsi*. *Oecologia*, 69: 60-63.
- Ribi, G., and Arter, H. 1986. Colonization of Lake Zürich by the prosobranch snail *Potamopyrgus jenkinsi* between 1980 and 1984. *Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zür.* 131: 52-57.
- Ricciardi, A. 2006. Patterns of invasion in the Laurentian Great Lakes in relation to changes in vector activity. *Diversity and Distributions*, 12: 425-433.
- Richards, D.C. 2002. The New Zealand mudsnail invades. *Aquatic Nuisance Species Digest*, 4:42-44.
- Richards, D.C., L.D. Cazier and G.T. Lester. 2001. Spatial distribution of three snail species, including the invader *Potamopyrgus antipodarum*, in a freshwater spring. *Western N. Am. Naturalist*, 61(3): 375-380.
- Rodriguez, G. 1963. The intertidal estuarine communities of Lake Maracaibo Venezuela. *Bull. Mar. Sci. Gulf Caribb.* 13(2): 197-218.
- Rolán, E. 2004. Sobre una peculiar población de *Potamopyrgus antipodarum* en el tramo final del río Miño. *Noticiario de la Sociedad Española de Malacología* 42: 50-53.
- Roscoe, E.J. 1955. Aquatic snails found attached to feathers of white-faced glossy ibis. *Wilson Bulletin*, 67: 66.
- Schreiber, E.S.G., P.S. Lake and G.P. Quinn. 2002. Facilitation of native stream fauna by an invading species? Experimental investigations of interaction of the snail, *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae) with native benthic fauna. *Biol. Invas.* 4: 317-325.
- Shimada, K. and M. Urabe. 2003. Comparative ecology of the alien freshwater snail *Potamopyrgus antipodarum* and the indigenous snail *Semisulcospira* spp. *Venus*, 62(1/2): 39-53.
- Son, M.O. 2008. Rapid expansion of the New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in the Azov-Black Sea Region. *Aquatic Invasions*, 3(3): 335-340.
- Son, M.O., M.V. Nabozhenko and I.V. Shokhin. 2008. The Don River basin is a new stage of expansion of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith, 1889) in Europe. *Doklady Biol. Sci.* 419: 129-130.
- Spencer, H.G., R.C. Willan, B.A. Marshall and T.J. Murray. 2009. Checklist of the Recent Mollusca recorded from the New Zealand exclusive economic zone. Online at: <http://www.molluscs.otago.ac.nz/index.html>, accessed February 2010.
- Stensgaard, A.S., A. Jørgensen, N.B. Kabatereine, C. Rahbek, and T.K. Kristensen. 2006.

-
- Modeling freshwater snail habitat suitability and areas of potential snail-borne disease transmission in Uganda. *Geospatial Health*, 1:93-104.
- Stockwell, D.R.B., and I.R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. *Math. Comput. Simulat.* 33: 385–90.
- Stockwell, D. and D. Peters. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Int. J. Geogr. Inform. Sci.* 13:143-158.
- Strzelec, M. 2002. The threat of native molluscs by the New Zealand mud – snail (*Potamopyrgus antipodarum* (Gray)).
- Strzelec, M. 2005. The settlement of anthropogenic water-bodies of Silesia by *Ferrissia clessiniana* (Jickeli). *Malacologica Bohemoslovaca*, 4: 5–9.
- Strzelec, M., A. Spyra, M. Krodkiewska and W. Serafiński. 2005. The long-term transformations of Gastropod communities in dam-reservoirs of Upper Silesia (Southern Poland). *Malacologica Bohemoslovaca*, 4: 41–47.
- Strzelec, M., A. Spyra and M. Krodkiewska. 2006. Freshwater snails of the sand-pits in Upper Silesian Industrial Area (Poland). *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.* 3: 187-194.
- Urabe, M. 2007. The present distribution and issues regarding the control of the exotic snail *Potamopyrgus antipodarum* in Japan. *Japanese Journal of Limnology*, 68(3): 491-496.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 2008. Predicting future introductions of nonindigenous species to the Great Lakes. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-08/066F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and <http://www.epa.gov/ncea>.
- USGS (United States Geological Survey). 2009. (*Potamopyrgus antipodarum*). Accessed February 2010.
- Varielle-Morel, C. 1985a. Résistance du mollusque prosobranche *Potamopyrgus jenkensi* (E.A. Smith, 1899) aux températures croissantes : étude expérimentale. *Annls Limnol.* 21(1): 19-24.
- Vareille-Morel, C. 1985b. Résistance du mollusque prosobranche *Potamopyrgus jenkensi* (E.A. Smith, 1899) aux températures décroissantes : étude expérimentale. *Annls Limnol.* 21(3): 221-226.
- Vinson, M.R. 2004. The occurrence and distribution of New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Utah. Final Report submitted to Utah Department of Natural Resources, Salt Lake City, UT.
- Vinson, M.R. and M.A. Baker. 2008. Poor growth of rainbow trout fed New Zealand mud snails *Potamopyrgus antipodarum*. *N. Am. J. Fish. Manage.* 28: 701-709.
- Vinson, M., T. Harju and E. Dinger. 2007. Status of New Zealand mud snails (*Potamopyrgus antipodarum*) in the Green River downstream from Flaming Gorge dam: current distribution, habitat preference and invertebrate changes; food web and fish effects; and predicted

distributions. Final Report for Project Agreements: USFWS-601815G415, NPS-J1242050058, BLM-JSA041003. 84 p.

Wesselingh, F.P., G.C. Cadée and W. Renema. 1999. Flying high; on the airborne dispersal of aquatic organisms as illustrated by the distribution histories of the gastropod genera *Tryonia* and *Planorbarius*. *Geologie en Mijnbouw*, 78: 165-174.

Whilde, A. 1978. Further observations on the autumn and winter food of some Irish waterfowl. *Ir. Nat. J.* 19(5): 149-152.

Winterbourn, M. 1970. The New Zealand species of *Potamopyrgus* (Gastropoda: Hydrobiidae). *Malacologia*. 10: 283-321.

Winterbourn, M.J. 1972. Morphological variation of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) from England and a comparison with the New Zealand species, *Potamopyrgus antipodarum* (Gray). *Proceedings of the Malacological Society of London*, 40: 133-145.

Winterbourn, M.J. 1973. A guide to the freshwater Mollusca of New Zealand. *Tuatara*, 20(3): 141-158.

Wolff, W.J. 2005. Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. *Zool. Med. Leiden*, 79(1): 1-116.

Zambrano, L., E. Martinez-Meyer, N. Menezes, and A.T. Townsend. 2006. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63:1903-1910.

Zaranko, D.T., D.G. Farara and F.G. Thompson. 1997. Another exotic mollusc in the Laurentian Great Lakes: the New Zealand native *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843) (Gastropoda, Hydrobiidae). *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.* 54: 809-814.

APPENDIX A:

NZMS Survey Questions:

Throughout the following survey, the New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*, will be referred to as the “NZMS”.

1. Area of expertise:
 - a. Geographic area of expertise (multiple answers may be chosen)
 - i. West of the continental divide of North America
 - ii. East of the continental divide of North America
 - iii. Europe
 - iv. Asia
 - v. New Zealand
 - vi. Australia
 - vii. South America
 - viii. Africa
 - ix. Other (Please specify)
 - b. Scientific background and areas of expertise (multiple answers may be chosen)
 - i. New Zealand mud snail, *Potamopyrgus antipodarum*
 - ii. Mollusc biology
 - iii. Aquatic ecosystems
 - iv. Marine ecosystems
 - v. Terrestrial ecosystems
 - vi. Ecology
 - vii. Invasive species
 - viii. Risk assessment
 - ix. Other (please specify)
2. Do you believe the statement “*Potamopyrgus antipodarum* has a higher rate of establishment success in human-altered ecosystems” that are considered non-native regions?
 - a. True
 - b. False
3. Potential vectors for *Potamopyrgus antipodarum*

ANNEXE A :

Questions du sondage sur la nasse de Nouvelle-Zélande (NZMS) :

À travers le sondage, la nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*, sera qualifiée par l’acronyme « NZMS ».

1. Zone d’expertise
 - a. Zone géographique d’expertise (on peut choisir des réponses multiples)
 - i. Ouest du continent nord-américain
 - ii. Est du continent nord-américain
 - iii. Europe
 - iv. Asie
 - v. Nouvelle-Zélande
 - vi. Australie
 - vii. Amérique du Sud
 - viii. Afrique
 - ix. Autre (veuillez préciser)
 - b. Formation scientifique et domaines d’expertise (on peut choisir des réponses multiples)
 - i. Nasse de Nouvelle-Zélande, *Potamopyrgus antipodarum*
 - ii. Biologie des mollusques
 - iii. Écosystèmes aquatiques
 - iv. Écosystèmes marins
 - v. Écosystèmes terrestres
 - vi. Écologie
 - vii. Espèces envahissantes
 - viii. Évaluation des risques
 - ix. Autre (veuillez préciser)
2. Que pensez-vous de la déclaration suivante, « *Potamopyrgus antipodarum* présente un taux élevé de réussite d’établissement dans les écosystèmes modifiés par l’humain » qui sont considérés comme des régions non indigènes?
 - a. Vrai
 - b. Faux
3. Vecteurs potentiels pour *Potamopyrgus antipodarum*

Please provide an estimate of the importance of a dispersal vector and the uncertainty associated with your answer. Please see the descriptions below and choose the best possible answer for the following question.

VECTOR IMPORTANCE

Very High – NZMS have used this vector extensively.

High – NZMS have used this vector successfully.

Moderate – NZMS likely spread by this vector in favourable conditions.

Low – NZMS are unlikely to spread by this vector.

Very Low – NZMS have not demonstrated or believed to utilize this vector.

UNCERTAINTY LEVELS

Very High Uncertainty – Little to no information; expert opinion based on general species knowledge.

High Uncertainty – Limited information; third party observational information or based on circumstantial evidence.

Moderate Uncertainty – Moderate level of information; first hand knowledge and/or unsystematic observations.

Low Uncertainty – Substantial scientific information; non peer-reviewed information

Very Low Uncertainty – Extensive scientific information; peer-reviewed information

Veillez fournir une estimation de l'importance d'un vecteur de dispersion et de l'incertitude associée à votre réponse.

Veillez voir les descriptions ci-dessous et choisir les meilleures réponses possibles à la question suivante.

IMPORTANCE D'UN VECTEUR

Très élevée – NZMS a utilisé ce vecteur de façon significative.

Élevée – NZMS a utilisé ce vecteur avec succès.

Modérée – NZMS se dispersera probablement par ce vecteur dans des conditions favorables.

Faible – NZMS est peu susceptible de se disperser en utilisant ce vecteur.

Très faible – NZMS n'a pas démontré l'utilisation de ce vecteur ou on ne pense pas que ce vecteur soit utilisé.

NIVEAUX D'INCERTITUDE

Incertitude très élevée – Peu ou pas d'information; l'opinion de spécialistes est basée sur les connaissances générales de l'espèce.

Incertitude élevée – Information limitée. Preuves d'observations par des tierces parties ou information basée sur des preuves circonstancielles.

Incertitude modérée – Niveau modéré d'information; connaissances directes et/ou observations non systématiques.

Incertitude faible – Information scientifique substantielle; information non examinée par les pairs.

Incertitude très faible – Information scientifique étendue; information examinée par les pairs.

| Vector | | Vector Importance | | | | | Uncertainty Levels | | | | |
|---|--|-------------------|------|----------|-----|----------|-----------------------|------------------|----------------------|-----------------|----------------------|
| | | Very High | High | Moderate | Low | Very Low | Very High Uncertainty | High Uncertainty | Moderate Uncertainty | Low Uncertainty | Very Low Uncertainty |
| TRANS-OCEANIC | | | | | | | | | | | |
| Ballast Water - Foreign port commercial shipping | | | | | | | | | | | |
| Commercial movement of Contaminated Aquaculture products (live fish and eggs) | | | | | | | | | | | |
| REGIONAL / LOCAL | | | | | | | | | | | |
| Ballast discharge – Coastal Shipping | | | | | | | | | | | |
| Natural distribution of NZMS | Rheotactic movement | | | | | | | | | | |
| | Volitional movement | | | | | | | | | | |
| | Free-floating juveniles on water surface | | | | | | | | | | |
| | Natural drift | | | | | | | | | | |
| | Flood events causing dislodgment (natural or human caused) | | | | | | | | | | |
| Transport via secondary organisms | Attachment to aquatic ornamental plants (wholesale/retail) | | | | | | | | | | |
| | Within bird and fish gastrointestinal tracts | | | | | | | | | | |
| | Within bills, feathers or on legs of birds | | | | | | | | | | |
| | Attachment to floating aquatic macrophytes and algae | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | |
|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | Passive transport by semi-aquatic and terrestrial wildlife | | | | | | | | | | | | |
| | Passive transport by feet or fur of domestic livestock | | | | | | | | | | | | |
| Professional and Educational Natural Resource Activities | Professional field research gear and clothing | | | | | | | | | | | | |
| | Citizen and classroom monitoring groups | | | | | | | | | | | | |
| | Waterway operations removing or transporting substrate material (i.e., Dredging) | | | | | | | | | | | | |
| | Canal and ditch maintenance | | | | | | | | | | | | |
| | Firefighting machinery or equipment used to fight backcountry forest fires | | | | | | | | | | | | |
| Fish Hatcheries | Contaminated hatchery transplants – live passage through fish digestive systems | | | | | | | | | | | | |
| | Contamination of water supplies | | | | | | | | | | | | |
| | Fish Stocking | | | | | | | | | | | | |
| Deliberate release | | | | | | | | | | | | | |
| Freshwater tanks | | | | | | | | | | | | | |
| Recreational Anglers | Attachment to gear (waders, boots, etc.) | | | | | | | | | | | | |
| | Movement of live/dead fish | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | between watersheds | | | | | | | | | | |
| | Inadvertently distributed in live bait or when bait containers are discarded | | | | | | | | | | |
| Recreational Water Users | Direct attachment as fouling to watercraft/trailers | | | | | | | | | | |
| | Indirect attachment as fouling through mud, macrophytes and algae | | | | | | | | | | |
| | Entrained in water lines or livewell/bilge of watercrafts | | | | | | | | | | |
| | Hikers, backpackers, horseback riders, bicyclists | | | | | | | | | | |
| | Embedded in mud on anchors and other watercraft accessories | | | | | | | | | | |

| Vecteur | | Importance du vecteur | | | | | Niveaux d'incertitude | | | | |
|--|---|-----------------------|--------|---------|--------|-------------|--------------------------|---------------------|----------------------|---------------------|--------------------------|
| | | Très élevée | Élevée | Modérée | Faible | Très faible | Incertainité très élevée | Incertainité élevée | Incertainité modérée | Incertainité faible | Incertainité très faible |
| TRANSOCÉANIQUE | | | | | | | | | | | |
| Eau de ballast –Marine marchande d'un port étranger | | | | | | | | | | | |
| Mouvement commercial de produits d'agriculture contaminés (poissons vivants et œufs) | | | | | | | | | | | |
| RÉGIONAL / LOCAL | | | | | | | | | | | |
| Décharge de ballast – marine marchande côtière | | | | | | | | | | | |
| Répartition naturelle de NZMS | Mouvement rhéotaxique | | | | | | | | | | |
| | Mouvement volontaire | | | | | | | | | | |
| | Juveniles flottants librement sur la surface de l'eau | | | | | | | | | | |
| | Dérive naturelle | | | | | | | | | | |
| | Inondations entraînant des déplacements (naturelles ou causées par l'humain) | | | | | | | | | | |
| Transport par des organismes secondaires | Fixation sur des plantes ornementales et aquatiques (vente en gros/détail) | | | | | | | | | | |
| | Transport à l'intérieur des voies gastro-intestinales des oiseaux et des poissons | | | | | | | | | | |
| | Sur le bec, les plumes ou sur les pattes des oiseaux | | | | | | | | | | |
| | Fixation sur des macrophytes et algues aquatiques flottants | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | Transport passif par la faune semi-aquatique et terrestre | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Transport passif par les pieds ou la fourrure d'animaux domestiques | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Activités des ressources naturelles, professionnelles et éducatives | Équipement et vêtements professionnels de recherche sur le terrain | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Groupes de surveillance des citoyens et d'étudiants | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Opérations sur les voies maritimes, retrait ou transport de substrats (c.-à-d. dragage) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Entretien des canaux et des fossés | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Machines et équipement de lutte contre les incendies de forêt en région éloignée | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Écloseries | Transplantations d'écloseries contaminées – survie au passage dans le tube digestif des poissons | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Contamination des approvisionnements en eau | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Empoisonnement | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Libération délibérée | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Réservoirs d'eau douce | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pêcheurs récréatifs | Fixation sur l'équipement (bottes cuissardes, bottes, etc.) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|---|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | Mouvement de poissons vivants/ morts entre les étendues d'eau | | | | | | | | | | |
| | Répartition accidentelle dans les appâts vivants ou dans les contenants d'appâts mis au rebut | | | | | | | | | | |
| Usagers récréatifs de l'eau | Fixation directe sous forme de biosalissures sur les embarcations/remorques | | | | | | | | | | |
| | Fixation indirecte sous forme de biosalissures par la boue, les macrophytes et les algues | | | | | | | | | | |
| | Entraînement dans les canalisations d'eau ou les viviers/fonds de cale des embarcations | | | | | | | | | | |
| | Randonneurs à pied, cavaliers, cyclistes | | | | | | | | | | |
| | Dans la boue sur les ancrs et autres accessoires d'embarcations | | | | | | | | | | |

4. Potential impact of *Potamopyrgus antipodarum*

4. Impact potentiel de *Potamopyrgus antipodarum*

UNCERTAINTY - CSAS

INCERTITUDE – SCCS

IMPACT LEVEL

NIVEAU D'IMPACT

Positive – A positive impact. Improvement of the factor in question.

Positif – Un impact positif; amélioration du facteur en question.

Very Low Negative – No measurable impact. Consequences can be absorbed without additional management action.

Très faiblement négatif – Pas d'impact mesurable; les conséquences peuvent être absorbées sans mesure de gestion supplémentaire.

Low Negative – A measurable limited impact. Disruption to the factor in question, but

Faiblement négatif – Un impact mesurable limité; perturbation du facteur en question mais

reversible or limited in time, space or severity.

Moderate Negative – A measurable widespread impact. A widespread disruption to the factor in question, but reversible, or of limited severity, or duration.

High Negative – A significant impact. A widespread disruption of the factor in question that persists over time, or is likely not reversible.

Very High Negative – A critical impact. Extensive disruption to the factor in question, that is irreversible.

PROBABILITY OF IMPACT

Unlikely – Impact will only occur in exceptions or is not expected

Possible – Impact could occur in some circumstances

Likely – Impact will probably occur in most circumstances

Almost certain – Impact is expected to occur in most circumstances

Certain – Impact has been observed to occur

celle-ci est réversible ou limitée dans le temps, dans l'espace ou la gravité.

Modérément négatif – Un impact général mesurable; perturbation généralisée du facteur en question mais celle-ci est réversible ou de gravité ou de durée limitée.

Fortement négatif – Un impact significatif; perturbation généralisée du facteur en question qui persiste au cours du temps ou qui est probablement irréversible.

Très fortement négatif – Un impact critique; perturbation significative du facteur en question, cette perturbation étant irréversible.

PROBABILITÉ D'IMPACT

Improbable – Ne se produira que dans des conditions exceptionnelles ou n'est pas attendu.

Possible – Un impact peut se produire dans certaines circonstances.

Relativement probable – Un impact se produira probablement dans la plupart des circonstances.

Presque certaine – Un impact est attendu dans la majeure partie des circonstances.

Certaine – Un impact a été et est observé.

| Area of Impact | Impact Level | | | | | | Probability of Impact | | | | |
|--------------------------------------|--------------|-------------------|--------------|-------------------|---------------|--------------------|-----------------------|----------|--------|----------------|---------|
| | Positive | Very Low Negative | Low Negative | Moderate Negative | High Negative | Very High Negative | Unlikely | Possible | Likely | Almost Certain | Certain |
| Biodiversity | | | | | | | | | | | |
| Protected Areas / Conservation Areas | | | | | | | | | | | |
| Aquaculture | | | | | | | | | | | |
| Commercial Fisheries | | | | | | | | | | | |
| Recreational Fisheries | | | | | | | | | | | |
| Vessels or Structures | | | | | | | | | | | |

Subdivide into marine / estuarine / freshwater

| Zone d'impact | Niveau d'impact | | | | | | Probabilité d'impact | | | | |
|---|-----------------|-------------------------|--------------------|--------------------|-------------------|------------------------|----------------------|----------|----------|------------------|----------|
| | Positif | Très faiblement négatif | Faiblement négatif | Modérément négatif | Fortement négatif | Très fortement négatif | Improbable | Possible | Probable | Presque certaine | Certaine |
| Biodiversité | | | | | | | | | | | |
| Zones protégées/ zones de conservation | | | | | | | | | | | |
| Aquaculture | | | | | | | | | | | |
| Pêches commerciales | | | | | | | | | | | |
| Pêches récréatives | | | | | | | | | | | |
| Embarcations ou structures | | | | | | | | | | | |

Subdivision en eaux marines / estuariennes / d'eau douce