Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences | Science

S C C S | ***C S A S***

Secrétariat canadien de consultation scientifique | **Canadian Science Advisory Secretariat**

Document de recherche 2012/174 | **Research Document 2012/174**

Région de la capitale nationale | **National Capital Region**

Évaluation des risques posés par trois espèces de moules dreissénidées (*Dreissena polymorpha, Dreissena rostriformis bugensis* et *Mytilopsis leucophaeata*) dans les écosystèmes d'eau douce au Canada

Risk Assessment for Three Dreissenid Mussels (*Dreissena polymorpha, Dreissena rostriformis bugensis*, and *Mytilopsis leucophaeata*) in Canadian Freshwater Ecosystems

Thomas W. Therriault[1], Andrea M. Weise[2], Scott N. Higgins[3], Yinuo Guo[1*] et Johannie Duhaime[4]

Pêches et Océans Canada

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

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

[3]Freshwater Institute
501, croissant University, Winnipeg (Manitoba), MB R3T 2N6

[4]Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
867, chemin Lakeshore, C.P. 5050, Burlington, ON L7R 4A6

* Stagiaire du YMCA

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.

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

Ce document est disponible sur l'Internet à:

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.

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

This document is available on the Internet at:

www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1499-3848 (Imprimé / Printed)
ISSN 1919-5044 (En ligne / Online)
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2012
© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2012

Canada

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ V
ABSTRACT VI
INTRODUCTION 1
ÉVALUATION DU RISQUE 1
Justification 1
Portée et échelle 1
BIOLOGIE 2
Taxonomie 2
Descriptions des espèces 4
Préférences en matière d'habitat 6
Cycle biologique 7
Structure (génétique) des populations 10
Impacts écologiques 11
Interactions potentielles avec des espèces en péril 13
VECTEURS 14
Invasion primaire 14
Invasion et dispersion secondaires (propagation) 14
AIRE DE RÉPARTITION 15
Aires de répartition indigènes 15
Aires de répartition après l'introduction 15
MATÉRIEL ET MÉTHODES 16
MÉTHODOLOGIE DE L'ÉVALUATION DU RISQUE 16
Détermination de la probabilité de survie (habitats propices) 16
Détermination de la probabilité d'arrivée 17
Détermination de la probabilité d'invasion 18
Définition des impacts de et l'incertitude 18
ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉ À LA MOULE ZÉBRÉE (*DREISSENA POLYMORPHA*) 18
ÉTAPE 1 : DÉTERMINATION DE LA PROBABILITÉ D'INVASION 18
Probabilité de survie (habitats propices) 18
Probabilité d'arrivée 19
Probabilité d'invasion 20
ÉTAPE 2 : DÉTERMINATION DES IMPACTS DE L'INVASION 20
ÉTAPE 3 : RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT – COMBINAISON DE LA PROBABILITÉ D'INVASION ET DES IMPACTS DE L'INVASION 22
ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉS À LA MOULE QUAGGA (*DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS*) 22
ÉTAPE 1 : DÉTERMINATION DE LA PROBABILITÉ D'INVASION 22
Probabilité de survie (habitats propices) 22

Probabilité d'arrivée....22
Probabilité d'invasion....23
ÉTAPE 2 : DÉTERMINATION DES IMPACTS DE L'INVASION....23
ÉTAPE 3 : RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT – COMBINAISON DE LA PROBABILITÉ D'INVASION ET DES IMPACTS DE L'INVASION....24
ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉS À LA MOULE D'AMÉRIQUE (*MYTILOPSIS LEUCOPHEATA*)....24
ÉTAPE 1 : DÉTERMINATION DE LA PROBABILITÉ D'INVASION....24
ÉTAPE 2 : DÉTERMINATION DES IMPACTS DE L'INVASION....24
ÉTAPE 3 : RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT – COMBINAISON DE LA PROBABILITÉ D'INVASION ET DES IMPACTS DE L'INVASION....25
SOMMAIRE....25
CONCLUSIONS....28
REMERCIEMENTS....29
REFERENCES....30
TABLEAUX....38
FIGURES....71
ANNEXES....93

La présente publication doit être citée comme suit :

Therriault, T.W., Weise, A.M., Higgins S.N., Guo, S. et Duhaime, J. 2013. Évaluation des risques posés par trois espèces de moules dreissénidées (*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis* et *Mytilopsis leucophaeata*) dans les écosystèmes d'eau douce au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/174. v + 99 p.

RÉSUMÉ

Une évaluation des risques écologiques posés par trois espèces de moules dreissénidées : la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), la moule quagga (*D. rostriformis bugensis*) et la moule d'Amérique (*Mytilopsis leucopheata*) a été menée pour les écosystèmes d'eau douce des provinces de l'Ouest canadien, de l'Ontario et du Québec. La présente évaluation des risques s'est penchée sur les probabilités de survie (habitats propices) et d'arrivée de ces espèces dans 108 sous-bassins versants canadiens ainsi que leurs impacts écologiques. D'après l'évaluation, les risques écologiques liés aux invasions de la moule zébrée et de la moule quagga dans les provinces et les bassins-versants de l'Ouest situés directement à côté des Grands Lacs laurentiens et du fleuve Saint-Laurent seraient élevés. En revanche, on a jugé que le risque était faible pour la majeure partie de l'Ontario et du Québec, où les concentrations de calcium ont été considérées comme trop faibles pour soutenir de grandes populations (envahissantes). En raison des exigences élevées de la moule d'Amérique en matière de salinité, on considère que le risque écologique lié à cette espèce est faible pour l'ensemble des écosystèmes d'eau douce au Canada. Toutefois, les habitats côtiers estuariennes, où le risque écologique pourrait être beaucoup plus élevé, ne faisaient pas l'objet de la présente évaluation. Les impacts écologiques les plus importants de la moule zébrée et de la moule quagga sont les effets négatifs sur le biote vivant dans les zones pélagiques (extracôtières) des lacs et des rivières (p. ex., pertes de productivité du phytoplancton, du zooplancton et des poissons planctonophages) et sur les unionidés (déclins considérables de l'abondance et de la biodiversité).

ABSTRACT

An ecological risk assessment for three dreissenid mussel species: the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*); the Quagga Mussel (*D. rostriformis bugensis*); and the Dark Falsemussel (*Mytilopsis leucopheata*) was conducted for freshwater ecosystems in the western Canadian provinces, Ontario, and Quebec. This risk assessment considered probabilities of survival (habitat suitability) and arrival to 108 Canadian sub-drainages and the ecological impacts associated with these species. The ecological risk associated with both Zebra Mussel and Quagga Mussel invasions across the western provinces and watersheds directly adjacent to the Laurentian Great Lakes and St. Lawrence River was considered high. In contrast, the risk was considered low for most of eastern Ontario and Quebec where calcium concentrations were deemed too low to support large (invasive) populations. Due to the high salinity requirements of Dark Falsemussel, the ecological risk associated with this species was considered low for all Canadian freshwater ecosystems. However, the scope of this risk assessment did not consider coastal estuarine habitats where the ecological risk could be substantially higher. The largest ecological impacts associated with Zebra Mussel and Quagga Mussel were negative impacts on biota that inhabit the pelagic (offshore) zones of lakes or rivers (e.g., losses in productivity for phytoplankton, zooplankton, and planktivorous fishes), and to unionid mussels (severe declines in abundance and biodiversity).

INTRODUCTION

ÉVALUATION DU RISQUE

Justification

Les espèces non indigènes (ENI) posent un risque majeur à la biodiversité indigène et à la fonction de l'écosystème (p. ex., Sala *et al*. 2000, Dextrase et Mandrak 2006). Le cycle des ENI envahissantes (c.-à-d., arrivée, survie, établissement et propagation) se poursuivra au Canada comme partout ailleurs dans le monde. Par exemple, le nombre d'espèces introduites connues continue d'augmenter dans les Grands Lacs (p. ex., Ricciardi *et al.* 2006) et le long des côtes (p. ex., Levings *et al.* 2002). Cependant, les impacts écologiques des différentes ENI ne sont pas les mêmes, et quelques-unes de ces espèces ont eu des répercussions écologiques et socio-économiques disproportionnellement graves. Il est essentiel que les gestionnaires soient en mesure d'identifier les envahisseurs posant un risque élevé (si possible avant leur arrivée) afin de pouvoir affecter leurs ressources judicieusement.

Le groupe de travail sur les espèces aquatiques envahissantes du Conseil canadien des ministres des pêches et de l'aquaculture (2004) a défini les espèces exotiques envahissantes comme étant « une espèce exotique dont l'introduction ou la propagation menace l'environnement, l'économie ou la société, y compris la santé humaine ». Dans le but d'orienter les mesures de gestion, on peut se servir d'une évaluation du risque pour déterminer les envahisseurs potentiels à risque élevé, les principaux vecteurs d'introduction et de dispersion ainsi que les impacts éventuels en cas d'introduction. Vu leur proximité des écosystèmes d'eau douce de l'Ouest du Canada, et leurs impacts écologiques et économiques bien documentés sur les écosystèmes envahis (p. ex., Higgins *et al.* 2008), les provinces occidentales du Canada (la Colombie-Britannique, l'Alberta, la Saskatchewan et le Manitoba) ont demandé à Pêches et Océans Canada (MPO) de mener une évaluation officielle des risques posés par *Dreissena polymorpha* (moule zébrée) et *D. rostriformis bugensis* (moule quagga). En raison de l'intérêt suscité par la suite, la portée géographique a été largie afin d'inclure les écosystèmes d'eau douce de l'Ontario et du Québec. En 2009, la présence d'une espèce de la même famille, connue sous le nom de moule d'Amérique (*Mytilopsis leucopheata*), a été constatée sur un navire remorqué dans l'Ouest du Canada, soulevant ainsi des préoccupations quant au risque que l'espèce puisse poser aux écosystèmes d'eau douce du Canada. Le risque écologique associé à cette espèce a donc également été évalué.

Le présent document résume les résultats de l'évaluation du risque menée pour évaluer les risques posés par trois espèces de moules dreissénidées dans les eaux douces canadiennes, et contient des renseignements sur 108 sous-bassins versants d'eau douce des océans Arctique, Atlantique et Pacifique ainsi que du golfe du Mexique et de la baie d'Hudson (figure 1). L'évaluation du risque se fonde sur les renseignements les plus récents concernant l'aire de répartition, les habitats propices et les impacts écologiques des trois espèces de moules dreissénidées visées.

Portée et échelle

Il ne fait aucun doute que les ENI ont eu de nombreux impacts sociaux et économiques, et dans certains cas, des évaluations des risques socio-économiques ont été menées (voir Binimelis *et al.* 2007). La présente évaluation du risque porte sur trois espèces de moules dreissénidées et se penche sur les risques écologiques potentiels posés par ces envahisseurs, et s'inscrit dans le cadre des lignes directrices du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) pour fournir des avis scientifiques aux clients (gestionnaires). Conformément aux lignes directrices du SCCS, les aspects socio-économiques ne sont pas pris en compte dans la présente évaluation du risque.

Prévoir l'échelle géographique et l'étendue des invasions est complexe et comporte des incertitudes considérables. Les probabilités d'invasion d'un milieu propice augmentent avec le temps et la pression

de propagules. Toutefois, savoir qu'une espèce peut arriver dans un avenir lointain n'est pas utile pour les gestionnaires qui prennent des décisions sur des périodes beaucoup plus courtes. Pour cette raison, la présente évaluation du risque porte sur l'arrivée potentielle de ces trois espèces de moules dreissénidées dans un sous-bassins versant précis (voir ci-dessous) dans les cinq à dix prochaines années. Cette évaluation du risque était d'abord limitée aux écosystèmes d'eau douce des provinces de l'ouest du Canada (Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan et Manitoba) avant de s'étendre aux eaux douces de l'Ontario et du Québec en raison de l'intérêt manifesté par ces provinces et de leur volonté de fournir les données de caractéristique de l'eau nécessaires à l'évaluation. Selon les critères de départ, l'évaluation du risque concernait uniquement les écosystèmes d'eau douce et ne considérait pas les habitats côtiers marins ou estuariens. Avec cette portée géographique, l'évaluation du risque a été menée à l'échelle des sous-bassins versants (c.-à-d., les bassins versants secondaires), tels qu'ils sont définis par les Relevés hydrologiques du Canada (Données-cadres nationales de l'Atlas du Canada à l'échelle de 1/1 000 000, hydrologie – aires de drainage, version 6; http://geogratis.cgdi.gc.ca/geogratis/fr/collection/detail.do?id=87B4BE8F-C67C-5545-80B5-AB6FC056149E), car cela permettait de caractériser le risque pour un nombre significatif, mais gérable, d'unités spatiales. En tout, en fonction de la disponibilité des données environnementales, l'évaluation du risque se penche sur les risques écologiques dans 108 des 184 sous-bassins versants (identifiés par un code alphanumérique de 3 caractères) dans les six provinces (figure 1). Au sein de chaque sous-bassin versant, les habitats propices (déterminés en fonction des concentrations de calcium pour la moule zébrée et la moule quagga) peuvent varier d'un écosystème d'eau douce à un autre. Les concentrations de calcium (75^{e} centile) ont permis d'évaluer les habitats propices de chaque sous-bassin. À titre de renseignement supplémentaire pour les gestionnaires, on a pris note de la proportion des sous-sous-bassins de chaque sous-bassin qui se rangeaient parmi les différentes catégories d'habitats propices (habitat très peu propice, moyennement propice, propice et très propice; voir les annexes A1 et A2).

BIOLOGIE

Taxonomie

La classification taxonomique des trois espèces de moules dreissénidées qui font l'objet de cette évaluation est présentée ci-dessous. Ces renseignements proviennent des publications suivantes : Marelli et Gray (1983), Rosenberg et Ludyanskiy (1994), Therriault *et al.* (2004), Rosenberg et Huber (2011a) ainsi que Rosenberg et Huber (2011b).

- *Phylum : Mollusca*
- Classe : *Bivalvia*
- Sous-classe : *Heterodonta*
- Ordre : *Veneroida*
- Superfamille : *Dreissenoidea*
- Famille : *Dreissenidae*
- Sous-famille : *Dreisseninae*
    - Genre : *Congeria*
    - Genre : *Dreissena*
        - *Dreissena polymorpha* (Pallas 1771) *(valide)*
        - Synonymes

- *Mytilus polymorpha* (Pallas 1771)
- *Dreissena andrusovi* (Andrusov 1897)
- *Dreissena aralensis* (Andrusov 1897)
- *Dreissena arnouldi* (Locard 1893)
- *Dreissena bedoti* (Locard 1893)
- *Dreissena belgrandi* (Locard 1893)
- *Dreissena complanata* (Locard 1893)
- *Dreissena curta* (Locard 1893)
- *Dreissena eximia* (Locard 1893)
- *Dreissena küsteri* (Dunker 1855)
- *Dreissena locardi* (Locard 1893)
- *Dreissena lutetiana* (Locard 1893)
- *Dreissena magnifica* (Locard 1893)
- *Dreissena obtusecarinata* (Andrusov 1897)
- *Dreissena occidentalis* (Locard 1893)
- *Dreissena paradoxa* (Locard 1893)
- *Dreissena polymorpha var. lacustrina* (Boettger 1913)
- *Dreissena recta* (Locard 1893)
- *Dreissena servaini* (Locard 1893)
- *Dreissena sulcata* (Locard 1893)
- *Dreissena tumida* (Locard 1893)
- *Dreissena ventrosa* (Locard 1893)
- *Dreissena westerlundi* (Locard 1893)
- *Mytilus arca* (Kickx 1834)
- *Mytilus chemnitzii* (Férussac 1835)
- *Mytilus fluvis* (Gray 1825)
- *Mytilus hagenii* (Baer 1826)
- *Mytilus polymorphus fluviatilis* (Pallas 1771)
- *Mytilus volgensis* (Gray 1825)
- *Pinna fluviatilis* (Sander 1780)
- *Tichogonia chemnitzii* (Rossmässler 1835)

▪ Sous-espèces :

- *Dreissena polymorpha polymorpha* (Pallas 1771)

        - *Dreissena polymorpha gallandi* (Locard 1893)
        - *Dreissena polymorpha anatolica* (Locard 1893)
    - *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897) (valide)
    - Synonymes :
        - *Dreissena bugensis* (Andrusov 1897)
        - *Dreissena brardi* (Eichwald 1885)
        - *Dreissena grimmi* (Andrusov 1897)
        - *Dreissena distincta* (Andrusov 1897)
        - *Dreissena rostriformis compressa* (Logvinenko et Starobogatov 1966)
        - *Dreissena tschaudae var. pontocaspica* (Andrusov 1897)
        - *Mytilus rostriformis* (Deshayes 1838)
- Genre : *Mytilopsis*
    - *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad 1831) (valide)
    - Synonymes :
        - *Congeria leucophaeta* (Conrad 1831)
        - *Mytilus leucophaeatus* (Conrad 1831)
        - *Mytilus cochleatus* (Kickx, *in* Nyst 1835)
        - *Dreissena cochleatus* (Kickx 1835)
        - *Congeria cochleatus* (Kickx 1835)
        - *Mytilina cochleata* (Cantraine 1837)
        - *Dreissena cochleata* (Nyst 1843)
        - *Tichogonia cochleata* (Dunker 1853)
        - *Dreissena cumingiana* (Dunker 1855)
        - *Mytilus americanus* (Recluz 1858)
        - *Mytilus tenebrosus* (Reeve 1858)
        - *Dreissena americana* (Fischer 1858)
        - *Tichogonia americana* (Kuster 1889)
        - *Congeria cochleata* (Dall 1898)

Il est aussi important de noter qu'il existe d'autres espèces du genre *Dreissena* en plus de celles considérées. Par exemple, *Dreissena presbensis* et *Dreissena blanci* ont été confondues avec *Dreissena polymorpha*, en particulier dans la région des Balkans où ces deux espèces sont endémiques.

Descriptions des espèces

La moule zébrée, *D. polymorpha*, est un bivalve mytiliforme noir, avec ou sans bande blanche, qui mesure de 25 à 35 mm (figures 2 et 3, Ludyanskiy *et al.* 1993, Effler et Siegfried 1994, Patterson *et al.*

2005). Comme les motifs de la coquille varient considérablement, ils ne devraient pas être utilisés pour identifier l'espèce (Pathy et Mackie 1993). L'intérieur de la coquille est blanc et présente un grand septum (excroissance en saillie située près de l'umbo de la moule dreissénidée) où s'insèrent les muscles adducteur et rétracteur antérieurs (Verween *et al.* 2010). *D. polymorpha* est munie de siphons inhalant et exhalant pour se nourrir (Benson *et al.* 2012a). L'umbo (ou bec) de la moule zébrée est pointu, les extrémités dorsales sont arrondies et contrastent avec les extrémités ventrales relativement aplaties (Pathy et Mackie 1993, Dermott et Munawar 1993, Claxton *et al.* 1998). La surface ventrale plate de la moule zébrée permet de la différencier des autres dreissénidées.

Malgré une morphologie similaire à celle de la moule zébrée (*D. polymorpha*), la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) se différencie de manière évidente par sa plus grande taille ainsi que par sa forme plus arrondie et large (figure 2 et 3; Lei et Miller 1994 *dans* Pelder 1994). Par ailleurs, la moule quagga a une surface ventrale plutôt convexe que plate, qui la fait basculer si on la place sur cette surface. Vue antérieurement, la moule quagga présente des valves asymétriques, et elle se distingue par un sillon byssal situé en une position plus ventrale et plus postérieure comparativement à la moule zébrée. La couleur (noir, crème ou blanc) et la disposition des bandes varient considérablement d'un spécimen à un autre, à tel point que certains ne présentent pas de bande (Marsden *et al.* 1996). Lorsque les bandes sont présentes, elles sont concentriques et tendent à s'estomper à proximité de la charnière, ce qui constitue une caractéristique propre à la moule quagga (Benson *et al.* 2012b). De plus, de la variabilité morphologique supplémentaire semble provenir de deux morphotypes de moule quagga qui sont le produit de facteurs environnementaux, plutôt que génétiques, ce qui témoignerait de la présence de l'espèce dans des habitats en eaux profondes et peu profondes (Peyer *et al.* 2010). Les morphotypes des eaux profondes semblent avoir un profil ové, plus plat et comprimé par rapport à l'axe dorsaloventral ainsi qu'une surface ventrale plus pointue (Dermott et Munawar 1993, Roe et MacIsaac 1997, Claxton *et al.* 1998, Peyer *et al.* 2010).

La moule d'Amérique (*Mytilopsis leucophaeata*) possède une coquille mytiliforme et le byssus typique des moules dreissénidées (figure 4). D'après Verween *et al.* (2010), la coquille de la moule d'Amérique au stade juvénile présente des rayures ou des zigzags, comme la moule zébrée. Par conséquent, il est extrêmement difficile (et hasardeux) de différencier les deux espèces à ce stade en se basant sur la couleur et les motifs de la coquille. La coquille des moules d'Amérique adultes présente des cercles concentriques d'une couleur allant du crème au brun foncé, ce qui permet de mieux la différencier de la moule zébrée. Chez les juvéniles, la coquille est « allongée et rectangulaire », mais elle s'allonge et s'élargit chez les adultes, avec une surface ventrale plus arrondie que la surface dorsale (Verween *et al.* 2010). De plus, la moule d'Amérique présente des valves asymétriques : la valve droite est plus grande que la valve gauche (Marelli et Gray 1983). Une caractéristique distinctive de cette espèce est la présence d'une petite dent (connue sous le nom d'apophyse) située près de l'umbo et qui marquent l'origine des muscles rétracteurs antérieurs. Toutefois, cette caractéristique clé peut être absente ou sous-développée chez les stades larvaires (Siddall 1980; Kennedy 2011). Comparativement aux espèces du genre *Dreissena*, les espèces du genre *Mytilopsis* possèdent des muscles rétracteurs byssaux situés plus en arrière. En règle générale, la taille des coquilles de *M. leucophaeata* en Amérique du Nord varie entre 10 et 20 mm en fonction du milieu, mais les spécimens provenant de Floride examinés par Siddall (1980) mesuraient 22 mm en moyenne.

Au niveau des spermatozoïdes, la moule zébrée et la moule quagga diffèrent de de la moule d'Amérique puisque la tête de spermatozoïdes est plus éffilée et mince chez ces deux espèces (Denson et Wang, 1998). Nichols et Black (1994) ont observé une forme plus arrondie chez la larve « D » véligère de la moule quagga que chez la moule zébrée. Dans des conditions de laboratoire, on a produit des hybrides des deux espèces, mais ont pus être élevées que jusqu'au stade de larve « D » véligère seulement (Nichols et Black, 1994). Bien que l'existence d'hybrides naturels ait été évoquée, leur existence n'a pas été confirmée (voir Voroshilova *et al.* 2010).

Préférences en matière d'habitat

D. polymorpha vit surtout dans les écosystèmes d'eau douce, mais sa présence dans des milieux d'eaux saumâtres ou à faible salinité a également été rapportée. Grâce à une certaine capacité osmorégulatrice, elle tolère un vaste éventail de salinité : de 0 à 8-12 ppt pour les adultes et de 0 à 6 ppt pour les embryons (Orlova *et al.* 2005). Cette espèce est habituellement présente dans les lacs, les rivières, les canaux et les estuaires, fixées à un éventail de substrats tels que des roches, des mollusques ou des plantes aquatiques (Pollux *et al.* 2010 et les études auxquelles ils font référence). Lorsqu'elles sont en grappes, les moules zébrées peuvent se fixer à des substrats de vase et de sable fin (grains fins de 0,06 à 0,5 mm), comme il a constaté dans certains lacs des États-Unis (Beekey *et al.* 2004). La moule zébrée se fixe généralement à des profondeurs moyennes (4 à 7 m), mais elle peut coloniser des zones plus profondes ou plus en surface (Bially et MacIsaac, 2000; Wacker et Von Elert, 2003). Cette espèce est plutôt rare dans la zone profonde (>50 m), possiblement parce que cette zone est caractérisée par des sédiments plus fins et les températures plus froides (~4 °C) (Dermott et Munawar 1993, Mills *et al.* 1993). D'après Kobak (2001), la moule zébrée préfère les habitats à faible luminosité, puisqu'elle présente un photoactisme négatif. Même si les populations de moule zébrée ne peuvent pas être maintenues dans des conditions hypoxiques ou de faible teneur en oxygène, certaines populations ont été observées dans des zones hypolimnique et épilimnique avec des concentrations d'oxygène de 0,1 à 11,2 mg/l et de 4,2 à 14,4 mg/l respectivement. Ainsi, le seuil inférieur pour la teneur en oxygène semble se situer entre 32 et 40 torr à 25 °C (Benson *et al.* 2012a). Le pH optimal est d'environ 8,5, mais cette espèce tolère des pH compris entre 7,4 et 8,5 (Sprung 1987, Hincks et Mackie 1997). Bien qu'elles sont aquatiques, les moules dreissénidées, comme d'autres espèces de moules, peuvent survivre en dehors de l'eau pendant un certain temps. Les seuls renseignements sur la tolérance à la dessiccation proviennent d'études sur les vecteurs de transport, selon lesquelles des moules zébrées ont survécu de 3 à 10 jours sur une remorque à bateau (Ricciardi *et al.* 1995) et de 13 à 18 jours dans des conditions d'humidité élevée (McMahon 2002). Comme les autres bivalves, le développement de leur coquille nécessite une quantité considérable de calcium. Les concentrations de calcium constituent ainsi un facteur essentiel pour déterminer le potentiel d'établissement et de développement de grandes populations (Mackie et Claudi 2010). Les seuils de concentration de calcium pour la moule zébrée figurent sur le tableau 1. Mackie et Claudi (2010) rapportent les seuils de plusieurs variables environnementales (p. ex., la température, le pH, l'oxygène dissous, le calcium) qui sembleraient constituer des facteurs limitatifs pour les populations de moules zébrées.

Par rapport à la moule zébrée, la moule quagga consomme moins d'énergie et peut vivre et frayer dans des conditions plus oligotrophes marquées par de plus basses températures (Roe et MacIsaac 1997; Baldwin *et al.* 2002). Quoique la moule quagga soit très dispersée dans les habitats d'eau profonde des Grands Lacs laurentiens, des études récentes indiquent qu'elle a largement supplanté la moule zébrée dans les eaux peu profondes où elle prédominait (Mills *et al.* 1996, Patterson *et al.* 2005, Imo *et al.* 2010). On suppose que la capacité de la moule quagga de s'établir sur un vaste éventail de substrats constitue un avantage compétitif potentiel en matière de colonisation d'habitats par rapport à la moule zébrée. En raison de son caractère euryhalin, la moule quagga peut aussi bien occuper les milieux d'eau douce que les milieux saumâtre (Orlova *et al.* 2005), et autant les zones profondes que les zones littorales des lacs et des rivières (Mills *et al.* 1996; Baldwin *et al.* 2002; Stoeckmann 2003). La tolérance à la salinité des moules quagga se situe entre 0 et 6 ppt. En effet, une salinité de 0 à 4 ppt favorise le développement embryonnaire tandis qu'une salinité de 6 ppt représente la limite supérieure létale (Rosenberg et Ludyanskiy 1994; Spidle *et al.* 1995; Orlova *et al.* 2005). Dans les lacs Érié et Ontario, on a trouvé *D. rostriformis bugensis* à des profondeurs allant jusqu'à 60 m, et jusqu'à 130 m dans d'autres Grands Lacs (Mills *et al.* 1993; Mills *et al.* 1996; Claxton et Mackie 1998). Cependant, dans les zones littorales très peu profondes des Grands Lacs, les moules dreissénidées peuvent être exposées à des conditions hivernales fatales (notamment les vents forts et l'érosion par la glace), en particulier si elles sont fixées à des substrats vaseux (Dermott *et al.* 2003 *in* Orlova *et al.* 2005). La moule zébrée se

fixe régulièrement à la végétation aquatique submergée, ce qui n'est pas observé chez la moule quagga (Diggins *et al.* 2004) qui préfère coloniser le gravier et les pierres (Dermott *et al.* 2004 *in* Orlova *et al.* 2005) ou les surfaces sédimentaires (Mills *et al.* 1993). Cette différence dans la préférence d'attachement au plantes immergées (p. ex., macrophytes) qui peuvent rester prises sur les navires de plaisance et les remorques à bateau, pourrait expliquer la rapidité de dispersion de la moule zébrée à travers les États-Unis comparativement à celle de la moule quagga (Benson *et al.* 2012a, Benson *et al.* 2012b). Par ailleurs, la tendance de la moule zébrée à se fixer aux macrophytes fournit un outil évident pour limiter la dispersion terrestre de l'espèce. Dans certains états des États-Unis, le transport de macrophytes sur les bateaux ou les remorques constitue une infraction passible d'amende (p. ex., au Wisconsin). Tel que la moule zébrée, le critère environnemental le plus utilisé pour évaluer les possibilités d'établissement et de développement de cette espèce est la concentration de calcium. Mackie et Claudi (2010) donnent les seuils de plusieurs variables environnementales (p. ex., la température, le pH, l'oxygène dissous, le calcium) qui sembleraient constituer des facteurs limitatifs pour les populations de moules quagga.

La moule d'Amérique est la plus euryhaline et eurytherme des trois espèces de moules dreissénidées visées par la présente étude. Souvent caractérisée comme une espèce estuarienne, la moule d'Amérique est particulièrement bien adaptée à la vie dans des milieux où la charge de sédiments est élevée, en raison potentiellement de son long siphon inhalant et de sa capacité à fermer ses valves autour du byssus (Marelli et Gray 1983). Habituellement, l'espèce vit dans des conditions mésohalines à oligohalines (p. ex., 0,5-5 ppt à 6-18 ppt) au sein de son aire de répartition en Amérique du Nord (Siddall 1980). Cependant, certaines études indiquent qu'elle peut survivre dans la totalité du gradient de concentrations estuariennes (de 0 à 32 ppt), mais les valeurs extrêmes de ce gradient ne semblent pas favoriser la reproduction (Verween *et al.*, 2010). Il pourrait y avoir une corrélation entre le vaste éventail des tolérances à la salinité mentionnées dans la littérature scientifique et l'efficacité élevé de la régulation hyperosmotique (Verween *et al.* 2010). C'est ce qui permettrait à la moule d'Amérique de survivre dans des milieux qui sont devenus temporairement défavorables. Cette espèce semble aussi tolérante à un vaste éventail de températures, car elle a été reportée dans des zones de climats tempérés, tropicaux et subtropicaux (Marelli et Gray 1983). Les observations concernant la capacité de l'espèce à tolérer les fluctuations de salinité et de température ne permettent pas de tirer des conclusions (Wolff 1969, Kennedy 2011). Mackie et Claudi (2010) donnent les seuils de plusieurs variables environnementales (p. ex., la température, le pH, l'oxygène dissous, le calcium) qui sembleraient constituer des facteurs limitatifs pour les populations de moules d'Amérique. *M. leucophaeata* peut se fixer à toute une gamme de substrats propices, comme les coquilles des huîtres de l'est (*Crassostrea virginica* [Conrad 1831]), et les grappes de *ischadium recurvum (*Hinkley 1907) ou encore sur les substrats durs comme les pieux de quai, les bâtons, les pierres ou les bouteilles (Wolff 1969). Dans la baie de Chesapeake, la moule d'Amérique forme des couches successives de grappes de coquilles de manière à ce que chaque cohorte de l'espèce soit colonisée par la cohorte suivante (Kennedy 2011). La présence d'une apophyse en plus des muscles rétracteurs byssaux rend probablement la fixation byssale de la moule d'Amérique supérieure à celle des autres espèces du genre *Dreissena* lorsqu'on la place dans un milieu sujet à des perturbations telles qu'un débit d'eau rapide et l'influence des marées (Moore *et al.* 1991). Toutefois, cette hypothèse ne cadre pas avec les expériences de fixation réalisées sur les trois espèces de moules (d'environ 10 mm de taille et réparties en Amérique du Nord) et d'après lesquelles la moule d'Amérique fait preuve d'une force de fixation relativement faible (voir les références dans le tableau 1 dans Kennedy 2011).

Cycle biologique

Moule zébrée (*Dreissena polymorpha*)

Les moules dreissénidées sont des organismes de stratégie r. En effet, elles présentent un temps de maturation court (de 1 à 2 ans) et une fécondité élevée (plus d'un million d'œufs par femelle et par période de frai). De plus, elle présente une capacité importante de dispersion supportée par un stade

véligère planctonique et une capacité des juvéniles ainsi que des adultes à se fixer à différentes surfaces dures (p. ex., navires, remorques, animaux à la coquille dure) qui sont souvent déplacées d'un écosystème à l'autre (Ludyanskiy *et al.* 1993). La moule zébrée est dioïque et la fécondation externe se produit dans la colonne d'eau. Les œufs fécondés deviennent des larves véligères en 3 à 5 jours et nagent librement pendant une période pouvant aller jusqu'à un mois (Pennak 1989, Mackie et Schloesser 1996), ce qui renforce leur capacité de dispersion naturelle. L'abondance de larves (unimodale ou bimodale) atteint son maximum entre avril et septembre (Pollux *et al.* 2010). Les conditions environnementales favorisant le développement larvaire sont représentées par des températures se situant entre 12 et 24 °C, un pH entre 7,4 et 9,4 et des concentrations de calcium entre 12 et 25 mg/l (Pollux *et al*. 2010). Durant le stade où elles nagent librement, les larves véligères peuvent se disperser en aval sur des distances considérables (jusqu'à 300 km) (Bially et MacIsaac 2000). Les larves véligères passent au stade post-véligère avant d'atteindre le stade juvénile où elles deviennent capables de s'établir, de ramper à l'aide de leur pied et de se fixer aux substrats au moyen du byssus (Pennak 1989, Benson *et al.* 2012a). Le ventre plat de *D. polymorpha* peut faciliter la fixation (Claxton *et al.* 1998), mais si la colonisation du substrat est infructueuse ou si la température et la teneur en oxygène ne sont pas propices, une mortalité massive peut s'ensuivre (90-99%) (Stanczykowska 1977, Mackie et Schloesser 1996). Les larves véligères des moules dreissénidées sont une proie habituelle de mai à septembre, la principale saison de croissance, ce qui représente une cause supplémentaire de mortalité lors ce stade. Un débit d'eau supérieur à 2 m/s peut s'avérer suffisant pour détacher les moules (Richman *et al.* 2011), tandis que des facteurs limitatifs supplémentaires incluent le manque de nourriture (Sprung 1989) ainsi que la présence de prédateurs (c.-à-d., larves de poissons, copépodes et rotifères) (Sprung 1993). Après leur établissement pendant le stade juvénile, les moules arrivent à maturité sexuelle en quelques mois (Jantz et Neumann 1998), lorsque leur coquille mesure environ de 8 à 10 mm (Benson *et al.* 2012a). Les femelles se reproduisent habituellement au cours de la deuxième année après l'oogénèse de l'automne précédent; les œufs se développent et sont libérés au printemps (Pennak 1989), en même temps que les spermatozoïdes (Bacchetta *et al.* 2010). En dépit de ce cycle saisonnier, la reproduction peut se poursuivre tout au long de l'année si les conditions environnementales (sous l'effet, par exemple, de la pollution thermique) sont favorables (Pennak 1989, *Mackie et Schloesser* 1996). Plusieurs chercheurs ont déterminé que le seuil minimal de température pour le frai est de 12 °C (Sprung 1989, Ram *et al.* 1996, McMahon 1996); Mantecca *et al.* (2003) ont cependant rapporté une population de géniteurs à 10° C. Comme d'autres espèces envahissantes, *D. polymorpha* est très féconde et peut produire jusqu'à $1,6*10^6$ œufs par femelle et par an (Pennak 1989, Mackie et Schloesser 1996, Pollux *et al.* 2010), et les œufs matures atteignent un diamètre de 30 à 96 µm (Pollux *et al.* 2010). La croissance des coquilles nécessite des températures entre 6 et 8 °C et atteint un taux de 1,5 à 2,0 cm par an durant la maturation (Benson *et al.* 2012a). Bien que le taux de croissance dépende de la température comme chez les autres bivalves, il semblerait que les températures élevées favorisent une augmentation du taux de croissance plus élevée chez les moules zébrées que chez les moules quagga (Baldwin *et al.* 2002).

Comme d'autres bivalves, la moule zébrée se nourrit à l'aide de son siphon inhalant qui lui permet d'ingérer des particules fines (de 0,07 à 1,0 µm de diamètre), mais elle préfère tout de même les particules plus grosses (Sprung et Rose 1988). Parmi les proies habituelles, on compte les algues planctoniques et le zooplancton tels que les tintinnides, les rotifères, les copépodes et les cladocères (Mackie et Schloesser 1996, Thorp et Casper 2003). Les bactéries représentent souvent une grande partie de leur régime alimentaire (Cotner *et al.* 1995, Silverman *et al.* 1996). Les larves de *Dreissena polymorpha* ingèrent de plus petites espèces planctoniques (Sprung 1989) et parfois des larves véligères de moules (MacIsaac *et al.* 1995). Étant donné qu'elles se nourrissent de zooplancton et de phytoplacton de petite taille, les moules zébrées adultes sont en compétition avec le zooplancton de plus grande taille, ce qui a pour effet d'affaiblir les populations de microzooplancton et d'impacter la structure et la fonction des écosystèmes (Wong *et al.* 2003). Il a été observé que ce changement avait comme effet de réduire les populations de phytoplancton, permetant ainsi aux diatomées de proliférer à

leur tour (Ackerman *et al.* 2001). Un impact peut-être plus important de ces filtreurs très efficaces que sont les moules dreissénidées envahissantes en Amérique du Nord, et qui a fait l'objet de plusieurs études, est le passage (décrit dans la section sur les « impacts ») d'une chaîne alimentaire aquatique principalement pélagique à une chaîne benthique (Berg *et al.* 1996, Zhu *et al.* 2006). Les taux de filtration spécifiques des moules dreissénidées peuvent être influencés par plusieurs facteurs tels que : 1) la taille, la concentration et la température des particules en suspension, 2) la taille et le type des cellules algales et bactériennes, ainsi que 3) la taille des moules (Mackie et Schloesser 1996, Benson *et al.* 2012a). Au cours d'une étude sur les taux d'élimination de la nourriture chez lesmoules zébrées et les moules quagga, Baldwin *et al.* (2002) ont constaté une augmentation du taux d'élimination lorsqu'on doublait les concentrations de nourriture, mais une réduction en présence de particules inorganiques (argile). Ce résultat semble indiquer la présence d'une filtration sélective. Baldwin *et al.* (2002) ont établi que les températures optimales pour l'alimentation se situaient entre 10 et 20 °C, et qu'à 24°C, une moule adulte de 20 mm pouvait filtrer 100 ml d'eau par heure (Bunt *et al.* 1993).

D. polymorpha peut vivre de 6 à 9 ans (de 3 à 4 ans en règle générale), et sa durée de vie semble liée aux températures ambiantes; celle-ci étant plus courte dans les lacs plus chauds (Stanczykowska 1977, Benson *et al.* 2012a). De plus, plusieurs cohortes coexistent au sein d'une même population. Les moules dreissénidées peuvent atteindre de très grandes densités (supérieures à 1 000 000 d'individus par m^2) dans des zones localisées lorsque les conditions sont favorables (Ludyanskiy *et al.* 1993, Effler et Siegfried 1994, Patterson *et al.* 2005). Il s'agit d'une densité comparable à celle des populations observée aux Pays-Bas (Bij de Vaat 1991). En Amérique du Nord, les populations agrégées peuvent contenir environ 700 000 individus par m^2 (Pollux *et al.* 2010, Benson *et al.* 2012a).

Moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*)

Les caractéristiques du cycle biologique de la moule quagga sont semblables à celles de la moule zébrée (voir ci-dessus). Ainsi, seules les différences seront décrites. Parmi les stratégies déployées par *D. rostriformis bugensis* pour augmenter l'efficacité énergétique, on peut mentionner l'ajustement du taux respiratoire selon la température afin d'abaisser le taux métabolique et consacrer plus d'énergie à la croissance physique (Stoeckmann 2003). Bien que le phytoplancton constitue la source de nourriture la plus appropriée pour la moule quagga, le régime alimentaire de cette dernière comprend aussi des détritus, des bactéries et de nombreuses espèces de zooplancton (Cotner *et al.* 1995, Frischer *et al.* 2000, Roditi *et al.* 2000, Higgins et VanderZanden 2010). Comme la moule zébrée et la moule quagga ont des régimes semblables (Garton *et al.* 2005), lorsque les deux espèces sont présentes, la taille plus importante de la moule quagga pourrait lui conférer un avantage compétitif (Martel *et al.* 2001 *in* Garton *et al.* 2005). Cependant, cet avantage est contrebalancé par le fait que la coquille plus fragile de la moule quagga la rend plus vulnérable à la prédation par les poissons (Diggins *et al.* 2004). Comme il a été mentionné auparavant, la moule quagga semble tolérer des températures plus basses et des substrats moins durs, ce qui favorise la colonisation des sédiments de fond dans l'hypolimnion des lacs. À l'échelle écosystémique, le développement de grandes populations sur des substrats meubles et en dessous de la thermocline pourrait permettre à la moule quagga de supplanter la moule zébrée en raison d'un bassin plus important de larves nageant librement et pouvant coloniser autant les substrats durs que les substrats meubles dans les eaux du littoral. Même si, à de plus petites échelles, les densités de la moule quagga semblent semblables à celles de la moule zébrée, à l'échelle de l'écosystème, les densités de moule quagga ont le potentiel d'être beaucoup plus élevées (à cause de leur capacité à coloniser les sédiments meubles des eaux du littoral et des zones profondes).

Moule d'Amérique (*Mytilopsis leucopheata*)

En Amérique du Nord, la période reproductive de *M. leucophaeata* commence généralement à la fin du printemps (Menzie 1980) tandis qu'aux Pays-Bas, elle dure de l'été (mai/juin) jusqu'à l'automne (octobre/novembre) (Rajagopal *et al.* 2005, Verween *et al.* 2005). Les conditions optimales de frai comprennent des températures au-dessus de 12 °C (Verween *et al.* 2005, Kennedy 2011) et une

salinité relativement faible, mais qui ne correspond pas à celle de l'eau douce (Kennedy 2011). La taille des œufs de la moule d'Amérique est en général plus petite que celle des œufs des autres espèces de moules dreissénidées. Cependant, comme ces dernières, la fertilisation est externe et les larves se forment dans les 24 heures (Verween *et al.* 2010). Comme pour d'autres moules dreissénidées, le développement de *M. leucophaeata* comprend plusieurs stades. Le développement débute par la larve ciliée (trochophore), qui devient une larve véligère à coquille molle et à symétrie bilatérale (munie de velum cilié), une larve D-véligère (non ornée), et ensuite une larve umbo-véligère (ornée). Ces stades sont suivis d'une organogenèse ainsi que de la formation du pied et du byssus qui permet la fixation du stade benthique (ou larve-pédivéligère) (Verween *et al.* 2010). La moule d'Amérique rampe à l'aide de son pied pour trouver un substrat propice auquel elle se fixe grâce à son byssus (Koch 1989). La métamorphose finale en juvénile peut se faire en neuf jours (voir le tableau 3 dans Kennedy 2011). Au stade de larve, *M. leucophaeata* peut être une proie pour les bivalves suspensivores, les cirripèdes, les méduses ainsi que les cténophores; les adultes sont les proies de divers animaux estuariens comme les poissons, les crabes et les oiseaux aquatiques (Kennedy 2011 et les références énumérées). Les expériences réalisées avec des biocides dans le but de lutter contre les infestations de moule d'Amérique en Europe ont permis de constater que les moules sont plus vulnérables aux traitements au chlore pendant la saison de reproduction (Rajagopal *et al.* 2002).

La moule d'Amérique est un filtreur de phytoplancton (principalement) et de zooplancton (Verween *et al.* 2010). L'analyse des contenus stomacaux de spécimens de la Floride a aussi révélé la part considérable des particules inorganiques (36 %) et des détritus végétaux (31 %) (Odum et Heald 1972). Dans l'étude de Rajagopal *et al.* (2005), les petites moules soumises à des conditions de température de 20 °C et de salinité de 5,6 à 5,8 ppt étaient celles dont le pied était le plus actif. À notre connaissance, aucune étude ne s'est penchée sur le taux de filtration de *M. leucophaeata* , mais on le consière semblable à celui de *D. polymorpha* (Verween *et al.* 2010). Tout au long de sa vie, l'espèce connaît une croissance graduelle (Verween *et al.* 2006 *in* Verween *et al.* 2010). Le taux de croissance de la moule d'Amérique serait corrélée positivement avec la température et corrélée négativement avec la taille des coquilles; cenpendant, aucune corrélation n'existerait entre le taux de croissance et les concentrations de chlorophylle *a* (Verween *et al.* 2006 *dans* Kennedy 2011). Par exemple, la taille des juvéniles présents dans le port d'Amsterdam, qui mesuraient 4 mm en moyenne au début de l'été, a augmenté graduellement pour atteindre 24 mm en automne (Kennedy [2011] citant Vorstman [1933] et Schutz [1969]). La moyenne d'âge de cette cohorte était d'un an et quelques mois (Kennedy 2011), mais on rapporte une durée de vie de 2 à 4 ans en moyenne pour la moule d'Amérique (voir Verween *et al.* 2010).

Structure (génétique) des populations

Cela fait plus de 200 ans que la moule zébrée a commencé à étendre son aire de répartition en Europe, bien avant de s'établir dans les Grands Lacs laurentiens de l'Amérique du Nord (tableau 2). On a alors émis l'hypothèse que les individus introduits dans les Grands Lacs provenaient de ces « nouvelles » populations européennes envahies (p. ex., Benson *et al.* 2012a). Cependant, les similarités génétiques ont permis à Ricciardi et MacIsaac (2000) d'avancer que les populations de moule zébrée des Grands Lacs pourraient être originaires de la mer Baltique. Plusieurs études génétiques ont montré que la variabilité génétique des populations envahissantes et indigènes de *D. polymorpha* est semblable, ce qui laisse penser que les populations se sont développées ou maintenues grâce, entre autres, aux populations indigènes, à la taille des populations fondatrices ou à la fréquence du brassage génétique (Marsden *et al.* 1995, Brown et Stepien 2010). Soroka *et al.* (1997) ont analysé la structure génétique des populations de moule zébrée en Pologne et on signalé que plusieurs loci montraient des écarts par rapport à l'équilibre de Hardy-Weinberg. Il semblerait que les populations de *D. polymorpha* présentes en Amérique du Nord à cette époque affichaient des résultats divergents en ce qui concerne la conformité à l'équilibre de Hardy-Weinberg (voir Soroka *et al.* 1997). La variabilité génétique des populations polonaises de moule zébrée semblait également plus élevée

que celle des populations nord-américaines, probablement en raison des différences relatives aux antécédents en matière d'invasions, à la pression sélective, etc. (Soroka *et al.* 1997). On n'a trouvé aucune population hybride de moules quagga et de moules zébrées à l'état sauvage, mais leur coexistence et le chevauchement de leurs périodes reproductives dans certains écosystèmes peuvent créer des conditions favorables à l'hybridation. Les travaux de Voroshilova *et al.* (2010) suggèrent qu'un hybride naturel aurait été détecté dans le réservoir de Rybinsk (Russie) à l'aide de marqueurs moléculaires.

Selon Ricciardi et MacIsaac (2000), les populations envahissantes de moules quagga en Amérique du Nord proviendraient des populations indigènes qui se trouvent dans les estuaires du Boug occidental et du Dniepr situés dans le bassin de mer Noire. Dans leur relevé de marqueurs microsatellites au sein des aires de répartition indigènes et envahies de *D. rostriformis bugensis*, Therriault *et al.* (2005) n'ont constaté aucune différence en matière de diversité génétique. Ces résultats correspondent à ceux d'une étude antérieure (Wilson *et al.* 1999), ce qui vient renforcer l'hypothèse selon laquelle la diversité génétique élevée de ces trois espèces constitue un facteur lié à la réussite de leurs invasions. Par ailleurs, ces chercheurs n'ont pas observé d'isolement par la distance, ce qui fait penser à une dispersion sur de grandes distances en tant que transport secondaire, en particulier en Amérique du Nord, où les navires de plaisance seraient impliqués dans ce type de transport. Enfin, Therriault *et al.* (2005) expliquent l'absence de différences génétiques par la présence d'un important flux génétique attribuable à un ou plusieurs mécanismes à l'œuvre dans les zones envahies : (a) une quantité importante d'inoculum; b) une croissance rapide des populations; c) des introductions multiples.

En règle générale, la densité des populations de moule d'Amérique dans les nouveaux habitats européens envahis dépasse largement la densité des populations dans l'aire de répartition indigène en Amérique du Nord, ce qui est peut-être caractéristique des nouveaux habitats envahis par rapport aux habitats indigènes (Kennedy 2011). De façon similaire, Laine *et al.* (2006) ont recensé jusqu'à 28 000 individus par m^2 à proximité du système de refroidissement à l'eau d'une centrale électrique en Finlande. Cependant, les densités relevées dans le fleuve Hudson se situaient entre 1 et 25 (salinité de 0 à 3 ppt), entre 100 et 200 (salinité de 5 à 9 ppt) et entre 1 000 et 2 000 (salinité de 2 à 6 ppt) individus par m^2 (Walton 1996). Aucune étude ne s'est penchée sur les différences entre la diversité génétique des populations indigènes et celle des populations envahissantes de *M. leucophaeata*.

Impacts écologiques

Les impacts des moules zébrées et des moules quagga sur la qualité de l'eau (c.-à-d., les impacts environnementaux) ainsi que sur la flore et la faune (c.-à-d., impacts biologiques) des habitats envahis sont bien décrits dans la littérature scientifique. On a récemment calculé la moyenne, la variance et la structure globale de ces impacts sur les rivières et les lacs au moyen d'une méta-analyse de la littérature scientifique et d'ensembles de données de surveillance recueillies sur de longues périodes; le tableau 3 résume ci-après les résultats globaux de cette analyse sont présentés ci-après et dans le(Higgins et VanderZanden 2010, Higgins *sous presse*) tableau 3.

Il est important de reconnaître la variabilité considérable des impacts que les invasions de moules zébrées et de moules quagga ont sur la qualité de l'eau et le biote des rivières et des lacs. Malgré cette variabilité, des tendances cohérentes se dégagent pour ce qui est de l'importance et de l'évolution de ces impacts. Premièrement, ces moules dreissénidées peuvent avoir un impact écologique considérable sur la qualité de l'eau et tous les principaux niveaux trophiques, des bactéries des sédiments aux prédateurs dominants (p. ex., les poissons piscivores). Les impacts sur plusieurs niveaux trophiques ne constituent pas un phénomène isolé, mais paraissent une conséquence habituelle des invasions de moules dreissénidées. Deuxièmement, une analyse temporelle des impacts des moules dreissénidées sur plusieurs indicateurs écologiques importants (p. ex., profondeur d'après le disque de Secchi, concentration de chlorophylle *a*, concentrations totales de phosphore) indique que les impacts étaient généralisés, sans aucun signe de déclin sur une période de 20 ans après

l'établissement de ces espèces (Higgins *et al.* 2011, Higgins *sous presse*). Troisièmement, l'évolution des impacts (c.-à-d. l'augmentation, la stabilisation, la diminution) pour chaque niveau trophique dépendait en grande mesure de la place de l'organisme par rapport aux sources d'énergie. Les organismes de la voie énergétique pélagique profonde (p. ex., le phytoplancton, le zooplancton, le zoobenthos en profondeur; voir la figure 5) sont souvent soumis à une réduction de leur biomasse ou de leur abondance après des invasions de moules dreissénidées. Au contraire, les organismes de la voie énergétique benthique du littorale (p. ex., algues benthiques, macrophytes, zoobenthos de la zone du littoral) sont généralement soumis à une augmentation de leur biomasse ou de leur abondance après des invasions de moules dreissénidées. Les unionidés et les sphaeriidés font figure d'exceptions à cette règle, car ils disputent l'espace et la nourriture aux moules dreissénidées. Les populations d'unionidés ont notamment affiché des déclins considérables – certaines espèces sont même disparues – après une invasion de moules dreissénidées (entre autres, Gillis et Mackie 1994, Ricciardi *et al.* 1997). Cet effet est particulièrement inquiétant, car les unionidés sont déjà en péril à cause de la dégradation de leur habitat et de la surpêche, et se trouvent parmi les groupes d'espèces les plus menacés en Amérique du Nord (Ricciardi *et al.* 1998). Quatrièmement, l'importance de l'impact sur le biote de la voie pélagique profonde est liée à la capacité de filtrage des populations de moules, qui elle-même dépend de la densité de la population, de l'étendue de l'habitat ainsi que d'un ensemble de facteurs ayant une incidence sur les taux de filtration individuels (p. ex., la température, la vitesse de l'eau, la turbidité) et l'accès à la colonne d'eau (p. ex., la profondeur, les mélanges horizontal et vertical). La densité des populations de moules dreissénidées peut varier de plusieurs ordres de grandeur dans l'espace (à l'intérieur d'un même lac ou rivière ou entre plusieurs lacs ou rivières) et dans le temps (d'une année à l'autre); de plus, la densité des écosystèmes dans leur ensemble est largement méconnue. Cependant, les impacts semblent être inversement proportionnels à la taille des écosystèmes puisque les plus petits écosystèmes subissent les impacts les plus importants. Par exemple, en moyenne, les populations de phytoplancton ont surtout diminué dans les rivières (chute de 78 % par rapport aux populations avant les invasions), suivies des petits lacs non stratifiés (chute de 58 %) et des lacs stratifiés plus profonds (diminution de 38 %) (Higgins et VanderZanden 2010). Une tendance similaire a été observée pour la biomasse de zooplancton : en moyenne, des chutes de 76 %, de 56 % et de 40 % respectivement pour les rivières, les petits lacs non stratifiés et les lacs stratifiés. Bien que les écosystèmes les plus petits soient exposés aux impacts les plus importants, les grands écosystèmes ne sont pas à l'abri d'impacts majeurs. Par exemple, de nombreux rapports font état d'impacts considérables sur le biote et la qualité de l'eau des lacs Érié, Michigan et Ontario, qui sont parmi les plus grands écosystèmes d'eau douce au monde. Cela semble particulièrement important lorsque les principales composantes de l'écosystème sont touchées. Ainsi, dans le lac Huron, l'arrivée et la propagation de la moule quagga dans les habitats en eau profonde seraient à l'origine de la disparition d'un élément essentiel (*Diporeia*) du régime alimentaire de plusieurs espèces importantes de poissons-fourrages (le grand corégone, le gaspareau), ce qui a provoqué l'effondrement des populations de ces espèces et de l'industrie salmonicole du Pacifique dont les retombées économiques étaient de plusieurs millions. Toutefois, comparés aux impacts sur les grands lacs stratifiés, les impacts sur les écosystèmes plus petits – rivières, lacs non stratifiés peu profonds, baies d'écosystèmes plus grands (p. ex., la baie de Quinte dans le lac Ontario) – ont tendance à être plus importants.

Tel qu'observé chez les niveaux trophiques inférieurs, l'impact des invasions de moules zébrées et de moules quagga sur la santé, l'état des populations et la structure des communautés de poissons semble lié aux voies du flux d'énergie dont elles se nourrissent. Toutefois, comme la plupart des espèces de poissons sont capables de se nourrir à partir des deux voies énergétiques, ce sont les populations de poissons uniquement planctonophages ou benthivores de profondeur, incapables de s'alimenter efficacement à partir des ressources benthiques dans les zones littorales, qui seront probablement les plus durement touchées (Mills *et al.* 2003, Pothoven et Madenjian 2008, Rennie *et al.* 2009). L'effondrement des communautés d'espèces planctonophages et prédatrices dans le lac Huron

(décrit ci-dessus) est un exemple de la réaction aux moules dreissénidées des espèces de poissons qui ont été incapables d'exploiter efficacement les ressources du littoral après l'épuisement progressif des ressources pélagiques en profondeur (p. ex., zooplancton, *Diporeia*). Au contraire, les invasions de moules zébrées et de moules quagga devraient profiter aux espèces capables d'exploiter les ressources benthiques du littoral. Une étude de cas bien documentée portant sur les communautés présentes dans le fleuve Hudson (Strayer *et al.* 2004) faisait état d'un déclin de 28 % de l'abondance des espèces de poissons pélagiques et d'une augmentation de 97 % de celle des espèces de poissons du littoral. À l'heure actuelle, on connaît 14 espèces de poissons et plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques qui se nourrissent de moules zébrées ou de moules quagga (Molloy *et al.* 1997). Certaines études rapportent que l'inclusion de moules dreissénidées dans le régime alimentaire des poissons a eu une incidence négative sur la croissance et la condition de ces poissons (French et Bur 1996, Hoyle *et al.* 2008). Leur coquille offrirait suffisamment de protection aux moules dreissénidées pour que la plupart des espèces de poissons ne les considèrent que comme une ressource alimentaire de dernier recours.

En s'alimentant par filtrage, les moules zébrées et les moules quagga extraient le phytoplancton et d'autres matières particulaires en suspension dans la colonne d'eau, provoquant ainsi une augmentation considérable de la limpidité de l'eau à la suite d'une invasion. La limpidité de l'eau est un facteur influencant le niveau de pénétration de l'énergie solaire dans les lacs, at ayant ainsi une incidence sur la profondeur de la thermocline et le bilan thermique, ainsi que sur la croissance d'algues et de plantes au fond du lac. L'augmentation de la profondeur de la thermocline réduit le volume d'hypolimnion, qui pourrait avoir l'effet d'accroître l'anoxie de certains lacs et réduire l'habitat d'eau froide nécessaire à certaines espèces de poissons. Dans certains systèmes, comme la partie sud des Grands Lacs laurentiens (lacs Érié, Ontario et Michigan), l'invasion des dreissénidés a mené à des proliférations de l'algue benthique nuisible *Cladophora glomerata* (Higgins *et al.* 2008). Ces proliférations ont sensiblement modifié les habitats benthiques : elles ont sali les plages récréatives, les prises d'eau municipales et industrielles; elles sont associées à une abondance accrue des bactéries indicatrices comme *E. coli* et des bactéries pathogènes comme *Salmonella, Shigella, Campylobacter*; elles seraient aussi liées au botulisme aviaire; et, provoqueraient l'anoxie localisée des sédiments et du biote sédimentaire dans les zones de dépôt (Higgins *et al.* 2008). À certains endroits des Grands Lacs laurentiens (p .ex., la baie Saginaw dans l'ouest du lac Érié) et des lacs intérieurs de l'État du Michigan, les invasions de dreissénidés ont conduit à une augmentation des espèces de phytoplancton qui produisent des toxines et à une augmentation des concentrations de leur toxine (la microcystine), alors même que la biomasse totale de phytoplancton diminuait (Raikow *et al.* 2004, Knoll *et al.* 2008). Cette hépatotoxine affecterait le fonctionnement du foie aussi bien du biote indigène que des populations humaines.

La littérature scientifique ne rend pas bien compte des différences concernant l'importance des impacts de la moule zébrée et de la moule quagga, probablement parce que la moule quagga est surtout présente dans une aire géographique plus restreinte en Amérique du Nord, où la plupart des études ont été menées. Néanmoins, il est raisonnable de s'attendre à ce que les invasions de moules quagga aient des impacts plus importants encore que les invasions de moules zébrées en raison de leur capacité à coloniser un plus grand nombre d'habitats et à atteindre des densités de population plus élevées dans les écosystèmes. L'importance des répercussions des invasions de moules quagga pourrait donc s'amplifier, même dans les habitats déjà colonisés par la moule zébrée. La section du présent document consacrée à la méthodologie de l'évaluation du risque contient des descriptions générales de l'évolution, de l'importance et de la probabilité des impacts de la moule zébrée et de la moule quagga sur divers paramètres écosystémiques (voir ci-après et le tableau 3).

Interactions potentielles avec des espèces en péril

Schloesser *et al.* (1998) soulignent l'impact que les moules dreissénidées ont eu, après leur introduction, sur les unionidés indigènes dans les Grands Lacs, y compris les déclins importants de

l'abondance et de la diversité des espèces à l'échelle locale. Lorsqu'il y a un chevauchement spatial considérable entre les moules dreissénidées introduites et des espèces de mollusques indigènes en péril, on devrait également s'attendre à des impacts importants. En novembre 2011, plusieurs espèces de mollusques avaient déjà été désignées comme espèces en voie de disparition (19 espèces), menacées (3 espèces) ou préoccupantes (6 espèces). Parmi elles, plusieurs étaient susceptibles d'interagir avec les moules dreissénidées (tableau 4, COSEPAC 2011). En Ontario, où désormais l'aire de répartition des moules zébrées et des moules quagga et celle des moules indigènes désignées comme étant des espèces en péril se chevauchent, on a déterminé que la présence des moules dreissénidées envahissantes constituait un facteur entravant le rétablissement. Par exemple, la ligumie pointue (*Ligumia nasuta*), dont l'aire de répartition coïncidait en grande mesure avec celle de la moule zébrée, a vu chuter ses populations de 90 % à la suite d'une invasion (COSEPAC 2007). Plus récemment, en Colombie-Britannique, la menace que représente la moule zébrée a contribué à faire désigner la gonidée des Rocheuses (*Gonidea angulata*) comme étant en voie de disparition.

Si des populations très denses de moules dreissénidées s'établissaient dans les systèmes d'eau douce au-delà de leur aire de répartition dans l'Est de l'Amérique du Nord, elles pourraient avoir une incidence sur la valeur adaptative d'un certain nombre d'espèces de poissons inscrites par le COSEPAC (COSEPAC 2011, tableau 5) selon la tendance de chaque espèce de se nourrir de ces moules ou les possibles modifications de la productivité liées à des changements trophiques attribués aux invasions en Europe et en Amérique du Nord, notamment chez les molluscivores et les planctonophages (voir impacts ci-dessous).

VECTEURS

Invasion primaire

Parmi tous les vecteurs d'invasion primaire utilisés par les espèces aquatiques non indigènes, c'est par les eaux de ballast que *D. polymorpha* et *D. rostriformis bugensis* se sont introduites dans les Grands Lacs laurentiens d'Amérique du Nord (p. ex., Hebert *et al.* 1989; Pathy et Mackie 1993; Therriault *et al.* 2004). L'arrivée des moules zébrées et des moules quagga par l'intermédiaire des salissures des coques est moins probable en raison des temps de transit relativement longs et de l'exposition à des milieux océaniques dont la salinité ne peut être tolérée par ces espèces. Pollux *et al.* (2010) ont montré que les larves de *D. polymorpha* peuvent survivre sans difficulté le transport dans l'eau de ballast pendant 11 à 15 jours à des températures entre 12 °C et 24 °C, et même plus longtemps dans des conditions optimales. En revanche, *M. leucopheata*, qui tolère la salinité, a été introduite dans le fleuve Hudson et en Europe par les eaux de ballast ou sous forme de salissure sur les navires (Kennedy 2011).

Invasion et dispersion secondaires (propagation)

On a établi de nombreux vecteurs potentiels d'introduction et de propagation secondaires pour les moules dreissénidées. Le vecteur le plus étudié est probablement la navigation de plaisance (moules fixées sur des embarcations et des remorques ou transportées dans des bateaux-viviers, des cales et des lignes) (p. ex., Johnson et Padilla 1996, Orlova *et al.* 2004, Pollux *et al.* 2010). Grâce à un programme d'inspections obligatoires des bateaux mené aux États-Unis dans le cadre de la 100th Meridian Initiative visant à freiner la propagation des moules zébrées et des moules quagga, il est devenu évident que bien que le transport commercial des navires de plaisance par remorque ne constitue seulement qu'une petite fraction du transport terrestre de navires, il représente la moitié des navires contaminés qui ont été interceptés (www.agri.idaho.gov/Categories/Environment/InvasiveSpeciesCouncil/Inspection_Stations_ALL.php). En 2011, le même programme a permis de repérer 25 navires infestés de moules dreissénidées, dont cinq se dirigeant à destination de la Colombie-Britannique (L.-M. Herborg, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, comm. pers.), et en avril 2012, 11 embarcations infestées avaient déjà été

détectées. Ainsi, le transport commercial de navires semble une voie de dispersion importante pour la dispersion sur de longues distances. Par ailleurs, les stations de lavage pour bateaux auraient empêché les invasions de moules dreissénidées dans certains lacs de l'Ontario qui semblaient vulnérables et qui étaient situés très proches des lacs envahis (G. Mackie, Univ. de Guelph, comm. pers.).

Les moules dreissénidées peuvent aussi se propager de manière naturelle (p. ex., courants de dérive, fixation à des animaux sauvages) ou par l'activité humaine (eaux de ballast déversées à l'intérieur du même bassin, construction de canaux, exploitation des voies maritimes et expéditions scientifiques) (p. ex., Johnson et Carlton, 1996; Stoeckel *et al.* 1997, Jantz et Neumann 1998, Schneider *et al.* 2003, Orlova *et al.* 2005, Ricciardi 2006). La dispersion naturelle est particulièrement importante dans les bassins versants où un grand lac peut servir de source de propagules pour les zones en aval (p. ex., Therriault *et al.* 2004). Après son arrivée dans les Grands Lacs, la moule zébrée a rapidement atteint des sites le long de la rivière Mississippi, à des centaines de kilomètres en aval (figure 6), probablement favorisée par la dispersion naturelle et une combinaison de facteurs liés à la dispersion naturelle et à l'activité humaine (Benson *et al*., 2012a).

AIRE DE RÉPARTITION

Aires de répartition indigènes

La moule zébrée et la moule quagga sont indigènes de la région pontocaspienne, en Europe orientale. On considère que la moule zébrée provient du bassin de la mer Noire, qui comprend aussi la mer d'Azov (Mills *et al.* 1996), tandis que la moule quagga serait indigène des limans des affluants du Dniepr et du Boug dans le bassin de la mer Noire (Van der Velde *et al.* 2010, Therriault et Orlova 2010 [citant Andrusov 1897, Kharchenko 1995]). La moule d'Amérique est originaire du golfe du Mexique et de la côte Est des États-Unis, mais elle demeure plutôt rare dans son aire de répartition originale (Kennedy 2011).

Aires de répartition après l'introduction

L'aire d'introduction en eau douce de la moule zébrée est vaste due à sa longue histoire d'invasions qui remonte au 18^{e} siècle en Russie (voir tableau 1). L'espèce s'est d'abord propagée vers le nord des affluents du Dniepr et de la Volga (Stanczykowska 1977), puis au reste de l'Europe, à l'exception uniquement de la Norvège et de l'Islande (jusqu'à présent). La moule zébrée est arrivée dans les Grands Lacs laurentiens d'Amérique du Nord au milieu des années 1980 et s'est propagée depuis dans le bassin des Grands Lacs, le long du fleuve Mississippi et dans ses affluents (figure 6). Bien que des populations de l'espèce se soient établies à l'ouest de la ligne continentale de partage des eaux aux États-Unis, la présence de populations de l'espèce dans l'Ouest du Canada (Manitoba, Saskatchewan, Alberta ou Colombie-Britannique) n’a pas encore été rapportée.

La moule quagga a aussi envahi des parties de l'Europe et l'Amérique du Nord. En Europe, l’espèce a envahi les voies navigables du bassin caspien, notamment le réseau hydrographique de la Volga (Orlova *et al.* 2004; Therriault *et al.* 2004), mais aussi l'Ukraine (Zhulidov *et al.* 2005), la Hongrie (van der Velde et Platvoet 2007), l'Allemagne, les Pays-Bas et la Roumanie (GSEE 2012). Tandis que la moule zébrée s'est propagée rapidement dans tout l'Est des États-Unis, l'aire de répartition de la moule quagga demeure en grande mesure circonscrite au bassin des Grands Lacs. Plus récemment, le transport terrestre à grande distance a permis à la moule quagga d'atteindre plusieurs États de l'Ouest (figure 7). Cependant, comme dans le cas de la moule zébrée, aucune population de moules quagga dans l'Ouest du Canada n’a encore été rapportée.

La moule d'Amérique a envahi les eaux saumâtres de la mer du Nord ainsi que les eaux côtières de France, de Belgique, d'Allemagne, des Pays-Bas et, plus récemment d'Angleterre, de Finlande, de la

mer Noire et d'Espagne (tableau 6). Cette espèce a été observée en dehors de son aire de répartition originale aux États-Unis, mais pas dans les eaux canadiennes (tableau 6).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

MÉTHODOLOGIE DE L'ÉVALUATION DU RISQUE

La figure 8 représente l'organigramme du processus suivi pour l'évaluation du risque posé par les moules dreissénidées. Les risques que ces ENI posent pour l'environnement (risques écologiques UNIQUEMENT car les risques socio-économiques ne font pas l'objet de la présente évaluation) dérivent d'une combinaison de la probabilité d'invasion et des impacts de l'invasion sur l'environnement dans la zone visée par l'évaluation. La probabilité d'invasion (étape 1, figure 8) est déterminée par les probabilités d'arrivée et de survie de l'ENI. La probabilité de survie dépend de la coïncidence entre les exigences et les tolérances physiologiques d'un envahisseur potentiel et les conditions environnementales dans la zone visée par l'évaluation. Dans le context de cette évaluation, on a déterminé cette probabilité en tenant compte des besoins en matière de calcium et des seuils de température potentiels. En particulier, nous avons établi un lien entre les seuils de concentration de calcium et le potentiel des moules dreissénidées à survivre, à se reproduire et à atteindre des densités de population considérées comme envahissantes dans les 108 sous-bassins versants pour lesquels nous disposions de données suffisantes. En plus de trouver un habitat propice à leur survie, les envahisseurs potentiels doivent posséder un mécanisme leur permettant d'atteindre la zone visée par l'évaluation – la probabilité d'arrivée. Pour cette raison, nous considérons ici que la probabilité d'arrivée dépend de la pression de propagules, des activités humaines qui son déterminées par l'utilisation d'un indice de l'empreinte humaine (décrit dans les sections suivantes) et de la proximité de populations sources potentielles de moules dreissénidées. La propagation d'une ENI à la suite d'un premier établissement dépend de la présence d'autres habitats propices et de vecteurs et voies de dispersion secondaire au sein de la zone visée par l'évaluation du risque. Compte tenu de l'échelle spatiale de la présente évaluation (c.-à-d., les sous-bassins versants) et du peu de données propres aux sites, nous n'avons pas déterminé explicitement la probabilité de propagation secondaire au sein de chaque sous-bassin versant. L'expansion rapide de ces espèces en Amérique du Nord et en Europe indique qu'il est très probable que les activités humaines redistribuent les moules dreissénidées à l'intérieur des sous-bassins versants une fois qu'elles sont arrivées. Par ailleurs, en ayant recours à la valeur de calcium du 75^{e} centile pour chaque sous-bassin (voir ci-dessous), cette approche suggère la présence de nombreux habitats propices à la survie secondaire dans les sous-bassins. Les impacts sur l'environnement sont déterminés à l'étape 2, et peuvent comprendre, sans toutefois s'y limiter : les impacts sur la biodiversité, la perturbation du réseau trophique ainsi que la modification ou la destruction de l'habitat. À l'étape 3, on combine la probabilité d'invasion et les impacts sur l'environnement pour obtenir le risque pour l'environnement au moyen d'une matrice utilisant des codes de couleur (figure 9). Les sections suivantes détaillent les méthodologies utilisées pour chacune de ces étapes.

Détermination de la probabilité de survie (habitats propices)

Nous avons utilisé des seuils rapportés de concentration de calcium pour caractériser la probabilité de survie (habitats propices). Même si plusieurs variables environnementales (p. ex., la température, le pH, l'oxygène dissous, le calcium) peuvent limiter les possibilités de réussite des invasions de mollusques (p. ex., Mackie et Claudi 2010), Whittier *et al.* (2008) ainsi que Neary et Leach (1992) ont aussi recouru aux concentrations de calcium comme facteur principal pour déterminer le risque que posent la moule zébrée et la moule quagga. Pour la moule zébrée, nous avons défini quatre catégories de probabilités, allant de très faible à très élevée (pas de catégorie « faible ») en se basant sur la biologie de l'espèce. En ce qui concerne la moule quagga, moins étudiée, nous avons défini trois catégories (pas de catégories « faible » et « moyenne ») (tableau 1). C'est uniquement lorsque les

concentrations de calcium sont très faibles (<12 mg/l) que les moules dreissénidées ne parviennent pas à s'établir. La Colombie-Britannique, l'Alberta, le Manitoba, la Saskatchewan, l'Ontario et le Québec ont fourni des données sur les caractéristiques de l'eau (tableau 7). Les données sur les concentrations de calcium ont été extraites pour chaque station d'échantillonnage, et pour l'Ontario, les concentrations de calcium ont été déterminées à partir de l'alcalinité en nous basant sur Mackie et Claudi (2010). Les données ont été sélectionnées pour représenter l'année d'échantillonnage la plus récente. Nous avons calculé la valeur de calcium du 75^{e} centile (selon Whittier *et al*. 2008) pour chacun des 108 sous-bassins versants des six provinces. L'utilisation du 75^{e} centile, permet d'assurer que la valeur du sous-bassin est représentative de la majorité des sites du sous-bassin et on accorde moins de poids aux quelques autres sites présentant des valeurs divergentes, qui sont moins représentatives du sous-bassin. Pour les sous-bassins comptant moins de 5 sites d'échantillonnage, l'incertitude augmente, mais elle diminue si l'échantillonnage s'accroît.

En plus des besoins en calcium, les publications scientifiques semblent indiquer que la température de l'eau pourrait être un facteur limitatif pour les populations de moule zébrée. Ainsi, afin de déterminer la probabilité de survie de la moule zébrée, nous avons appliqué aux catégories de concentration de calcium un facteur de correction lié à la température. Compte tenu de la relation constatée par Strayer *et al.* (1991) entre les températures de l'eau et de l'air au cours du trimestre le plus chaud et des données de Mackie et Claudi (2010), les données de température de l'air disponibles, obtenues grâce à Bioclim 10 (http://www.worldclim.org/), ont permis de réduire la probabilité de survie dans les bassins versants présentant des concentrations de calcium appropriées, mais dont les températures sont considérées comme trop froides pour supporter des populations importantes de moule zébrée. On a employé le facteur de correction lié à la température suivant :

Facteur limitatif : température de l'air pendant le trimestre le plus chaud <10 °C

Probabilité de survie réduite de 1 catégorie

Potentiellement limitatif ou non limitatif : température de l'air pendant le trimestre le plus chaud ≥10 °C

Probabilité de survie inchangée

Les renseignements sur les tolérances de la moule quagga à la température semblent indiquer qu'elle est capable de se reproduire dans les eaux hypolimniques froides des Grands Lacs laurentiens. La croissance des grandes populations de moules quagga ralentit probablement sous un certain seuil de température, mais nous ne disposions pas de renseignements suffisants pour inclure ce facteur dans notre analyse, et les limites septentrionales de cette espèce au Canada sont inconnues. Pour ces raisons, la probabilité de survie (habitats propices) de la moule quagga n'a pas été corrigée en fonction de la température.

La probabilité de survie (habitats propices) reposait sur les besoins en matière de calcium corrigés en fonction des exigences en matière de température (pour la moule zébrée, mais pas la moule quagga) et les résultats des modèles se sont rangés dans cinq catégories de probabilités, de très faible à très élevée.

Détermination de la probabilité d'arrivée

La probabilité d'arrivée a été définie comme étant dépendante de la pression de propagules et de la proximité d'un habitat envahi (figure 8). L'inclusion de la pression de propagules part du principe que le transport de moules zébrées et de moules quagga entre les habitats est lié à des activités humaines (p. ex., transport terrestre des navires de plaisance). Nous nous sommes servis de l'indice de l'empreinte humaine (Sanderson *et al.* 2002, annexe A3) comme indicateur de la pression de propagules. Cet indice est un facteur composite de l'influence humaine corrigé par le type de biome (http://sedac.ciesin.columbia.edu/wildareas/), qui intègre des données d'utilisation des terres,

d'urbanisation, de densité de population, de réseaux de transport et d'autres activités humaines qui facilitent l'invasion (Ficetola *et al.* 2007, Liu *et al.* 2011). Afin d'estimer la pression de propagules par sous-bassin versant, on a classé les valeurs moyennes de l'indice de l'empreinte humaine dans cinq catégories allant de très faible à très élevé, en fonction de leur seuil naturel de Jenks (tableau 8).

Nous avons considéré que la probabilité d'arrivée est influencée par la proximité d'une zone envahie, comme dans les études qui recourent à la modélisation gravimétrique (p. ex., Leung *et al.* 2004). Nous avons utilisé les données sur l'aire de répartition actuelle des invasions de moules zébrées et de moules quagga au Canada et aux États-Unis (Benson *et al.* 2012a, 2012b) pour calculer le facteur de correction de la proximité à appliquer aux valeurs de la pression de propagules (tableau 8). Les bassins versants qui contiennent une rivière ou un lac envahis, ou les bassins directement adjacents à des bassins (ou entre deux bassins) comptant un site envahi ont été associés à un risque d'invasion très élevé. La pression de propagules dans le calcul de la probabilité d'arrivée a donc été augmentée de 1 catégorie (tableau 8). Étant donné que la dispersion de la moule zébrée par dérive naturelle vers l'aval peut être considérable (la figure 6 montre la dispersion le long du fleuve Mississippi au fil du temps, Benson *et al.* 2012a), nous avons aussi augmenté la pression de propagules de 1 catégorie pour les sous-bassins situés en aval des infestations connues de moules dreissénidées le long de rivières importantes. Lorsque l'on s'éloigne des habitats envahis, le risque relatif d'arrivée devrait diminuer, ainsi les valeurs de la pression de propagules n’ont pas été modifiées (tableau 8).

Détermination de la probabilité d'invasion

On a considéré que la probabilité d'invasion dépend des probabilités de survie (habitats propices) et de la probabilité d'arrivée (figure 8). Dans cette analyse, on considère que les deux composantes ont le même poids; on a donc calculé la moyenne afin d'obtenir la probabilité d'invasion pour chacun des 108 sous-bassins, sauf si la concentration de calcium se situait en dessous du seuil requis. Dans la mesure où une concentration minimale de calcium est nécessaire pour permettre aux moules dreissénidées de développer leur coquille (afin de survivre et de se reproduire), si ce seuil n'est pas atteint, les probabilités de survie et d'établissement des populations seront très faibles. Ainsi, si on estime une probabilité de survie « très faible », la probabilité d'invasion sera aussi jugée « très faible ».

Définition des impacts de et l'incertitude

Pour déterminer de manière uniforme les impacts attendus sur certains paramètres écologiques, nous avons défini cinq catégories pour chacun d'eux, allant de très élevé à très faible (tableau 9). De même, pour caractériser l'incertitude de manière uniforme, nous avons donné une définition précise de chaque catégorie allant de très élevée à très faible, en fonction de la qualité des données disponibles (tableau 9).

ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉ À LA MOULE ZÉBRÉE (*DREISSENA POLYMORPHA*)

ÉTAPE 1 : DÉTERMINATION DE LA PROBABILITÉ D'INVASION

Probabilité de survie (habitats propices)

Habitats propices en fonction des concentrations de calcium

La plupart des sous-bassins versants du Manitoba, de la Saskatchewan, de l'Alberta, de l'est de la Colombie-Britannique et du bassin des Grands Lacs présentent des concentrations de calcium qui pourraient facilement permettre l'établissement de populations de moule zébrée à des niveaux allant de élevés à très élevés (figure 10). Au contraire, la plupart des sous-bassins du Bouclier canadien dans le centre et le nord-ouest de l'Ontario et le Québec présentent des concentrations de calcium très faibles, tout comme les sous-bassins de la côte Ouest de la Colombie-Britannique et certaines parties du nord

de la Saskatchewan (figure 10). En fait, on considère que ces concentrations de calcium se situent en dessous du seuil requis pour permettre la survie de la moule zébrée dans ces sous-bassins. Toutefois, des concentrations de calcium localisées (qui ne sont pas visées par la présente évaluation) pourraient être plus (ou moins) favorables à sa survie. Par ailleurs, à l'échelle de l'évaluation du risque menée ici, on peut s'attendre à une variabilité considérable au sein de chaque sous-bassin versant, tel que le démontre l'amplitude des valeurs de la concentration de calcium. Afin de donner une mesure de l'incertitude liée aux concentrations de calcium disponibles, on fournit le pourcentage de points de données pour chacune des catégories de concentration de calcium (tableau 10). Cette variabilité représente la source d'incertitude la plus importante lorsqu'on projette les habitats propices en fonction des concentrations de calcium à l'échelle spatiale des sous-bassins versants utilisée dans la présente évaluation du risque.

Tolérance à la température

Quelques sous-bassins du nord-ouest de la Colombie-Britannique et du nord du Québec présentent des températures qui peuvent être considérées comme un facteur limitatif pour les moules zébrées (figure 11). En général, les températures de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba, de l'Ontario et du Québec ne constituent pas un facteur limitatif pour la moule zébrée (figure 11).

Probabilité de survie (habitats propices)

Les sous-bassins où les moules zébrées ont la probabilité de survie la plus élevée ont été déterminés à partir des concentrations de calcium corrigées en fonction de la température, et se trouvent au Manitoba, en Saskatchewan, en Alberta, en Colombie-Britannique et dans le bassin des Grands Lacs (figure 12, tableau 10). La probabilité de survie des moules zébrées est très faible dans les sous-bassins du Bouclier canadien, dans le centre et le nord-ouest de l'Ontario et le Québec, tout comme dans les sous-bassins situés le long de la côte Ouest de la Colombie-Britannique et dans certaines parties du nord de la Saskatchewan (figure 12, tableau 10). Il est important de noter que certaines conditions à l'échelle locale (qui ne fait pas objet de la présente évaluation) pourraient être plus (ou moins) appropriées pour la survie de la moule zébrée.

Probabilité d'arrivée

Pression de propagules (indice de l'empreinte humaine)

La pression de propagules, déterminée à partir de l'indice de l'empreinte humaine, est très élevée aux alentours des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (figure 13). Cet indice reste élevé partout dans le sud du Manitoba et de la Saskatchewan, jusqu'en Alberta (figure 13). À partir de ces zones où l'indice est élevé, on trouve des bandes de sous-bassins ayant des indices d'une valeur faible et moyenne, de la Colombie-Britannique au Québec (figure 13). Les sous-bassins où l'indice est le plus bas se trouvent dans le nord de la Saskatchewan et du Manitoba ainsi que dans le nord-ouest de l'Ontario (figure 13).

Bien que la pression de propagules (déterminée à partir de l'indice de l'empreinte humaine) dans les sous-bassins de la Colombie-Britannique soit faible ou moyenne, on a intercepté en 2011 cinq bateaux à destination de la Colombie-Britannique qui étaient couverts de moules dreissénidées. Bien qu'on ne sait pas combien de navires sont transportés dans les bassins versants du Canada à tout moment donné, ces renseignements semblent indiquer que les sous-bassins où la pression de propagules est faible ou moyenne sont susceptibles de recevoir des propagules, et qu'ils ne sont pas à l'abri d'une introduction de moules dreissénidées.

Proximité d'habitats envahis

La plupart des bassins versants infestés se trouvent autour des Grands Lacs ou au centre-ouest des États-Unis (figure 14), ce qui confirmerait l'hypothèse selon laquelle la moule zébrée se serait d'abord introduite dans les Grands Lacs avant de se propager le long du fleuve Mississippi et dans ses

affluents (figure 6). Ainsi, les sous-bassins du nord-ouest de l'Ontario, du sud du Manitoba et de la Saskatchewan sont très proches de populations connues de moule zébrée, contrairement aux sous-bassins situés plus à l'Ouest, des Prairies à la Colombie-Britannique.

On a confirmé la présence de moules zébrées dans le réseau hydrographique de la rivière Rouge aux États-Unis (figure 6). Ainsi, on estime que la probabilité d'arrivée pour les sous-bassins situés en aval, notamment le lac Winnipeg et le fleuve Nelson, est très élevée en raison de la capacité de dispersion naturelle de cette espèce (discutée précédemment).

La moule zébrée et la moule quagga figurent parmi les quelques espèces envahissantes qui font l'objet d'une surveillance active. En effet, es données géographiques sont enregistrées par le United States Geological Survey et les données rapportées sur les populations sont considérées comme étant à jour, du moins aux États-Unis. Néanmoins, la dispersion sur de grandes distances amène des moules à de nouveaux emplacements, ce qui pourrait transformer considérablement les conditions de proximité à des habitats envahis pour les sous-bassins versants d'eau douce canadiens. Si cela se produisait, il serait nécessaire de refaire les calculs.

Probabilité d’arrivée

On a estimé une probabilité d'arrivée de la moule zébrée très élevée pour le sud du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta ainsi que dans la partie centre-sud de l'Ontario et le sud du Québec autour du bassin versant des Grands Lacs et du Saint-Laurent (figure 15, tableau 11). La probabilité d'arrivée a été jugée modérée pour la partie centrale du Québec et de l'Alberta, ainsi que pour le sud de la Colombie-Britannique, le long de la frontière avec les États-Unis (figure 15, tableau 11). La probabilité d'arrivée de la moule zébrée dans le nord des provinces des Prairies et le nord-ouest de l'Ontario était faible ou très faible (figure 15, tableau 11).

Probabilité d'invasion

La probabilité d'invasion a été calculée en combinant les probabilités de survie et d'arrivée. La probabilité d'invasion de moules zébrées était très élevée dans les sous-bassins du sud du Manitoba (notamment le lac Winnipeg et le fleuve Nelson), de la Saskatchewan, de l'Alberta et de l'Ontario (figure 16, tableau 11). Elle était modérée ou élevée dans la majeure partie de la Colombie-Britannique, de l'Alberta et de l'Ontario, à l'exclusion du Bouclier canadien (figure 16, tableau 11). Dans les sous-bassins situés sur le Bouclier canadien, dans le nord-ouest et le centre de l'Ontario, au Québec et sur la côte de la Colombie-Britannique, la probabilité d'invasion de moules zébrées est très faible en raison surtout des faibles concentrations de calcium (figure 16, tableau 11).

ÉTAPE 2 : DÉTERMINATION DES IMPACTS DE L'INVASION

Les données sur les impacts constatés et potentiels sur divers paramètres écologiques ont servi à déterminer l'impact total et le niveau d'incertitude (tableau 3). On a pris en compte les données publiées sur les impacts des invasions de moules zébrées et de moules quagga en Europe et en Amérique du Nord (p. ex., Higgins et VanderZanden 2010). Les densités des populations de moule zébrée et de moule quagga sont très variables dans le temps et l'espace (pouvant varier de plus de 1 ordre de magnitude d'une année à l'autre, et d'un écosystème envahi à un autre), et dans certaines circonstances, les populations locales peuvent atteindre des densités très élevées (>10 000 individus/m^2; Ludyanskiy *et al.* 1993, Effler et Siegfried 1994, Patterson *et al.* 2005). Par ailleurs, selon la littérature scientifique, l'importance des impacts serait en grande partie déterminée par la densité ou par une combinaison entre la densité et de la taille de l'écosystème. Malheureusement, hormis le calcium, qui entre dans la composition des coquilles et dont les faibles concentrations peuvent s'avérer un facteur limitant les densités de moules dreissénidées, on connaît mal les facteurs qui influencent la densité de ces populations de moules (p. ex., le lien avec l'état trophique) à l'échelle du paysage (p. ex., la présence de substrat dur). Cependant, une méta-analyse récente des impacts de la moule

zébrée et de la moule quagga (Higgins et VanderZanden 2010) indique que l'ampleur moyenne des effets est significative pour de nombreux paramètres écosystémiques parmis les écosystèmes envahis. Ainsi, même si les impacts ne sont probablement pas très importants dans les écosystèmes où les concentrations de calcium sont faibles, on peut s'attendre à des impacts considérables lorsque les concentrations sont supérieures. On a pris en considération les impacts potentiels sur les populations d'invertébrés et de poissons, la qualité de l'eau, la santé humaine et animale ainsi que la biodiversité (incluant les unionidés et les autres espèces en péril).

Les répercussions négatives sur les populations de poissons ont été jugées modérées à élevées, avec un niveau d'incertitude relativement faible (tableau 3). La littérature scientifique suggère que la nature de l'impact (positif ou négatif) sur les poissons dépend des ressources à partir desquelles les poissons se nourrissent. Pour les espèces qui exploitent le zoobenthos dans les zones littorales des rivières et des lacs, l'abondance de poissons augmentera en règle générale avec la disponibilité des ressources alimentaires. Normalement, les espèces de poissons qui se nourrissent de zooplancton ou de zoobenthos en eau profonde et qui ne sont pas capables de passer à un régime basé sur le zoobenthos du littoral verront leurs populations décliner. L'importance des impacts semble surtout liée à la capacité de filtrage des populations de moules dreissénidées, qui elle-même dépend de la densité de la population et de la taille de l'écosystème. En général, la taille de l'écosystème permet de prédire l'importance des impacts puisque les petits écosystèmes comme les rivières subissent des impacts plus importants que les grands écosystèmes. Toutefois, dans certains cas où les moules dreissénidées ont un impact négatif sur des items clés de la diète, tel que *Diporeia sp.*(amphibodes ou ochesties des eaux profondes), des impacts dramatiques sur les populations de poissons peuvent être observés même dans les écosystèmes de taille importante comme les Grands Lacs laurentiens. Les moules zébrées, et dans une moindre mesure les moules quagga, se sont dispersées dans tout l'est de l'Amérique du Nord, mais on rapporte rarement l'effondrement de populations de poissons. Au contraire, des rapports indiquent que les invasions de moules dreissénidées ont bénéficié aux poissons des zones littorales comme l'achigan à petite bouche ou la perchaude, qui ont vu leurs populations augmenter.

Selon la littérature scientifique, les invasions de moules dreissénidées ailleurs dans le monde ont des impacts sur le milieu physico-chimique d'une importance faible à élevée et avec des niveaux d'incertitude très faibles pour la plupart des paramètres (tableau 3). De nombreux travaux décrivent la présence de salissures physiques sur des surfaces dures telles que les prises d'eau, les hélices et la coque des bateaux, les quais et les piliers. Cela n'est pas sans conséquence pour l'expansion potentielle des populations de moules dreissénidées dans l'écosystème, en plus de servir de vecteur potentiel de dispersion secondaire. La littérature scientifique a souvent rapporté des cas de salissure physique des prises d'eau industrielles et d'autres surfaces. De plus, dans certains emplacements, les invasions de moules dreissénidées ont été associées à la prolifération d'algues filamenteuses qui peuvent bloquer les grilles des prises d'eau des centrales nucléaires et provoquer l'arrêt très coûteux des réacteurs pendant plusieurs jours. Des rapports anecdotiques ont aussi établi un lien entre les poussées récentes de botulisme aviaire dans les Grands Lacs laurentiens et les moules dreissénidées par le biais de la bioaccumulation de toxines du phytoplancton. Ces impacts ont été rapportés partout dans les Grands Lacs inférieurs, mais ils semblent géographiquement restreints et limités dans le temps (c.-à-d., ils ne sont pas rapportés tous les ans).

Étant donné que les impacts des moules zébrées étaient de modérés à très élevés (tableau 3) pour plusieurs paramètres écologiques, l'impact sur l'environnement a été jugé négatif et très élevé dans tous les cas d'invasion. La catégorie de risque indique que les impacts associés aux invasions de moules zébrées sont considérables, avec une perturbation généralisée du facteur en question qui persiste et n'est probablement pas réversible. On ne comprend pas bien la réversibilité des impacts de la moule zébrée sur les habitats envahis, mais des travaux récents permettent de penser que les répercussions ne s'atténuent pas 10 à 20 ans après l'invasion et pourraient persister bien plus

longtemps (Higgins *et al.* 2011, Higgins *sous presse*). On estime que le niveau d'incertitude des impacts environnementaux est très faible (tableau 3) compte tenu des nombreux travaux scientifiques examinés par des pairs (tableau 9) portant sur les impacts de cette espèce.

ÉTAPE 3 : RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT – COMBINAISON DE LA PROBABILITÉ D'INVASION ET DES IMPACTS DE L'INVASION

Afin d'établir le risque potentiel pour l'environnement, on a confronté la probabilité d'invasion et les impacts sur l'environnement associés aux invasions à l'aide d'une matrice utilisant des codes de couleur (figure 9). Pour la majeure partie de l'Ouest du Canada et de l'Ontario, les risques posés par la moule zébrée ont été jugés élevés (figure 17, tableau 11). En revanche, les faibles concentrations de calcium dans les sous-bassins du nord-ouest et du centre de l'Ontario, du Québec et de la zone côtière de la Colombie-Britannique expliquent le faible risque posé par la moule zébrée dans ces zones (figure 17, tableau 11).

ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉS À LA MOULE QUAGGA (*DREISSENA ROSTRIFORMIS BUGENSIS*)

ÉTAPE 1 : DÉTERMINATION DE LA PROBABILITÉ D'INVASION

Probabilité de survie (habitats propices)

Habitats propices en fonction des concentrations de calcium

La plupart des sous-bassins versants du Manitoba, de la Saskatchewan, de l'Alberta, de l'est de la Colombie-Britannique et du bassin des Grands Lacs présentent des concentrations de calcium qui pourraient facilement permettre l'établissement de populations de moules quagga à des niveaux élevés à très élevés (figure 18). En revanche, la plupart des sous-bassins du Bouclier canadien situés dans le centre et le nord-ouest de l'Ontario et au Québec présentent des concentrations de calcium très faibles, tout comme les sous-bassins de la côte Ouest de la Colombie-Britannique et certaines parties du nord de la Saskatchewan (figure 18). En fait, on considère que ces concentrations sont en dessous du seuil nécessaire à la survie des moules quagga dans ces sous-bassins, mais il faut noter qu'à l'échelle locale, des concentrations de calcium (qui ne sont pas visées par la présente évaluation) pourraient être plus (ou moins) favorables à leur survie. À l'échelle de l'évaluation du risque menée ici, on peut s'attendre à une variabilité considérable au sein de chaque sous-bassin versant. Afin de donner une mesure de l'incertitude des concentrations de calcium disponibles, le pourcentage de points de données pour chacune des catégories de concentration de calcium est présenté dans le tableau 12. Cette variabilité représente la source d'incertitude la plus importante lorsqu'on projette les habitats propices en fonction des concentrations de calcium à l'échelle spatiale des sous-bassins versants utilisée dans la présente évaluation du risque.

Dans la mesure où les moules quagga sont souvent présentes dans des eaux profondes et froides, il ne nous a pas semblé nécessaire d'appliquer un facteur de correction de la température pour déterminer la probabilité de survie (habitats propices). Par conséquent, les concentrations de calcium représentent la probabilité de survie de la moule quagga dans la présentation évaluation du risque.

Probabilité d'arrivée

Pression de propagules (indice de l'empreinte humaine)

La pression de propagules, déterminée à partir de l'indice de l'empreinte humaine, est très élevée aux alentours des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent (figure 13). Cet indice reste élevé partout dans le sud du Manitoba et de la Saskatchewan, jusqu'en Alberta (figure 13). À partir de ces zones où l'indice est élevé, on trouve des bandes de sous-bassins ayant des indices présentant des valeurs faibles à

modérées, de la Colombie-Britannique au Québec (figure 13). Les sous-bassins où l'indice est le plus bas se trouvent dans le nord de la Saskatchewan et du Manitoba ainsi que dans le nord-ouest de l'Ontario (figure 13).

Bien que la pression de propagules (déterminée à partir de l'indice de l'empreinte humaine) dans les sous-bassins de la Colombie-Britannique soit faible ou moyenne, on a intercepté en 2011 cinq bateaux à destination de la Colombie-Britannique qui étaient couverts de moules dreissénidées. Bien qu'on ne sait pas combien de navires sont transportés dans les bassins versants du Canada à tout moment donné, ces renseignements semblent indiquer que même les sous-bassins où la pression de propagules est faible ou modérée sont susceptibles de recevoir des propagules et sont potentiellement menacés.

Proximité d'habitats envahis

La plupart des bassins versants infestés se trouvent autour des Grands Lacs ou, du fait d'une dispersion sur de grandes distances, dans le sud-ouest des États-Unis (figure 19), ce qui confirmerait l'hypothèse selon laquelle la moule quagga se serait d'abord introduite dans les Grands Lacs avant de se propager dans des bassins versants adjacents (figure 7). Ainsi, les sous-bassins du nord-ouest de l'Ontario et du sud du Manitoba sont très proches de populations connues de moules quagga. De plus, un deuxième ensemble de populations s'étend du sud-ouest des États-Unis jusqu'aux sous-bassins versants canadiens. La proximité d'habitats envahis est plus élevée le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis et diminue pour les sous-bassins situés plus au nord.

La moule zébrée et la moule quagga figurent parmi les quelques espèces envahissantes qui font l'objet d'une surveillance active. En effet, es données géographiques sont enregistrées par le United States Geological Survey et les données rapportées sur les populations sont considérées comme étant à jour, du moins aux États-Unis. Néanmoins, la dispersion sur de grandes distances amène des moules à de nouveaux emplacements, ce qui pourrait transformer considérablement les conditions de proximité à des habitats envahis pour les sous-bassins versants d'eau douce canadiens. Si cela se produisait, il serait nécessaire de refaire les calculs.Probabilité d'arrivée

La probabilité d'arrivée de la moule quagga était très élevée dans le sud du Manitoba ainsi que dans les Grands Lacs et le sud du Québec (figure 20). Elle était élevée dans le sud des Prairies, le centre de l'Ontario et du Québec, mais était modérée ou faible pour la plupart des sous-bassins restants, à l'exception des emplacements situés plus au nord, où elle était très faible (figure 20).

Probabilité d'invasion

La probabilité d'invasion a été calculée en combinant les probabilités de survie et d'arrivée. La probabilité d'invasion des moules quagga était très élevée dans les sous-bassins des Grands Lacs ainsi que du sud du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta (figure 21). Les sous-bassins de l'est de la Colombie-Britannique, du centre et du nord-ouest de l'Alberta, du centre de la Saskatchewan et du Manitoba et de certaines parties de l'Ontario présentaient une probabilité d'invasion élevée (figure 21). La probabilité d'invasion était modérée dans certains bassins du nord-ouest de la Colombie-Britannique, du nord-est de l'Alberta, du nord du Manitoba et de l'Ontario. Dans les sous-bassins situés sur le Bouclier canadien, dans le nord-ouest et le centre de l'Ontario, au Québec et sur la côte de la Colombie-Britannique, la probabilité d'invasions de moules quagga est très faible en raison surtout des faibles concentrations de calcium (figure 21, tableau 12).

ÉTAPE 2 : DÉTERMINATION DES IMPACTS DE L'INVASION

D'après la littérature scientifique, les impacts écologiques de la moule quagga sont de même nature (positifs ou négatifs) que ceux provoqués par la moule zébrée. De plus, les impacts écologiques de la moule quagga sont au moins aussi importants, voire potentiellement plus importants encore, que ceux de la moule zébrée. Ces impacts plus élevés seraient dus aux plus grandes densités qui sont

attribuables à la colonisation de substrats meubles et à de grandes profondeurs. Étant donné qu'on a estimé que les impacts des moules zébrées étaient toujours très élevés et négatifs, les impacts associés aux moules quagga ont été jugés de même niveau – négatifs et très élevés (tableau 3) – dans tous les cas où des populations sont établies. La catégorie de risque indique que les impacts associés aux invasions de moules quagga sont considérables, avec une perturbation généralisée du facteur en question qui persiste et n'est probablement pas réversible. On ne comprend pas bien la réversibilité des impacts de la moule quagga sur les habitats envahis, mais des travaux récents permettent de penser que les répercussions ne s'atténuent pas 10 à 20 ans après l'invasion et pourraient persister bien plus longtemps (Higgins *et al.* 2011, Higgins *sous presse*). On estime que le niveau d'incertitude des impacts écologiques est très faible (tableau 3). Ce niveau d'incertitude indique qu'il existe de nombreux travaux scientifiques révisés par des pairs (tableau 9) portant sur les impacts de cette espèce.

ÉTAPE 3 : RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT – COMBINAISON DE LA PROBABILITÉ D'INVASION ET DES IMPACTS DE L'INVASION

Afin d'établir le risque potentiel pour l'environnement, on a confronté la probabilité d'invasion et les impacts sur l'environnement à l'aide d'une matrice utilisant des codes de couleur (figure 9). Pour la majeure partie de l'Ouest du Canada et de l'Ontario, les risques écologiques posés par la moule quagga ont été jugés élevés (figure 22, tableau 13). En revanche, les faibles concentrations de calcium des sous-bassins du nord-ouest et du centre de l'Ontario, du Québec et de la zone côtière de la Colombie-Britannique ont résultés en un faible risque écologique posé par la moule quagga dans ces zones (figure 22, tableau 13).

ÉVALUATION DU RISQUE ASSOCIÉS À LA MOULE D'AMÉRIQUE (*MYTILOPSIS LEUCOPHEATA*)

ÉTAPE 1 : DÉTERMINATION DE LA PROBABILITÉ D'INVASION

Compte tenu des besoins en matière de salinité de la moule d'Amérique (voir les préférences en matière d'habitat ci-dessus), on considère que la probabilité d'invasion pour chacun des sous-bassins d'eau douce visés par l'évaluation serait très faible. Par conséquent, dans la mesure où la présente évaluation du risque porte uniquement sur les écosystèmes d'eau douce au Canada, même si les besoins en matière de calcium et de température étaient satisfaits, les conditions ne seraient pas favorables à la reproduction (et donc à l'établissement) en raison de la faible salinité de la plupart des écosystèmes d'eau douce. Selon Verween *et al.* (2010) et Kennedy (2011), *M. leucopheata* ne peut pas se reproduire en eau douce. C'est pourquoi la probabilité d'arrivée n'a pas été calculée explicitement pour chacun des sous-bassins versants visés par l'évaluation. De même, on n'a pas déterminé les possibilités de propagation de *M. leucopheata* en raison de l'absence d'habitats propices dans les sous-bassins capables d'accueillir des populations de moule d'Amérique. Il est important de noter que cette espèce trouvera certainement des habitats propices dans les systèmes estuariens canadiens, mais ceux-ci dépassent la portée de la présente évaluation du risque.

ÉTAPE 2 : DÉTERMINATION DES IMPACTS DE L'INVASION

Pour la moule d'Amérique, comme pour les autres mollusques envahisseurs, les impacts potentiels d'une invasion dépendent de la taille de la population. Compte tenu de ses besoins en matière de salinité, il est improbable que cette espèce atteigne des densités propices aux invasions dans les écosystèmes d'eau douce au Canada. Par conséquent, les impacts de l'invasion des moules d'Amérique sont faibles.

ÉTAPE 3 : RISQUE POUR L'ENVIRONNEMENT – COMBINAISON DE LA PROBABILITÉ D'INVASION ET DES IMPACTS DE L'INVASION

On a déterminé le risque écologique posé par les invasions de moules d'Amérique dans les écosystèmes d'eau douce examinés dans la présente évaluation au moyen d'une matrice utilisant des codes de couleur (figure 9). Le risque écologique posé par la moule d'Amérique pour les écosystèmes d'eau douce au Canada est donc faible. Cependant, les risques qui pèsent sur les systèmes estuariens ou marins canadiens pourraient être considérablement plus élevés et il faudrait procéder à une autre évaluation du risque pour ces zones afin de déterminer les risques réels.

SOMMAIRE

Le risque écologique posé par la moule zébrée et la moule quagga pour les écosystèmes d'eau douce du Canada était élevé pour la plupart des bassins versants visés par l'évaluation (figures 17 à 22). Pour la plupart des bassins versants des provinces de l'Ouest et les bassins versants du sud de l'Ontario et du Québec adjacents aux Grands Lacs inférieurs (lacs Huron, Érié et Ontario) ou au fleuve Saint-Laurent, le risque écologique était élevé. Le risque posé par la moule zébrée et la moule quagga était généralement jugé faible dans les autres bassins versants de l'Ontario et du Québec en raison des faibles concentrations de calcium. De même, les bassins versants situés le long de la côte sud de la Colombie-Britannique, y compris sur l'île de Vancouver, présentaient un risque faible en raison également des concentrations de calcium peu propices. On a considéré que le risque écologique posé par la moule d'Amérique pour les bassins d'eau douce au Canada était faible à cause de la salinité élevée dont l'espèce a besoin pour se reproduire. Toutefois, il est important de noter que la présente évaluation du risque ne portait pas sur les écosystèmes estuariens côtiers où la salinité est plus importante et qui sont susceptibles de convenir à ces espèces. Une évaluation du risque distincte portant sur la vulnérabilité des habitats estuariens, et des paramètres écologiques associés, serait alors nécessaire afin d'évaluer les risques pour ces écosystèmes au Canada.

On a évalué les impacts écologiques potentiels des invasions de moules zébrées et de moules quagga, et leur niveau d'incertitude, pour un grand nombre de paramètres écologiques – y compris les propriétés physiques et chimiques des écosystèmes d'eau douce et le biote à tous les principaux niveaux trophiques. Le niveau du risque écologique, et le niveau d'incertitude, posé par la moule zébrée et la moule quagga pour ces paramètres n'est pas homogène. Globalement, l'invasion de moules zébrées et de moules quagga est liée à une restructuration générale des flux d'énergie dans les écosystèmes d'eau douce, qui se traduit souvent par des chutes considérables de l'abondance (ou de la biomasse) des espèces associées à la voie énergétique pélagique (p. ex., le phytoplancton, le zooplancton, les poissons planctonophages; tableau 3) et une augmentation générale de l'abondance ou de la biomasse des organismes associés à la voie énergétique benthique littorale (p. ex., les algues benthiques, le zoobenthos et les poissons des zones littorales peu profondes). Un flux d'énergie accru par les voies benthiques peut paraître avantageux du fait qu'il peut compenser les pertes d'énergies par la voie pélagique et fournir des ressources alimentaires à des poissons capables de se nourrir à partir de ces deux voies. Cependant, dans certains cas, le flux d'énergie par la voie benthique a des répercussions négatives considérables sur de nombreux paramètres écologiques. Par exemple, dans les Grands Lacs laurentiens, la moule zébrée et la moule quagga ont provoqué une prolifération accrue des algues benthiques à un niveau nuisible, suivie d'une augmentation du nombre de bactéries (aussi bien des bactéries indicatrices que des bactéries pathogènes) et de l'anoxie des eaux littorales. Par ailleurs, nous constatons en particulier un risque considérable pour les unionidés au Canada, dont plusieurs ont déjà été désignés comme espèces en péril par le COSEPAC (tableau 4). En règle générale, l'établissement de moules dreissénidées était lié à une chute de 90 % de l'abondance des unionidés en l'espace de 10 ans, chute qui s'accompagnait d'une perte de la diversité d'espèces de moules (p. ex., COSEPAC 2007). De plus, la menace constante que posent les moules zébrées et les

moules quagga est identifiée parmi les facteurs limitant des plans de rétablissement de plusieurs de ces espèces.

En raison de la grande échelle spatiale de la présente évaluation du risque, nous avons travaillé sur les sous-bassins versants (c.-à-d., les bassins versants secondaires) plutôt que sur les rivières ou les lacs individuels. Nous nous attendions à des variations concernant les habitats propices au sein de chaque sous-bassin, et, c'est pourquoi les habitats propices pour les moules zébrées et les moules quagga dans chaque bassin ont été déterminés à partir de la valeur de calcium du 75^{e} centile à l'échelle des sous-bassins versants. Cette approche a été jugée acceptable parce que les concentrations de calcium dans les lacs et les rivières sont associées à la géologie superficielle, qui a tendance à être uniformes à l'échelle du bassin versant. Cependant, dans certains cas, nous avons constaté des concentrations de calcium très variables dans les différents lacs et rivières d'un même sous-bassin versant. Les renseignements propres au site sont fournis pour chaque bassin (p. ex., les tableaux 10 et 12) et peuvent être combinés aux connaissances locales afin de mieux comprendre les risques potentiels pour certains lacs ou rivières au sein d'un bassin versant – notamment là où les concentrations de calcium sont variables, mais propices – en vue d'éclairer d'éventuelles décisions de gestion.

En règle générale, on considère que les concentrations de calcium dans les lacs et les rivières constituent l'un des principaux déterminants des habitats propices pour la moule zébrée et la moule quagga. D'autres variables environnementales comme l'alcalinité, le carbonate, la chlorophylle *a*, la conductivité et les solides dissous totaux, l'oxygène dissous, l'azote, le pH, le phosphore, la salinité, la profondeur d'après le disque de Secchi, la température, la dureté totale et la turbidité peuvent également servir à affiner les prévisions (voir Mackie et Claudi 2010). Bien que divers organismes aient probablement déjà recueilli ces données pour les écosystèmes d'eau douce du Canada, on ne dispose pas de données s'applicant à la vaste échelle spatiale de la présente évaluation. Il serait utile de créer, pour les futures évaluations des risques posés par les moules dreissénidées et d'autres ENI, une base de données sur la qualité de l'eau qui serait nationale et accessible, et qui comprendrait des données géoréférencées. Dans la mesure du possible, on devrait inclure les données propres au site ou à la région pour ces variables supplémentaires afin d'améliorer la précision des évaluations régionales ou locales (voir Mackie et Claudi 2010). Par ailleurs, étant donné la tendance documentée des larves véligères des moules dreissénidées à se disperser naturellement et rapidement vers l'aval, de meilleures connaissances sur les connections entre les différents sous-bassins aiderait à mieux comprendre la dynamique potentielle des invasions. L'infestation de grands lacs ou réservoirs provoquerait un apport constant de propagules vers l'aval, ce qui poserait un risque permanent d'invasion.

L'insuffisance de données concerne non seulement les variables environnementales, mais aussi les données relatives à l'aire de répartition des ENI au Canada. Même si les moules zébrées et les moules quagga, après 25 ans d'invasions, sont des espèces bien connues dans la région des Grands Lacs et ont fait l'objet de nombreuses campagnes de sensibilisation au Canada et aux États-Unis, ces espèces sont moins connues dans des zones qui n'ont pas encore été envahies et leur arrivée à de nouveaux emplacements pourrait passer inaperçue. Quelques activités de surveillance et de signalement des ENI sont en place au Canada. Par exemple, l'Ontario dispose d'un plan à grande échelle pour effectuer des relevés des ENI dans les différents lacs d'eau douce, par rotation (J. Brinsmead, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, comm. pers.); au Manitoba, on réalise un échantillonnage ciblé des ENI prioritaires, des vecteurs et des habitats à risque élevé (J. Shead, Conservation Manitoba, comm. pers.). Cependant, globalement, on ne dispose pas d'un système uniforme de surveillance et de signalement des ENI au Canada. Une approche nationale comportant des activités normalisées de surveillance et de signalement permettrait aux chercheurs et aux gestionnaires d'accéder plus facilement aux données sur les ENI ainsi que de mieux comprendre les aires de répartition réelles des ENI. Ces renseignements seraient précieux pour les futures évaluations du risque, car on obtiendrait ainsi à la fois des résultats sur les emplacements infestés, que ces

reseignement serait mit à jour régulièrement, et que l'on obtienderait également des renseignements sur les ENI qui n'ont pas réussi à s'établir (ce qui pourrait aider à expliquer pourquoi des habitats à risque ne sont pas envahis, par exemple à cause des concentrations de calcium). En plus d'assurer la surveillance des ENI, ces programmes pourraient contribuer à combler les besoins en matière de collecte de données environnementales mentionnés ci-dessus.

Le transport terrestre de navires de plaisance et de navires commerciaux en provenance d'habitats envahis des États-Unis ou de l'Ontario constitue le vecteur principal de l'introduction potentielle des moules zébrées et des moules quagga dans l'Ouest du Canada. Par exemple, on a récemment intercepté un navire commercial en provenance du Lake Mead (Nevada) se dirigeant en Saskatchewan (avril 2012) qui était infesté de moules quagga (L. Dalton, coordonnateur des espèces aquatiques envahissantes en Utah, comm. pers.). Aux États-Unis, les programmes de surveillance ont repéré le navire et ont averti les coordonnateurs des espèces aquatiques envahissantes (ou leurs représentants) de chaque État et de la Saskatchewan de la menace potentielle. Le navire a alors été placé en quarantaine et décontaminé par des spécialistes en Utah. Cette capacité d'intervention rapide, l'accès aux unités de décontamination et la coopération intergouvernementale ont permis de réduire, et de mitiger dans ce cas, le risque pour les eaux douces du Canada, ce qui souligne l'importance des plans de détection précoce et d'intervention rapide (voir Locke *et al.* 2011). Les renseignements sur les incidents de ce type et les déplacements des plaisanciers en général pourraient réduire le niveau d'incertitude concernant les aspects mentionnés dans la présente évaluation du risque qui entourent l'arrivée de ces espèces envahissantes aux fins des prochaines évaluations du risque. Cette information pourrait également permettre d'affecter les ressources limitées aux vecteurs et aux emplacements à haut risque. Malheureusement, il ne s'agit pas d'un cas isolé, car d'autres navires infestés ont été interceptés au fil des ans en Colombie-Britannique (L.-M. Herborg, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, comm. pers.) et au Manitoba (J. Shead, Conservation Manitoba, comm. pers.), et cette situation se produit probablement plus fréquemment que ce qui est observé. Il faut donc accroître la capacité d'intervention rapide, et notamment faciliter l'accès à des unités de décontamination, car ces capacités contribueraient à réduire le risque d'invasion initiale. Ces efforts pourraient s'accompagner de campagnes visant à freiner la propagation si ces espèces envahissaient l'Ouest du Canada afin de sensibiliser les intervenants et le public à la nécessité de limiter leur propagation potentielle.

On a identifié la navigation commerciale comme le vecteur principal de l'invasion qui a amené les moules zébrées et les moules quagga dans les Grands Lacs (Hebert *et al.* 1989) et les moules d'Amérique en Europe (Kennedy 2011). Ce vecteur devrait faire l'objet d'une évaluation distincte même si la présente évaluation du risque ne porte que sur les écosystèmes d'eau douce au Canada – en particulier dans l'Ouest du Canada. Étant donné les tolérances à la salinité des moules zébrées et des moules quagga, ce vecteur pourrait permettre leur introduction dans des zones côtières en dehors des Grands Lacs. De plus, si ces espèces sont introduites dans les systèmes côtiers, en particulier le long de la côte Ouest de l'Amérique du Nord, elles pourraient facilement arriver dans les eaux canadiennes dans les réservoirs de ballast (la façon par laquelle elles sont arrivées dans les Grands Lacs) ou sous forme de salissures des coques des navires (elles ont l'abilité de fermer leurs valves si les conditions ne leur conviennent pas). Comme nous l'avons mentionné à propos de la proximité de zones envahies, l'introduction de ces espèces sur la côte leur ouvrirait un accès direct à plusieurs sous-bassins versants de la Colombie-Britannique, y compris ceux associés au port de Vancouver et au fleuve Fraser. En outre, la moule d'Amérique pourrait privilégier la navigation commerciale comme vecteur par rapport aux moules zébrées et aux moules quagga, car c'est la façon par laquelle elle a envahit l'Europe (Kennedy 2011).

CONCLUSIONS

1. Le risque écologique posé par la moule zébrée et la moule quagga était élevé pour la plupart de l'Ouest du Canada et des sous-bassins versants autour des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent; le risque était faible dans la majeure partie de l'est de l'Ontario et du Québec en raison des faibles concentrations de calcium dans le Bouclier canadien.
2. La moule d'Amérique pose un risque écologique faible pour les sous-bassins d'eau douce du Canada à cause de la salinité élevée dont elle a besoin pour se reproduire. Une évaluation du risque posé par la moule d'Amérique (*Mytilopsis leucopheata*) et englobant les eaux côtières serait requise pour pouvoir analyser pleinement le risque potentiel que cette espèce pose pour les écosystèmes canadiens. En tant qu'espèce d'eau saumâtre, la moule d'Amérique est plus susceptible de s'introduire et de trouver des conditions propices dans les eaux estuariennes qui ne font pas l'objet de la présente évaluation.
3. On a évalué les impacts écologiques potentiels d'une invasion de moules zébrées ou de moules quagga sur de nombreux paramètres (les indicateurs socio-économiques n'ont pas été pris en considération). Le risque le plus élevé était associé aux espèces des zones pélagiques des lacs et des rivières (p. ex., pertes prévues de productivité du phytoplancton, du zooplancton et des poissons planctonophages) et sur les unionidés (graves déclins au chapitre de l'abondance et de la biodiversité).
4. Les habitats propices pour les moules zébrées et les moules quagga ont été déterminés à l'échelle des sous-bassins versants (c.-à-d., les bassins secondaires) en fonction des concentrations de calcium (valeur du 75^{e} centile). Il est important de noter que les concentrations de calcium de certains lacs ou rivières, au sein de chaque bassin versant, pourraient rendre ces systèmes plus (ou moins) propices comparativement à la concentration du 75^{e} centile. Ceci pourrait être observé notamment dans les sous-bassins qui présentent des concentrations de calcium très variables ou un niveau d'incertitude élevé en raison du nombre réduit de points de données (p. ex., moins de cinq échantillons pour un sous-bassin).
5. La dispersion naturelle des moules dreissénidées dans les cours d'eau reliés ne peut être négligée. Si ces moules envahissent de grands lacs ou réservoirs dans les sous-bassins, le risque potentiel pour toutes les zones reliées en aval augmente considérablement. De plus, si l'aire de répartition de la moule zébrée ou de la moule quagga venait à changer, il faudrait mettre à jour l'évaluation du risque pour tenir compte des changements relatifs à la proximité des sites envahis.
6. On s'est servi d'un indice de l'empreinte humaine comme indicateur de la pression de propagules. Étant donné que le transport terrestre de navires de plaisance a été identifié comme le vecteur principal lié à l''introduction et à la dispersion des moules dreissénidées, une meilleure connaissance de ce vecteur permettrait de réduire le niveau d'incertitude et de mieux comprendre la connectivité des sous-bassins versants étant attribuable à l'action humaine au Canada. L'éducation et la sensibilisation (p. ex., des affiches aux rampes de mise à l'eau, des stations de nettoyage) ainsi que l'établissement de capacités d'intervention rapides et adéquates permettraient de réduire le risque lié à ce vecteur important.
7. Une base de données nationale rassemblant des données géoréférencées sur la qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques (marins, estuariens et d'eau douce) du Canada est vraiment nécessaire. Même s'il existe des publications sur les tolérances des moules dreissénidées à divers paramètres de la qualité de l'eau (p. ex., la température, la turbidité, les concentrations totales de phosphore, la chlorophylle *a*), les données décrivant ces variables à l'échelle spatiale requise pour la modélisation (c.-à-d. à l'échelle nationale) sont insufisantes et innacessibles. Une telle base de données serait très utile pour déterminer l'aire de répartition potentielle des

espèces aquatiques envahissantes au Canada dans les conditions actuelles et dans les scénarios climatiques futurs.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier les personnes-ressources des gouvernements provinciaux qui leur ont fourni des données environnementales indispensables sur les systèmes aquatiques de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de la Saskatchewan, du Manitoba, de l'Ontario et du Québec. Le Dr Leif-Matthias Herborg, Serge Proulx et Gilles Fortin ont donné des orientations utiles sur les méthodes ArcGIS et sur les méthodes de modélisation. Les participants à l'atelier ont grandement contribué à assurer la qualité des conseils scientifiques formulés sur ces envahisseurs potentiels à risque élevé. Le programme sur les espèces aquatiques envahissantes du MPO et son Centre d'expertise pour analyse des risques aquatiques ont fourni des fonds de déplacement.

REFERENCES

Ackerman, J.D., Loewen, M.R., and Hamblin, P.F. 2001. Benthic-pelagic coupling over a Zebra Mussel reef in western Lake Erie. Limnol. Oceanogr. **46**:892-904.

Bacchetta, R., Mantecca, P. and Vailati, G. 2010. Reproductive behaviour of Zebra Mussels living in shallow and deep water in the South Alps lakes. In: Van der Velde, G., Rajagopal, S., Bij de Vaate, A. (eds) The Zebra Mussel in Europe, Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim. pp. 161-168.

Baldwin B.S., Mayer M.S., Dayton J., Pau N., Mendilla J., Sullivan M., Moore A., Ma A., and Mills E.L. 2002. Comparative growth and feeding in Zebra and Quagga Mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for North American lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **59**:680-694.

Beekey, M.A., McCabe, D.J., and Marsden, J.E. 2004. Zebra Mussel colonisation of soft sediments facilitates invertebrate communities. Freshw. Biol. **49**:535-545.

Benson, A.J., Raikow, D., Larson, J., and Fusaro, A. 2012a. *Dreissena polymorpha*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=5 Revision Date: 2/15/2012 [Accessed January 15, 2012]

Benson, A.J., Richerson, M.M., Maynard, E., Larson, J., and Fusaro, A. 2012b. *Dreissena bugensis*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=95 Revision Date: 2/14/2012 [accessed January 15th 2012]

Berg, D.J., Fisher, S.W., and Landrum, P.F. 1996. Clearance and processing of algal particles by Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*). J. Great Lakes Res. **22**:779-788.

Bially, A., and MacIsaac, H.J. 2000. Fouling mussels (*Dreissena* spp.) colonize soft sediments in Lake Erie and facilitate benthic invertebrates. Freshw. Biol. **43**:85-97.

Bij de Vaate, A. 1991. Distribution and aspects of population dynamics of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), in the Lake Usselmeer area (The Netherlands). Oecologia **86**:40-50.

Binimelis, R., Born, W., Monterroso, I., and Rodríguez-Labajos, B. 2007. Socio-economic impact and assessment of biological invasions. In: Nentwig W (ed) Biological Invasions. Ecological Studies 193. Springer-Verlag, Berlin, pp. 331-347.

Brown, J.E., and Stepien, C.A. 2010. Population genetic history of the dreissenid mussel invasions: expansion patterns across North America. Biol. Invasions **12**:3687-3710.

Bunt, C.M., MacIssac, H.J., and Sprules, W.G. 1993. Pumping rates and projected filtering impacts of juvenile Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie. Can. J. Fish Aquat. Sci. **50**:1017-1022.

Canadian Council of Fisheries and Aquaculture Ministers Aquatic Invasive Task Group. 2004. A Canadian Action Plan to Address the Threat of Aquatic Invasive Species. September, 2004. [www.dfo-mpo.gc.ca/Science/enviro/ais-eae/plan/plan-eng.pdf]

Claxton, W.T., and Mackie, G.L. 1998. Seasonal and depth variations in gametogenesis and spawning of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis* in eastern Lake Erie. Can. J. Zool. **76**:2010-2019.

Claxton, W.T., Wilson, A.B., Mackie, G.L., and Boulding, E.G. 1998. A genetic and morphological comparison of shallow- and deep-water populations of introduced dreissenid bivalve *Dreissena bugensis*. Can. J. Zool. **76**:1269-1276.

Cohen, A.N. 2007. Potential Distribution of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) and Quagga Mussels (*Dreissena bugensis*) in California Phase 1 Report. A Report for the California Department of Fish and Game, 29 pp.

Cohen, A.N., and Weinstein, A. 2001. Zebra Mussel's Calcium Threshold and Implications for its Potential Distribution in North America. Richmond, CA: San Francisco Estuary Institute. http://www.sfei.org/sites/default/files/2001-Zebramusselcalcium356.pdf [Accessed January 13, 2012].

Conrad, T.A. 1831. Description of fifteen new species of Recent, and three of fossil shells, chiefly from the coast of the United States. J. Acad. Nat. Sci. Philad. **6**:256-268.

COSEWIC. 2007. COSEWIC assessment and status report on the Eastern Pondmussel *Ligumia nasuta* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vi+34 pp.

COSEWIC. 2011. Canadian Wildlife Species at Risk. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

Cotner, J.B, Gardner, W.S., Johnson, J.R., Sada, R.H., Cavaletto, J.F., and Heath, R.T. 1995. Effects of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) on bacterioplankton: evidence for both size-selective consumption and growth stimulation. J. Great Lakes Res. **21**:517-528.

Denson, D.R., and Wang, S.Y. 1998. Distinguishing the dark false mussel, *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831), from the non-indigenous Zebra and Quagga Mussels, *Dreissena* spp., using spermatozoan external morphology. Veliger **41**:205-207.

Dermott, R.M., and Munawar, M. 1993. Invasion of Lake Erie offshore sediments by *Dreissena*, and its ecological implications. Can. J. Fish Aquat. Sci. **50**:2298-2304.

Dermott, R., Bonnell, R., Carou, S., Dow, J. and Jarvis, P. 2003. Spatial distribution and population structure of the mussels *Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis* in the Bay of Quinte Lake Ontario, 1998 and 2000. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. **2479**:58 pp.

Dextrase, A., and Mandrak, N.E. 2006. Impacts of invasive alien species on freshwater fauna at risk in Canada. Biol Invasions **8**: 13-24.

Diggins, T.P., Weimer, M., Stewart, K.M., Baier, R.E., Meyer, A.E., Forsberg, R.F., and Goehle, M.A. 2004. Epiphytic refugium: are two species of invading freshwater bivalves partitioning spatial resources? Biol. Invasions **6**:83-88.

Drake, J.M, and, Bossenboek, J.M. 2004. The potential distribution of Zebra Mussels in the United States. BioScience **54**:931-941.

Effler, S.W., and Siegfried., C. 1994. Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) populations in the Seneca River, New York: impact on oxygen resources. Environ. Sci. Tech. **28**:2216-2221.

Ficetola, G.F., Thuiller, W., and Miaud, C. 2007. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species-the American bullfrog. Diversity Distrib. **13**:476-485.

French, J.R.P., and Bur, M.T. 1996. The effect of Zebra Mussel consumption on growth of freshwater drum in Lake Erie. J. Freshwat. Ecol. **11**:283-289.

Frischer, M.E., Nierzwicki-Bauer, S.A., Parsons, R.H., Vathanodorn, K., and Waitkus, K.R. 2000. Interactions between Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) and microbial communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **57**:591-599.

Garton, D.W., Payne, C.D., and Montoya, J.P. 2005. Flexible diet and trophic position of dreissenid mussels as inferred from stable isotopes of carbon and nitrogen. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **62**:1119-1129.

Gillis, P.L., and Mackie, G.L. 1994. Impact of the Zebra Mussel, *Dreissna polymorpha*, on populations of Unionidae (Bivalvia) in Lake St. Clair. Can. J. Zoo. **72**:1260-1271.

Hebert, P.D., Muncaster, B.W., and Mackie, G.L. 1989. Ecological and genetic studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): a new mollusc in the Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **46**:1587-1591.

Hecky, R.E., Smith, R.E.H., Barton, D.R., Guildford, S.J., Taylor, W.D., Charlton, M.N., and Howell, T. 2004. The nearshore phosphorus shunt: a consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **61**:1285-1293.

Higgins, S.N., and VanderZander, M.J. 2010. What a difference a species makes: a meta analysis of dreissenid mussel impacts on freshwater ecosystems. Ecol. Monogr. **80**:179-196.

Hincks, S.S., and Mackie, G.L. 1997. Effects of pH, calcium, alkalinity, hardness, and chlorophyll on the survival, growth, and reproductive success of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in Ontario lakes. Can. J. Fish Aquat. Sci. **54**:2049-2057.

Hinkley, A.A. 1907. Shells collected in northeastern Mexico. Nautilus **21**:68-72.

Hoyle, J.A., Bowlby, J.N., and Morrison, B.J. 2008. Lake whitefish and walleye population responses to dreissenid mussel invasion in eastern Lake Ontario. Aquat. Ecosyst. Health Manage. **11**:403-411.

Imo, M., Seitz, A., and Johannesen, J. 2010. Distribution and invasion genetics of the Quagga Mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in German rivers. Aquat. Ecol. **44**:731-740.

ISSG. 2012a. *Dreissena polymorpha* (mollusk): Distribution. Global Invasive Species Database. Website: http://www.issg.org/database/species/distribution.asp?si=50&fr=1&sts=sss&lang=EN [Accessed January 16, 2012]

ISSG. 2012b. *Dreissena bugensis* (mollusk): Distribution. Global Invasive Species Database. Website: http://www.issg.org/database/species/distribution.asp?si=918&fr=1&sts=&lang=EN [Accessed January 16, 2012]

ISSG. 2012c. *Mytilopsis Leucophaeata* (mollusk): Distribution. Global Invasive Species Database. Website: http://www.issg.org/database/species/distribution.asp?si=707&fr=1&sts=&lang=EN [Accessed January 16, 2012]

Jantz, D. and Neumann, D. 1998. Growth and reproductive cycle of the Zebra Mussel in the River Rhine as studied in a river bypass. Oecologia **114**:213-225.

Johnson, L.E. and Carlton, J.T. 1996. Post-establishment spread in largescale invasions: Dispersal mechanisms of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. Ecology **77**:1686-1690.

Johnson, L.E. and Padilla, D.K. 1996. Geographic spread of exotic species: ecological lessons and opportunities from the invasion of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. Biol. Conserv. **78**:23-33.

Kennedy, V.S. 2011a. The invasive Dark Falsemussel *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia: Dreissenidae): a literature review. Aquat. Ecol. **45**:163-183.

Kennedy, V.S. 2011b. Biology of the uncommon dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Conrad, 1831) in central Chesapeake Bay. J. Mollus. Stud. **77**:154-164.

Knoll, L.B., Sarnelle, O., Hamilton, S.K., Kissman, C.E.H., Wilson, A.E., Rose, J.B., and Morgan, M.R. 2008. Invasive zebra mussels (*Dreissna polymorpha*) increase cyanobacterial toxin concentrations in low-nutrient lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **65**: 448-455.

Kobak, J. 2001. Light, gravity and conspecifics as cues to site selection and attachment behaviour of juvenile and adult *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771. J. Molluscan Stud. **67**:183-189.

Koch, L.M. 1989. *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) from the upper Mississippi River (Bivalvia: Dreissenidae). Malacol. Data Net. **2**:153-154.

Laine, A.O., Mattila, J., and Lehikoinen, A. 2006. First record of the brackish water dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeta* in the northern Baltic Sea. Aquat. Invasions **1**:38-41.

Leung, B., Drake, J.M., and Lodge, D.M. 2004. Predicting invasions: propagule pressure and the gravity of allee effects. Ecology **85**:1651-1660.

Levings, C., Kieser, D. Jamieson, G.S., and Dudas, S. 2002. Marine and estuarine alien species in the Strait of Georgia, British Columbia. Alien invaders in Canada's waters, wetlands, and forests. Natural Resources Canada, pp. 111-131.

Liu, X., Guo, Z., Wang, S., and Li, Y. 2011. Increasing potential risk of a global aquatic invader in Europe in contrast to other continents under future climate change. PLoS ONE **6**:1-11.

Locke, A., Mandrak, N.E., and Therriault, T.W. 2011. A Canadian Rapid Response Framework for Aquatic Invasive Species. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/114. vi + 30 p.

Ludyanskiy, M.L., McDonald, D., and Macneill, D. 1993. Impact of the Zebra Mussel, a bivalve invader - *Dreissena polymorpha* is rapidly colonizing hard surfaces throughout waterways of the United States and Canada. BioScience **43**:533-544.

MacIsaac, H.J. Lonnee, C.J. and Leach, J.H. 1995. Suppression of microzooplankton by Zebra Mussels: importance of mussel size. Freshw. Biol. **34**:379-387.

Mackie, G.L., and Claudi, R. 2010. Monitoring and control of macrofouling molluscs in fresh water systems. 2nd Ed. CRC Press, New York. 508 p.

Mackie, G.L., and Schlosser, D.W. 1996. Comparative biology of Zebra Mussels in Europe and North America: an overview, Am. Zool. **36**:244-258.

Mantecca, P., Vailati, G., Garibaldi, L., and Bacchetta, R. 2003. Depth effects on Zebra Mussels reproduction. Malacologia **45**:109-120.

Marelli, D.C., and Gray, S. 1983. Conchological redescription of *Mytilopsis sallei* and *Mytilopsis leucophaeta* of the brackish Western Atlantic (Bivalvia: Dreissenidae). Veliger **25**:185-193.

Marsden, J.E., Spidle, A.P., and May, B. 1995. Genetic similarity among Zebra Mussel populations within North America and Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **52**:836-847.

Marsden, J.E., Spidle, A.P., and May, B. 1996. Review of genetic studies of *Dreissena* spp. Am. Zool. **36**:259-270.

Martel, A.L., Baldwin, B.S., Dermott, R.M., and Lutz, R.A. 2001. Species and epilimnion/hypolimnion-related differences in size at larval settlement and metamorphosis in *Dreissena* (Bivalvia). Limnol. Oceangr. **46**:707-713.

McMahon, R.F. 1996. The physiological ecology of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. Am. Zool. **36**:339-363.

McMahon, R.F. 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r-selection versus resistance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **59**:1235 -1244.

Menzie, C.A. 1980. The chironomid (Insecta: Diptera) and other fauna of a *Myriophyllum spicatum* L. plant bed in the lower Hudson River. Estuaries **3**:38-54.

Mills, E., Casselman, J.M., Dermott, R. Fitzsimmons, J.D., Gal, T., Holeck, K.T., Hoyle, J.A., Johannssson, O.E., Lantry, B.F., Makarewicz, J.C., Millard, E.S., Munawar, I.F., Munawar, M., O'Gorman,R., Owens, R.W., Rudstam, L.G., Schaner, T., and Stewart, T.J. 2003. Lake Ontario: food web dynamics in a changing ecosystem (1970-2000). Can. J. Fish. Aquat. Sci. **60**:471-490.

Mills, E.L., Dermott, R.M., Roseman, E.F., Dustin, D., Mellina, E., Conn, D.B., and Spidle, A.P. 1993. Colonization, ecology, and population structure of the "Quagga" mussel, (Bivalvia:Dreissenidae) in the lower Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **50**:2305-2314.

Mills, E.L., Rosenberg, G., Spidle, A.P., Ludyanskiy, M. Pligin, Y., and May, B. 1996. A review of the biology and ecology of the Quagga Mussel (*Dreissena bugensis*), a second species of freshwater Dreissenid introduced to North America. Am. Zool. **36**:271-286.

Molloy, D.P., A.Y. Karataev, L.E. Burlakova, D.P. Kurandina, and F. Laruelle. 1997. Natural enemies of Zebra Mussels: predators, parasidtes, and ecological competitors. Rev. Fish. Sci. **5**:27-97.

Moore, S.G., O'Neill, C.R. Jr., and MacNeill, D.B. 1991. Ecological perspectives on functional morphologies of *Dreissena polymorpha* and *Mytilopsis leucophaeta*. *Dreissena polymorpha.* Info. Rev. **2**:2-3.

Nichols, S.J., and Black, M.G. 1994. Identification of larvae: the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*), Quagga Mussel (*Dreissena rosteriformis bugensis*), and Asian clam (*Corbicula fluminea*). Can. J. Zool. **72**:406-417.

Odum, W.E., and Heald, E.J. 1972. Trophic analyses of an estuarine mangrove community. Bull. Mar. Sci. **22**:671-738.

Orlova, M., S. Golubkov, L. Kalinina, and N. Ignatieva. 2004. *Dreissena polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae) in the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland, Baltic Sea): Is it a biofilter or source for pollution? Mar. Pollut. Bull. **49**:196-205.

Orlova, M.I., Therriault, T.W., Antonov, P.I. and Shcherbina, G.K. 2005. Invasion ecology of Quagga Mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. Aquat. Ecol. **39**:401-418.

Pathy, D.A., and Mackie, G.L. 1993. Comparitive shell morphology of *Dreissena polymosrpha, Mytilopsis leucophaeata,* and the 'Quagga' mussel (Bivalvia:Dressenidae) in North America. Can. J. Zool. **71**:1012-1023.

Patterson, M.W.R., Ciborowski, J.J.H., and Barton, D.R. 2005. The distribution and abundance of *Dreissena* species (Dreissenidae) in Lake Erie, 2002. J. Great Lakes Res. **31**:223-237.

Pelder, D. 1994. Distinguishing the Zebra Mussel, Quagga Mussel, and Conrad's False Mussel Based on Shell Morphology. Technical Note ZMR-1-24. US Army Engineers Waterways Experiment Station.

Peyer, S.M., Hermanson, J.C. and Lee, C.E. 2010. Developmental plasticity of shell morphology in Quagga Mussels from shallow and deep-water habitats in the Great Lakes. J. Exp. Biol. **213**:2602-2609.

Peyer, S.M., Hermanson, J.C. and Lee, C.E. 2011. Effects of shell morphology on mechanics of Zebra and Quagga Mussel locomotion. J. Exp. Biol. **214**:2226-2236.

Pollux, B.J.A., Van der Velde and G., Bij de Vaate, A. 2010. A perspective on global spread of *Dreissena polymorpha:* a review on possibilities and limitations. In: Van der Velde, G., Rajagopal,

S., Bij de Vaate, A. (eds). The Zebra Mussel in Europe. Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim, pp: 45 - 58

Pothoven, S.A., and Madenjian, C.P. 2008. Changes in consumption by alewives and lake whitefish after dreissenid mussel invasions in Lakes Michigan and Huron. NA J. Fish. Manag. **28**:308-320.

Raikow, D.F., Sarnelle, O., Wilson, A.E., and Hamilton, S.K. 2004. Dominance of the noxious cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* in low-nutrient lakes is associated with exotic zebra mussels. Limnol. Oceanogr. **49**:482-487.

Rajagopal, S., Van der Gaag, M., Van der Velde, G., and Jenner, H.A. 2002. Control of brackish water fouling mussel, *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad), with sodium hypochlorite. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **43**:296-300.

Rajagopal, S., Van der Gaag, M., Van der Velde, G., and Jenner, H.A. 2005. Upper temperature tolerances of exotic brackishwater mussel, *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad): an experimental study. Mar. Envir. Res. **60**:512-530.

Ram, J.L., Fong, P.P., and Garton, D.W. 1996. Physiological aspects of Zebra Mussel reproduction: Maturation, spawning and fertilization. Am. Zool. **36**:326-338.

Rennie, M.D., Sprules, W.G., and Johnson, T.B. 2009. Resource switching in fish following a major food web disruption. Oecologia **159**:789-802.

Ribi, G. 1986. Within-lake dispersal of the prosobranch snails, *Viviparus ater* and *Potamopyrgus jenkinsi*. Oecologia **69**:60-63.

Ricciardi, A. 2006. Patterns of invasion in the Laurentian great lakes in relation to changes in vector activity. Divers. Distrib. **12**:425-433.

Ricciardi, A. and MacIssac, H.J. 2000. Recent mass invasions of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. TREE **15**:62-65.

Ricciardi, A., Serrouya, R., and Whoriskey, F.G. 1995. Aerial exposure tolerance of Zebra and Quagga Mussels (Bivalvia, Dreissenidae) -- implications for overland dispersal. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **52**:470-477.

Ricciardi, A., F.G. Whoriskey, and J.B. Rasmussen. 1997. The role of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate communities on hard substrata. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**: 2596-2608.

Roditi, H.A., Caraco, N.F., Cole, J.J. and Strayer, D.L. 2000. Uptake of dissolved organic carbon and trace elements by Zebra Mussels. Nature **407**:78-80.

Roe, S.L. and MacIssac, H.J. 1997. Deepwater population structure and reproductive state of Quagga Mussels (*Dreissena bugensis*) in Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**:2428-2433.

Rosenberg, G., and Huber, M. 2011a. *Dreissena bugensis* Andrusov, 1897. Accessed through: World Register of Marine Species at: http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=505319 [Accessed March 6, 2012]

Rosenberg, G., and Huber, M. 2011b. *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Accessed through: World Register of Marine Species at: http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=181566 [Accessed March 6, 2012]

Rosenberg, G., and Ludyankskiy, M.L. 1994. A nomenclature review of *Dreissena* (Bivalvia: Dreissenidae) with Identification of the Quagga Mussel as *Dreissena bugensis*. Can. J. Fish Aquat. Sci. **51**:1474-1484.

Sala, O.E. Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R. Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., and Wall, D.H. 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science **287**:1770-1774.

Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V., and Woolmer, G. 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild. BioScience **52**:891-904.

Schloesser, D.W., Kovalak, W.P., Longton, G.D., Ohnesorg, K.L., and Smithee, R.D. 1998. Impact of Zebra and Quagga Mussels (*Dreissena* spp.) on freshwater unionids (Bivalvia: Unionidae) in the Detriot River of the Great Lakes. Am. Midl. Nat. **140**:299-313.

Schneider, D.W., Stoeckel, J.A., Rehmann, C.R., Blodgett, K.D., Sparks, R.E., and Padilla, D.K. 2003. A developmental bottleneck in dispersing larvae: implications for spatial population dynamics. Ecol. Lett. **6**:352-360.

Siddall, S.E. 1980. Early development of *Mytilopsis leucophaeta* (Bivalvia: Dreissenacea). Veliger **22**:378-379.

Silverman, H., Lynn, J.W., Archberger, E.C., Dietz, T.H. 1996. Gill structure in Zebra Mussels: Bacterial-sized particle filtration. Am. Zool. **36**:364-372.

Spidle, A.P., Mills, E.L., and May, B. 1995. Limits to tolerance of temperature and salinity in the Quagga Mussel (*Dreissena bugensis*) and the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. **52**:2108-2119.

Sprung, M. 1987. Ecological requirements of developing *Dreissena polymorpha* eggs. Arch. Hydrobiol. Suppl. **79**:69-86.

Sprung, M. 1989. Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: abundance, growth, mortality, and food demands. Arch. Hydrobiol. **115**:537-561.

Sprung, M. 1993. The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*. In: Nalepa, T.F., Scholesser, D.W. (eds) Zebra Mussels: Biology, impacts, and control. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FLA, pp. 39-53.

Sprung, M., and Rose, U. 1988, Influence of food size and food quality on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. Oecologia **77**:526-532.

Stańczykowska, A. 1977. Ecology of *Dreissena polymorpha* (Pall) (Bivalvia) in lakes. Pol. Arch. Hydrobiol. **24**:461-530.

Stoeckel, J.A., Schneider, D.W., Soeken, L.A., Blodgett, K.D and Sparks, R.E. 1997. Larval dynamics of a riverine metapopulation: implications for Zebra Mussel recruitment, dispersal, and control in a large-river system. J. NA Benthol. Soc. **16**:586-601.

Stoeckmann, A. 2003. Physiological energetics of Lake Erie dreissenid mussels: a basis for the displacement of *Dreissena polymorpha* by *Dreissena bugensis*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **60**:126-134.

Strayer, D.L., Hattala, K.A., and Kahnle, A.W. 2004. Effects of an invasive bivalve (*Dreissena polymorpha*) on fish in the Hudson River estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **61**:924-941.

Therriault, T.W., Docker, M.F., Orlova, M.I., Heath, D.D, and MacIsaac, H.J. 2004. Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first report of *Mytilopsis leucophaeata* in the Black Sea basin. Mol. Phylogen. Evol. **30**:479-489.

Therriault, T.W., Orlova, M.I., Docker, M.F., MacIsaac, H.J., and Heath, D.D. 2005. Invasion genetics of a freshwater mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) in Eastern Europe: high gene flow and multiple introductions. Heredity **95**:16-23.

Therriault, T. W., and Herborg, L-M. 2008. A qualitative biological risk assessment for vase tunicate *Ciona intestinalis* in Canadian waters: using expert knowledge. ICES J. Mar. Sci. **65**:781-787.

Therriault, T.W., and Orlova, M.I. 2010. Invasion success within the family Dreissenidae: prerequisites, mechanisms, and perspectives. In: Van der Velde, G., Rajagopal, S., Bij de Vaate, A. 2010. (eds). The Zebra Mussel in Europe. Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim. pp. 59-68.

Thorp, J.H., and Casper, A.F. 2003. Importance of biotic interactions in large rivers: An experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St. Lawrence River. Riv. Res. Appl. **19**:265-279.

Van der Velde, G., and Platvoet, D. 2007. Quagga Mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). Aquat. Invasions **2**:261-264.

Van der Velde, G., Rajagopal and S., Bij de Vaate, A. 2010. (eds). The Zebra Mussel in Europe. Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim.

Verween, A., Vincx, M., Mees, J., and Degraer, S. 2005. Seasonal variability of *Mytilopsis leucophaeta* larvae in the harbour of Antwerp: implications for ecologically and economically sound biofouling control. Belg. J. Zool. **135**:91-93.

Verween, A., Vincx, M., and Degraer, S. 2010. *Mytilopsis leucophaeata*: The brackish water equivalent of *Dreissena polymorpha*? A review. In: Van der Velde, G., Rajagopal, S., Bij de Vaate, A. (eds). The Zebra Mussel in Europe. Backhuys Publishers, Leiden/Margraf Publishers, Weikersheim. pp. 29-44.

Voroshilova, I.S., Artamonova, V.S., Makhrov, A.A., and Slyn'ko, Y.V. 2010. Natural Hybridization of Two Mussel Species *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) and *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897). Biol. Bull. **37**:542–547.

Wacker, A., and Von Elert, E. 2003. Settlement pattern of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*, as a function of depth in Lake Constance. Arch. Hydrobiol. **158**:289-301.

Walton, W.C. 1996. Occurrence of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the oligohaline Hudson River, New York. Estuaries **19**:612-618.

Whittier, T.R., Ringold, R.L., Herlihy, A.T., and Pierson, S.M. 2008. A calcium-based invasion risk assessment for Zebra and Quagga Mussels (*Dreissena* spp). Front. Ecol. Environ. **6**:180-184.

Wilson, A.B., Boulding, E.G., and Naish, K.A. 1999. Characterization of tri- and tetranucleotide microsatellite loci in the invasive mollusc *Dreissena bugensis*. Mol. Ecol. **8**:692-693.

Wolff, W.J. 1969. The mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. II. The Dreissenidae. Basteria **33**:93–103

Wong, W.H., Levinton, J.S., Twining, B.S., and Fisher, N.S. 2003. Assimilation of micro-and mesozooplankton by Zebra Mussels: A demonstration of the food web link between zooplankton and benthic suspension feeders. Limnol. Oceanogr. **48**:308-312.

Zhu, B., Fitzgerald, D.G., Mayer, C.M., Rudstam, L.G., and Mills, E.L. 2006. Alteration of ecosystem function by Zebra Mussels in Oneida Lake: impacts on submerged macrophytes. Ecosystems **9**:1017-1028.

TABLEAUX

Tableau 1. Concentrations de calcium propices à la moule zébrée (Dreissena polymorpha) et à la moule quagga (Dreissena rostriformis bugensis) d'après la littérature scientifique (Cohen et Weinstein 2001, Cohen et al. 2001, Cohen 2007, Mackie et Claudi 2010, Whittier et al. 2008, Benson et al. 2012a; 2012b).

Catégorie	Définition	Moule zébrée Ca (mg/l)	Moule quagga Ca (mg/l)
Très faible	Les adultes ne peuvent pas survivre.	< 12	< 12
Moyenne	Preuve que la survie des adultes ET la reproduction sont supportées à un niveau minimal.	12 -19	S. O.
Élevée	Preuve que la survie et la reproduction sont supportées pour des populations de bonne taille.	20 - 25	12 – 32
Très élevée	Concentrations optimales ou presque pour tous les stades du cycle biologique des moules, se traduisant généralement par un niveau d'infestation élevé à très élevé.	> 25	> 32

Tableau 2. Lieu et première date connue des introductions à l'échelle mondiale de moules zébrées (Dreissena polymorpha), par ordre chronologique.

Lieu	Date	Établissement	Source
Russie	1769	O	Ludyanskiy *et al.* 1993
Mer Caspienne	1771	O	Ludyanskiy *et al.* 1993
Hongrie	1794	O	Minchin *et al.* 2002
Lituanie	1803	O	Base de données lituanienne sur les espèces envahissantes 2005
Londres, Angleterre	1824	O	Kerney et Morton 1970
Pays-Bas	1826	O	Kerney et Morton 1970
Allemagne	1830	O	Kerney et Morton 1970
Édimbourg, Écosse	1834	O	Kerney et Morton 1970
Belgique	1835	O	Plateforme d'information sur la biodiversité en Belgique 2005
France	1835	O	Kinzelbach 1992
Danemark	1840	O	Kerney et Morton 1970
Estonie	1840	O	Minchin *et al.* 2002
Suisse	Années 1860	O	Jantz et Schöll 1998
Suède	1924	O	Service danois des forêts et de la nature 2005
Scandinavie	Années 1940	O	Ludyanskiy *et al.* 1993
Italie	1969	O	Annoni *et al.* 1978
Yougoslavie	Années 1970	O	Ludyanskiy *et al.* 1993
Mer Baltique	Années 1980	O	Orlova *et al.* 2000
Canada (Ontario)	1986	O	Carlton 2008
États-Unis	1986	O	Carlton 2008
Lettonie	1996	O	Minchin *et al.* 2002
Irlande	1997	O	McCarthy *et al.* 1997
Espagne	2001	O	Araujo et Álvarez Halcón 2001

Tableau 3. Impacts écologiques liés aux invasions de moules zébrées et de moules quagga décrits dans la littérature scientifique (adapté de Higgins et VanderZanden 2010).

Élément	Résultats de l'analyse documentaire		
	Évolution	Ampleur	Incertitude
Habitat physique			
Clarté de l'eau	Augmentation	Élevée	Très faible
Profondeur de la thermocline	Augmentation	Faible	Élevée
Profondeur de la zone littorale	Augmentation	Moyenne	Faible
Salissure des substrats durs	Augmentation	Élevée	Très faible
Salissure des substrats meubles	Augmentation	Moyenne	Très faible
Anoxie en eaux profondes	Augmentation	Faible	Très élevée
Anoxie des sédiments	Augmentation	Moyenne	Élevée
Habitat chimique			
Nutriments particulaires	Diminution	Moyenne	Très faible
Nutriments solubles (lacs)	Augmentation	Faible	Très faible
Nutriments solubles (rivières)	Augmentation	Élevée	Très faible
Sédiments en suspension	Diminution	Élevée	Très faible
Biote			
Bactéries des sédiments	Augmentation	Élevée	Très faible
Phytoplancton (total)	Diminution	Élevée	Très faible
Phytoplancton (cyanobactéries produisant des toxines)	Augmentation	Moyenne	Très faible
Périphyton	Augmentation	Élevée	Très faible
Couverture de macrophytes	Augmentation	Moyenne	Très faible
Zooplancton	Diminution	Moyenne	Très faible
Zoobenthos (littorale)	Augmentation	Élevée	Très faible
Zoobenthos (en eaux profondes)	Diminution	Moyenne	Très faible
Unionidés (abondance)	Diminution	Très élevée	Très faible
Poissons (planctonophages)	Diminution	Moyenne	Moyenne
Poissons (benthivores du littoral)	Augmentation	Moyenne	Très faible
Poissons (benthivores en eaux profondes)	Diminution	Élevée	Moyenne
Poissons (piscivores)	Diminution	Moyenne	Moyenne
Botulisme aviaire	Augmentation	Moyenne	Élevée
Biodiversité			
Unionidés	Diminution	Très élevée	Très faible
Sphaeriidés	Diminution	Très élevée	Faible
Espèces en péril	Diminution	Faible à élevée	Très élevée

	Impact	**Incertitude**
Impact sur l'environnement	Négatif et très élevé	Très faible

Tableau 4. Mollusques d'eau douce du Canada désignés par le COSEPAC.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Désignation du COSEPAC	Répartition	Remarque
Villosa fabalis	Villeuse haricot	En voie de disparition	Ont.	
Villosa iris	Villeuse irisée	En voie de disparition	Ont.	
Lampsilis fasciola	Lampsile fasciolée	En voie de disparition	Ont.	Statut ramené à espèce préoccupante; Chevauchement potentiel avec les moules dreissénidées
Simpsonaias ambigua	Mulette du Necture	En voie de disparition	Ont.	
Epioblasma torulosa rangiana	Épioblasme ventrue	En voie de disparition	Ont.	
Epioblasma triquetra	Épioblasme tricorne	En voie de disparition	Ont.	
Truncilla donaciformis	Troncille pied-de-faon	En voie de disparition	Ont.	
Obovaria olivaria	Obovarie olivâtre	En voie de disparition	Ont., Québec	
Obovaria subrotunda	Obovarie ronde	En voie de disparition	Ont.	
Ptychobranchus fasciolaris	Ptychobranche réniforme	En voie de disparition	Ont.	
Quadrula quadrula	Mulette feuille d'érable	En voie de disparition	Man.	
Gonidea angulata	Gonidée des Rocheuses	En voie de disparition	C.-B.	Potentiellement menacée par les moules dreissénidées
Pleurobema sintoxia	Pleurobème écarlate	En voie de disparition	Ont.	Chevauchement potentiel avec les moules dreissénidées
Ligumia nasuta	Ligumie pointue	En voie de disparition		Chevauchement potentiel avec les moules dreissénidées
Physella johnsoni	Physe des fontaines de Banff	En voie de disparition	Alb.	
Quadrula quadrula	Mulette feuille d'érable	Menacée	Ont.	Chevauchement potentiel avec les moules dreissénidées
Alasmidonta varicosa	Alasmidonte renflée	Préoccupante	N.-B., N.-É.	
Lampsilis cariosa	Lampsile jaune	Préoccupante	N.-B., N.-É.	Chevauchement potentiel avec les moules dreissénidées
Acroloxus coloradensis	Patelle d'eau douce pointue	Données insuffisantes	Ont., Québec	
Lyrogyrus granum	Lyogyre roux	Données insuffisantes	N.-B., N.-É.	
Physella parkeri latchfordi	Physe de la Gatineau	Données insuffisantes	Québec	

Tableau 5. Espèces de poissons d'eau douce désignées comme étant en voie de disparition, menacées ou préoccupantes par le COSEPAC et qui sont potentiellement vulnérables à une invasion de moules dreissénidées.

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Désignation du COSEPAC	Répartition
Polyodon spathula	Spatulaire	Disparue	Ont.
Coregonus sp.	Cisco de printemps	En voie de disparition	Québec
Moxostoma hubbsi	Chevalier cuivré	En voie de disparition	Québec
Acipenser fulvescens	Esturgeon jaune (diverses populations)	En voie de disparition	Ont., Man., Sask., Alb.
Lampetra richardsoni	Lamproie de l'Ouest	En voie de disparition	C.-B.
Hybognathus argyritis	Méné d'argent de l'Ouest	En voie de disparition	Alb.
Gasterosteus aculeatus	Épinoche benthique à trois épines du lac Enos	En voie de disparition	C.-B.
Coregonus huntsmani	Corégone de l'Atlantique	En voie de disparition	N.-É.
Coregonus zenithicus	Cisco à mâchoires égales	Menacée	T.N.-O., Alb., Sask., Man., Ont.
Moxostoma duquesnei	Chevalier noir	Menacée	Ont.
Rhinichthys Umatilla	Naseux d'Umatilla	Menacée	C.-B.
Lampetra macrostoma	Lamproie de Vancouver	Menacée	C.-B.
Cottus aleuticus	Chabot de la chaîne côtière	Menacée	C.-B.
Osmerus mordax	Éperlan arc-en-ciel de petite taille	Menacée	N.-B.
Catostomus platyrhynchus	Meunier des montagnes	Menacée	Alb., Sask.
Acipenser fulvescens	Esturgeon jaune	Menacée	Ont., Québec
Ichthyomyzon fossor	Lamproie du Nord	Préoccupante	Ont., Québec
Ichthyomyzon unicuspis	Lamproie argentée	Préoccupante	Ont., Québec
Moxostoma carinatum	Chevalier de rivière	Préoccupante	Ont., Québec
Myoxocephalus thompsonii	Chabot de profondeur	Préoccupante	Ont., Québec
Minytrema melanops	Meunier tacheté	Préoccupante	Ont.
Lepomis gulosus	Crapet sac-à-lait	Préoccupante	Ont.
Ictiobus cyprinellus	Buffalo à grande bouche	Préoccupante	Ont.
Cottus hubbsi	Chabot du Columbia	Préoccupante	C.-B.
Cottus confuses	Chabot à tête courte	Préoccupante	C.-B.
Acipenser brevirostrum	Esturgeon à museau court	Préoccupante	N.-B.
Acipenser fulvescens	Esturgeon jaune (diverses populations)	Préoccupante	Ont., Man., Québec
Catostomus platyrhynchus	Meunier des montagnes	Préoccupante	C.-B.

Tableau 6. Populations de Mytilopsis leucopheata introduites, avec les dates de signalement et une indication de l'établissement des populations.

Lieu	Date de signalement	Établissement	Source
Mer du Nord	2004	s.o.	Therriault *et al.* 2004
Mer Noire	2001 en 2004 le liman du Dniestr avait déjà été envahi	oui	Therriault *et al.* 2004, NOBANIS 2011
Mer Baltique	2000	s.o.	NOBANIS 2011
Mer Caspienne, Russie	2004	s.o.	Therriault *et al.* 2004
Mer d'Azov	2004	s.o.	Therriault *et al.* 2004
Belgique	1835	oui	NOBANIS 2011, Laine *et al.* 2000
Brésil	2010	s.o.	Kennedy 2010
Partie centrale du golfe de Finlande	2003	oui	Laine *et al*. 2006
France	1898	s.o.	Rajagopal *et al.* 2005b
Allemagne	1932 observation signalée dans le canal de Kiel en 1928	s.o.	Rajagopal *et al.* 2005b, Boettger 1933 *dans* Verween *et al.* 2010
Pays-Bas	2002 en 1969 le Rhin avait déjà été envahi	s.o.	Wolff 1969, Rajagopal *et al.* 2002b
Royaume-Uni	2004	s.o.	Therriault *et al.* 2004
Pays de Galles, Royaume-Uni	1996	s.o.	NOBANIS 2011
Espagne	2003	s.o.	Escot *et al.* 2003 *dans* Verween *et al.* 2010
États-Unis			
Nord du fleuve Mississippi	1988	s.o.	Koch 1989, Therriault *et al.* 2004
Housatonic River, Connecticut	2010	oui	Kennedy 2010
Charles River, Massachusetts	2010	oui	Kennedy 2010
Baie de Chesapeake	1934	s.o.	Johnson 1934
Baie de Chesapeake	2006	oui	Verween *et al.* 2006, NOBANIS 2011
Plusieurs endroits en Floride	2010	oui	Kennedy 2010
Plusieurs endroits dans le fleuve Hudson	1992	oui	Walton 1996, Verween *et al.* 2010
Nouvelle-Angleterre	1996	s.o.	Smith et Boss 1996

Tableau 7. Liste des principales sources de données utilisées pour calculer le 75^{e} centile des concentrations de calcium des sous-bassins versants visés par l'évaluation du risque.

Province	Nombre de sites	Année	Source	Personne-ressource
Colombie-Britannique	3545	1969-2011	Gouvernement de la Colombie-Britannique	L.-M. Herborg
Alberta	478	1981-2009	Ministère de l'Environnement	M. Raven
Manitoba	1145	1973-2011	Gestion des ressources hydriques du Manitoba	J. Shead
Ontario*	8882	Années 1970-2000	Inventaire des lacs de l'Ontario des années 1970, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Hincks et Mackie 1997, Beeton *et al.* 1967, base de données STAR; Cohen et Weinstein 2001 (comm. pers. citée)	G. Mackie, K. Minns
Québec	3137	1999-2000	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune	A. Paquet, A. Simard
Saskatchewan	119	1976-2010	Gouvernement de la Saskatchewan	T. Johnston

*Les concentrations de calcium ont été calculées à partir de l'alcalinité en utilisant l'équation suivante : concentrations de calcium (mg/l) = alcalinité (mg $CaCO_3$/l)/3,49 (Mackie et Claudi 2010).

Tableau 8. Seuils de la pression de propagules et de la proximité d'habitats envahis par la moule zébrée (Dreissena polymorpha) et la moule quagga (Dreissena rostriformis bugensis).

Probabilité d'arrivée				
Pression de propagules			**Correction en fonction de la proximité**	
Catégorie	Indice de l'empreinte humaine	Pression des vecteurs	Proximité d'habitats envahis	Facteur de correction de la proximité
Très faible	0 – 3	1	> 2 bassins de l'infestation	0
Faible	4 – 8	2	Envahi ou adjacent à un bassin envahi ou à 2 bassins de distance	+1
Moyenne	9 – 19	3		
Élevée	20 – 31	4		
Très élevée	32 – 52	5		

Tableau 9. Définition du niveau d'impact et des catégories de l'évaluation du risque posé par les moules dreissénidées (modifié à partir de Therriault et Herborg 2008).

Impacts	
Catégorie	**Définition**
Négatif et très faible	Pas d'impact mesurable; les conséquences peuvent être absorbées sans mesure de gestion supplémentaire.
Négatif et faible	Impact mesurable mais limité; perturbation du facteur en question, mais réversible ou limitée dans l'espace, le temps et sa gravité.
Négatif et modéré	Vaste impact mesurable; perturbation généralisée du facteur en question, mais réversible ou limitée dans le temps ou par rapport à sa gravité.
Négatif et élevé	Impact considérable; perturbation généralisée du facteur en question qui persiste et n'est probablement pas réversible.
Négatif et très élevé	Impact grave; perturbation importante et irréversible du facteur en question.

Incertitude	
Catégorie	**Définition**
Très élevée	Peu ou pas d'information; opinion fondée sur les connaissances générales sur l'espèce
Élevée	Données limitées; observations d'un tiers ou preuves circonstancielles.
Moyenne	Niveau modéré d'information; connaissances directes ou observations non systématiques.
Faible	Quantité substantielle d'information scientifique (non évaluée par les pairs).
Très faible	Vaste quantité d'information scientifique (évaluée par les pairs).

Tableau 10. Pourcentage des sites dans chacune des catégories de concentrations de calcium pour « n » sites et probabilité de survie (habitats propices) de la moule zébrée par sous-bassin versant en fonction des concentrations de calcium (mg/l; 75^{e} centile), corrigées en fonction de la température. Les sous-bassins ont été classés en fonction de la probabilité de survie de la moule zébrée selon la littérature scientifique (voir tableau 1).

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-19	20-25	≥ 26	Probabilité de survie
Alb.	05F	Battle	15	20 %	27 %	7 %	47 %	Très élevée
Alb.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	47	6 %	13 %	19 %	62 %	Très élevée
Alb.	05B	Bow	21	10 %	0 %	0 %	90 %	Très élevée
Alb.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	19	21 %	32 %	11 %	37 %	Très élevée
Alb.	07B	Cours moyen de l'Athabasca, cours supérieur	47	11 %	17 %	21 %	51 %	Très élevée
Alb.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	45	11 %	16 %	24 %	49 %	Très élevée
Alb.	07J	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours inférieur	28	36 %	18 %	18 %	29 %	Très élevée
Alb.	07H	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours supérieur	21	10 %	19 %	14 %	57 %	Très élevée
Alb.	08N	Columbia, États-Unis	747	19 %	17 %	14 %	50 %	Très élevée
Alb.	10C	Fort Nelson	7	29 %	0 %	0 %	71 %	Très élevée
Alb.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	2	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Alb.	07O	Hay	13	23 %	15 %	15 %	46 %	Très élevée
Alb.	71	Lac Athabasca	2	50 %	0 %	0 %	50 %	Élevée
Alb.	07M	Lac Athabasca, rives	6	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Alb.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	37	41 %	35 %	11 %	14 %	Moyenne
Alb.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	5	40 %	20 %	20 %	20 %	Élevée
Alb.	07K	Cours inférieur de la rivière de la Paix	15	87 %	7 %	0 %	7 %	Très faible
Alb.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	42	0 %	0 %	0 %	100 %	Très élevée
Alb.	11A	Missouri	3	0 %	33 %	0 %	67 %	Très élevée
Alb.	05C	Red Deer	35	14 %	11 %	3 %	71 %	Très élevée
Alb.	07N	Esclaves	10	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Alb.	07G	Smoky	33	3 %	18 %	27 %	52 %	Très élevée
Alb.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	17	53 %	35 %	6 %	6 %	Moyenne
Alb.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	9	0 %	33 %	0 %	67 %	Très élevée
Alb.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	1	0 %	0 %	0 %	100 %	Très élevée
Alb.	08K	Cours supérieur du Fraser	198	21 %	22 %	12 %	45 %	Très élevée
Alb.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	12	8 %	8 %	17 %	67 %	Très élevée
Alb.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	157	3 %	11 %	10 %	76 %	Très élevée
Alb.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	52	0 %	6 %	8 %	87 %	Très élevée
C.-B.	08A	Alsek	5	0 %	0 %	60 %	40 %	Élevée
C.-B.	05B	Bow	21	10 %	0 %	0 %	90 %	Très élevée
C.-B.	08F	Eaux côtières du centre (C.-B.)	88	90 %	6 %	0 %	5 %	Très faible

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-19	20-25	≥ 26	Probabilité de survie
C.-B.	10B	Cours moyen de la Liard	14	43 %	21 %	0 %	36 %	Très élevée
C.-B.	08N	Columbia, États-Unis	747	19 %	17 %	14 %	50 %	Très élevée
C.-B.	10C	Fort Nelson	7	29 %	0 %	0 %	71 %	Très élevée
C.-B.	07O	Hay	13	23 %	15 %	15 %	46 %	Très élevée
C.-B.	09A	Eaux en amont du Yukon	38	61 %	26 %	5 %	8 %	Très faible
C.-B.	08M	Cours inférieur du Fraser	299	34 %	26 %	14 %	25 %	Élevée
C.-B.	08D	Nass, côte	64	55 %	27 %	13 %	6 %	Moyenne
C.-B.	08J	Nechako	204	48 %	33 %	8 %	11 %	Moyenne
C.-B.	08B	Eaux côtières du Nord (C.-B.)	27	19 %	37 %	26 %	19 %	Moyenne
C.-B.	08O	Îles de la Reine-Charlotte	30	90 %	7 %	0 %	3 %	Très faible
C.-B.	08E	Skeena, côte	309	57 %	25 %	6 %	12 %	Moyenne
C.-B.	07G	Smoky	33	3 %	18 %	27 %	52 %	Très élevée
C.-B.	08G	Eaux côtières du Sud (C.-B.)	92	80 %	11 %	2 %	7 %	Très faible
C.-B.	08C	Stikine, côte	62	40 %	18 %	19 %	23 %	Moyenne
C.-B.	08L	Thompson	520	20 %	21 %	10 %	49 %	Très élevée
C.-B.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	9	0 %	33 %	0 %	67 %	Très élevée
C.-B.	08K	Cours supérieur du Fraser	198	21 %	22 %	12 %	45 %	Très élevée
C.-B.	10A	Cours supérieur de la Liard	23	30 %	17 %	9 %	43 %	Élevée
C.-B.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	12	8 %	8 %	17 %	67 %	Très élevée
C.-B.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	157	3 %	11 %	10 %	76 %	Très élevée
C.-B.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	52	0 %	6 %	8 %	87 %	Très élevée
C.-B.	08H	Île de Vancouver	562	82 %	10 %	2 %	5 %	Très faible
C.-B.	07E	Lac Williston	68	19 %	38 %	10 %	32 %	Très élevée
Man.	05M	Assiniboine	135	0 %	3 %	4 %	93 %	Très élevée
Man.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill, cours inférieur (Man.)	68	50 %	16 %	1 %	32 %	Très élevée
Man.	05R	Est du lac Winnipeg	130	86 %	9 %	1 %	4 %	Très faible
Man.	05T	Grass et Burntwood	76	8 %	68 %	9 %	14 %	Moyenne
Man.	04A	Hayes (Man.)	17	12 %	53 %	18 %	18 %	Élevée
Man.	50	Lac Winnipeg	99	5 %	9 %	14 %	72 %	Très élevée
Man.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	105	0 %	1 %	1 %	98 %	Très élevée
Man.	06F	Cours inférieur du fleuve Churchill (Man.)	16	0 %	38 %	50 %	13 %	Élevée
Man.	05U	Nelson	39	0 %	10 %	23 %	67 %	Très élevée
Man.	05J	Qu'Appelle	40	0 %	0 %	0 %	100 %	Très élevée
Man.	05O	Rouge	150	0 %	2 %	1 %	97 %	Très élevée
Man.	06D	Reindeer	1	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Man.	05K	Saskatchewan	156	0 %	13 %	9 %	78 %	Très élevée
Man.	04C	Severn	77	43 %	49 %	8 %	0 %	Moyenne
Man.	05N	Souris	35	0 %	0 %	3 %	97 %	Très élevée
Man.	05S	Ouest du lac Winnipeg	65	2 %	5 %	3 %	91 %	Très élevée
Man.	05P	Winnipeg	955	81 %	11 %	4 %	4 %	Très faible
T.-N.-L.	03L	Caniapiscau	10	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	1	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	03M	Est de la baie d'Ungava	78	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	42	93 %	2 %	0 %	5 %	Très faible

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-19	20-25	≥ 26	Probabilité de survie
T.-N.-L.	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	39	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	61	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	5	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.N.-O.	10B	Cours moyen de la Liard	14	43 %	21 %	0 %	36 %	Très élevée
T.N.-O.	07L	Fond-du-Lac	1	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.N.-O.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	2	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
T.N.-O.	07O	Hay	13	23 %	15 %	15 %	46 %	Très élevée
T.N.-O.	07N	Esclaves	10	100 %	0 %	0%	0 %	Très faible
T.N.-O.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	17	53 %	35 %	6 %	6 %	Moyenne
T.N.-O.	10A	Cours supérieur de la Liard	23	30 %	17 %	9 %	43 %	Élevée
Ont.	04M	Abitibi	388	44 %	28 %	10 %	18 %	Élevée
Ont.	04F	Attawapiskat, côte	46	57 %	33 %	2 %	9 %	Moyenne
Ont.	02K	Cours moyen de la rivière des Outaouais	1098	70 %	11 %	5 %	13 %	Moyenne
Ont.	02E	Est de la baie Georgienne	752	91 %	2 %	1 %	6 %	Très faible
Ont.	02F	Est du lac Huron	186	5 %	3 %	3 %	88 %	Très élevée
Ont.	05R	Est du lac Winnipeg	130	86 %	9 %	1 %	4 %	Très faible
Ont.	04E	Ekwan, côte	10	0 %	60 %	20 %	20 %	Élevée
Ont.	05Q	English	765	86 %	12 %	2 %	1 %	Très faible
Ont.	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	39	38 %	18 %	8 %	36%	Très élevée
Ont.	04N	Harricana, côte	77	91 %	6 %	0 %	3 %	Très faible
Ont.	04A	Hayes (Man.)	17	12 %	53 %	18 %	18 %	Élevée
Ont.	04J	Kenogami	314	13 %	25 %	21 %	41 %	Très élevée
Ont.	02H	Lac Ontario et péninsule de Niagara	539	55 %	12 %	7 %	25 %	Élevée
Ont.	04H	Cours inférieur de l'Albany, côte	3	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Ont.	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	503	82 %	9 %	3 %	7 %	Très faible
Ont.	04L	Missinaibi et Mattagami	646	51 %	25 %	11 %	13 %	Moyenne
Ont.	04K	Moose (Ont.)	16	50 %	44 %	0 %	6 %	Moyenne
Ont.	02B	Nord-est du lac Supérieur	649	70 %	18 %	6 %	6 %	Moyenne
Ont.	02G	Nord du lac Érié	95	2 %	3 %	4 %	91 %	Très élevée
Ont.	02C	Nord du lac Huron	850	96 %	2 %	0 %	1 %	Très faible
Ont.	02A	Nord-ouest du lac Supérieur	347	64 %	23 %	7 %	6 %	Moyenne
Ont.	04C	Severn	77	43 %	49 %	8 %	0 %	Moyenne
Ont.	04G	Cours supérieur de l'Albany	229	72 %	21 %	5 %	3 %	Moyenne
Ont.	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	854	89 %	7 %	2 %	3 %	Très faible
Ont.	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	89	25 %	21 %	17 %	37 %	Très élevée
Ont.	02D	Wanapitei et French (Ont.)	374	94 %	4 %	1 %	0 %	Très faible
Ont.	04D	Winisk, côte	45	42 %	42 %	11 %	4 %	Moyenne
Ont.	05P	Winnipeg	955	81 %	11 %	4 %	4 %	Très faible
Québec	04M	Abitibi	388	44 %	28 %	10 %	18 %	Élevée
Québec	02S	Betsiamites, côte	105	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	03B	Broadback et Rupert	92	90 %	7 %	0 %	3 %	Très faible
Québec	03L	Caniapiscau	10	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02K	Cours moyen de la rivière des	1098	70 %	11 %	5 %	13 %	Moyenne

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-19	20-25	≥ 26	Probabilité de survie
		Outaouais						
Québec	02O	Cours moyen du Saint-Laurent	251	61 %	21 %	5 %	14 %	Moyenne
Québec	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	1	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	03M	Est de la baie d'Ungava	78	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	03C	Eastmain	6	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	39	38 %	18 %	8 %	36 %	Très élevée
Québec	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	42	93 %	2 %	0 %	5 %	Très faible
Québec	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	39	100 %	0 %	0%	0 %	Très faible
Québec	01B	Golfe du Saint-Laurent et nord de la baie de Fundy (N.-B.)	37	19 %	19 %	19 %	43 %	Très élevée
Québec	04N	Harricana, côte	77	91 %	6 %	0 %	3 %	Très faible
Québec	03D	La Grande, côte	1	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	503	82 %	9 %	3 %	7 %	Très faible
Québec	02P	Cours inférieur du Saint-Laurent	385	95 %	3 %	1 %	1 %	Très faible
Québec	02T	Manicouagan et aux Outardes	92	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	61	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02Q	Nord de la Gaspésie	41	20 %	27 %	22%	32 %	Très élevée
Québec	03A	Nottaway, côte	209	97 %	3 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	5	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02R	Saguenay	343	99 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	01A	Saint-Jean et sud de la baie de Fundy (N.-B.)	35	34 %	34 %	17 %	14 %	Élevée
Québec	02N	Saint-Maurice	313	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	854	89 %	7 %	2 %	3 %	Très faible
Québec	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	89	25 %	21 %	17 %	37 %	Très élevée
Sask.	05M	Assiniboine	135	0 %	3 %	4 %	93 %	Très élevée
Sask.	05F	Battle	15	20 %	27 %	7 %	47 %	Très élevée
Sask.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	47	6 %	13 %	19 %	62 %	Très élevée
Sask.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	19	21 %	32 %	11 %	37 %	Très élevée
Sask.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill, cours inférieur (Man.)	68	50 %	16 %	1 %	32 %	Très élevée
Sask.	06C	Cours moyen du fleuve Churchill, cours supérieur (Man.)	1	0 %	100 %	0 %	0 %	Moyenne
Sask.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	45	11 %	16 %	24 %	49 %	Très élevée
Sask.	07L	Fond-du-Lac	1	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	2	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	71	Lac Athabasca	2	50 %	0 %	0 %	50 %	Élevée
Sask.	07M	Lac Athabasca, rives	6	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	105	0 %	1 %	1 %	98 %	Très élevée
Sask.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	37	41 %	35 %	11 %	14 %	Moyenne
Sask.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	5	40 %	20 %	20 %	20 %	Élevée
Sask.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan	42	0 %	0 %	0 %	100 %	Très élevée

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-19	20-25	≥ 26	Probabilité de survie
		Sud						
Sask.	11A	Missouri	3	0 %	33 %	0 %	67 %	Très élevée
Sask.	05J	Qu'Appelle	40	0 %	0 %	0 %	100 %	Très élevée
Sask.	05C	Red Deer	35	14 %	11 %	3 %	71 %	Très élevée
Sask.	06D	Reindeer	1	100 %	0 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	05K	Saskatchewan	156	0 %	13 %	9 %	78 %	Très élevée
Sask.	05N	Souris	35	0 %	0 %	3 %	97 %	Très élevée
Sask.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	1	0 %	0 %	0 %	100 %	Très élevée
Sask.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	52	0 %	6 %	8 %	87 %	Très élevée
Yukon	08A	Alsek	5	0 %	0 %	60 %	40 %	Élevée
Yukon	10B	Cours moyen de la Liard	14	43 %	21 %	0 %	36 %	Très élevée
Yukon	09A	Eaux en amont du Yukon	38	61 %	26 %	5 %	8 %	Très faible
Yukon	10A	Cours supérieur de la Liard	23	30 %	17 %	9 %	43 %	Élevée

Tableau 11. Probabilités d'arrivée, de survie et d'invasion de la moule zébrée par sous-bassin versant. La probabilité d'invasion dépend de la probabilité de survie (habitats propices par rapport aux concentrations de calcium, corrigée en fonction de la température) et de la probabilité d'arrivée (pression de propagules corrigée en fonction de la proximité d'un bassin envahi). Le risque pour l'environnement est basé sur la probabilité d'invasion et les impacts sur l'environnement.

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Alb.	05F	Battle	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	05B	Bow	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	07B	Cours moyen de l'Athabasca, cours supérieur	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	07J	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours inférieur	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	07H	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours supérieur	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	08N	Columbia, États-Unis	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	10C	Fort Nelson	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Alb.	07O	Hay	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	71	Lac Athabasca	Élevée	0	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Alb.	07M	Lac Athabasca, rives	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Alb.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	0	Très faible	Faible	Modéré
Alb.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	Élevée	0	Élevée	Élevée	0	Élevée	Élevée	Élevé
Alb.	07K	Cours inférieur de la rivière de la Paix	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Alb.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Alb.	11A	Missouri	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	05C	Red Deer	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	07N	Esclaves	Très faible	0	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
Alb.	07G	Smoky	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	0	Très faible	Faible	Modéré
Alb.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Alb.	08K	Cours supérieur du Fraser	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08A	Alsek	Très élevée	-1	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	05B	Bow	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
C.-B.	08F	Eaux côtières du centre (C.-B.)	Très faible	0	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
C.-B.	10B	Cours moyen de la Liard	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08N	Columbia, États-Unis	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	10C	Fort Nelson	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
C.-B.	07O	Hay	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
C.-B.	09A	Eaux en amont du Yukon	Moyenne	-1	Faible	Faible	0	Faible	Faible	Faible
C.-B.	08M	Cours inférieur du Fraser	Élevée	0	Élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08D	Nass, côte	Moyenne	0	Moyenne	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08J	Nechako	Moyenne	0	Moyenne	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
C.-B.	08B	Eaux côtières du Nord (C.-B.)	Élevée	-1	Moyenne	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08O	Îles de la Reine-Charlotte	Très faible	0	Très faible	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	Faible
C.-B.	08E	Skeena, côte	Moyenne	0	Moyenne	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevée
C.-B.	07G	Smoky	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevée
C.-B.	08G	Eaux côtières du Sud (C.-B.)	Très faible	0	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
C.-B.	08C	Stikine, côte	Élevée	-1	Moyenne	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08L	Thompson	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08K	Cours supérieur du Fraser	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
C.-B.	10A	Cours supérieur de la Liard	Très élevée	-1	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08H	Île de Vancouver	Très faible	0	Très faible	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	Faible
C.-B.	07E	Lac Williston	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Man.	05M	Assiniboine	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Man.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill, cours supérieur (Man.) cours inférieur (Man.)	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Man.	05R	Est du lac Winnipeg	Très faible	0	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Man.	05T	Grass et Burntwood	Moyenne	0	Moyenne	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Man.	04A	Hayes (Man.)	Élevée	0	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Man.	50	Lac Winnipeg	Très élevée	0	Très élevée	Faible	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé
Man.	06F	Cours inférieur du fleuve Churchill (Man.)	Élevée	0	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Man.	05U	Nelson	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05J	Qu'Appelle	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05O	Rouge	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Man.	06D	Reindeer	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Man.	05K	Saskatchewan	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé
Man.	04C	Severn	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	0	Très faible	Faible	Modéré
Man.	05N	Souris	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05S	Ouest du lac Winnipeg	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05P	Winnipeg	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
T.-N.-L.	03L	Caniapiscau	Très faible	-1	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
T.-N.-L.	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
T.-N.-L.	03M	Est de la baie d'Ungava	Très faible	-1	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	Très faible	0	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
T.N.-O.	10B	Cours moyen de la Liard	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
T.N.-O.	07L	Fond-du-Lac	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
T.N.-O.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
T.N.-O.	07O	Hay	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
T.N.-O.	07N	Esclaves	Très faible	0	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
T.N.-O.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	0	Très faible	Faible	Moyen
T.N.-O.	10A	Cours supérieur de la Liard	Très élevée	-1	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Ont.	04M	Abitibi	Élevée	0	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	04F	Attawapiskat, côte	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	1	Faible	Moyenne	Élevé
Ont.	02K	Cours moyen de la rivière des Outaouais	Moyenne	0	Moyenne	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	02E	Est de la baie Georgienne	Très faible	0	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Ont.	02F	Est du lac Huron	Très élevée	0	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	05R	Est du lac Winnipeg	Très faible	0	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Ont.	04E	Ekwan, côte	Élevée	0	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Ont.	05Q	English	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Ont.	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	Très élevée	0	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	04N	Harricana, côte	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Ont.	04A	Hayes (Man.)	Élevée	0	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Ont.	04J	Kenogami	Très élevée	0	Très élevée	Faible	1	Moyenne	Élevée	Élevé
Ont.	02H	Lac Ontario et péninsule de Niagara	Élevée	0	Élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	04H	Cours inférieur de l'Albany, côte	Très faible	0	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Ont.	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	Très faible	0	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Ont.	04L	Missinaibi et Mattagami	Moyenne	0	Moyenne	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	04K	Moose (Ont.)	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	1	Faible	Moyenne	Élevé
Ont.	02B	Nord-est du lac Supérieur	Moyenne	0	Moyenne	Faible	1	Moyenne	Moyenne	Élevé
Ont.	02G	Nord du lac Érié	Très élevée	0	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	02C	Nord du lac Huron	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Ont.	02A	Nord-ouest du lac Supérieur	Moyenne	0	Moyenne	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	04C	Severn	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	0	Très faible	Faible	Moyen
Ont.	04G	Cours supérieur de l'Albany	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	1	Faible	Moyenne	Élevé
Ont.	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Ont.	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	02D	Wanapitei et French (Ont.)	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Ont.	04D	Winisk, côte	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	1	Faible	Moyenne	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Ont.	05P	Winnipeg	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Québec	04M	Abitibi	Élevée	0	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Québec	02S	Betsiamites, côte	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03B	Broadback et Rupert	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03L	Caniapiscau	Très faible	-1	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Québec	02K	Cours moyen de la rivière des Outaouais	Moyenne	0	Moyenne	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Québec	02O	Cours moyen du Saint-Laurent	Moyenne	0	Moyenne	Très élevée	1	Très élevée	Élevée	Élevé
Québec	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03M	Est de la baie d'Ungava	Très faible	-1	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
Québec	03C	Eastmain	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	Très élevée	0	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	Très faible	0	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Québec	01B	Golfe du Saint-Laurent et nord de la baie de Fundy (N.-B.)	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	04N	Harricana, côte	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03D	La Grande, côte	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	Très faible	0	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Québec	02P	Cours inférieur du Saint-Laurent	Très faible	0	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Québec	02T	Manicouagan et aux Outardes	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02Q	Nord de la Gaspésie	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	03A	Nottaway, côte	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	Très faible	0	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02R	Saguenay	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Québec	01A	Saint-Jean et sud de la baie de Fundy (N.-B.)	Élevée	0	Élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	02N	Saint-Maurice	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Québec	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	Très faible	0	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Québec	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	05M	Assiniboine	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	05F	Battle	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Sask.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	Très élevée	0	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Sask.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill,cours inférieur (Man.)	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Sask.	06C	Cours moyen du fleuve Churchill,cours supérieur	Moyenne	0	Moyenne	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Sask.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	07L	Fond-du-Lac	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	71	Lac Athabasca	Élevée	0	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Sask.	07M	Lac Athabasca, rives	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	0	Très faible	Faible	Moyen
Sask.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	Élevée	0	Élevée	Élevée	0	Élevée	Élevée	Élevé
Sask.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	11A	Missouri	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	05J	Qu'Appelle	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	05C	Red Deer	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	06D	Reindeer	Très faible	0	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	05K	Saskatchewan	Très	0	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Conc. calcium	Corr. (temp.)	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
			élevée							
Sask.	05N	Souris	Très élevée	0	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Sask.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	0	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Yukon	08A	Alsek	Très élevée	-1	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Yukon	10B	Cours moyen de la Liard	Très élevée	0	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Yukon	09A	Eaux en amont du Yukon	Moyenne	-1	Faible	Faible	0	Faible	Faible	Faible
Yukon	10A	Cours supérieur de la Liard	Très élevée	-1	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé

Tableau 10. Pourcentage des sites dans chacune des catégories de concentrations de calcium pour « n » sites et probabilité de survie (habitats propices) de la moule quagga par sous-bassin versant en fonction des concentrations de calcium (mg/l; 75^{e} centile). Les sous-bassins ont été classés en fonction de la probabilité de survie de la moule quagga selon la littérature scientifique (voir tableau 1).

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-32	>32	Probabilité de survie
Alb.	05F	Battle	15	20 %	53 %	27 %	Élevée
Alb.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	47	6 %	74 %	19 %	Élevée
Alb.	05B	Bow	21	10 %	24 %	67 %	Très élevée
Alb.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	19	21 %	63 %	16 %	Élevée
Alb.	07B	Cours moyen de l'Athabasca, cours supérieur	47	11 %	70 %	19 %	Élevée
Alb.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	45	11 %	62 %	27 %	Très élevée
Alb.	07J	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours inférieur	28	36 %	46 %	18 %	Élevée
Alb.	07H	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours supérieur	21	10 %	57 %	33 %	Très élevée
Alb.	08N	Columbia, États-Unis	747	19 %	45 %	36 %	Très élevée
Alb.	10C	Fort Nelson	7	29 %	14 %	57 %	Très élevée
Alb.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	2	100 %	0 %	0 %	Très faible
Alb.	07O	Hay	13	23 %	46 %	31 %	Très élevée
Alb.	71	Lac Athabasca	2	50 %	50 %	0 %	Élevée
Alb.	07M	Lac Athabasca, rives	6	100 %	0 %	0 %	Très faible
Alb.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	37	41 %	51 %	8 %	Élevée
Alb.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	5	40 %	40 %	20 %	Élevée
Alb.	07K	Cours inférieur de la rivière de la Paix	15	87 %	7 %	7 %	Très faible
Alb.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	42	0 %	0 %	100 %	Très élevée
Alb.	11A	Missouri	3	0 %	67 %	33 %	Très élevée
Alb.	05C	Red Deer	35	14 %	37 %	49 %	Très élevée
Alb.	07N	Esclaves	10	100 %	0 %	0 %	Très faible
Alb.	07G	Smoky	33	3 %	52 %	45 %	Très élevée
Alb.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	17	53 %	47 %	0 %	Élevée
Alb.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	9	0 %	44 %	56 %	Très élevée
Alb.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	1	0 %	100 %	0 %	Élevée
Alb.	08K	Cours supérieur du Fraser	198	21 %	44 %	35 %	Très élevée
Alb.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	12	8 %	75 %	17 %	Élevée
Alb.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	157	3 %	36 %	61 %	Très élevée
Alb.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	52	0 %	42 %	58 %	Très élevée
C.-B.	08A	Alsek	5	0 %	60 %	40 %	Très élevée
C.-B.	05B	Bow	21	10 %	24 %	67 %	Très élevée
C.-B.	08F	Eaux côtières du centre (C.-B.)	88	90 %	8 %	2 %	Très faible

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-32	>32	Probabilité de survie
C.-B.	10B	Cours moyen de la Liard	14	43 %	36 %	21 %	Élevée
C.-B.	08N	Columbia, États-Unis	747	19 %	45 %	36 %	Très élevée
C.-B.	10C	Fort Nelson	7	29 %	14 %	57 %	Très élevée
C.-B.	07O	Hay	13	23 %	46 %	31 %	Très élevée
C.-B.	09A	Eaux en amont du Yukon	38	61 %	37 %	3 %	Élevée
C.-B.	08M	Cours inférieur du Fraser	299	34 %	52 %	13 %	Élevée
C.-B.	08D	Nass, côte	64	55 %	44 %	2 %	Élevée
C.-B.	08J	Nechako	204	48 %	43 %	9 %	Élevée
C.-B.	08B	Eaux côtières du Nord (C.-B.)	27	19 %	70 %	11 %	Élevée
C.-B.	08O	Îles de la Reine-Charlotte	30	90 %	7 %	3 %	Très faible
C.-B.	08E	Skeena, côte	309	57 %	35 %	8 %	Élevée
C.-B.	07G	Smoky	33	3 %	52 %	45 %	Très élevée
C.-B.	08G	Eaux côtières du Sud (C.-B.)	92	80 %	13 %	7 %	Très faible
C.-B.	08C	Stikine, côte	62	40 %	40 %	19 %	Élevée
C.-B.	08L	Thompson	520	20 %	40 %	40 %	Très élevée
C.-B.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	9	0 %	44 %	56 %	Très élevée
C.-B.	08K	Cours supérieur du Fraser	198	21 %	44 %	35 %	Très élevée
C.-B.	10A	Cours supérieur de la Liard	23	30 %	48 %	22 %	Élevée
C.-B.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	12	8 %	75 %	17 %	Élevée
C.-B.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	157	3 %	36 %	61 %	Très élevée
C.-B.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	52	0 %	42 %	58 %	Très élevée
C.-B.	08H	Île de Vancouver	562	82 %	15 %	2 %	Très faible
C.-B.	07E	Lac Williston	68	19 %	60 %	21 %	Élevée
Man.	05M	Assiniboine	135	0 %	18 %	82 %	Très élevée
Man.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill, cours inférieur (Man.)	68	50 %	19 %	31 %	Très élevée
Man.	05R	Est du lac Winnipeg	130	86 %	11 %	3 %	Très faible
Man.	05T	Grass et Burntwood	76	8 %	82 %	11 %	Élevée
Man.	04A	Hayes (Man.)	17	12 %	82 %	6 %	Élevée
Man.	50	Lac Winnipeg	99	5 %	66 %	29 %	Très élevée
Man.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	105	0 %	7 %	93 %	Très élevée
Man.	06F	Cours inférieur du fleuve Churchill (Man.)	16	0 %	94 %	6 %	Élevée
Man.	05U	Nelson	39	0 %	67 %	33 %	Très élevée
Man.	05J	Qu'Appelle	40	0 %	3 %	98 %	Très élevée
Man.	05O	Rouge	150	0 %	5 %	95 %	Très élevée
Man.	06D	Reindeer	1	100 %	0 %	0 %	Très faible
Man.	05K	Saskatchewan	156	0 %	48 %	52 %	Très élevée
Man.	04C	Severn	77	43 %	57 %	0 %	Élevée
Man.	05N	Souris	35	0 %	9 %	91 %	Très élevée
Man.	05S	Ouest du lac Winnipeg	65	2 %	22 %	77 %	Très élevée
Man.	05P	Winnipeg	955	81 %	17 %	2 %	Très faible
T.-N.-L.	03L	Caniapiscau	10	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	1	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	03M	Est de la baie d'Ungava	78	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	42	93 %	2 %	5 %	Très faible

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-32	>32	Probabilité de survie
T.-N.-L.	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	39	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	61	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.-N.-L.	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	5	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.N.-O.	10B	Cours moyen de la Liard	14	43 %	36 %	21 %	Élevée
T.N.-O.	07L	Fond-du-Lac	1	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.N.-O.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	2	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.N.-O.	07O	Hay	13	23 %	46 %	31 %	Très élevée
T.N.-O.	07N	Esclaves	10	100 %	0 %	0 %	Très faible
T.N.-O.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	17	53 %	47 %	0 %	Élevée
T.N.-O.	10A	Cours supérieur de la Liard	23	30 %	48 %	22 %	Élevée
Ont.	04M	Abitibi	388	44 %	47 %	9 %	Élevée
Ont.	04F	Attawapiskat, côte	46	57 %	41 %	2 %	Élevée
Ont.	02K	Cours moyen de la rivière des Outaouais	1098	70 %	22 %	8 %	Élevée
Ont.	02E	Est de la baie Georgienne	752	91 %	4 %	5 %	Très faible
Ont.	02F	Est du lac Huron	186	5 %	12 %	82 %	Très élevée
Ont.	05R	Est du lac Winnipeg	130	86 %	11 %	3 %	Très faible
Ont.	04E	Ekwan, côte	10	0 %	90 %	10 %	Élevée
Ont.	05Q	English	765	86 %	14 %	0 %	Très faible
Ont.	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	39	38 %	33 %	28 %	Très élevée
Ont.	04N	Harricana, côte	77	91 %	8 %	1 %	Très faible
Ont.	04A	Hayes (Man.)	17	12 %	82 %	6 %	Élevée
Ont.	04J	Kenogami	314	13 %	65 %	22 %	Élevée
Ont.	02H	Lac Ontario et péninsule de Niagara	539	55 %	27 %	18 %	Élevée
Ont.	04H	Cours inférieur de l'Albany, côte	3	100 %	0 %	0 %	Très faible
Ont.	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	503	82 %	14 %	4 %	Très faible
Ont.	04L	Missinaibi et Mattagami	646	51 %	43 %	6 %	Élevée
Ont.	04K	Moose (Ont.)	16	50 %	50 %	0 %	Élevée
Ont.	02B	Nord-est du lac Supérieur	649	70 %	28 %	2 %	Élevée
Ont.	02G	Nord du lac Érié	95	2 %	20 %	78 %	Très élevée
Ont.	02C	Nord du lac Huron	850	96 %	4 %	0 %	Très faible
Ont.	02A	Nord-ouest du lac Supérieur	347	64 %	32 %	4 %	Élevée
Ont.	04C	Severn	77	43 %	57 %	0 %	Élevée
Ont.	04G	Cours supérieur de l'Albany	229	72 %	27 %	1 %	Élevée
Ont.	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	854	89 %	10 %	1 %	Très faible
Ont.	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	89	25 %	51 %	25 %	Élevée
Ont.	02D	Wanapitei et French (Ont.)	374	94 %	5 %	0 %	Très faible
Ont.	04D	Winisk, côte	45	42 %	56 %	2 %	Élevée
Ont.	05P	Winnipeg	955	81 %	17 %	2 %	Très faible
Québec	04M	Abitibi	388	44 %	47 %	9 %	Élevée
Québec	02S	Betsiamites, côte	105	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	03B	Broadback et Rupert	92	90 %	10 %	0 %	Très faible
Québec	03L	Caniapiscau	10	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02K	Cours moyen de la rivière des	1 098	70 %	22 %	8 %	Élevée

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-32	>32	Probabilité de survie
		Outaouais					
Québec	02O	Cours moyen du Saint-Laurent	251	61 %	31 %	8 %	Élevée
Québec	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	1	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	03M	Est de la baie d'Ungava	78	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	03C	Eastmain	6	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	39	38 %	33 %	28 %	Très élevée
Québec	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	42	93 %	2 %	5 %	Très faible
Québec	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	39	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	01B	Golfe du Saint-Laurent et nord de la baie de Fundy (N.-B.)	37	19 %	59 %	22 %	Élevée
Québec	04N	Harricana, côte	77	91 %	8 %	1 %	Très faible
Québec	03D	La Grande, côte	1	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	503	82 %	14 %	4 %	Très faible
Québec	02P	Cours inférieur du Saint-Laurent	385	95 %	5 %	1 %	Très faible
Québec	02T	Manicouagan et aux Outardes	92	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	61	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02Q	Nord de la Gaspésie	41	20 %	66 %	15 %	Élevée
Québec	03A	Nottaway, côte	209	97 %	3 %	0 %	Très faible
Québec	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	5	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02R	Saguenay	343	99 %	1 %	0 %	Très faible
Québec	01A	Saint-Jean et sud de la baie de Fundy (N.-B.)	35	34 %	57 %	9 %	Élevée
Québec	02N	Saint-Maurice	313	100 %	0 %	0 %	Très faible
Québec	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	854	89 %	10 %	1 %	Très faible
Québec	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	89	25 %	51 %	25 %	Élevée
Sask.	05M	Assiniboine	135	0 %	18 %	82 %	Très élevée
Sask.	05F	Battle	15	20 %	53 %	27 %	Élevée
Sask.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	47	6 %	74 %	19 %	Élevée
Sask.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	19	21 %	63 %	16 %	Élevée
Sask.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill, cours inférieur (Man.)	68	50 %	19 %	31 %	Très élevée
Sask.	06C	Cours moyen du fleuve Churchill, cours supérieur	1	0 %	100 %	0 %	Élevée
Sask.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	45	11 %	62 %	27 %	Très élevée
Sask.	07L	Fond-du-Lac	1	100 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	2	100 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	71	Lac Athabasca	2	50 %	50 %	0 %	Élevée
Sask.	07M	Lac Athabasca, rives	6	100 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	105	0 %	7 %	93 %	Très élevée
Sask.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	37	41 %	51 %	8 %	Élevée
Sask.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	5	40 %	40 %	20 %	Élevée
Sask.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan	42	0 %	0 %	100 %	Très élevée

Prov.	Code	Sous-bassin	*n*	< 12	12-32	>32	Probabilité de survie
		Sud					
Sask.	11A	Missouri	3	0 %	67 %	33 %	Très élevée
Sask.	05J	Qu'Appelle	40	0 %	3 %	98 %	Très élevée
Sask.	05C	Red Deer	35	14 %	37 %	49 %	Très élevée
Sask.	06D	Reindeer	1	100 %	0 %	0 %	Très faible
Sask.	05K	Saskatchewan	156	0 %	48 %	52 %	Très élevée
Sask.	05N	Souris	35	0 %	9 %	91 %	Très élevée
Sask.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	1	0 %	100 %	0 %	Élevée
Sask.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	52	0 %	42 %	58 %	Très élevée
Yukon	08A	Alsek	5	0 %	60 %	40 %	Très élevée
Yukon	10B	Cours moyen de la Liard	14	43 %	36 %	21 %	Élevée
Yukon	09A	Eaux en amont du Yukon	38	61 %	37 %	3 %	Élevée
Yukon	10A	Cours supérieur de la Liard	23	30 %	48 %	22 %	Élevée

Tableau 11. Probabilités d'arrivée, de survie et d'invasion de la moule quagga par sous-bassin versant. La probabilité d'invasion dépend de la probabilité de survie (habitats propices par rapport aux concentrations de calcium) et de la probabilité d'arrivée (pression de propagules corrigée en fonction de la proximité d'un bassin envahi). Le risque pour l'environnement est basé sur la probabilité d'invasion et les impacts sur l'environnement.

Prov.	Code	Sous-bassin	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Alb.	05F	Battle	Élevée	Élevée	0	Élevée	Élevée	Élevé
Alb.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	Élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	05B	Bow	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Alb.	07B	Cours moyen de l'Athabasca, cours supérieur	Élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	07J	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours inférieur	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Alb.	07H	Cours moyen de la rivière de la Paix, cours supérieur	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	08N	Columbia, États-Unis	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	10C	Fort Nelson	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Alb.	07O	Hay	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	71	Lac Athabasca	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Alb.	07M	Lac Athabasca, rives	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Alb.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Alb.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	Élevée	Élevée	0	Élevée	Élevée	Élevé
Alb.	07K	Cours inférieur de la rivière de la Paix	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Alb.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	11A	Missouri	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	05C	Red Deer	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Alb.	07N	Esclaves	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
Alb.	07G	Smoky	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Alb.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Alb.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Alb.	08K	Cours supérieur du Fraser	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Alb.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	Élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Alb.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08A	Alsek	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
C.-B.	05B	Bow	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
C.-B.	08F	Eaux côtières du centre (C.-B.)	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
C.-B.	10B	Cours moyen de la Liard	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08N	Columbia, États-Unis	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	10C	Fort Nelson	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
C.-B.	07O	Hay	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
C.-B.	09A	Eaux en amont du Yukon	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08M	Cours inférieur du Fraser	Élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08D	Nass, côte	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08J	Nechako	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08B	Eaux côtières du Nord (C.-B.)	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08O	Îles de la Reine-Charlotte	Très faible	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	Faible
C.-B.	08E	Skeena, côte	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	07G	Smoky	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08G	Eaux côtières du Sud (C.-B.)	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
C.-B.	08C	Stikine, côte	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	08L	Thompson	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	07A	Cours supérieur de l'Athabasca	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
C.-B.	08K	Cours supérieur du Fraser	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
C.-B.	10A	Cours supérieur de la Liard	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
C.-B.	05D	Cours supérieur de la Saskatchewan Nord	Élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	07F	Cours supérieur de la rivière de la Paix	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
C.-B.	08H	Île de Vancouver	Très faible	Moyenne	0	Moyenne	Très faible	Faible
C.-B.	07E	Lac Williston	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Man.	05M	Assiniboine	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Man.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill, cours inférieur (Man.)	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Man.	05R	Est du lac Winnipeg	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Man.	05T	Grass et Burntwood	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Man.	04A	Hayes (Man.)	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Man.	50	Lac Winnipeg	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Man.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Man.	06F	Cours inférieur du fleuve Churchill (Man.)	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Man.	05U	Nelson	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Man.	05J	Qu'Appelle	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05O	Rouge	Très élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Man.	06D	Reindeer	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Man.	05K	Saskatchewan	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Man.	04C	Severn	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Man.	05N	Souris	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05S	Ouest du lac Winnipeg	Très élevée	Moyenne	1	Élevée	Très élevée	Élevé
Man.	05P	Winnipeg	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
T.-N.-L.	03L	Caniapiscau	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible

Prov.	Code	Sous-bassin	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
T.-N.-L.	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
T.-N.-L.	03M	Est de la baie d'Ungava	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
T.-N.-L.	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
T.N.-O.	10B	Cours moyen de la Liard	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
T.N.-O.	07L	Fond-du-Lac	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
T.N.-O.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
T.N.-O.	07O	Hay	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
T.N.-O.	07N	Esclaves	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
T.N.-O.	07P	Sud du Grand lac des Esclaves	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
T.N.-O.	10A	Cours supérieur de la Liard	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Ont.	04M	Abitibi	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	04F	Attawapiskat, côte	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Ont.	02K	Cours moyen de la rivière des Outaouais	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	02E	Est de la baie Georgienne	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Ont.	02F	Est du lac Huron	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	05R	Est du lac Winnipeg	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Ont.	04E	Ekwan, côte	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Ont.	05Q	English	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Ont.	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	04N	Harricana, côte	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Ont.	04A	Hayes (Man.)	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Ont.	04J	Kenogami	Élevée	Faible	1	Moyenne	Élevée	Élevé
Ont.	02H	Lac Ontario et péninsule de Niagara	Élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	04H	Cours inférieur de l'Albany, côte	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Ont.	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Ont.	04L	Missinaibi et Mattagami	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	04K	Moose (Ont.)	Élevée	Très faible	1	Faible	Moyenne	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Ont.	02B	Nord-est du lac Supérieur	Élevée	Faible	1	Moyenne	Élevée	Élevé
Ont.	02G	Nord du lac Érié	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	02C	Nord du lac Huron	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Ont.	02A	Nord-ouest du lac Supérieur	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Ont.	04C	Severn	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Ont.	04G	Cours supérieur de l'Albany	Élevée	Très faible	1	Faible	Moyenne	Élevé
Ont.	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Ont.	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	Élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Ont.	02D	Wanapitei et French (Ont.)	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Ont.	04D	Winisk, côte	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Ont.	05P	Winnipeg	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Québec	04M	Abitibi	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Québec	02S	Betsiamites, côte	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03B	Broadback et Rupert	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03L	Caniapiscau	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Québec	02K	Cours moyen de la rivière des Outaouais	Élevée	Moyenne	1	Élevée	Élevée	Élevé
Québec	02O	Cours moyen du Saint-Laurent	Élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	03O	Fleuve Churchill (T.-N.-L.)	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03M	Est de la baie d'Ungava	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
Québec	03C	Eastmain	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	20	Région des Grands Lacs et du Saint-Laurent	Très élevée	Très élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	02W	Golfe du Saint-Laurent, Natashquan	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02V	Golfe du Saint-Laurent, Romaine	Très faible	Très faible	1	Faible	Très faible	Faible
Québec	01B	Golfe du Saint-Laurent et nord de la baie de Fundy (N.-B.)	Élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	04N	Harricana, côte	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	03D	La Grande, côte	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02L	Cours inférieur de la rivière des Outaouais	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Québec	02P	Cours inférieur du Saint-Laurent	Très faible	Élevée	1	Très élevée	Très faible	Faible
Québec	02T	Manicouagan et aux Outardes	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02U	Moisie et estuaire du Saint-Laurent	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible

Prov.	Code	Sous-bassin	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Québec	02Q	Nord de la Gaspésie	Élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	03A	Nottaway, côte	Très faible	Faible	1	Moyenne	Très faible	Faible
Québec	02X	Petit Mécatina et détroit de Belle Isle	Très faible	Faible	0	Faible	Très faible	Faible
Québec	02R	Saguenay	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Québec	01A	Saint-Jean et sud de la baie de Fundy (N.-B.)	Élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Québec	02N	Saint-Maurice	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Québec	02J	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	Très faible	Moyenne	1	Élevée	Très faible	Faible
Québec	02M	Cours supérieur du Saint-Laurent	Élevée	Élevée	1	Très élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	05M	Assiniboine	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	05F	Battle	Élevée	Élevée	0	Élevée	Élevée	Élevé
Sask.	06A	Beaver (Alb. et Sask.)	Élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Sask.	07C	Cours moyen de l'Athabasca, cours inférieur	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Sask.	06E	Cours moyen du fleuve Churchill, cours inférieur (Man.)	Très élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Sask.	06C	Cours moyen du fleuve Churchill, cours supérieur	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Sask.	05E	Cours moyen de la Saskatchewan Nord	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	07L	Fond-du-Lac	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	07Q	Grand lac des Esclaves, bras est, rive sud	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	71	Lac Athabasca	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Sask.	07M	Lac Athabasca, rives	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	05L	Lac Winnipegosis et lac Manitoba	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Sask.	07D	Cours inférieur de l'Athabasca	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Sask.	05G	Cours inférieur de la Saskatchewan Nord	Élevée	Élevée	0	Élevée	Élevée	Élevé
Sask.	05H	Cours inférieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	11A	Missouri	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Sask.	05J	Qu'Appelle	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	05C	Red Deer	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé

Prov.	Code	Sous-bassin	Probabilité de survie	Pression de propagules	Corr. (prox.)	Probabilité d'arrivée	Probabilité d'invasion	Risque pour l'environnement
Sask.	06D	Reindeer	Très faible	Très faible	0	Très faible	Très faible	Faible
Sask.	05K	Saskatchewan	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Sask.	05N	Souris	Très élevée	Élevée	0	Élevée	Très élevée	Élevé
Sask.	06B	Cours supérieur du fleuve Churchill (Man.)	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Sask.	05A	Cours supérieur de la Saskatchewan Sud	Très élevée	Moyenne	0	Moyenne	Élevée	Élevé
Yukon	08A	Alsek	Très élevée	Faible	0	Faible	Élevée	Élevé
Yukon	10B	Cours moyen de la Liard	Élevée	Très faible	0	Très faible	Moyenne	Élevé
Yukon	09A	Eaux en amont du Yukon	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé
Yukon	10A	Cours supérieur de la Liard	Élevée	Faible	0	Faible	Moyenne	Élevé

FIGURES

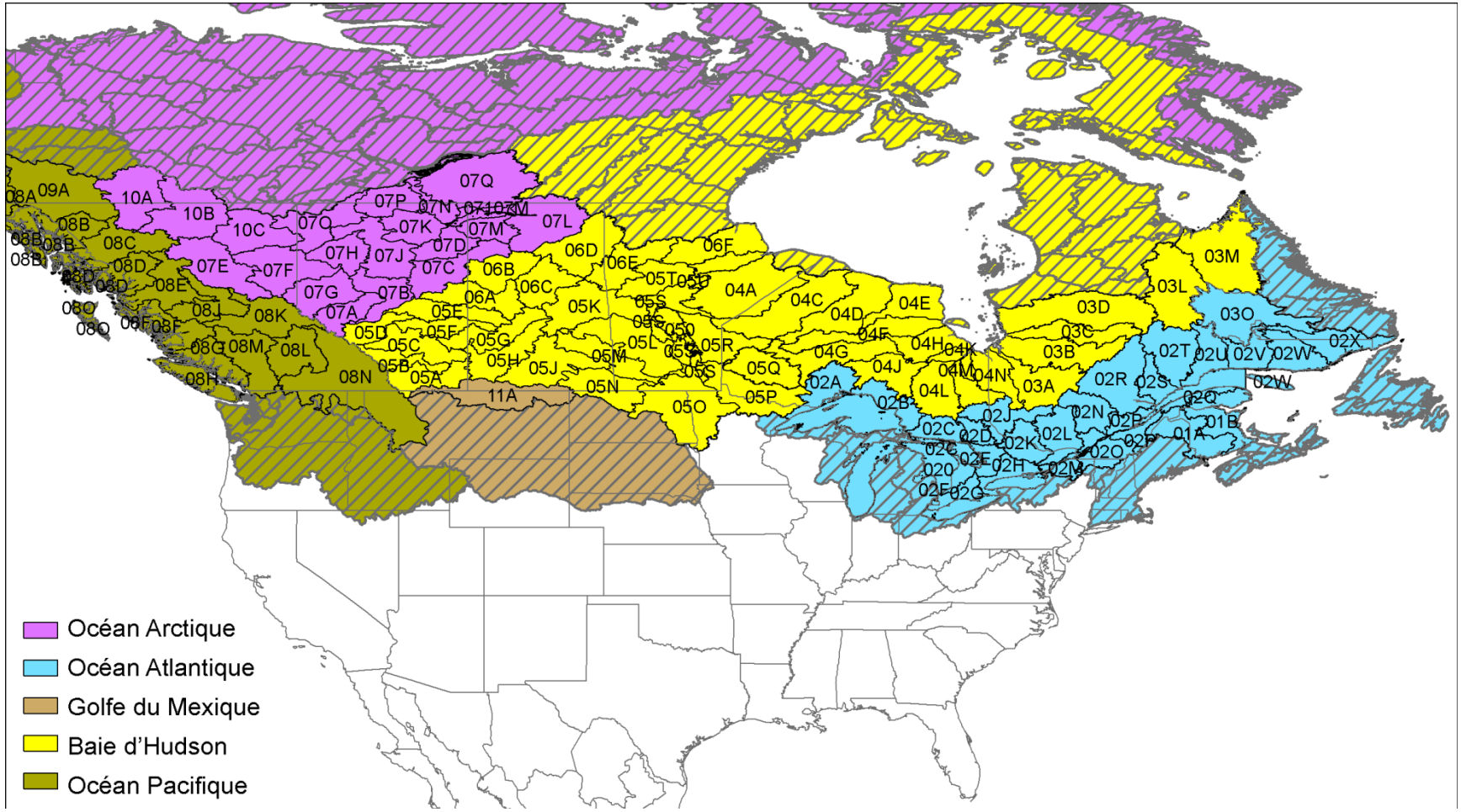

Figure 1. Bassins versants d'eau douce visés par la présente évaluation du risque posé par trois espèces de moules dreissénidées. Les sous-bassins sont désignés par un code alphanumérique à trois caractères, et les bassins versants hachurés ont été exclus. Une visualisation à l'échelle des provinces est disponible aux Annexes A4 et A5. Source : Ressources naturelles Canada.

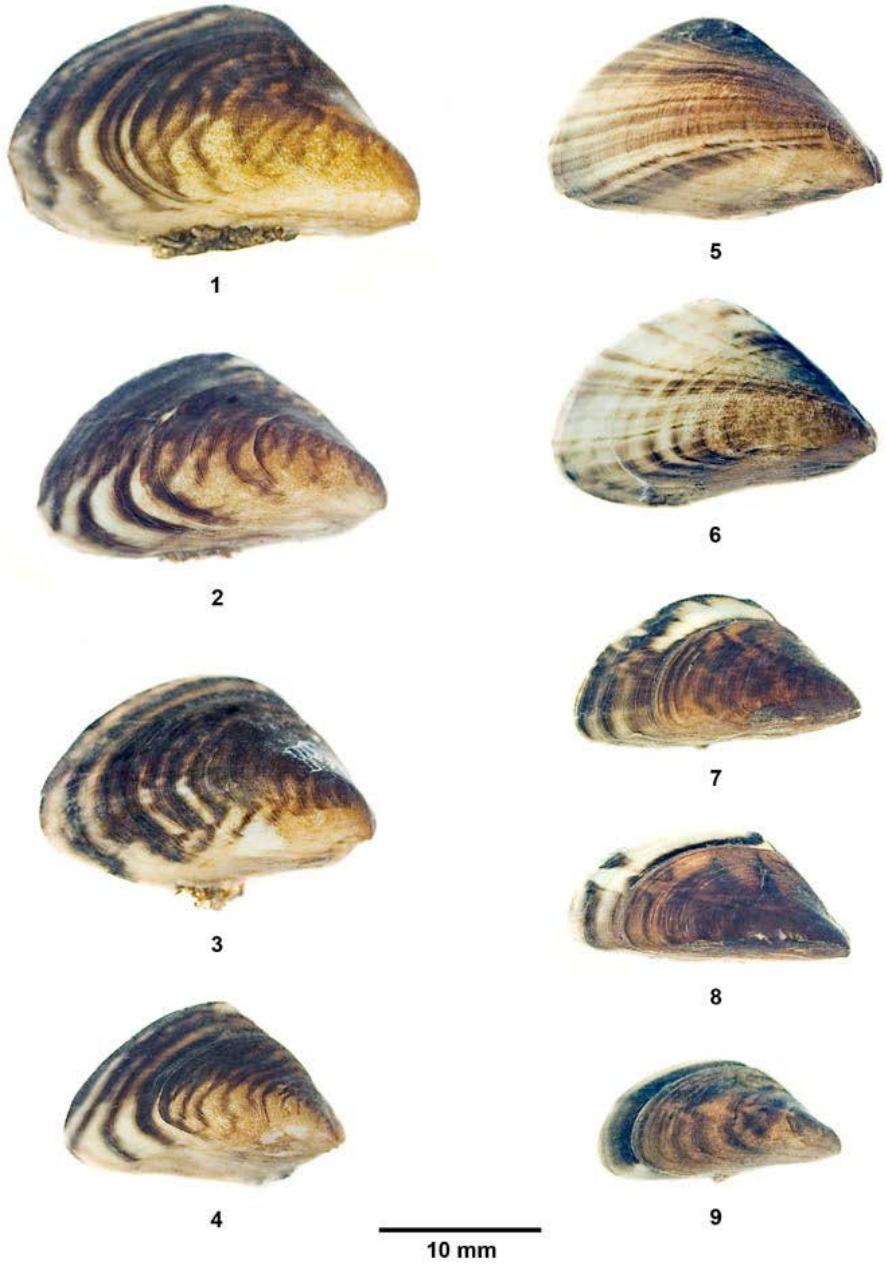

Figure 2. Moules quagga (Dreissena rostriformis bugensis) (1-6) et moules zébrées (Dreissena polymorpha) (7-9) recueillies dans le fleuve Main, en Allemagne. Source : G. Van der Velde et D. Platvoet 2007

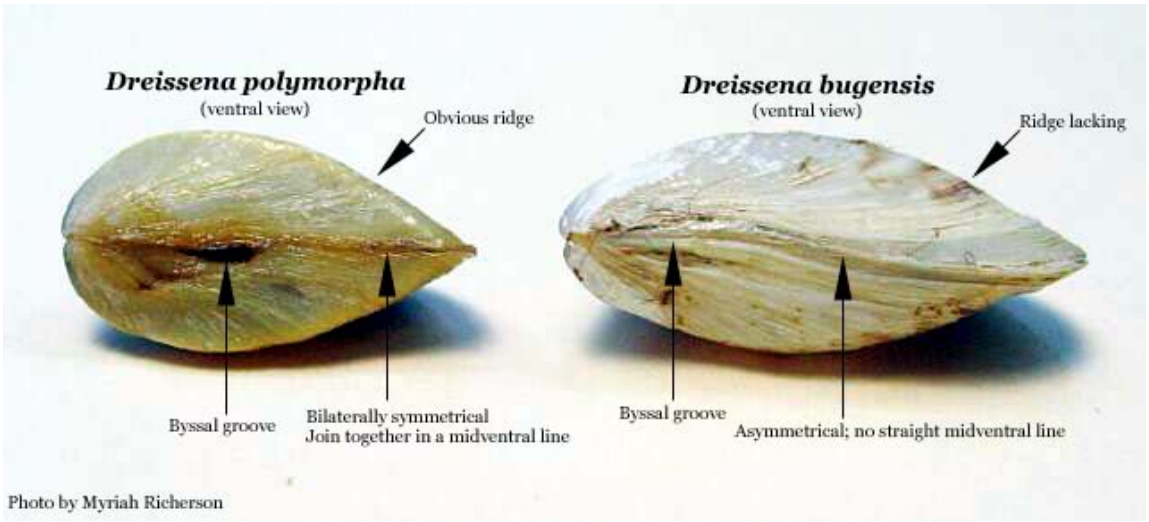

Figure 3. Comparaison des coquilles de la moule zébrée (Dreissena polymporha) et de la moule quagga (D. rostriformis bugensis). Source : United States Geological Survey

Figure 4. Comparaison des coquilles de la moule zébrée (en haut) et de la moule d'Amérique (en bas). Source : A. Verween, M. Vincx. et S. Degraer 2010.

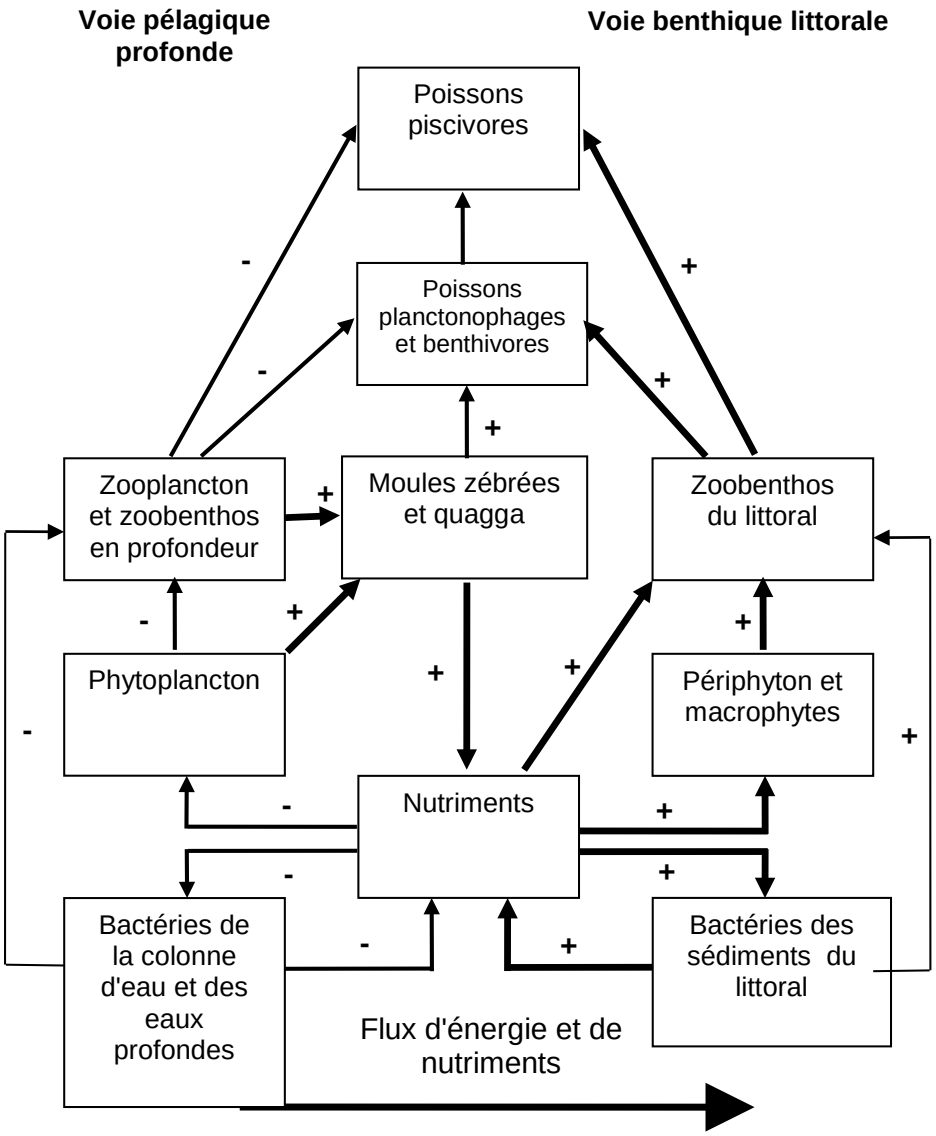

Figure 5. Cadre de la restructuration des réseaux trophiques provoquée par les moules zébrées et les moules quagga. Les flèches indiquent la direction du flux d'énergie. Les lignes en gras et les signes (+) indiquent les flux augmentés et les signes (-), indiquent les flux réduits. Modifiée à partir de Higgins (sous presse).

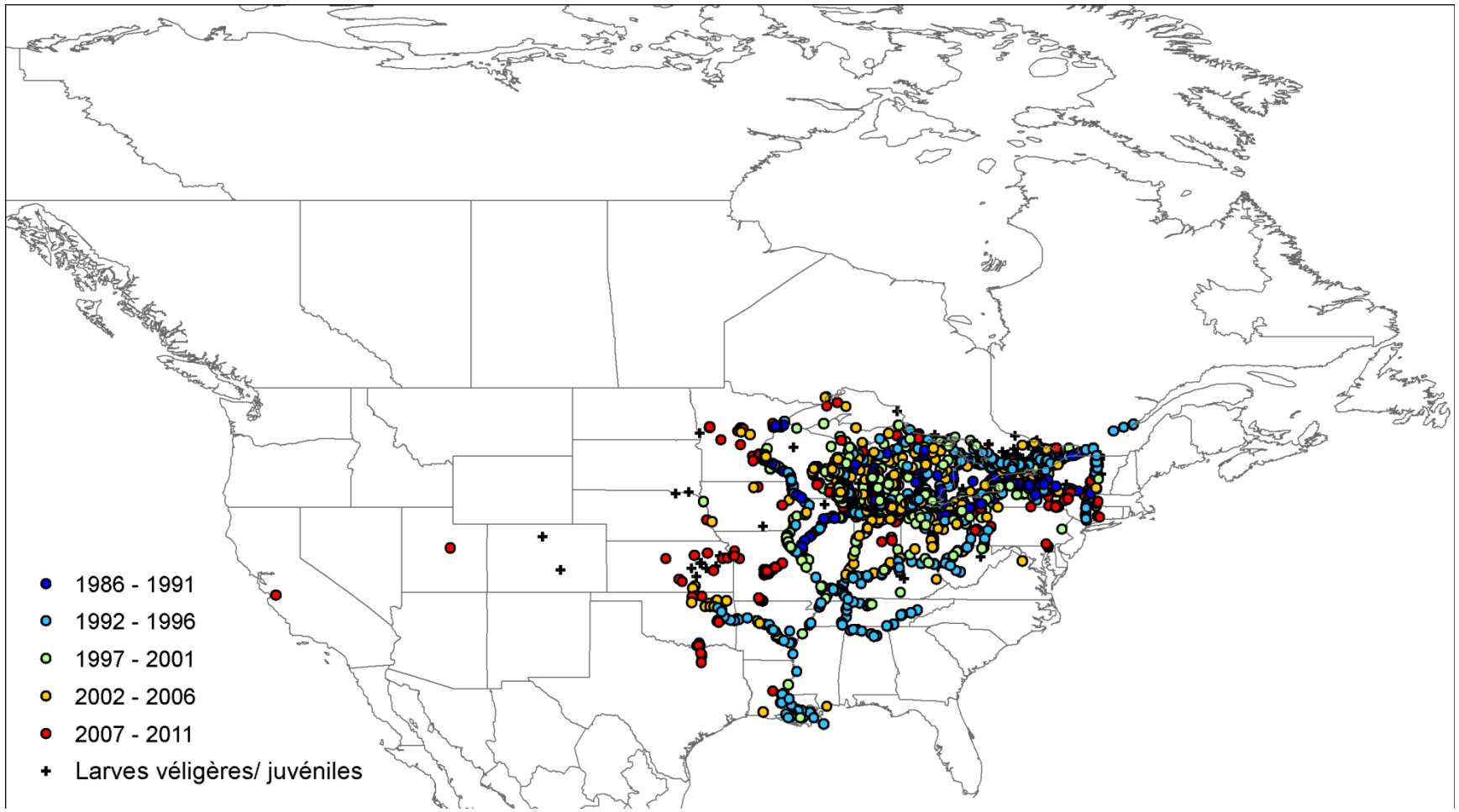

Figure 6. Observations de moules zébrées adultes rapportées entre 1986 et 2011 en Amérique du Nord. Données obtenues de la US Geological Society (Benson et al. 2012a).

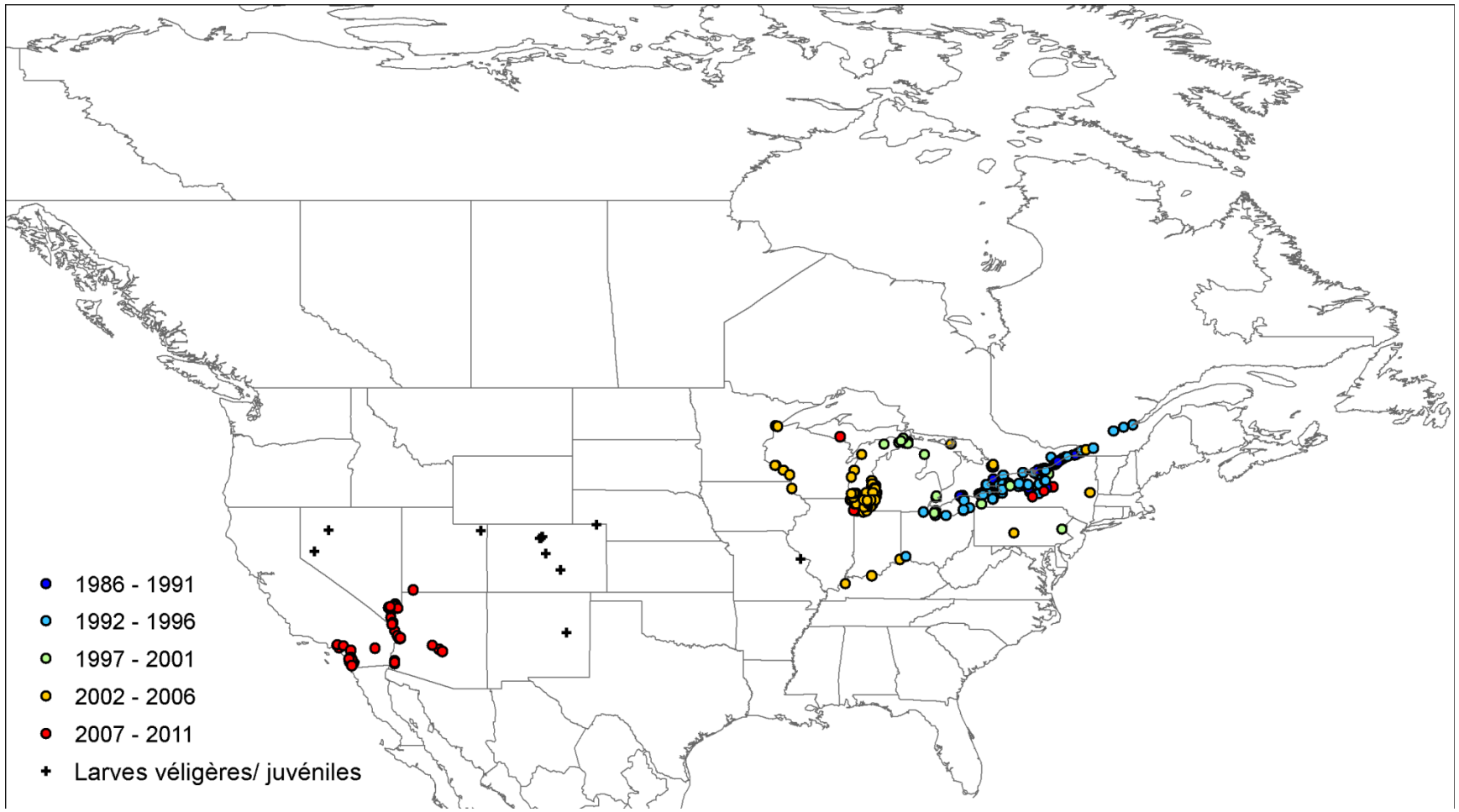

Figure 7. Observations de moules quagga adultes rapportées entre 1986 et 2011 en Amérique du Nord. Données obtenues de la US Geological Society (Benson et al. 2012b).

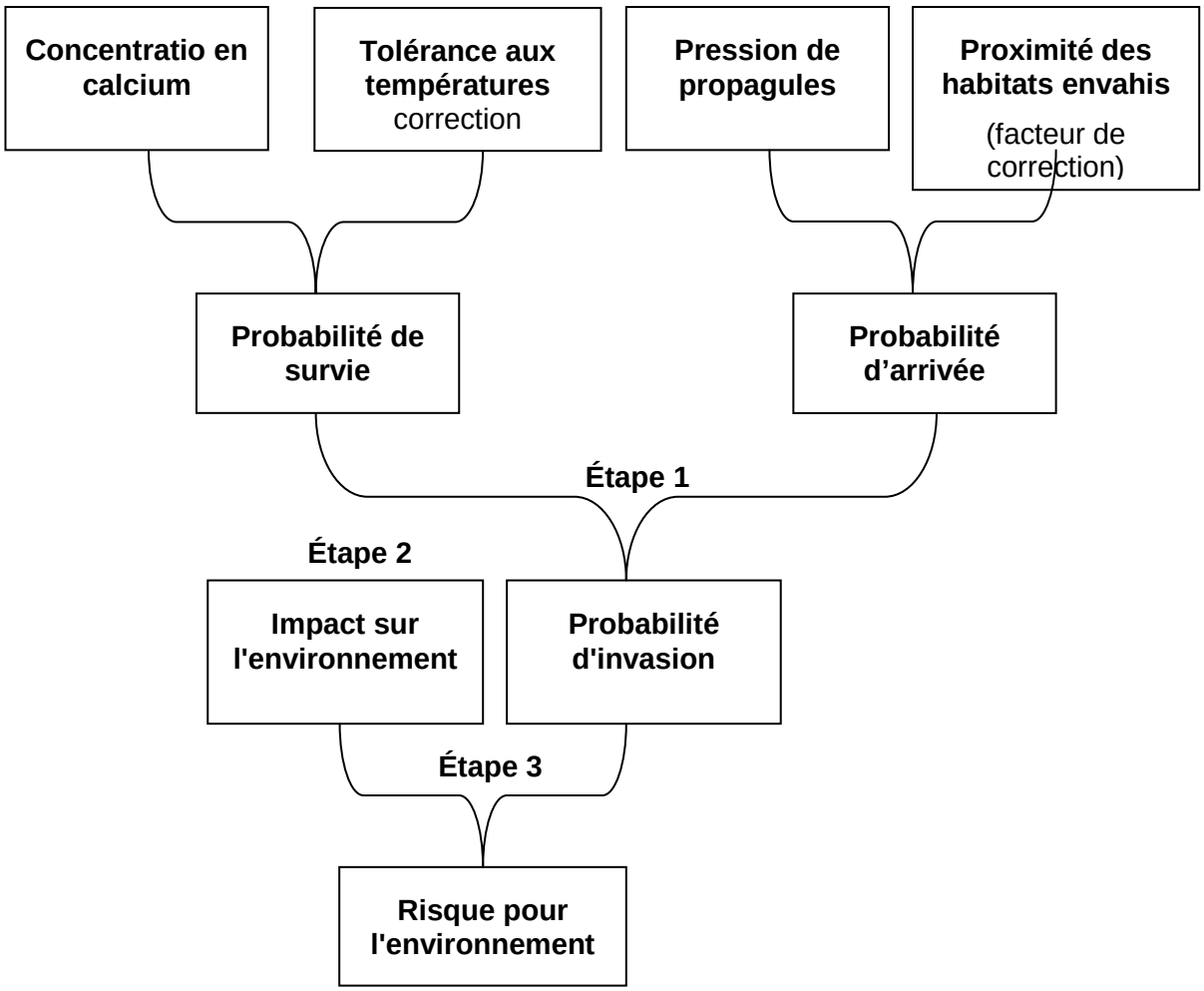

Figure 8. Organigramme du processus de l'évaluation du risque posé par les invasions de moules zébrées et de moules quagga dans les eaux douces du Canada.

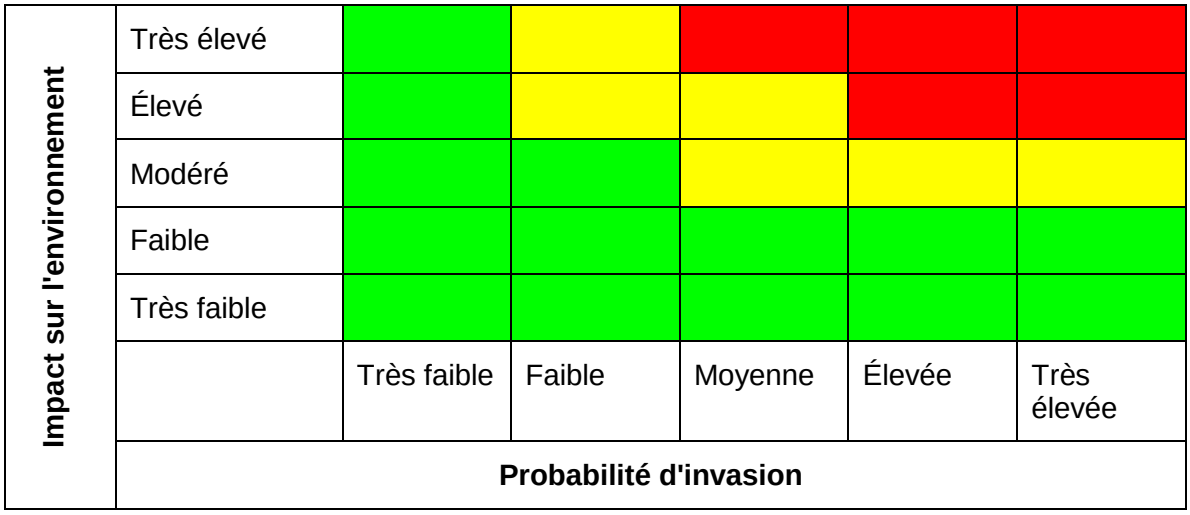

Figure 9. Matrice des risques avec codes de couleur utilisée pour déterminer le risque posé par trois espèces de moules dreissénidées dans six provinces au Canada (C.-B., Alb., Sask., Man., Ont., Qc). Les risques pour l'environnement est calculé en combinant la probabilité d'invasion déterminée à l'étape 1 et les impacts de l'invasion établis à l'étape 2. Code de couleur de la matrice des risques pour l'environnement : vert = risque faible, jaune = risque moyen et rouge = risque élevé.

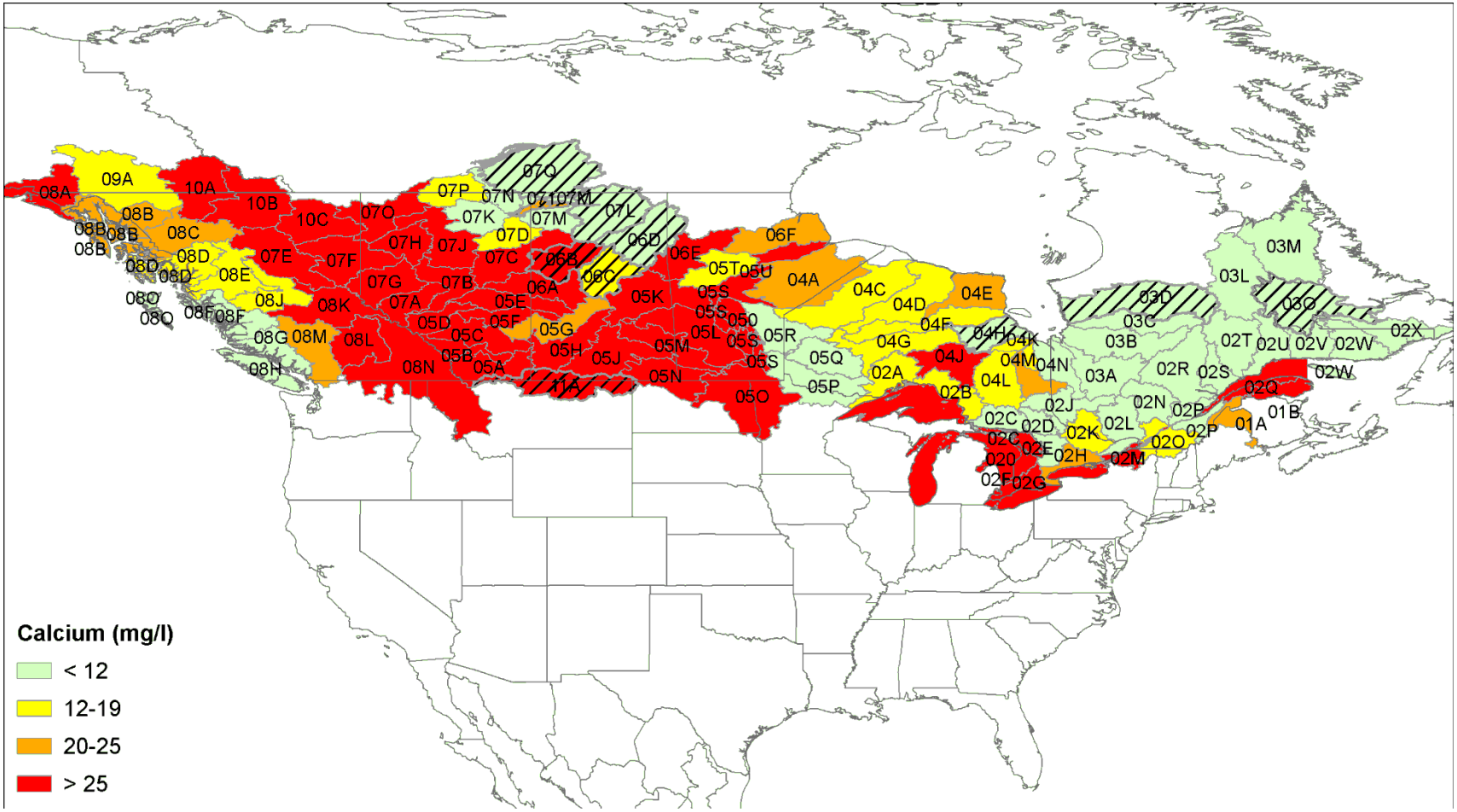

Figure 10. Concentrations de calcium (mg/l, 75e centile) par sous-bassin versant. Les sous-bassins ont été classés en fonction de leur adéquation à la survie des moules zébrées déterminée en fonction des concentrations de calcium nécessaires pour le développement de leurs coquilles : (< 12 mg/l = très faible [vert pâle]; 12-19 mg/l = moyenne [jaune]; 20-25 mg/l = élevée [orange]; > 25 mg/l = très élevée [rouge]). Veuillez consulter l'annexe A1 pour obtenir les concentrations pour chaque sous-bassin. Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

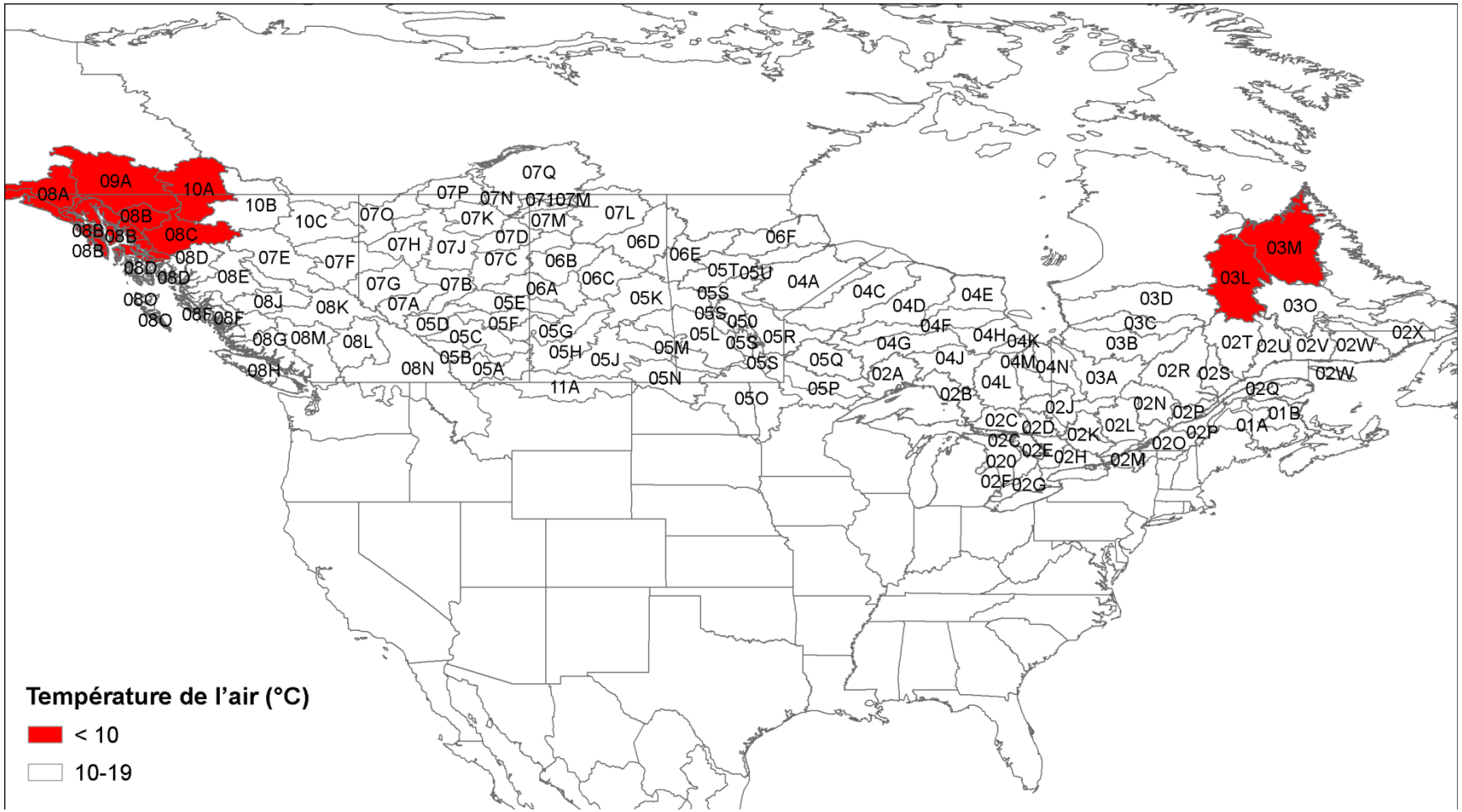

Figure 11. Facteur de correction de la température en fonction de la température moyenne de l'air au cours du trimestre le plus chaud, par sous-bassin. L'adéquation de l'habitat en fonction des concentrations de calcium a été réduite de 1 catégorie pour les sous-bassins en rouge. Les données proviennent de Worldclim (http://www.worldclim.org/).

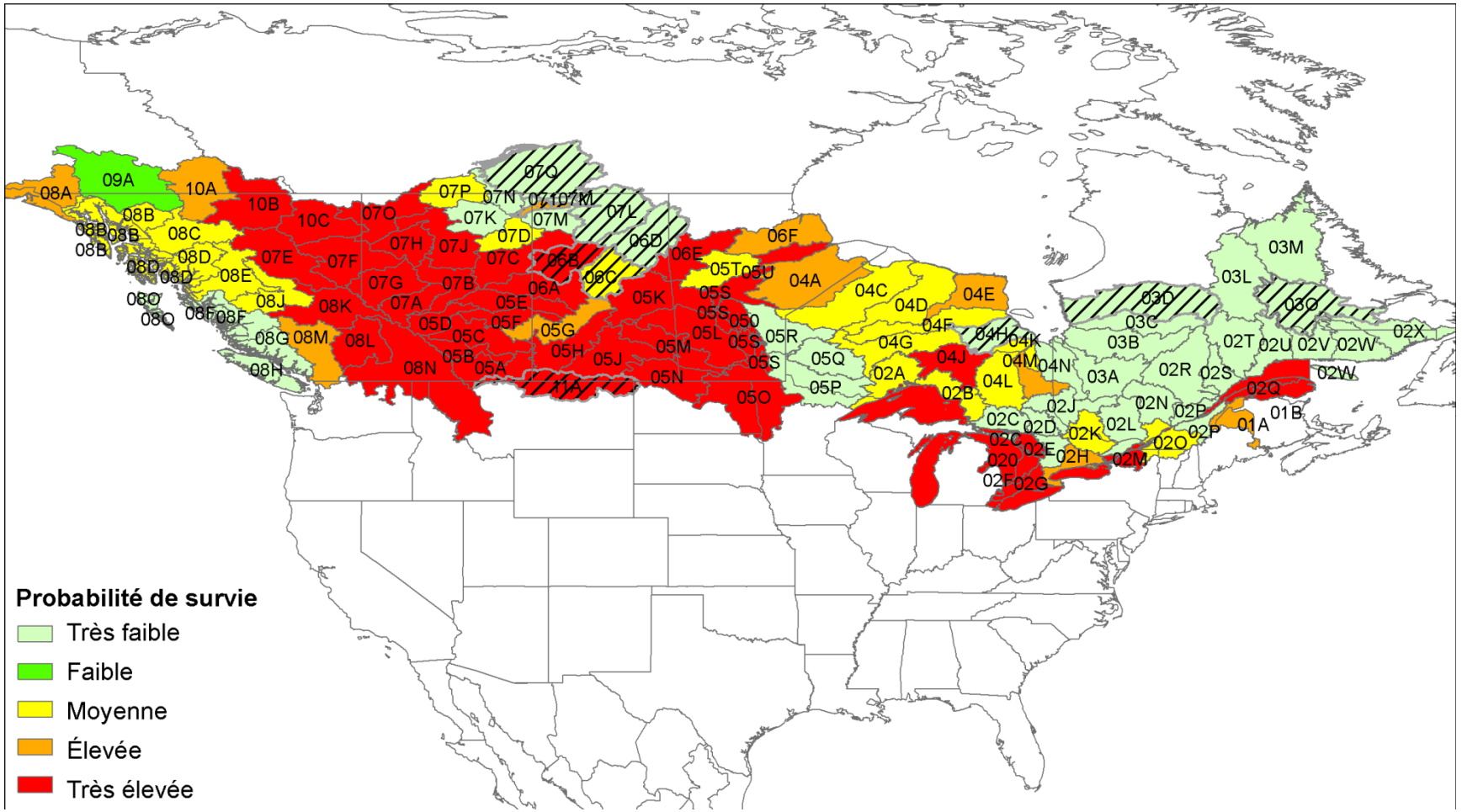

Figure 12. Probabilité de survie (habitats propices) de la moule zébrée par sous-bassin versant en fonction des concentrations de calcium (mg/l; 75^{e} centile), corrigée en fonction de la température. Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

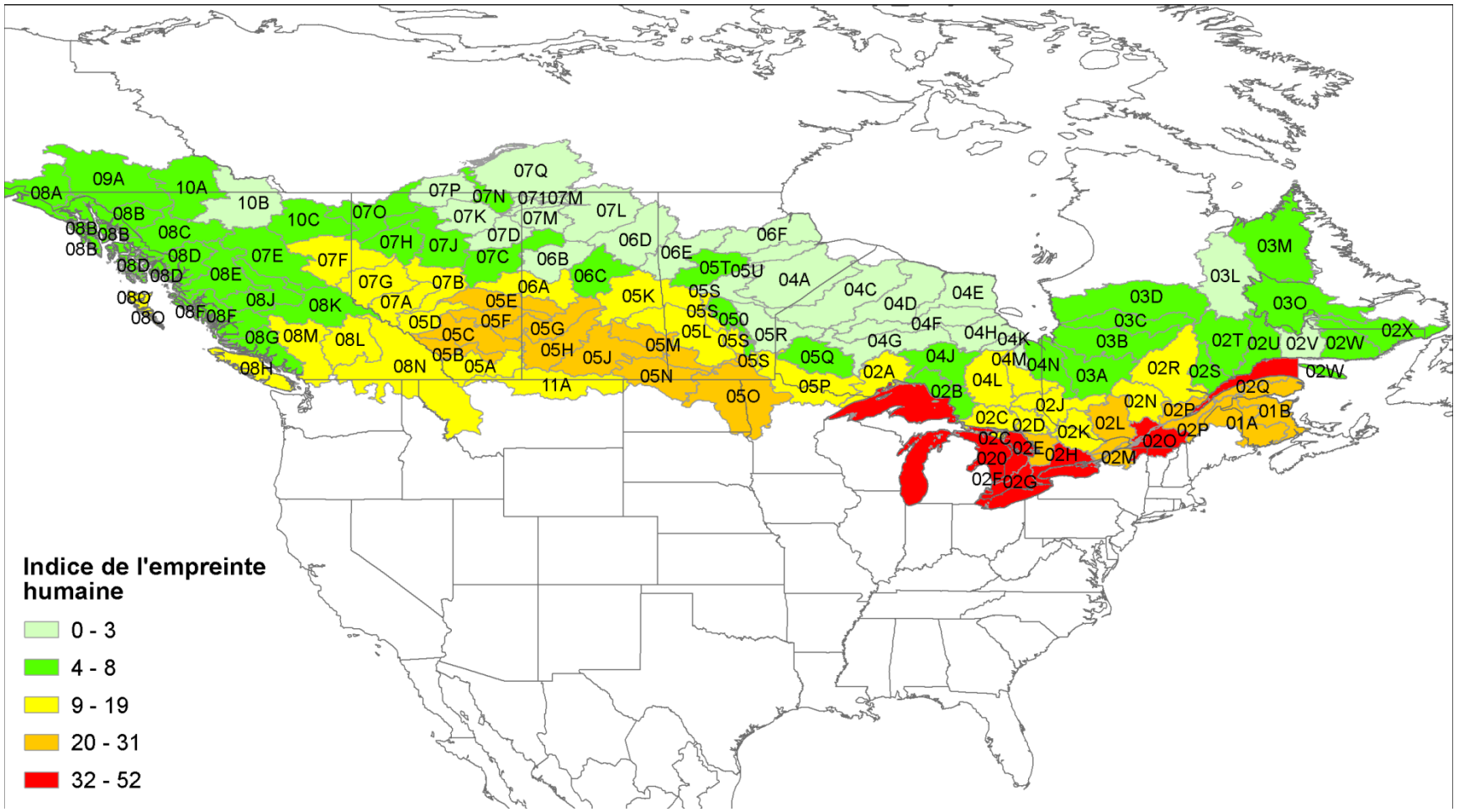

Figure 13. Pression de propagules à partir de l'indice de l'empreinte humaine, par sous-bassin (adaptée de Sanderson et al. 2002). L'indice est un facteur composite de l'influence humaine corrigé par le type de biome qui intègre des données d'utilisation des terres, d'urbanisation, de densité de population, de réseaux de transport et d'autres activités humaines qui facilitent l'invasion. Les codes de couleur correspondent à des valeurs allant de faible (vert pâle) à très élevée (rouge). Veuillez consulter l'annexe A3 pour obtenir les données d'origine.

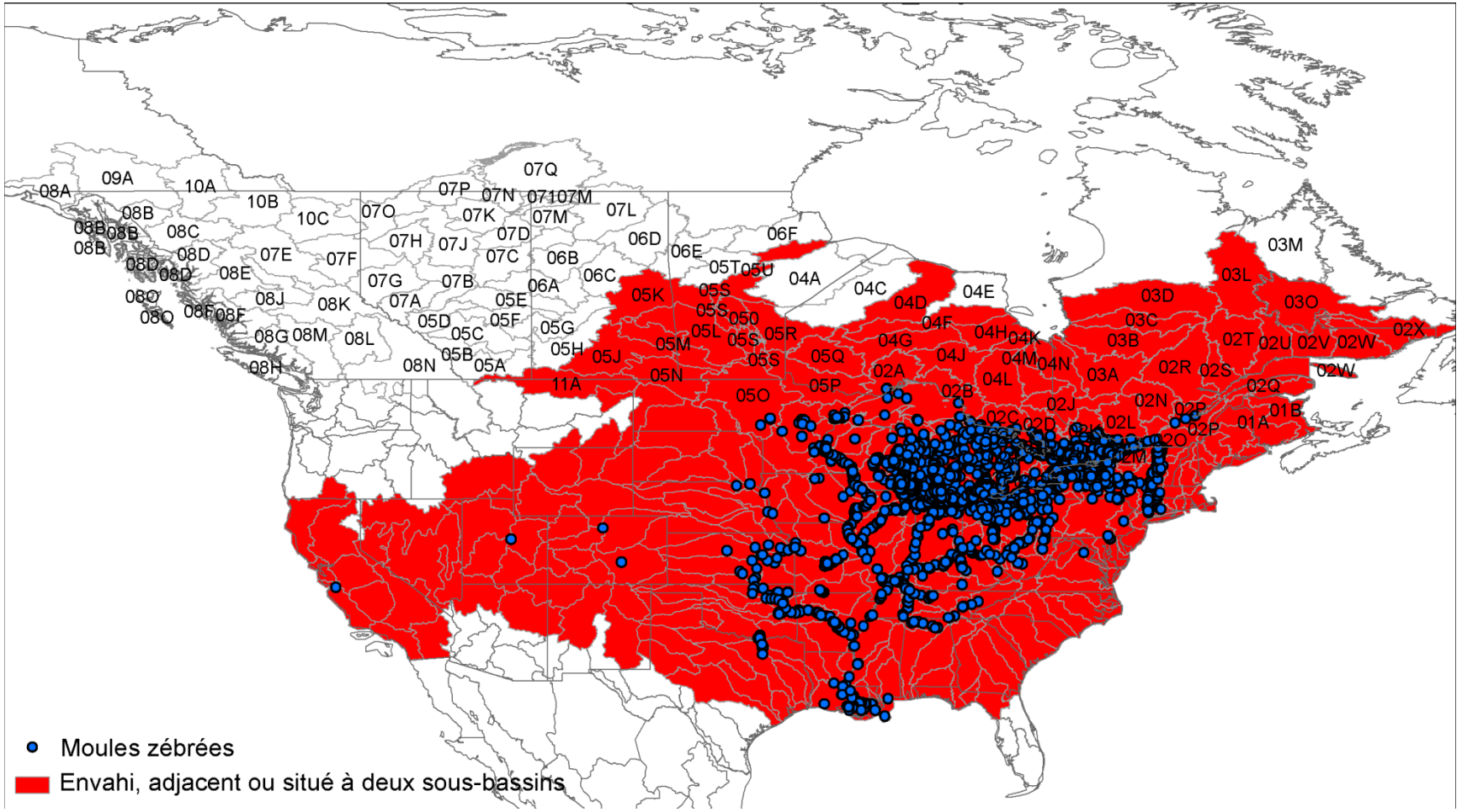

Figure 14. Proximité de sous-bassins envahis par les moules zébrées.

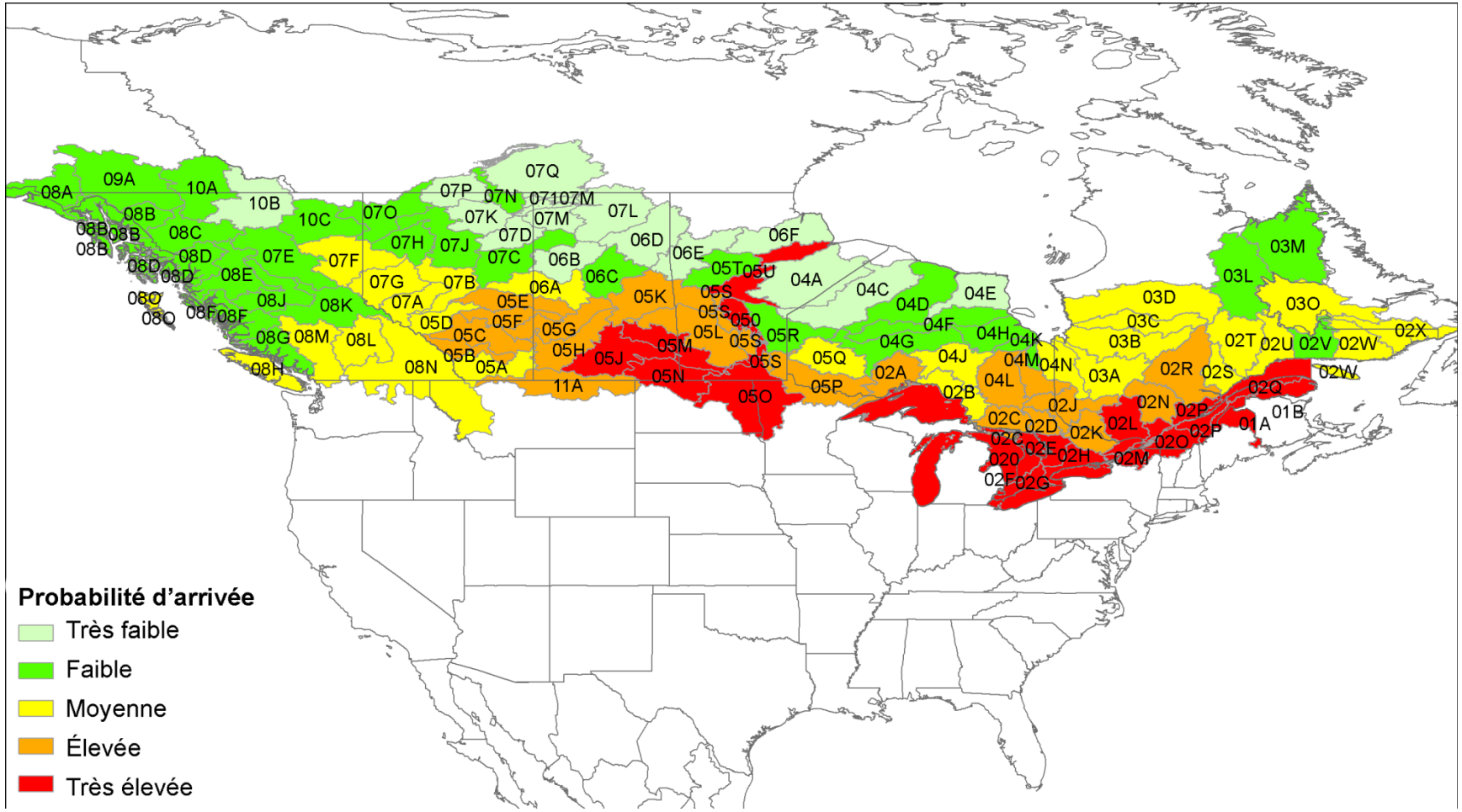

Figure 15. Probabilité d'arrivée de la moule zébrée pour chacun des sous-bassins visés par l'évaluation en fonction de la pression de propagules et de la proximité des sous-bassins envahis. La probabilité d'arrivée varie de très faible (vert pâle) à très élevée (rouge).

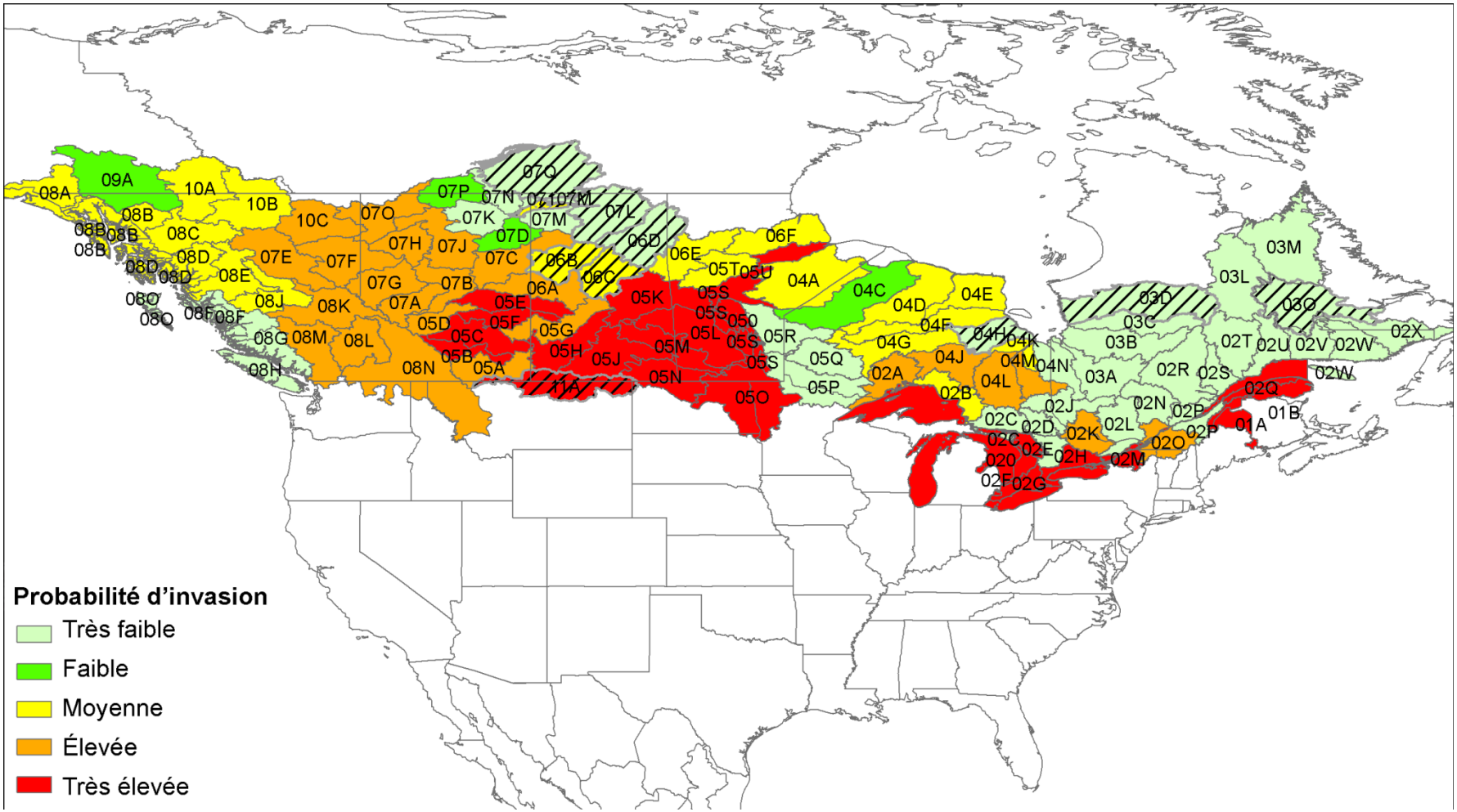

Figure 16. Probabilité d'invasion de la moule zébrée en fonction des probabilités de survie et d'arrivée. Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

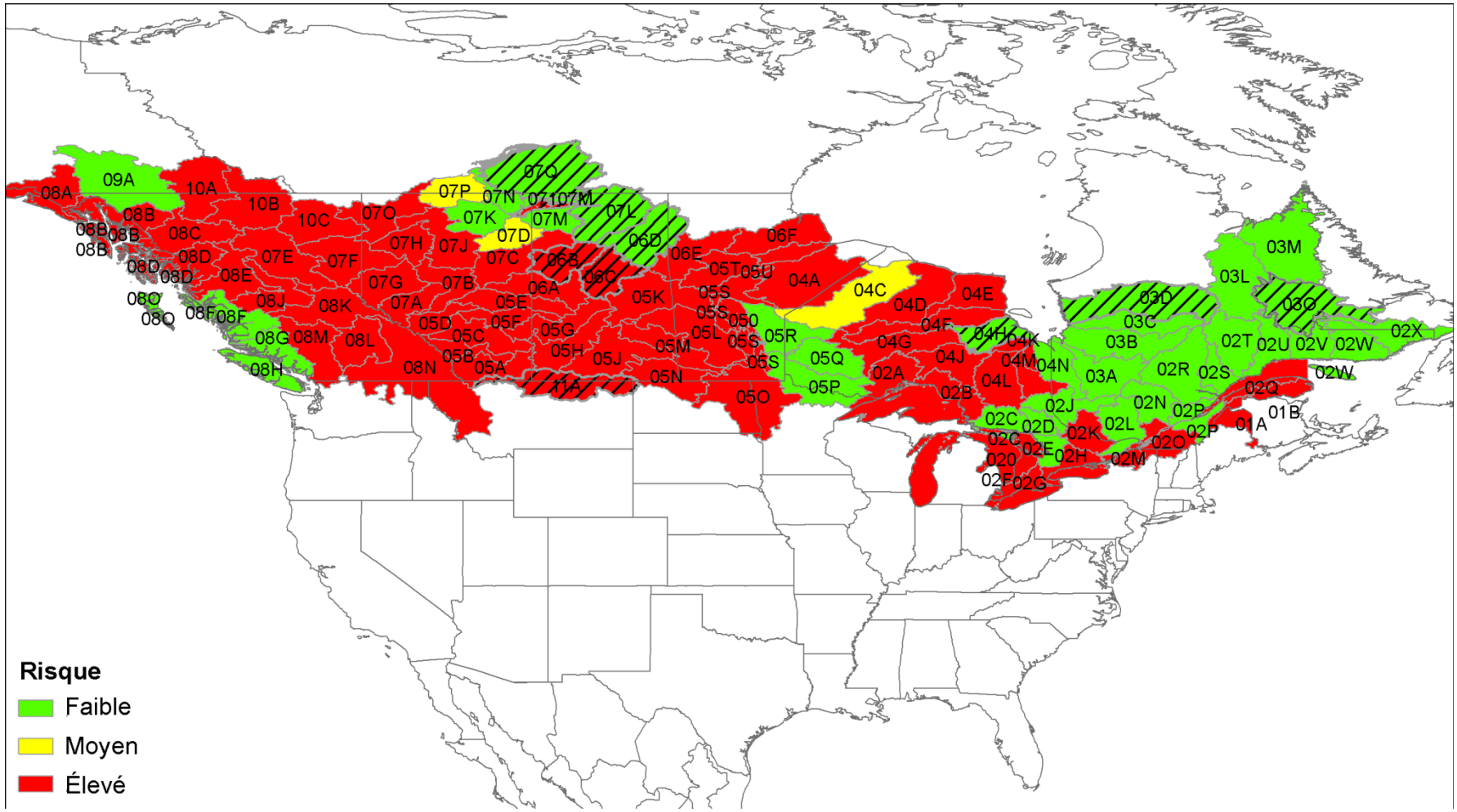

Figure 17. Risque écologique posé par la moule zébrée par sous-bassin versant, de faible à élevé. Le risque dépend de la probabilité d'invasion et des impacts sur l'environnement. Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

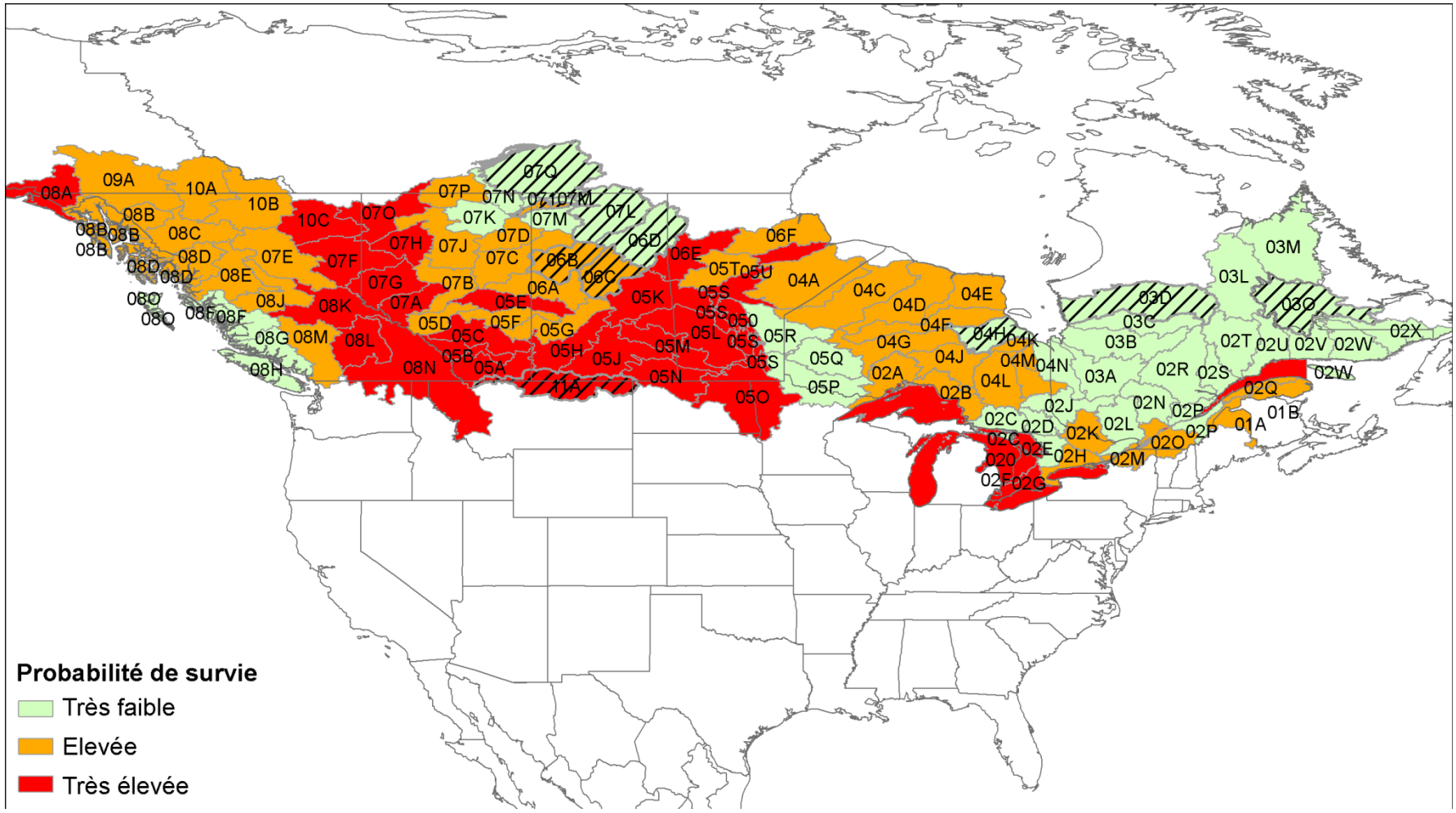

Figure 18. Probabilité de survie (habitats propices) de la moule quagga par sous-bassin versant en fonction des concentrations de calcium (mg/l; 75^{e} centile). Les sous-bassins ont été classés en fonction de la probabilité de survie de la moule quagga selon la littérature scientifique (voir tableau 1). Les résultats par sous-bassin figurent à l'annexe A2. Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

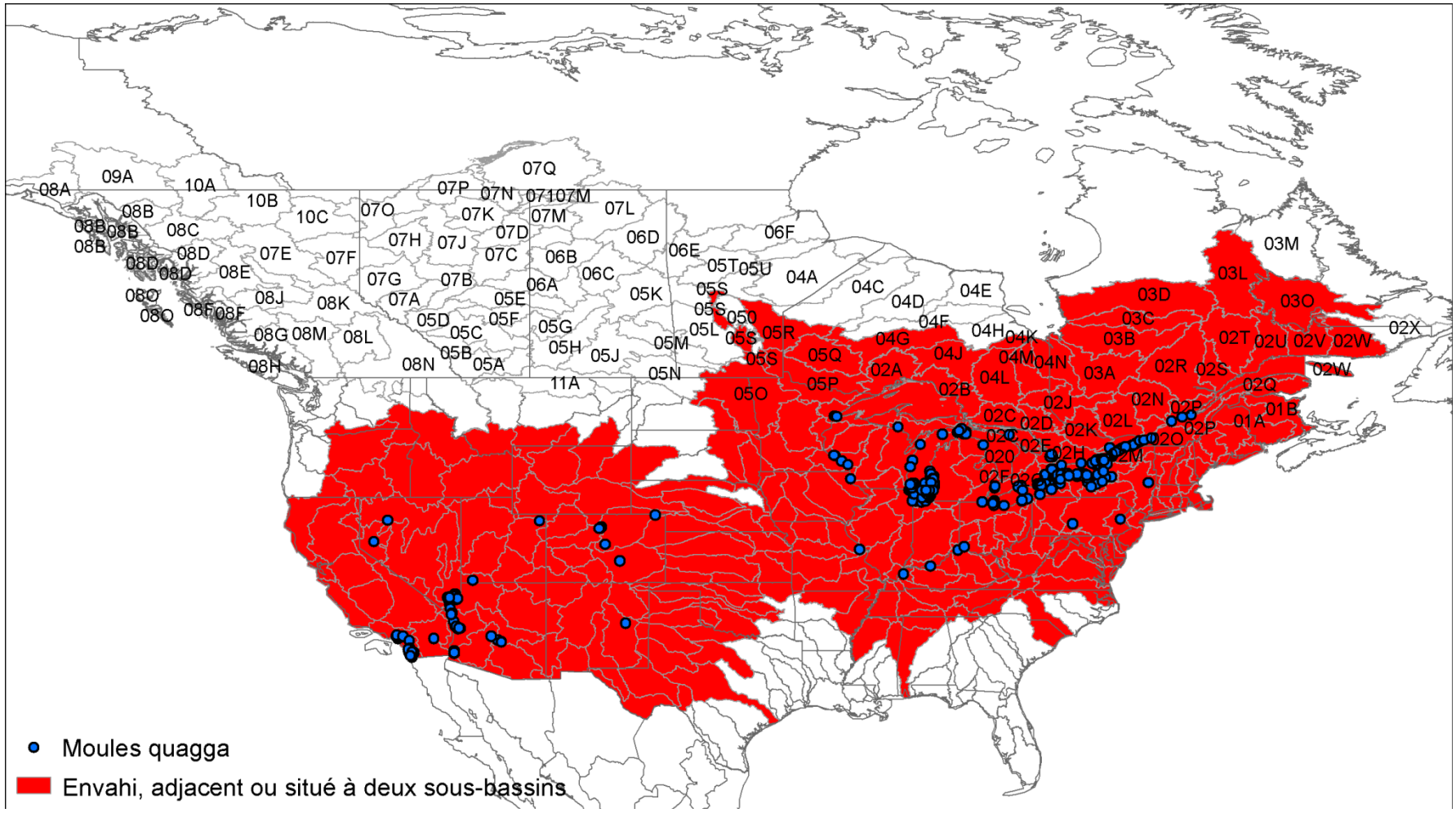

Figure 19. Sous-bassins affectés (et sous-bassins adjacents) où des observations de moules quagga ont été signalées en Amérique du Nord.

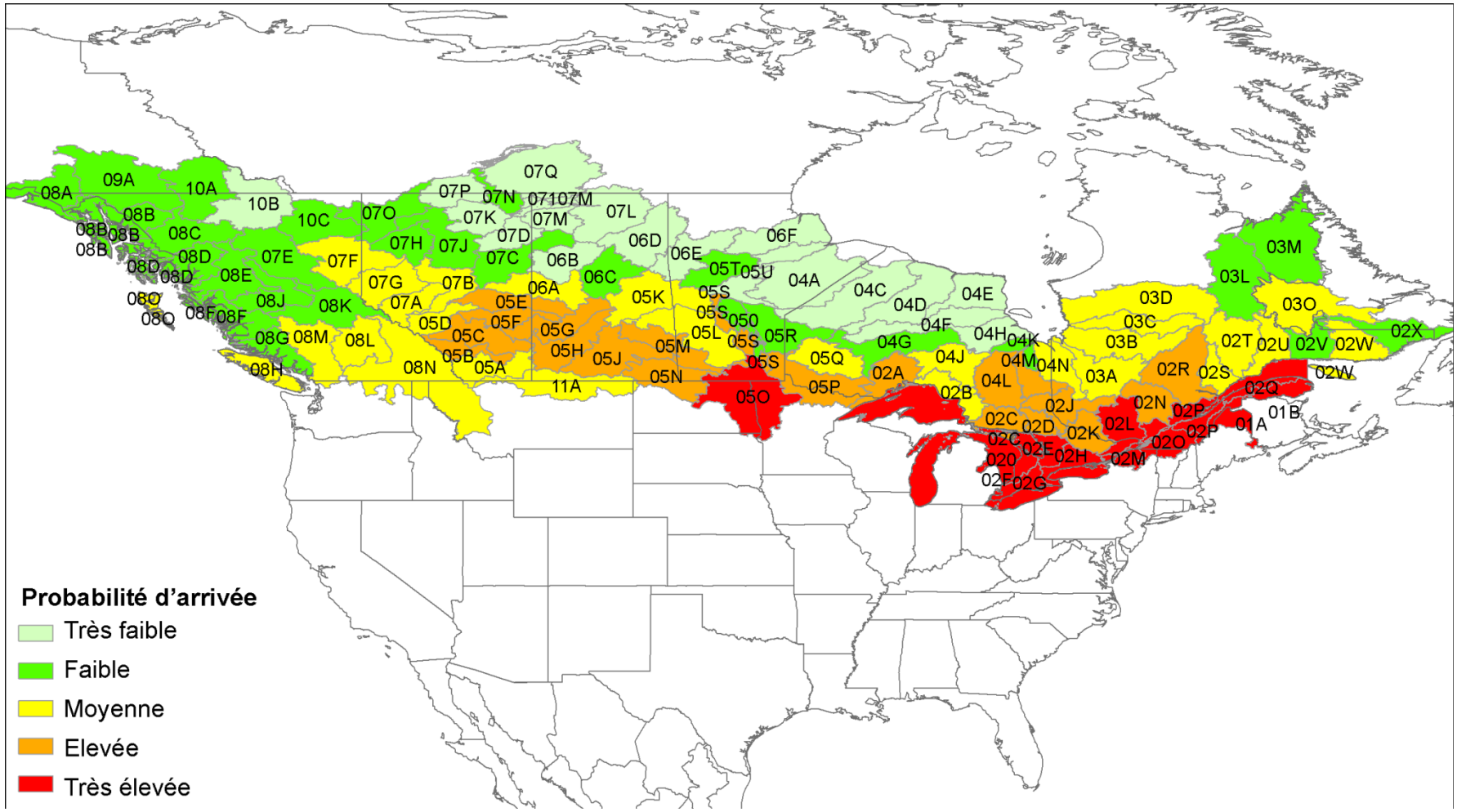

Figure 20. Probabilité d'arrivée de la moule quagga pour chacun des sous-bassins visés par l'évaluation en fonction de la pression de propagules et de la proximité de sous-bassins envahis. La probabilité d'arrivée varie de très faible (vert pâle) à très élevée (rouge).

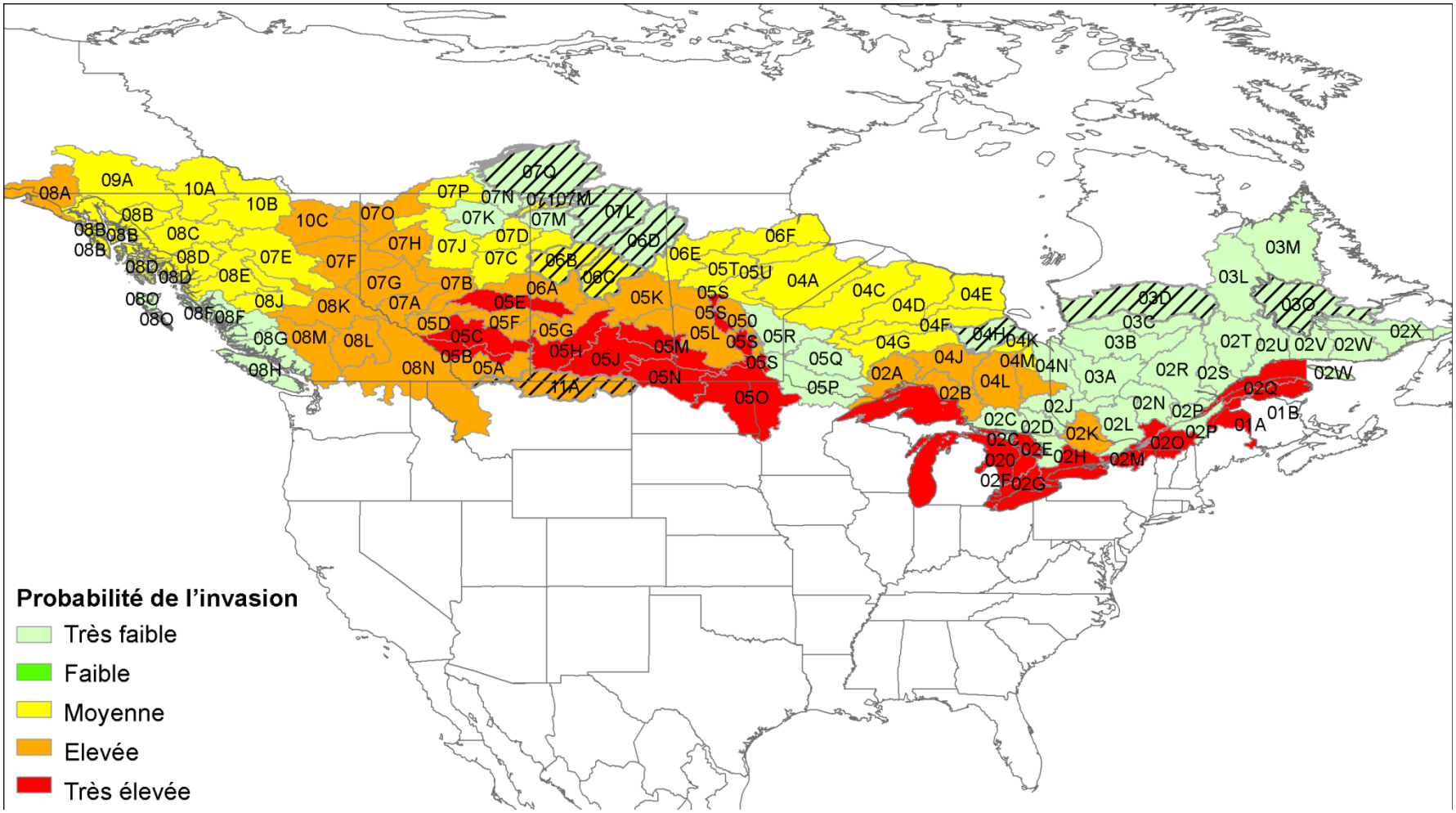

Figure 21. Probabilité d'invasion de la moule quagga en fonction des probabilités de survie et d'arrivée. Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

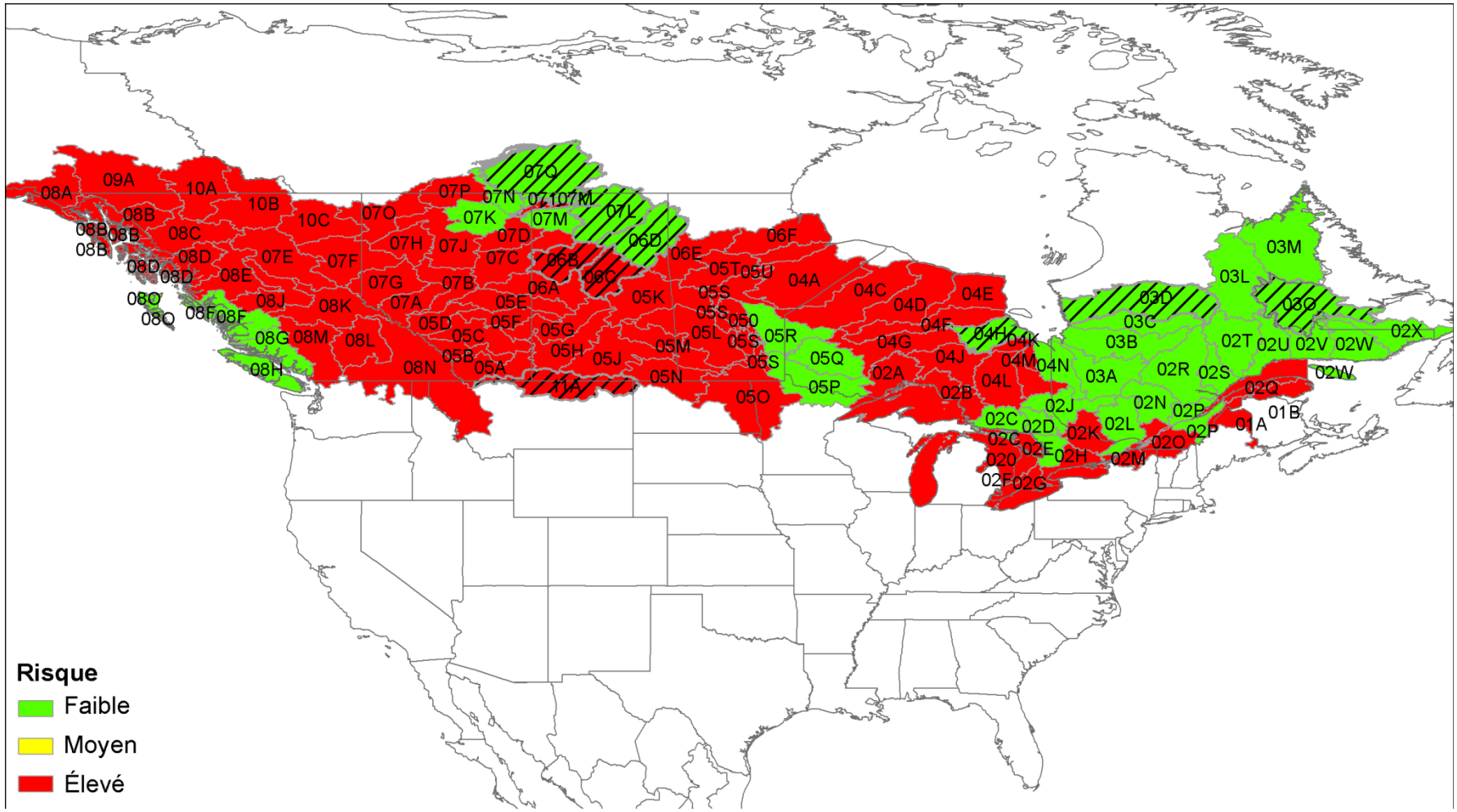

Figure 22. Risque écologique posé par la moule quagga par sous-bassin versant, de faible à élevé. Le risque dépend de la probabilité d'invasion et des impacts sur l'environnement. Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

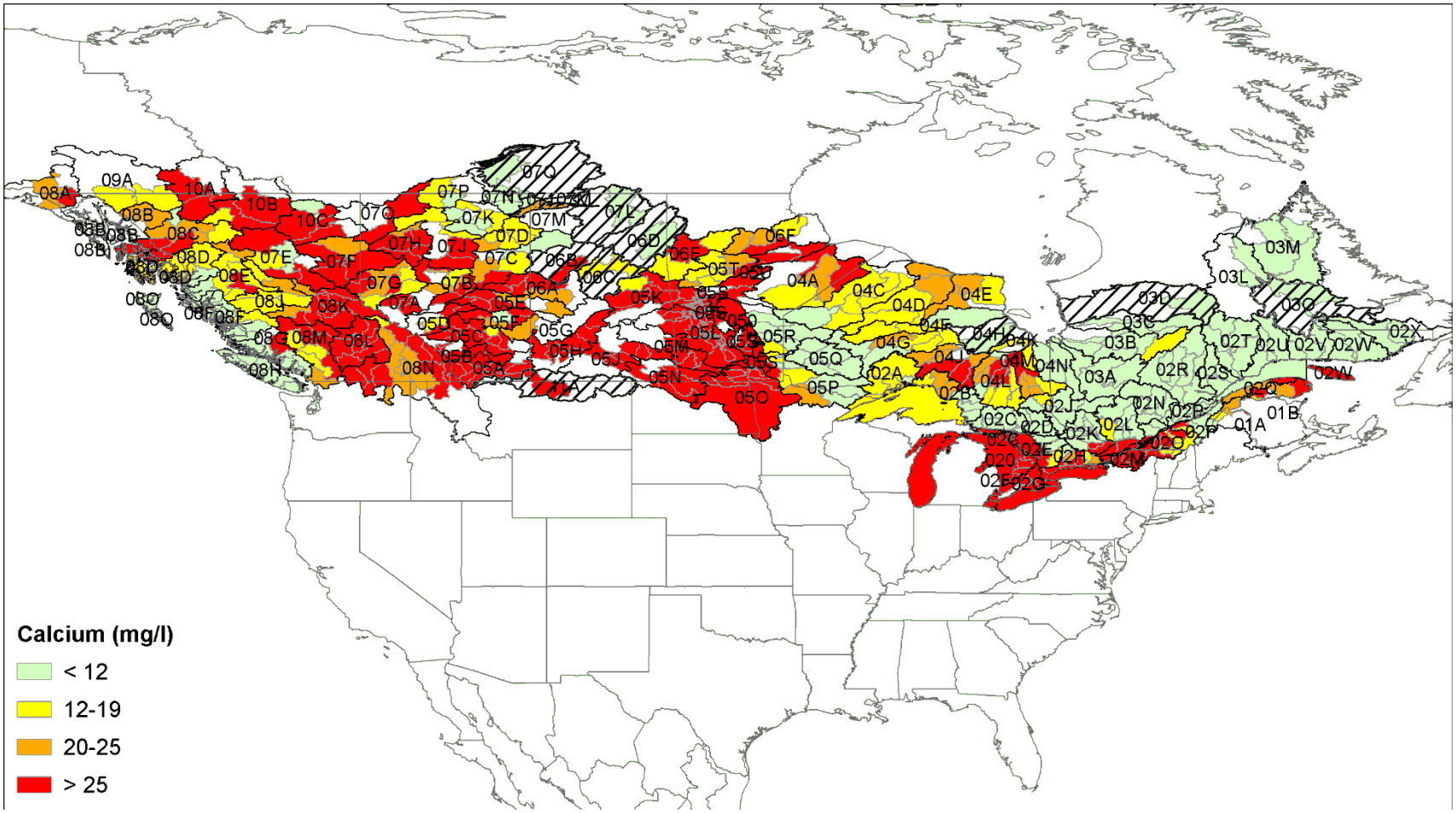

Figure A1. Concentrations de calcium (mg/l, 75^{e} centile) par sous-bassin versant. Les sous-bassins ont été classés en fonction de leur adéquation pour permettre la survie des moules zébrées selon la littérature scientifique : (< 12 mg/l = très faible [vert pâle]; 12-19 mg/l = moyenne [jaune]; 20-25 mg/l = élevée [orange]; > 25 mg/l = très élevée [rouge]). Les sous-bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

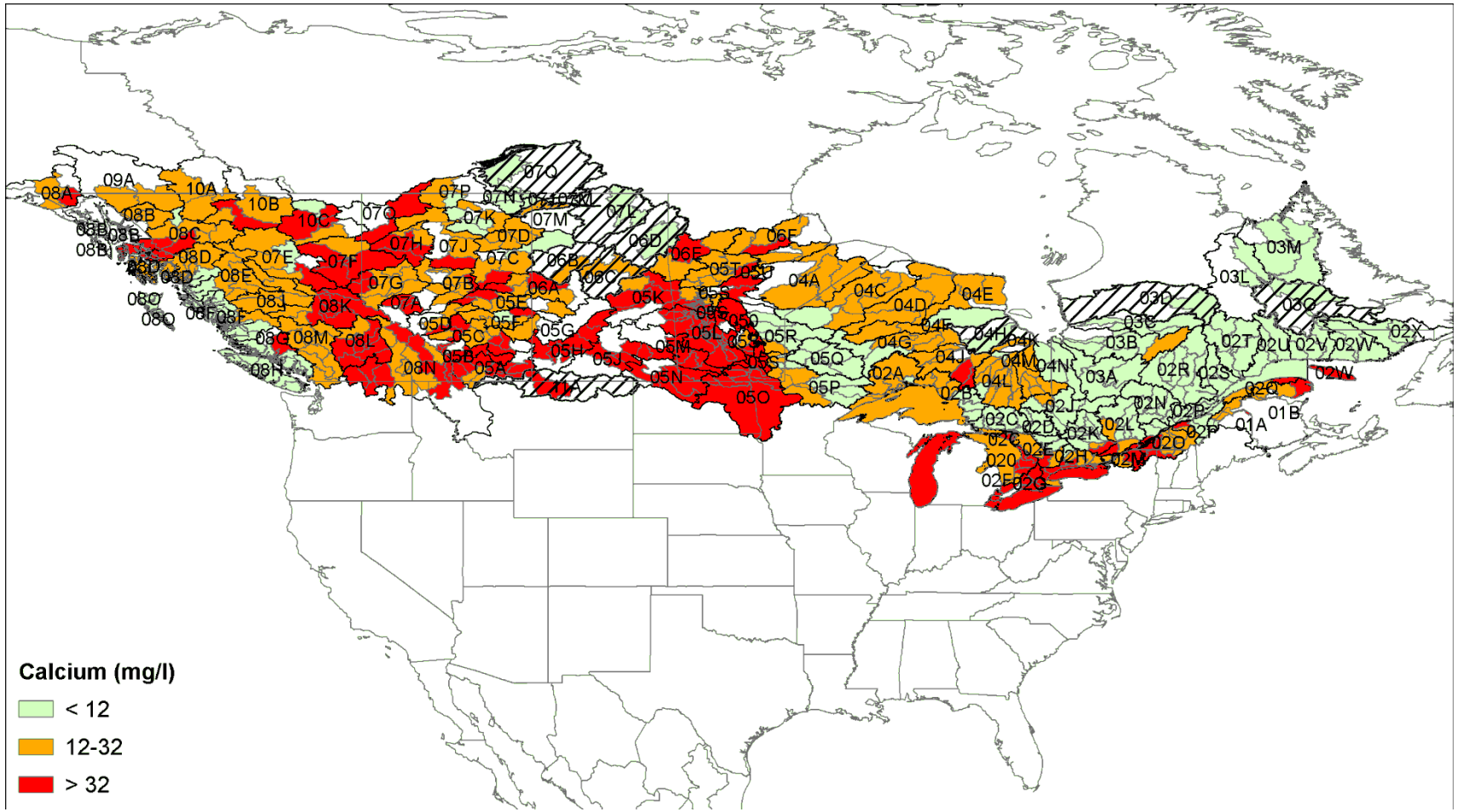

Figure A2. Concentrations de calcium (mg/l, 75^{e} centile) par sous-bassin versant. Les sous-bassins ont été classés en fonction de leur adéquation pour permettre la survie des moules quagga selon la littérature scientifique : (< 12 mg/l = très faible [vert pâle]; 12-32 mg/l = élevée [orange]; > 32 mg/l = très élevée [rouge]). Les bassins versants hachurés sur la carte comptaient moins de 5 sites d'échantillonnage.

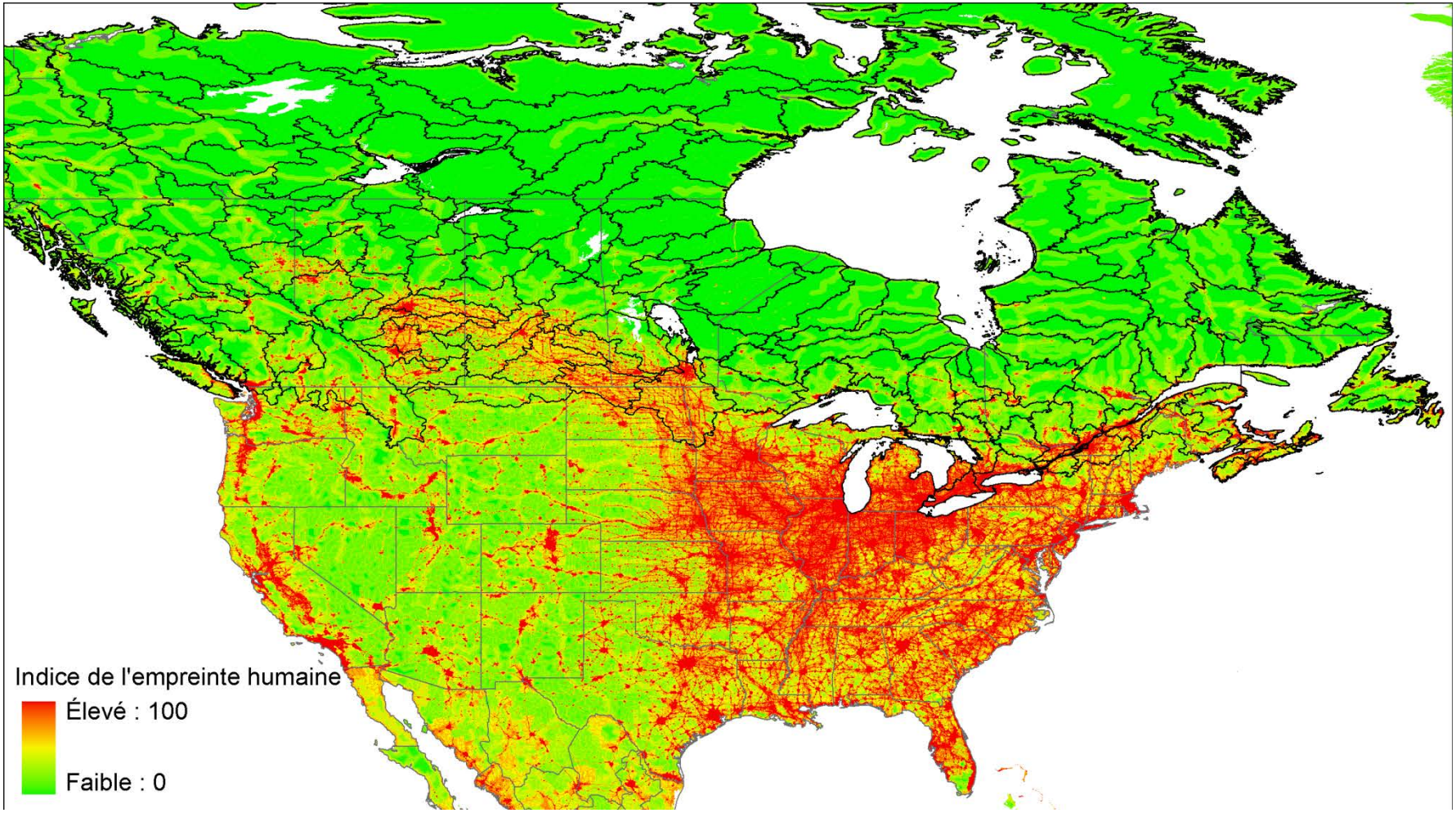

Figure A3. L'indice de l'empreinte humaine (Sanderson et al. 2002; voir http://sedac.ciesin.columbia.edu/wildareas/*) est un facteur composite de l'influence humaine corrigé par le type de biome qui intègre des données d'utilisation des terres, d'urbanisation, de densité de population, de réseaux de transport et d'autres activités humaines qui facilitent l'invasion.*

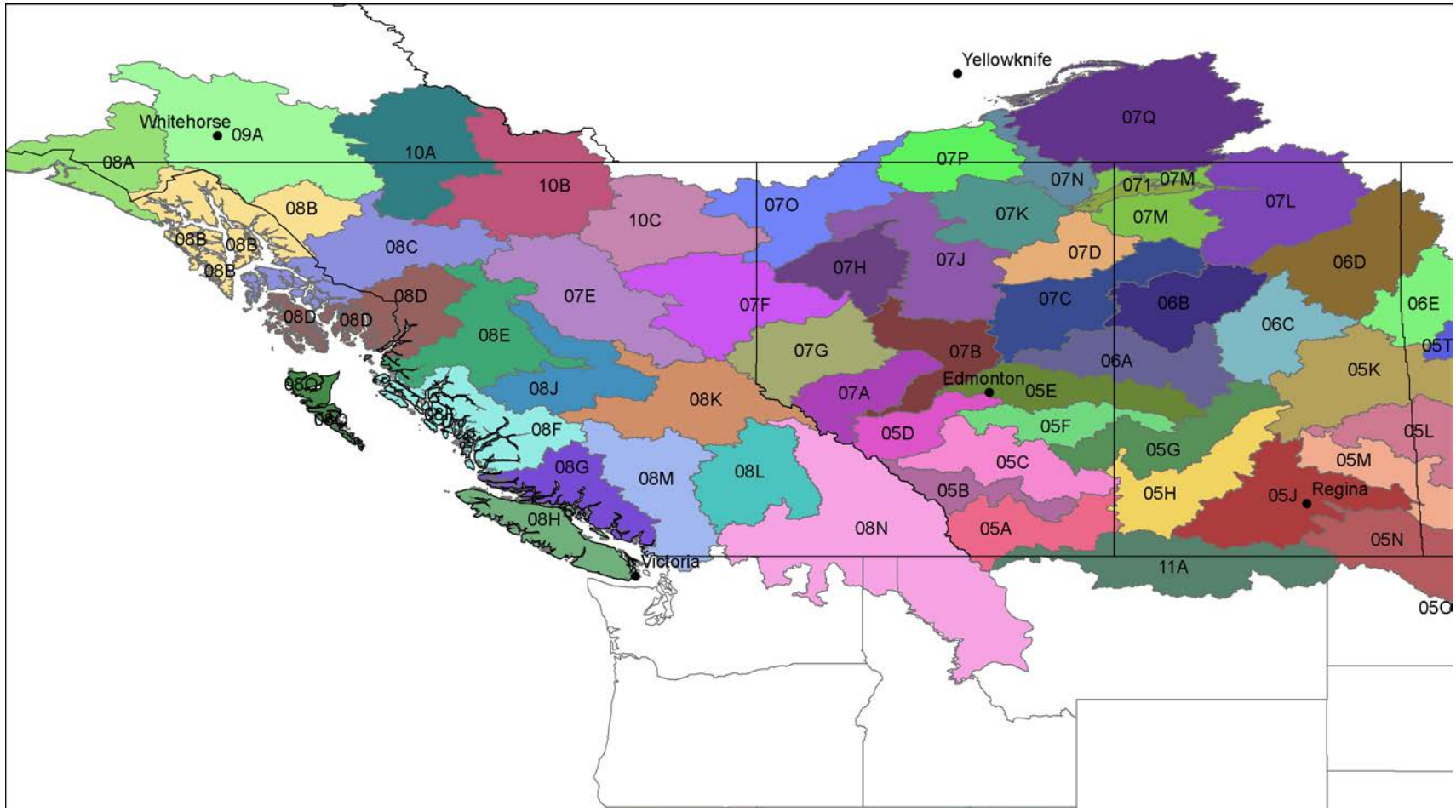

Figure A4. Sous-bassins versants d'eau douce en Colombie-Britannique, en Alberta et en Saskatchewan. Les sous-bassins sont désignés par un code alphanumérique à trois caractères. Source : Ressources naturelles Canada.

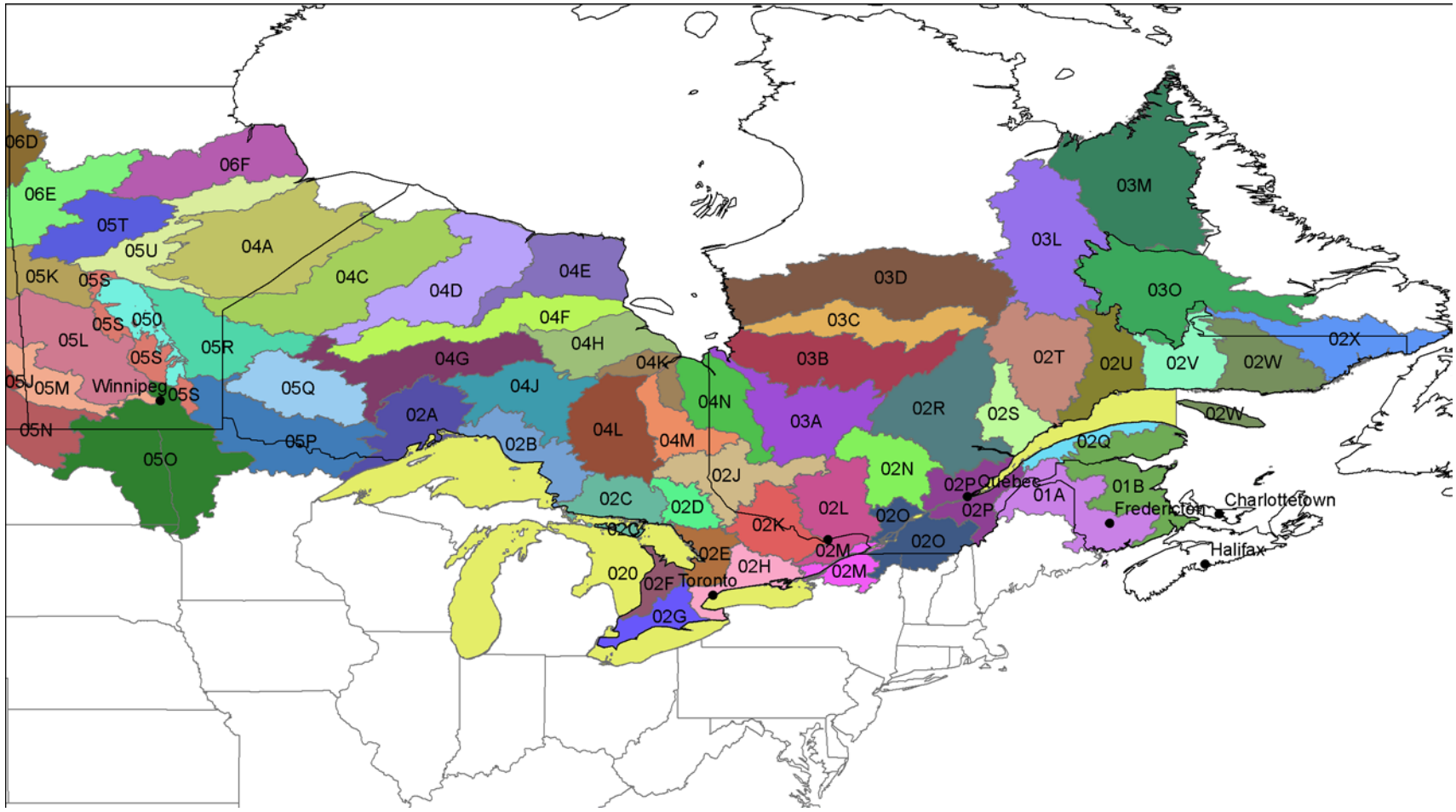

Figure A5. Sous-bassins versants d'eau douce du Manitoba, de l'Ontario et du Québec. Les sous-bassins sont désignés par un code alphanumérique à trois caractères. Source : Ressources naturelles Canada.