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

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2013/041

Région du Centre et de l'Arctique

Information à l'appui de l'évaluation du potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre (*Obovaria olivaria*) au Canada

Lynn D. Bouvier[1], Annie Paquet[2] et Todd J. Morris[1]

[1]Pêches et Océans Canada
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7R 4A6 Canada

[2]Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
880, chemin Sainte-Foy, 2e étage
Québec (Québec) G1S 4X4 Canada

Septembre 2013

Avant-propos

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.

Publié par :

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

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2013
ISSN 1919-5044

La présente publication doit être citée comme suit :

Bouvier L.D., Paquet, A. et Morris, T.J. 2013. Information à l'appui de l'évaluation du potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre (*Obovaria olivaria*) au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/041. v + 47 p.

Also available in English:

Bouvier L.D., Paquet, A., and Morris, T.J. 2013. Information in support of a recovery potential assessment of Hickorynut (Obovaria olivaria) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/041. v + 42 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iv
ABSTRACT v
INFORMATION SUR L'ESPÈCE 1
APERÇU 1
SITUATION ACTUELLE 3
ÉVALUATION DE L'ÉTAT DE LA POPULATION 11
EXIGENCES EN MATIÈRE D'HABITAT 14
MENACES 22
ÉVALUATION DU NIVEAU DE LA MENACE 32
MESURES D'ATTÉNUATION ET SOLUTIONS DE RECHANGE 35
SOURCES D'INCERTITUDE 40
RÉFÉRENCES 42

RÉSUMÉ

En mai 2011, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué la situation de l'obovarie olivâtre (*Obovaria olivaria*) et lui a attribué le statut d'espèce en voie de disparition. La raison invoquée pour cette désignation était la suivante : « Cette moule d'eau douce vit dans les moyennes et les grandes rivières du sud de l'Ontario et du Québec. Il y a eu un déclin historique de la répartition de l'espèce incluant la perte des populations dans les rivières Détroit et Niagara. D'autres localités sont menacées par l'invasion continue des dreissénidés. De plus, l'hôte connu de cette moule, l'esturgeon jaune, est en péril et pourrait être en déclin dans certaines localités que l'on sait encore fréquentées par la moule. L'espèce est également touchée par la dégradation de la qualité de l'eau dans bon nombre de réseaux dulcicoles du sud de l'Ontario et du Québec. » À l'heure actuelle, l'obovarie olivâtre n'est pas inscrite sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP).

L'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) fournit les renseignements et les avis scientifiques nécessaires pour satisfaire à diverses exigences de la LEP; notamment, cette évaluation permet d'éclairer les aspects scientifiques et socioéconomiques de la décision relative à l'inscription sur la liste, de réaliser des activités qui autrement enfreindraient les interdictions de la LEP et d'élaborer des stratégies de rétablissement. Le présent document de recherche fournit une description de l'état actuel des connaissances de la biologie, de l'écologie, de la répartition, des tendances démographiques, des besoins en matière d'habitat et des menaces relatives à l'obovarie olivâtre. Des mesures d'atténuation et d'autres activités associées aux menaces identifiées, qui peuvent être utilisées dans le but de protéger l'espèce, sont également présentées. Les renseignements que renferment l'EPR et ce document peuvent servir de base à l'élaboration de documents relatifs au rétablissement et à l'évaluation des permis, des ententes et des conditions connexes, conformément aux articles 73, 74, 75, 77 et 78 de la LEP. On se sert également de ces renseignements scientifiques pour conseiller le ministre de Pêches et Océans Canada (MPO) au sujet de l'inscription de l'espèce en vertu de la LEP, analyser les répercussions socioéconomiques de l'inscription de l'espèce sur la liste ainsi que pour les consultations subséquentes, le cas échéant. Cette évaluation tient compte de toutes les données scientifiques existantes permettant d'évaluer le potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre au Canada.

ABSTRACT

In May 2011, the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) assessed the status of Hickorynut (*Obovaria olivaria*) and determined the designation to be Endangered. The reason provided for this designation is that, “This freshwater mussel lives in mid-sized to large rivers in southern Ontario and Quebec. There has been an historical decline in the species’ distribution with losses of the populations in the Detroit and Niagara rivers. Other locations are threatened by the continuing invasion of dreissenid mussels. In addition, the one known host of this mussel, the Lake Sturgeon, is at risk and may be declining in some locations where the mussel is known to still occur. The species is also affected by degraded water quality in many freshwater systems in southern Ontario and Quebec”. Hickorynut is currently not listed under the *Species at Risk Act* (SARA).

The Recovery Potential Assessment (RPA) provides information and scientific advice needed to fulfill various requirements of SARA, including informing both scientific and socio-economic elements of the listing decision and permitting activities that would otherwise violate SARA prohibitions and the development of recovery strategies. This Research Document describes the current state of knowledge of the biology, ecology, distribution, population trends, habitat requirements, and threats to Hickorynut. Mitigation measures and alternative activities related to the identified threats, which can be used to protect the species, are also presented. The information contained in the RPA and this document may be used to inform the development of recovery documents and for assessing permits, agreements and related conditions, as per section 73, 74, 75, 77 and 78 of SARA. The scientific information also serves as advice to the Minister of Fisheries and Oceans Canada (DFO) regarding the listing of the species under SARA and is used when analyzing the socio-economic impacts of adding the species to the list as well as during subsequent consultations, where applicable. This assessment considers the available scientific data with which to assess the recovery potential of Hickorynut in Canada.

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom scientifique : *Obovaria olivaria* (Rafinesque 1820)
Nom commun : Obovarie olivâtre
Désignation actuelle du COSEPAC (année de la désignation) : En voie de disparition (2011)
Désignation actuelle en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (calendrier) – Aucune désignation (aucun calendrier)
Désignation actuelle en Ontario en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (année de la désignation) – En voie de disparition (janvier 2012)
Aire de répartition au Canada : Québec et Ontario

APERÇU

DÉSIGNATION

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué la situation de l'obovarie olivâtre (Obovaria olivaria) et lui a attribué le statut d'espèce en voie de disparition. La raison invoquée pour cette désignation était la suivante : « Cette moule d'eau douce vit dans les moyennes et les grandes rivières du sud de l'Ontario et du Québec. Il y a eu un déclin historique de la répartition de l'espèce incluant la perte des populations dans les rivières Détroit et Niagara. D'autres localités sont menacées par l'invasion continue des dreissénidés. De plus, l'hôte connu de cette moule, l'esturgeon jaune, est en péril et pourrait être en déclin dans certaines localités que l'on sait encore fréquentées par la moule. L'espèce est également touchée par la dégradation de la qualité de l'eau dans bon nombre de réseaux dulcicoles du sud de l'Ontario et du Québec. » À l'heure actuelle, l'obovarie olivâtre n'est pas inscrite sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Pêches et Océans Canada (MPO) a élaboré un processus d'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) dans le but de fournir l'information et les avis scientifiques nécessaires pour satisfaire aux exigences de la LEP, y compris l'élaboration des stratégies de rétablissement et des autorisations pour mener à bien des activités qui autrement enfreindraient les interdictions de la LEP (MPO 2007) Le présent document fournit des renseignements de base sur l'obovarie olivâtre pour guider l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR).

DESCRIPTION DE L'ESPÈCE

L'obovarie olivâtre est une moule d'eau douce de taille moyenne dont la coquille fait, en moyenne, environ 55 mm de long (Metcalfe-Smith *et al.* 2005). Une longueur maximale de la coquille de 80 mm (Metcalfe-Smith *et al.* 2005) et de 100 mm (Cummings et Mayer 1992; Parmalee et Bogan 1998) ont été rapportés, toutefois, la plupart des individus mesurent moins de 75 mm de long (COSEPAC 2011). On a mesuré les spécimens de coquille de référence entreposés au Musée canadien de la nature (MCN). La longueur moyenne de la coquille était de 45,3 mm (n=2) pour la rivière Mississagi, de 39,8 mm (n=28) pour la rivière des Outaouais, et de 35,9 mm (n=12) pour le fleuve Saint-Laurent. La coquille forme un ovale quasi parfait et gonflée, et présente des bords antérieurs et ventraux arrondis (Metcalfe-Smith *et al.* 2005). Le dimorphisme sexuel est peu marqué; toutefois, le bord postérieur des mâles est décrit comme étant faiblement arrondi, tandis que celui de la femelle est largement arrondi (Metcalfe-Smith *et al.* 2005). Le rapport hauteur/longueur est généralement de 0,65 à 0,80 (Strayer et Jirka 1997). En général, la partie antérieure de la coquille est plus épaisse alors que la partie postérieure est plus mince (COSEPAC 2011). Le bec est gonflé, pointe vers l'avant et se trouve très près de l'extrémité antérieure de la coquille (Metcalfe-Smith *et al.* 2005). L'extérieur de la coquille (periostracum) présente une couleur allant de vert olive à brun-jaunâtre et comporte chez les juvéniles des traits vert pâle. Les vieux spécimens possèdent un periostracum brun foncé

(Metcalfe-Smith *et al.* 2005; COSEPAC 2011; Figure 1a). La nacre est blanc brillant et est souvent irisée à l'arrière (Metcalfe-Smith *et al.* 2005; Figure 1b).

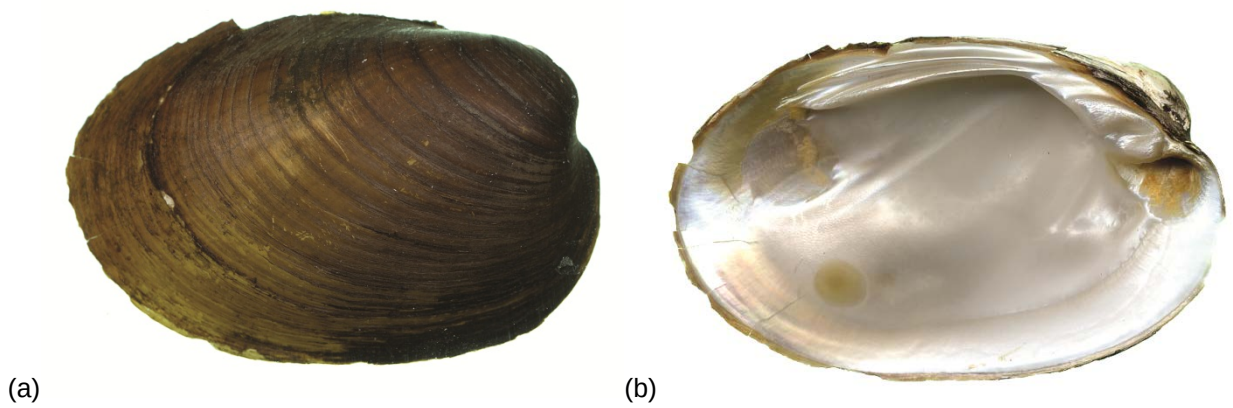

*Figure 1. Obovarie olivâtre (*Obovaria olivaria*) (a) coquille extérieure (b) nacre intérieure. Photo prise par Environnement Canada, reproduite avec autorisation.*

ESPÈCES SEMBLABLES

Globalement, le genre *Obovaria* ne compte que quatre autres espèces (*O. jacksoniana, O. retusa, O. subrotunda,* et *O. unicolor*). De celles-ci, seule l'obovarie ronde (*O. subrotunda*) étend sa distribution jusque dans les eaux canadiennes. L'obovarie olivâtre se distingue facilement des autres moules d'eau douce du Canada : sa coquille est relativement petite et de forme quasi ovale, sa charnière présente des caractéristiques uniques et la pointe de sa coquille s'étire loin sur la face antérieure (COSEPAC 2011).

Les espèces ayant une morphologie similaire comprennent l'obovarie ronde, la pleurobème ronde (*Pleurobema sintoxia*) et la mulette ligamentine (*Actiononaias ligamentina*). L'obovarie ronde se distingue de l'obovarie olivâtre par sa coquille arrondie et ses dents pseudocardinales alignées à la verticale. Celles de l'obovarie olivâtre sont alignées à l'horizontale. La coquille de la pleurobème ronde est généralement plus foncée, plus comprimée et présente des pointes plus petites. La mulette ligamentine se distingue de l'obovarie ronde par la présence de traits verts et ses dents lourdes et bien développées.

ÂGE ET CROISSANCE

Les recherches sur l'historique des obovaries olivâtres au Canada, menées au moyen d'un examen des bandes foncées distinctives présentes sur la surface externe des coquilles des individus provenant de la rivière des Outaouais, ont révélé que la plupart des spécimens adultes ont de 7 à 14 ans (A. Martel, données non publiées *dans* COSEPAC 2011). Aucune information supplémentaire sur l'âge et les schémas de croissance n'est disponible pour cette espèce, que ce soit à l'échelle locale ou mondiale.

ALIMENTATION

Comme la plupart des autres unionidés, l'obovarie olivâtre est considérée comme étant un organisme filtreur. Les cils présents sur le pied du mollusque peuvent également être une preuve qu'il est limivore, car ces cils envoient les particules vers la bouche. Le filtrage des aliments (également appelé « alimentation suspensivore ») est effectué au moyen des cils qui pompent l'eau par leur siphon inhalant et sur les branchies. Les particules sont ensuite triées par les cils sur les branchies et envoyées vers la bouche, où elles seront consommées. Le régime alimentaire pourrait être composé de phytoplancton, de détritus organiques et de bactéries (COSEPAC 2011). Au début du stade juvénile, alors que la moule est habituellement

enfouie dans le substrat, la nourriture est recueillie à même ce dernier (COSEPAC 2011). On ne possède aucune information sur le régime alimentaire de l'obovarie olivâtre.

RÉPARTITION

À l'heure actuelle, on trouve l'obovarie olivâtre dans la majorité du bassin hydrographique du fleuve Mississippi, des régions de la Pennsylvanie et de New York au Minnesota et au Kansas, et dans le sud jusqu'au Missouri, l'Arkansas et la Louisiane. On pense qu'elle serait disparue de l'Alabama (Mirarchi *et al.* 2004), du Kansas (Couch 1997 in Cummings et Cordeiro 2012), du Nebraska (Hoke 2005), de la Pennsylvanie (Bogan 1993) et de l'Ohio (Watters *et al.* 2009). Dans les eaux canadiennes, on la trouve exclusivement dans le bassin du fleuve Saint-Laurent à partir de la rivière Mississagi (affluent du chenal nord du lac Huron) jusqu'à environ 40 kilomètres à l'est de Québec dans le fleuve Saint-Laurent. On pense qu'elle est disparue de la rivière Détroit (Schloesser *et al.* 2006) et de la rivière Niagara.

SITUATION ACTUELLE

Au Canada, l'aire de répartition actuelle et historique de l'obovarie olivâtre se limite à quatre populations confirmées, dont l'une est actuellement considérée comme disparue du pays. Les populations subsistantes se trouvent dans la rivière Mississagi (bassin hydrographique du lac Huron), la rivière des Outaouais et ses affluents (rivière Coulonge) et le fleuve Saint-Laurent et ses affluents (rivières L'Assomption, Saint-François et Batiscan; figure 2). La plus importante population d'obovaries olivâtres au Canada se trouve dans le fleuve Saint-Laurent, près de la ville de Grondines, au Québec. Entre 2007 et 2012, on a effectué un échantillonnage répété où l'on a capturé plus de 550 individus vivants. Les cartes qui suivent présentent l'ensemble des données actuelles et historiques sur l'obovarie olivâtre; elles n'illustrent pas forcément avec précision l'aire de répartition actuelle. Veuillez en prendre note. Les eaux profondes, lesquelles constituent l'habitat principal de l'obovarie olivâtre, n'ont pas été suffisamment échantillonnées. Par conséquent, sur les cartes, il est possible que l'aire de répartition actuelle soit sous-représentée.

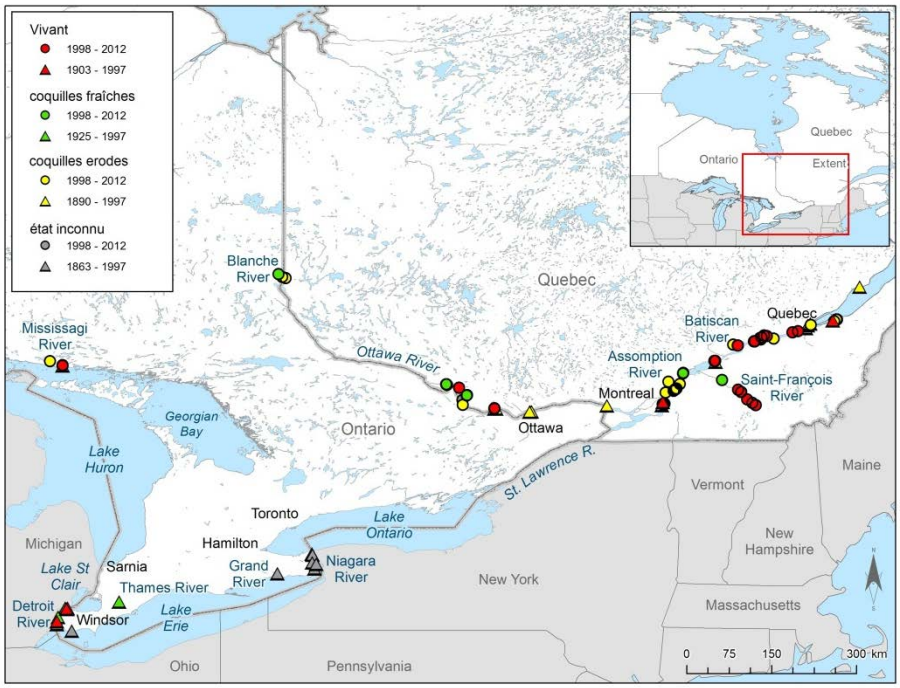

Figure 2. Répartition géographique de l'obovarie olivâtre au Canada.

On estime qu'à l'heure actuelle, l'obovarie olivâtre a disparu des Grands Lacs et de ses voies interlacustres après l'invasion de moules dreissénidées, car la présence de l'obovarie olivâtre n'a plus été observée dans ces zones depuis 1994. Depuis lors, les populations de l'obovarie olivâtre dans les rivières Détroit et Niagara ont disparu. Une observation historique datant de 1934 d'obovarie olivâtre existe pour la rivière Thames, près de Chatham, en Ontario. Cette observation se compose d'une coquille unique située au Musée royal de l'Ontario (MRO) et a été confirmée comme étant une obovarie olivâtre grâce à des photographies. Il s'agit de la seule observation de l'obovarie olivâtre dans ce système. Il existe une observation supplémentaire d'obovarie olivâtre dans la rivière Grand près de Dunnville (Ontario), datant de 1963. Cet échantillon a été collecté par David H. Stansbery et Carol B. Stein (Ohio State University Museum of Zoology). Il n'existe aucune information supplémentaire sur cette observation, qui est la seule indication de la présence de l'obovarie olivâtre dans ce système.

La disparition des populations des Grands Lacs et des voies interlacustres a considérablement affecté la répartition de cette espèce. L'indice de la zone d'occupation (IZO) a été estimé à 92 km² à partir d'une grille de 2 km x 2 km, en utilisant les observations de moules vivantes et de coquilles de moules récemment mortes de 1998 à 2010 (COSEPAC 2011). Lorsque cette valeur a été comparée à la valeur historique de l'IZO (192 km2), on note une baisse moyenne de l'IZO de 52,1 % au cours des trois dernières générations (COSEPAC 2011).

RIVIÈRE MISSISSAGI

La rivière Mississagi prend sa source dans le district de Sudbury, en Ontario. Elle s'étend sur environ 226 km en direction sud, et se jette dans le lac Huron. La première observation d'obovarie olivâtre dans la rivière remonte à 1955. Le spécimen a été découvert près de la rivière Blind (numéro de lot 26921 de l'University of Michigan Museum of Zoology [UMMZ], figure 3). Deux autres coquilles érodées ont été retrouvées dans la rivière Mississagi. Toutefois, comme date de prélèvement de ces coquilles, on a seulement indiqué « avant 1960 » (numéro de collecte du MCN 024979). Aucune autre obovarie olivâtre n'a été observée dans ce système jusqu'en 2000, alors qu'une coquille fraîche a été accidentellement recueillie lors de l'exécution de travaux botaniques sur le terrain (M. Oldham, Centre d'information sur le patrimoine naturel, communication personnelle). En septembre 2009, le secteur a pour la première fois été revisité. Des relevés ont alors été effectués dans cinq sites en plongée et en apnée et deux de ces sites ont donné des résultats positifs avec l'identification de dix obovaries olivâtres (Zanatta et Woolnough 2011).

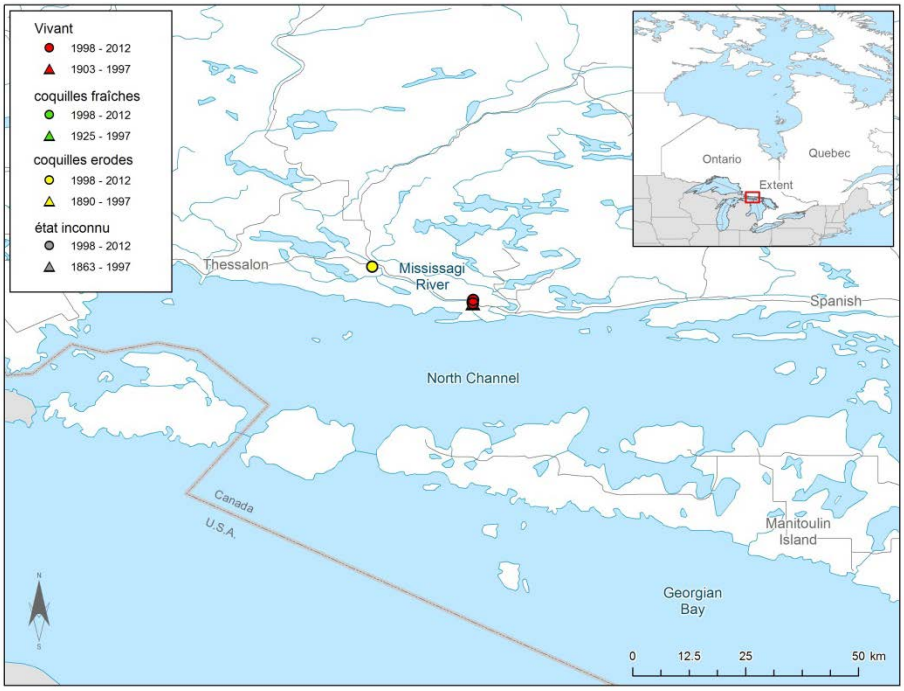

Figure 3. Répartition géographique des sites dans la rivière Mississagi (Ontario) où des obovaries olivâtres ont été recensées.

RIVIÈRE DES OUTAOUAIS

Les archives historiques des musées révèlent que des obovaries olivâtres étaient présentes dans la rivière des Outaouais en 1885, 1887, 1900, 1906, 1931, 1933, 1936, 1937, 1960 et 1962 (figure 4). L'espèce n'a été observée à nouveau qu'en 2000, dans le cadre d'une étude d'observation au cours de laquelle on a retrouvé une coquille fraîche et deux coquilles érodées (F. Schueler, Bishop Mills Natural History Museum, données non publiées). Ces observations faites dans la rivière Blanche (affluent de la rivière des Outaouais) et directement dans la rivière des Outaouais, au niveau du district de Timiskaming (Ontario), constituent les observations les plus au nord faites au Canada. À la suite de cette étude, d'autres échantillonnages ciblés intensifs ont été effectués par le MCN, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) et le Bishop Mills Natural History Museum en 2001, 2002, 2004-2005, 2007, 2010 et 2012, dans l'ensemble de la rivière des Outaouais. Ces échantillonnages ont abouti à l'observation d'obovaries olivâtres vivantes (n=6), de coquilles fraîches (n=52) et de coquilles érodées (n=23) dans la rivière, entre le chenal de la culbute situé dans les environs de l'île aux Allumettes (Québec) et le parc de Plaisance (Québec). Des obovaries olivâtres ont également été observées dans quelques-uns des affluents de la rivière des Outaouais. Une coquille érodées a également été retrouvée dans la rivière Madawaska (numéro de collecte du MCN 073989) ; toutefois, aucune date n'accompagne cette observation. De plus, en 2001, un spécimen vivant a été découvert dans la rivière Coulonge, à environ 6 km du confluent de celle-ci et de la rivière des Outaouais (I. Picard, données non publiées).

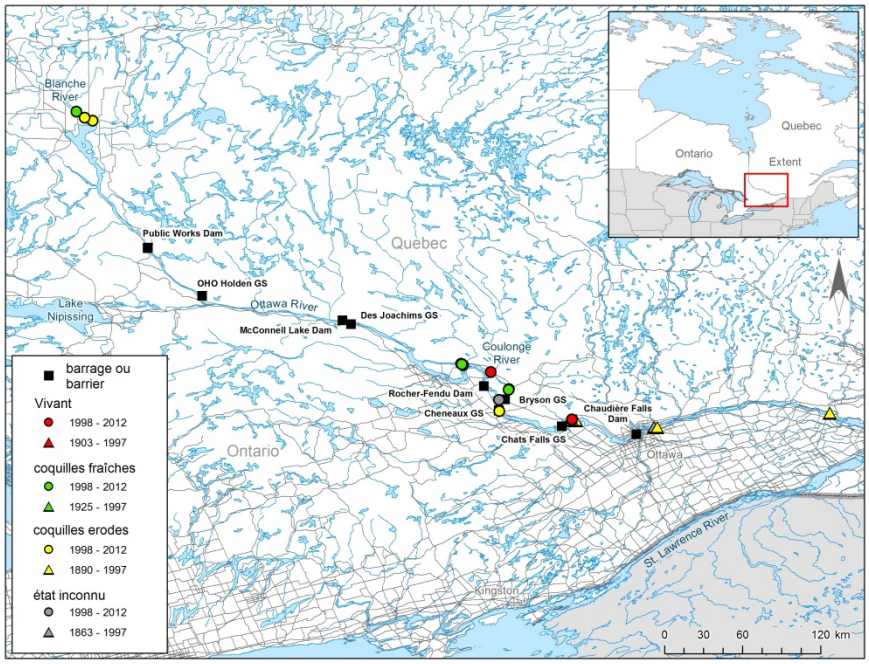

Figure 4. Répartition géographique des sites dans la rivière des Outaouais où des obovaries olivâtres ont été recensées.

FLEUVE SAINT-LAURENT ET SES AFFLUENTS

Des preuves de la présence de populations d'obovaries olivâtres sont notées dans le fleuve Saint-Laurent, à partir de la pointe sud de l'île Charron (près de Montréal, Québec) jusqu'à la ville de Saint-Joseph-de-la-Rive (Québec), située en aval. Des obovaries olivâtres ont également été observées dans trois des plus grands affluents du fleuve : les rivières Saint-François, Batiscan et L'Assomption (figure 5).

Fleuve Saint-Laurent

La première observation d'obovarie olivâtre dans le fleuve Saint-Laurent figure dans un rapport sur les moules d'eau douce du Bas-Canada datant de 1863 (Whiteaves 1863). À la suite de cette première observation, des données attestant de la présence de l'obovarie olivâtre dans le Saint-Laurent ont été recueillies en 1890, 1905, 1947, 1953, 1974 et 1982.

Plus récemment, le MRNF a déployé des efforts considérables en effectuant un échantillonnage dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent afin d'évaluer la présence de l'obovarie olivâtre et de mesurer son abondance. Le fait le plus marquant de cet échantillonnage est la découverte de ce qu'on considère être la plus importante population d'obovaries olivâtres au Canada près de la municipalité de Deschambault-Grondines (Québec). Les efforts investis depuis 2007 dans l'échantillonnage du site ont abouti à la capture de 586 spécimens vivants, 17 coquilles fraîches et 33 coquilles érodées (l'information permettant de savoir si les individus sont des recaptures n'était pas disponible). Lors de relevés effectués en 2007, l'abondance a été estimée à 0,75 individus/m^2 (A. Paquet et C. Laurendeau, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec [MRNF] dans COSEPAC 2011). Des relevés menés à Grondines entre 2007 et 2012 ont permis d'enregistrer la présence de nombreuses obovaries olivâtres juvéniles. Cela prouve que du recrutement est en cours dans ce site. De plus, 72 coquilles fraîches ont été observées à Berthierville en 2010 (I. Picard, données non publiées).

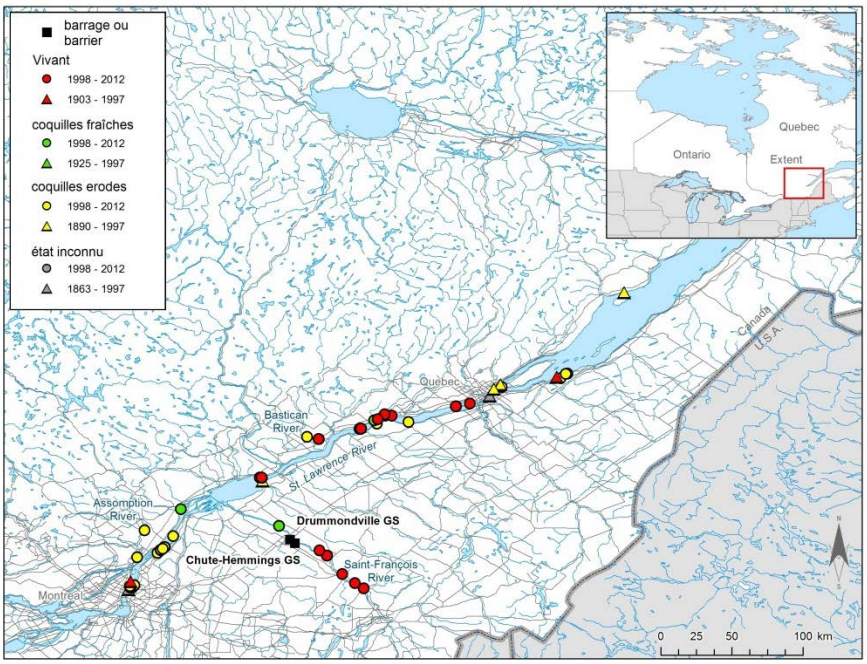

Figure 5. Répartition géographique des sites dans le fleuve Saint-Laurent et ses affluents où des obovaries olivâtres ont été recensées.

En 2012, le MRNF a effectué un échantillonnage intensif dans l'ensemble du fleuve Saint-Laurent (MRNF, données non publiées). Il convient de noter que des individus vivants ont été observés uniquement dans les sites en aval (Grondines, 468 spécimens vivants, 15 coquilles fraîches et 19 coquilles altérées; Trois-Rivières, cinq spécimens vivants), alors que dans les sites en amont, seules des coquilles érodées ont été observées (Contrecoeur, 29 coquilles; Longueuil, 4 coquilles). La longueur des coquilles de l'ensemble des obovaries olivâtres vivantes et des coquilles fraîches observées de 2005 à 2012 a été consignée (A. Paquet, MRNF, données non publiées; figure 6).

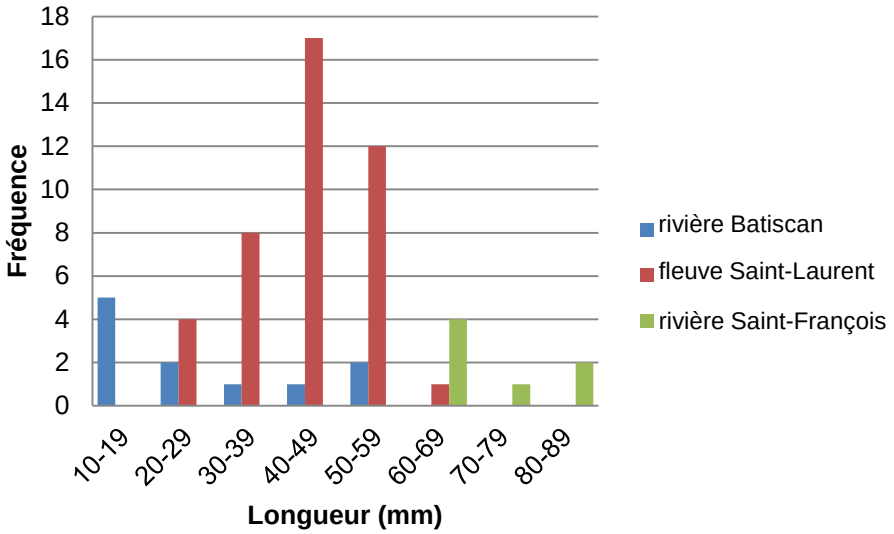

Figure 6. Distribution de la taille des obovaries olivâtres vivantes et des coquilles fraîches enregistrées pendant l'échantillonnage réalisé de 2005 à 2012 dans les rivières Batiscan et Saint-François et le fleuve Saint-Laurent.

Rivière Saint-François

La population d'obovaries olivâtres dans la rivière Saint-François a été découverte pour la première fois en 2002, alors qu'une coquille fraîche et 23 coquilles érodées ont été observées (I. Picard et A. Paquet, MRNF, données non publiées). Depuis la découverte initiale de cette population, 15 spécimens vivants et 7 coquilles érodées ont été observés dans le système. Parmi ces observations, une coquille fraîche et 13 coquilles érodées ont été observés en aval de Drummondville (Québec), à Saint-Joachim-de-Courval (Québec). Les autres individus ont été observés dans sept sites en amont de Drummondville. Le site en amont se trouve à environ 2 km au nord du barrage hydroélectrique de Windsor.

Rivière Batiscan

La rivière Batiscan constitue un vaste réseau hydrographique se jetant dans le fleuve Saint-Laurent à un endroit situé en aval, au nord-est de Trois-Rivières (Québec). La première observation d'une obovarie olivâtre dans la rivière Batiscan remonte à 2002. À cette occasion, 14 individus vivants, 2 coquilles fraîches et 1 coquille altérée ont été découverts à environ cinq kilomètres en aval du point de confluence de la rivière avec le fleuve (A. Paquet, MRNF, données non publiées). À la suite de cette découverte, d'autres obovaries olivâtres ont été observées au même endroit, en 2003 (1 coquille fraîche), 2005 (6 spécimens vivants, 1 coquille érodée) et 2006, (5 spécimens vivants). Dans la rivière Batiscan, on ne connaît qu'un seul autre site renfermant des obovaries olivâtres. Ce dernier se trouve à environ 8 km en amont du site où la découverte a été faite. En 2006, une coquille érodée a été recueillie dans ce site en amont (A. Paquet, MRNF, données non publiées). On a consigné la longueur de la coquille de 11 spécimens vivants et de 2 coquilles érodées observés au cours des relevés de 2005-2006 (A. Paquet, MRNF, données non publiées; figure 6).

Rivière L'Assomption

Dans la rivière L'Assomption, des obovaries olivâtres ont été observées qu'à deux reprises. La première fois, en 1998, on a recueilli deux coquilles érodées (F. Cotton, MRNF, données non publiées). Lors de la deuxième observation, en 2001, on a prélevé qu'une seule coquille (I. Picard, MRNF, données non publiées). On dispose de peu d'information sur la situation actuelle de l'obovarie olivâtre dans ce système. D'autres échantillonnages doivent être effectués afin de déterminer si une population d'obovaries olivâtres est toujours présente.

GRANDS LACS ET VOIES INTERLACUSTRES (DISPARUE DU PAYS)

Lorsque l'on considère l'état actuel des populations d'obovaries olivâtres dans les Grands Lacs et les voies interlacustres, il est important d'avoir une idée de l'effort d'échantillonnage sur les moules fait en Ontario. Afin de bien saisir cette situation, nous avons illustré à la figure 7 les points d'échantillonnage de tous les sites d'échantillonnage connus en Ontario. Les informations contenues dans cette figure ont été établies à partir des données de la base de données sur les unionidés des Grands Lacs inférieurs (Metcalfe-Smith *et al.* 1998) ainsi que d'autres sources, y compris les rapports du COSEPAC, les rapports publiés ou non et l'information provenant du Bishops Mills Natural History Centre.

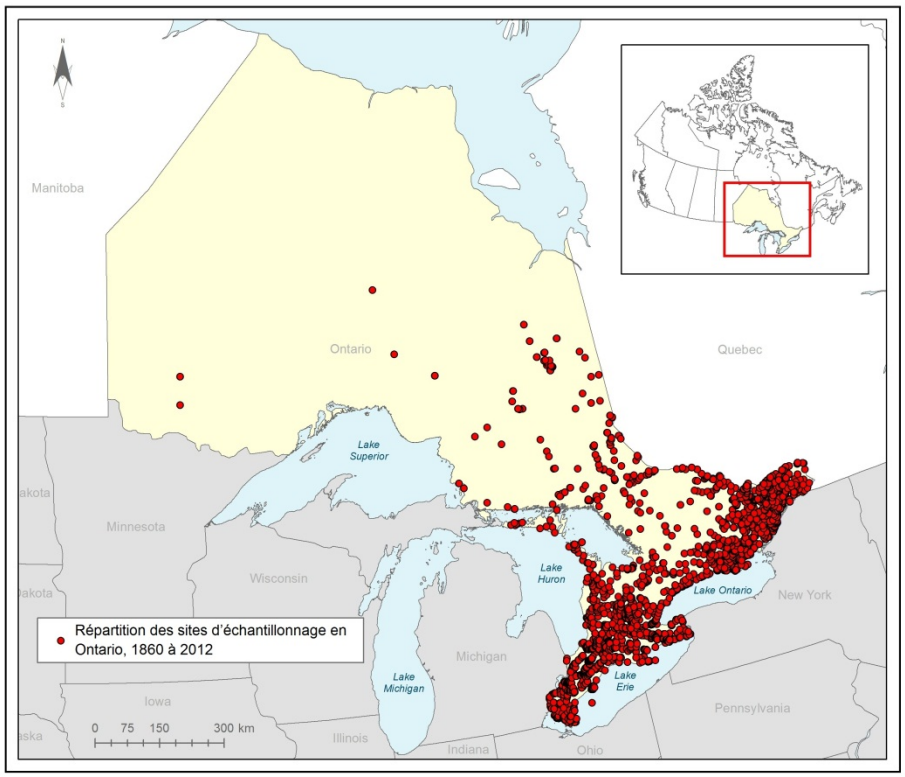

Figure 7. Répartition géographique des sites d'échantillonnage où les moules d'eau douce ont été recensées.

Avant l'introduction des moules dreissénidées envahissantes, il y avait très peu d'obovaries olivâtres dans les Grands Lacs et ses voies interlacustres. La disparition probable de l'obovarie olivâtre de la région des Grands Lacs et des voies interlacustres a été attribuée à l'introduction des moules dreissénidées.

Lac Érié

Dans les Grands Lacs à proprement parler, on n'a observé l'obovarie olivâtre qu'une seule fois, dans le lac Érié, en 1925 (figure 8). C'était sur la rive nord du lac Érié, près d'Oxley (Ontario). On possède très peu de données sur l'emplacement où l'obovarie olivâtre a été observée et l'état du spécimen (coquille fraîche ou érodée) n'a pas été consigné.

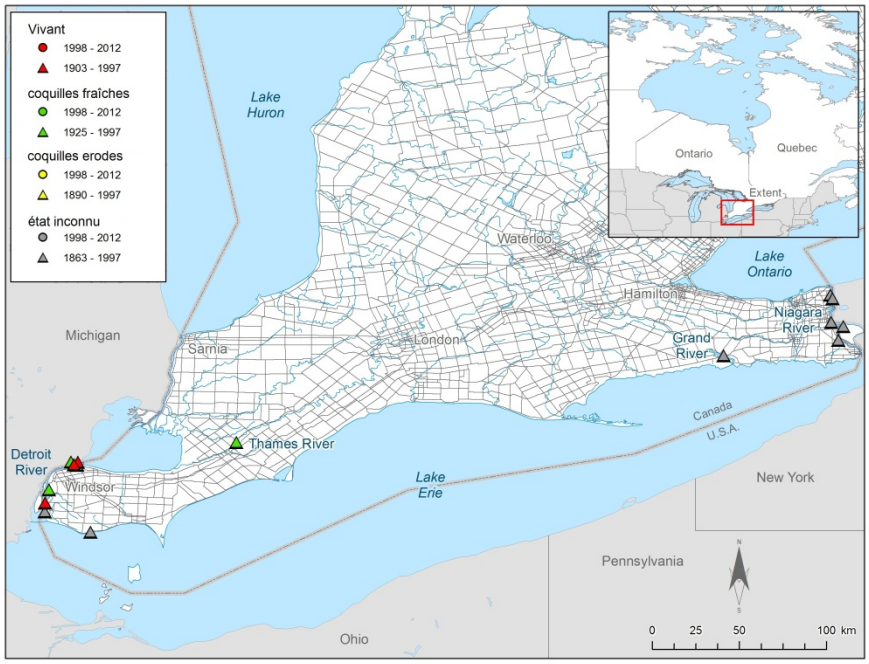

Figure 8. Répartition géographique des sites dans les Grands Lacs et ses voies interlacustres où des obovaries olivâtres ont été recensées.

Rivière Detroit

La première observation d'une obovarie olivâtre dans la rivière Détroit remonte à 1934. L'espèce a par la suite été observée à nouveau dans le système, en 1982 (9 spécimens vivants), 1992 (1 spécimen vivant, 5 coquilles fraîches) et 1994 (1 coquille fraîche). La dernière observation de l'obovarie olivâtre dans la rivière Détroit date de 1994. Des échantillonnages supplémentaires ont eu lieu dans la rivière Detroit en 1996, mais aucune obovarie olivâtre n'a été récoltée (Schloesser *et al.* 2006).

Rivière Niagara

Les données recueillies en 1903, 1931, 1932, 1934 et 1935 prouvent qu'une population d'obovaries olivâtres a déjà été présente dans la rivière Niagara. La New York Power Authority a commandé auprès de l'entreprise Riveredge Associates LLC une étude visant à examiner en 2001 et 2002 l'assemblage des moules du côté américain de la rivière Niagara (COSEPAC 2011). Bien qu'aucune obovarie olivâtre n'ait été trouvée, on a pu inventorier de nombreuses coquilles érodées et subfossiles. Cela prouve qu'une population productive a déjà été présente (COSEPAC 2011). D'autres échantillonnages de l'habitat de prédilection doivent être effectués dans les eaux canadiennes afin de vérifier si les obovaries olivâtres sont aujourd'hui disparues de la rivière Niagara.

Rivière Grand

Dans la rivière Grand (Ontario), l'obovarie olivâtre n'a été observée qu'à une seule occasion, en 1963. Les données n'indiquent pas l'état de la coquille; on y apprend seulement que l'individu a été trouvé directement sous le barrage de Dunnville (Ontario).

Rivière Thames

La présence d'obovaries olivâtres dans la rivière Thames (Ontario) n'a été observée qu'une seule fois, en 1934. Selon les données, seule une coquille fraîche aurait été trouvée (MRO

numéro d’accès 115). Une vérification effectuée par les auteurs a permis de conclure qu'il s'agit d'une obovarie olivâtre. Au cours des vingt dernières années, on a effectué dans ce système un échantillonnage intensif des unionidés. On estime que l'obovarie olivâtre n'est plus présente dans la rivière.

ÉVALUATION DE L'ÉTAT DE LA POPULATION

CATÉGORISATION DE LA POPULATION

Aux fins du présent document de recherche, les populations ont été délimitées en fonction de la capacité des poissons hôtes à se déplacer d'un endroit où l'on sait que des obovaries olivâtres sont présentes à un autre. L'hôte présumé de l'obovarie olivâtre est l'esturgeon jaune (Brady *et al.* 2004). L'aire de répartition de ce dernier au Canada chevauche directement celle de l'obovarie olivâtre. Un examen approfondi de l'abondance et de l'aire de répartition de l'esturgeon jaune dans les divers tronçons de la rivière des Outaouais est disponible (Haxton 2002). La capacité de l'obovarie olivâtre à se disperser par l'entremise de son poisson-hôte pendant la phase parasitaire obligatoire a été prise en considération lors du choix de la structure de population à utiliser pour l'évaluation de l'état de la population.

L'esturgeon jaune est capable de migrer sur de longues distances, mais ses déplacements dans les rivières des Outaouais et Saint-François peuvent être entravés par la présence de nombreux barrages. Les barrières naturelles et celles créées par l'homme au sein de l'aire de répartition connue de l'obovarie olivâtre dans la rivière des Outaouais comprennent la centrale Otto Holden, la centrale de Des-Joachims, la centrale des Cheneaux, la centrale des Chutes des Chats, le barrage des Chutes-de-la-Chaudière, et la centrale de Carillon (Haxton 2002). Les obstacles à la circulation sur la rivière Saint-François dans la distribution connue de l’obovarie olivâtre comprennent la centrale de la Chute-Hemming et la centrale de Drummondville. Une revue de la littérature a été effectuée pour catégoriser les déplacements de l’esturgeon jaune, en amont et en aval de tous les barrages à l'intérieur de la répartition connue de l’obovarie olivâtre (Haxton 2002; Haxton et Chubbuck 2002; Haxton 2008; T. Haxton, Ontario Ministry of Natural Resources, pers. comm.; S. Roy, Unité de gestion des Ressources naturelles et de la Faune de l’Estrie, comm. pers.; Tableau 1).

Tableau 1. Résumé de tous les obstacles artificiels connus empêchant les déplacements de l'esturgeon jaune dans les rivières des Outaouais et Saint-François au sein de l'aire de répartition de l'obovarie olivâtre, et détermination de la capacité de l'esturgeon jaune à surmonter ces barrières en amont ou en aval.

Population	Nom de la barrière	Esturgeon jaune Mouvement en amont	Esturgeon jaune Mouvement en aval
Rivière des Outaouais	Centrale Otto Holden	Infranchissable	Franchissable
	Centrale de Des-Joachims	Infranchissable	Franchissable à travers des vannes
	Barrage du Rocher Fendu	Infranchissable	Franchissable
	Centrale des Chenaux	Infranchissable	Franchissable à travers des vannes
	Barrage des Chutes des Chats	Infranchissable	Franchissable à travers un canal de fuite
	Barrage des Chutes-de-la-Chaudière	Infranchissable	Franchissable
	Centrale de Carillon	Franchissable à travers des écluses	Franchissable à travers des écluses
Rivière Saint-François	Centrale de Drummondville	Infranchissable	Franchissable à travers des vannes
	Centrale de la Chute-Hemmings	Infranchissable	Franchissable

Le passage vers l'aval des esturgeons jaunes au travers les installations hydroélectriques peut causer des dommages ou de la mortalité par l'exposition aux variations de pression d'eau, par la cavitation, le cisaillement, la turbulence ou des blessures mécaniques (Cada 1998, Golder Associates Ltd 2011). À l'heure actuelle, nous n'avons aucune donnée concernant le niveau de mortalité lors du passage des esturgeons jaunes à travers des vannes, ni sur le mouvement des esturgeons jaunes juvéniles à travers des turbines. Les prises d'eau des installations hydroélectriques sont généralement protégées par des grilles espacées afin d'empêcher le passage d'esturgeons jaunes adultes, mais cela n'empêche pas les juvéniles de passer (Golder Associates Ltd. 2011). Les esturgeons jaunes de toutes les classes d'âge peuvent également se déplacer en aval vers le déversoir, ou à travers les conduites (S. Roy, communication personnelle).

Des données relatives au déplacement des poissons à travers les barrages hydroélectriques ont été consignées. Knights *et al.* (2002) ont réussi à suivre le mouvement des esturgeons jaunes en amont et en aval à travers des barrages dans le fleuve Mississippi. De plus, Thuemler (1985) a suivi le déplacement de l'esturgeon jaune vers aval, à travers des barrages dans la rivière Menominee, entre le Wisconsin et le Michigan. Dans le cadre d'une étude commanditée par Manitoba Hydro en 2006, visant à déterminer le déplacement des poissons entre les centrales de Pointe du Bois et de Slave Falls, on a constaté qu'un esturgeon jaune étiqueté en amont de la centrale de Pointe du Bois a été retrouvé plus tard en aval (MPO 2010b). Deux esturgeons jaunes supplémentaire marqués en aval de la centrale de Pointe du Bois, ont ensuite été récupérés en aval de la centrale Slave Falls (MPO 2010b), fournissant ainsi la preuve qu'il est possible pour l'esturgeon jaune adulte de se déplacer vers l'aval à travers une centrale hydroélectrique.

Actuellement, il n'existe aucune étude portant sur le suivi de l'esturgeon jaune dans les rivières des Outaouais ou Saint-François. Cependant, on a réussi à suivre le passage du doré jaune (*Sander vitreus*) à travers la centrale des Chenaux (T. Haxton, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, comm. pers.). Compte tenu de la capacité naturelle de l'esturgeon jaune de se déplacer vers l'aval au-delà des barrières naturelles importantes (Welsh et McLeod 2010) et des preuves indiquant le passage possible de l'esturgeon jaune adulte à travers les centrales hydroélectriques (MPO 2010b), il est possible que des esturgeons jaunes infestés de glochidies d'obovarie olivâtre fassent ce type de déplacements. Par conséquent, dans le cadre de l'évaluation du potentiel de rétablissement, on estime que la population d'obovarie olivâtre présente dans la rivière des Outaouais est une population continue, de même que celle présente dans la rivière Saint-François et celle du fleuve Saint-Laurent, qui dépendent du déplacement des esturgeons jaunes.

Malgré la capacité de l'esturgeon jaune à franchir la centrale de Carillon (rivière des Outaouais; voir tableau 1) et sa capacité potentielle à migrer vers le fleuve Saint-Laurent, les différences zoogéographiques et morphologiques suggèrent de distinguer les stocks d'esturgeons jaunes de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent (Haxton 2008). Plus précisément, on croit que les esturgeons jaunes de la rivière des Outaouais ont colonisé lors de la décharge Fossmill et plus tard lors de la décharge de North Bay lors le recul du glacier Wisconsin (Mandrak et Crossman 1992). En outre, l'existence de la mer de Champlain (jusqu'il y a 7000 ans) aurait empêcher la colonisation à partir du fleuve Saint-Laurent (Mandrak et Crossman 1992). De plus, une différence morphologique dans les mesures de la tête indique des différences entre l'esturgeon jaune de ces deux systèmes (Guénette *et al.* 1992). Cette différence a été appuyée plus tard par des variations de l'ADN mitochondrial entre les esturgeons jaunes de la rivière des Outaouais et du fleuve St-Laurent (Guénette *et al.* 1993).

Compte tenu du déplacement de l'esturgeon jaune, et d'après les similitudes dans les caractéristiques de l'habitat et les menaces pesant sur cette espèce dans les divers tronçons de la rivière des Outaouais, tous les spécimens le long de cette rivière seront considérés comme

une population unique. Les rivières Batiscan et L'Assomption et le fleuve Saint-Laurent seront regroupés et représenteront une seule population, dans la mesure où il n'existe aucun barrage ni aucune barrière qui empêche le déplacement de l'esturgeon jaune entre ces sites. Ces trois sites, qui se trouvent dans l'aire de répartition de l'obovarie olivâtre, sont très identiques en termes d'habitat et de menaces, ce qui constitue un appui supplémentaire pour une population unique. Dorénavant, cette population sera appelée « population du fleuve Saint-Laurent ». Même si les déplacements en aval de l'esturgeon jaune pour franchir les centrales situées sur la rivière Saint-François sont possibles, les caractéristiques de l'habitat et les différentes menaces pesant sur l'obovarie olivâtre sur ce site varient considérablement de celles du fleuve Saint-Laurent. Par conséquent, les spécimens de la rivière Saint-François seront considérés comme une population distincte.

ÉVALUATION

Afin d'évaluer l'état des populations d'obovarie olivâtre au Canada, on a attribué à chaque population une cote en fonction de son abondance (indice d'abondance relative) et de sa trajectoire (trajectoire de la population, tableau 2). L'indice d'abondance relative correspond à l'une des catégories suivantes : Disparu, Faible, Moyen, Élevé ou Inconnu. Les paramètres d'échantillonnage utilisés comprennent la méthode d'échantillonnage, l'aire concernée, l'effort d'échantillonnage et une condition indiquant si l'étude ciblait l'obovarie olivâtre. Ensuite, on a déterminé le nombre d'obovaries olivâtres individuelles récolté à chaque période d'échantillonnage en attribuant un indice d'abondance relative. L’indice d’abondance relative est un paramètre relatif, car les valeurs attribuées à chaque population sont liées à celles de la population la plus abondante. Dans le cas de l'obovarie olivâtre, on a attribué un indice d'abondance relative à toutes les populations en comparaison avec la population du fleuve Saint-Laurent. Il convient de noter que cet indice dépend des observations d'obovaries olivâtres actuellement disponibles. L'échantillonnage axé sur les espèces doit permettre d'améliorer l'évaluation.

Pour chaque population, la trajectoire de la population a été évaluée comme étant en baisse, stable, en hausse ou inconnue, conformément aux meilleures données relatives à la trajectoire actuelle. Le nombre de spécimens récolté au fil du temps pour chaque population a été pris en compte. Les tendances au fil du temps ont été classées comme étant en hausse (hausse de l'abondance au fil du temps), en baisse (baisse de l'abondance au fil du temps) et stable (aucun changement de l'abondance au fil du temps). Lorsque les données étaient insuffisantes pour qualifier la trajectoire de la population, la valeur a été considérée comme inconnue.

Un niveau de certitude a été associé à l'indice d'abondance relative et à la trajectoire de la population, et est classé de la manière suivante : 1=analyse quantitative; 2=captures par unité d'effort (CPUE) ou échantillonnage normalisé; 3=avis d'experts.

Tableau 2 : Indice d'abondance relative et trajectoire de la population pour chaque population d'obovarie olivâtre au Canada. Un niveau de certitude a été associé à l'indice d'abondance relative et à la trajectoire de la population, et est classé de la manière suivante : 1=analyse quantitative; 2=captures par unité d'effort (CPUE) ou échantillonnage normalisé; 3=avis d'experts.

Population	Indice d'abondance relative	Niveau de certitude	Trajectoire de la population	Niveau de certitude
Rivière Mississagi	Faible	2	Inconnue	3
Rivière des Outaouais	Moyen	2	Inconnue	3
Fleuve Saint-Laurent	Moyen	2	Inconnue	3
Rivière Saint-François	Faible	2	Inconnue	3
Grands Lacs et ses voies interlacustres	Disparu	2	-	-

Les valeurs de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population ont été combinées dans la matrice de l'état de la population (tableau 3) afin de déterminer l'état de chaque population. Par la suite, on a attribué à chaque état de la population la cote mauvais, passable, bon, inconnu ou sans objet (tableau 4). La certitude associée à l'état de chaque population reflète le niveau de certitude le moins élevé en lien avec l'un ou l'autre des paramètres initiaux (indice d'abondance relative ou trajectoire de la population).

Tableau 3. La matrice de l'état de la population combine les valeurs de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population afin de déterminer l'état de chaque population d'obovarie olivâtre au Canada. Par la suite, on a attribué à chaque état de la population la cote disparu, mauvais, passable, bon ou inconnu.

		Trajectoire de la population			
		En hausse	**Stable**	**En baisse**	**Inconnue**
Indice d'abondance relative	**Faible**	Faible	Faible	Faible	Faible
	Moyen	Passable	Passable	Faible	Faible
	Élevé	Acceptable	Acceptable	Passable	Passable
	Inconnu	Indéterminé	Indéterminé	Indéterminé	Indéterminé
	Disparue	Disparu	Disparu	Disparu	Disparu

Tableau 4. État de toutes les populations d'obovaries olivâtres au Canada, d'après une analyse de l'indice d'abondance relative et de la trajectoire de la population. La certitude associée à l'état de chaque population reflète le niveau de certitude le moins élevé en lien avec l'un ou l'autre des paramètres initiaux (indice d'abondance relative ou trajectoire de la population).

Population	État de la population	Niveau de certitude
Rivière Mississagi	Mauvais	3
Rivière des Outaouais	Mauvais	3
Fleuve Saint-Laurent	Mauvais	3
Rivière Saint-François	Mauvais	3
Grands Lacs et ses voies interlacustres	Disparue	3

EXIGENCES EN MATIÈRE D'HABITAT

GLOCHIDIES

Afin de bien comprendre les exigences en matière d'habitat des moules d'eau douce, il faut d'abord comprendre leur cycle biologique unique. Au cours de la période de frai, les mâles situées en amont libèrent le sperme dans la colonne d'eau par le siphon exhalant (COSEPAC 2011). Ensuite, les femelles utilisent leurs branchies pour filtrer le sperme de la colonne d'eau, le sperme est alors déposé dans la partie postérieure des branchies des femelles, dans une zone spéciale où les ovules sont fécondés. Les ovules fécondés sont conservés jusqu'à ce qu'ils atteignent le stade larvaire. Bien que certaines moules d'eau douce soient sexuellement dimorphes (femelles matures caractérisées par un écoulement de la marge ventrale postérieure), on observe un dimorphisme sexuel peu marqué chez l'obovarie olivâtre.

Les moules d'eau douce sont souvent classées en fonction de leur mode de couvaison et de relâchement de glochidies (Watters et O'Dee 2000). Ces deux catégories renvoient aux couveuses à long terme (bradytéliques) et à court terme (tachytéliques). L'obovarie olivâtre est classée comme étant une espèce dont la période de gravidité est longue (bradytélique) : elle fraie vers la fin de l'été, conserve les glochidies au cours de l'hiver, puis les relâche l'été suivant. Des femelles gravides infestées de glochidies ont été découvertes à partir du mois d'août, jusqu'au mois de juin de l'année suivante (COSEPAC 2011). Elles ont été observées au cours de relevés effectués en septembre dans la rivière Mississagi, ainsi que pendant les relevés

menés dans la rivière des Outaouais, en octobre (COSEPAC 2011). Quelle que soit la stratégie de couvaison utilisée, une fois que les femelles ont relâché leurs glochidies, ces dernières doivent s'enkyster sur les branchies d'un poisson-hôte approprié (Kat 1984).

L'esturgeon à museau plat (*Scaphirhynchus platorynchus*) est le seul poisson-hôte ayant été consigné pour avoir été infesté avec succès par des glochidies de l'obovarie olivâtre en dehors d'un laboratoire (Howard (1914) and Coker et al. (1921) in Watters *et al.* 2009). Une expérience subséquente menée en laboratoire a révélé que l'esturgeon jaune joue possiblement lui aussi le rôle de poisson-hôte pour cette espèce (Brady *et al.* 2004). Dans une étude menée par Brady *et al.* (2004), on a placé huit esturgeons jaunes juvéniles dans un seau contenant un litre d'eau et des glochidies provenant de deux obovaries olivâtres femelles pendant cinq minutes environ. Les esturgeons jaunes ont par la suite été transférés dans un aquarium de 38 litres et un suivi a été fait à tous les jours subséquents pour les obovaries olivâtres juvéniles (Brady *et al.* 2004). Les obovaries olivâtres juvéniles ont été siphonnés et enlevés du système une fois trouvé, ce qui a eu lieu 15 jours après l'infestation (Brady *et al.* 2004).

Ce lien a été étudié plus en profondeur dans le cadre d'autres expériences d'infestation d'obovaries olivâtres au cours desquelles on a découvert que l'esturgeon à museau plat, l'esturgeon pâle (*S. albus*) et l'esturgeon jaune représentent tous les trois des poissons-hôtes convenables, entrainant la transformation de nombreux juvéniles dans les montages en laboratoire (B. Sietman, Minnesota Department of Natural Resources, données non publiées; M. Hove, University of Minnesota, données non publiées). D'autres poissons-hôtes ont été analysés, mais n'ont produit que quelques juvéniles, notamment l'épinoche à cinq épines (*Culea inconstans*), l'umbre de vase (*Umbra limi*), le gambusie (*Gambusia affinis*), le poisson arc-en-ciel (*Poecilia reticulata*) et la laquaiche aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*) (B. Sietman, comm. pers.). Même si quelques transformations se sont produites sur ces poissons-hôtes, on pense que ces espèces ne seraient probablement pas des poissons-hôtes en milieu naturel (B. Sietman, comm. pers.). D'autres expériences d'infestation réussie, avec l'esturgeon jaune comme poisson-hôte, ont été menées à la Genoa National Fish Hatchery, située à Genoa, dans le Wisconsin (N. Eckert, U.S. Fish and Wildlife Service, données non publiées). Habituellement, les esturgeons jaunes utilisés pour les expériences d'infestation mesurent de 15 à 20 cm. Sur un seul poisson, on peut récupérer jusqu'à 1 200 obovaries olivâtres juvéniles (N. Eckert, comm. pers.). Lorsque conservés à une température de 21 °C, les juvéniles sont relâchés 20 à 25 jours après l'infestation (N. Eckert, comm. pers.).

Les esturgeons à museau plat et les esturgeons pâles sont absents des eaux canadiennes, tandis que l'aire de répartition de toutes les autres populations canadiennes d'obovaries olivâtres chevauche directement celle de l'esturgeon jaune (Pratt 2008). Ce chevauchement dans les aires de répartition constitue une preuve circonstancielle du lien hôte-moule qui existe sans doute entre l'obovarie olivâtre et l'esturgeon jaune. De nombreux facteurs doivent être pris en compte lors de la discussion sur la pertinence et la probabilité d'une rencontre réussie avec un poisson-hôte. Pour pouvoir faire l'objet d'une infestation et devenir un poisson-hôte potentiel, le poisson-hôte ne doit pas seulement être présent dans le système en nombre suffisant, il doit également avoir l'âge, la santé et l'immunité appropriés. Les critères précis liés à ces facteurs pour ce qui est de l'interaction entre l'obovarie olivâtre et l'esturgeon jaune sont actuellement inconnus et devraient constituer le thème principal des études futures.

De nombreuses espèces de moules d'eau douce ont développé des stratégies complexes d'attraction pour augmenter la probabilité de rencontrer un hôte approprié (Zanatta et Murphy 2006). L'obovarie olivâtre ne semble pas utiliser de stratégies actives d'attraction de l'hôte et ne semble pas avoir de leurre (Zanatta et Murphy 2006). Cependant, elle a un comportement d'incubation spécialisé. En effet, elle se place de telle sorte que la marge ventrale postérieure de sa coquille affleure presque la surface des sédiments, son manteau couvrant une partie modeste de l'ouverture de la coquille, et le manteau se rétracte, exposant ainsi les branchies,

lorsque la coquille est touchée du doigt (B. Sietman, comm. pers.). On pourrait croire que ce type de comportement favoriserait l'infestation par un poisson-hôte se nourrissant d'espèces benthiques, comme l'esturgeon jaune. L'infestation naturelle de l'esturgeon jaune par des glochidies de l'obovarie olivâtre n'a jamais été observée dans un milieu naturel et, à l'heure actuelle, on ignore les détails de cette interaction. On ignore également le temps de fixation.

Indépendamment des méthodes d'exposition et de fixation, les glochidies demeurent enkystées sur les poissons-hôtes jusqu'à ce qu'elles atteignent le stade juvénile. L'enkystement est une étape obligatoire du cycle biologique de l'obovarie olivâtre. Elle doit nécessairement passer par ce stade pour pouvoir se développer. Les branchies d'un poisson-hôte approprié peuvent être considérées comme une exigence en matière d'habitat pendant le stade de glochidies de l'obovarie olivâtre.

JUVÉNILES

À la suite de leur métamorphose, les moules d'eau douce juvéniles quittent les branchies du poisson-hôte, s'enfouissent dans le substrat et y restent jusqu'à la maturité. Le délai de maturation peut varier d'une espèce de moules à l'autre, et nous ne disposons d'aucune estimation précise pour la plupart des espèces. La proportion de glochidies qui survivent jusqu'au stade juvénile est estimée être aussi bas que 0.000001 % (Jansen et Hanson 1991; COSEPAC 2006b, 2007). Une tactique de survie pour remédier à ce niveau de mortalité élevé consiste à produire un nombre très élevé de glochidies. Il est difficile de déterminer les exigences en matière d'habitat des moules juvéniles, car ces dernières ne sont pas faciles à détecter et ont tendance à s'enfouir. Une fois que les moules ont atteint la maturité sexuelle, elles émergent du substrat pour prendre part à la reproduction. (Watters *et al.* 2001).

ADULTES

L'habitat de l'obovarie olivâtre adulte est généralement décrit comme étant composé de sable ou d'un substrat de sable et de gravier. Il est situé dans les eaux relativement profondes des grands réseaux hydrographiques où la vitesse du courant va de modérée à élevée (Metcalfe-Smith *et al.* 2005).

Caractéristiques des cours d'eau

L'obovarie olivâtre est généralement classé comme occupant de grandes rivières, larges et profondes, par rapport à d'autres espèces de moules d'eau douce canadiennes (COSEPAC 2011). Ils sont généralement retrouvés à des profondeurs variant de 2 à 5 m. Sur la rivière des Outaouais, un relevé effectué en plongée près du débarcadère MacLaren et de la région de l'île Mohr a révélé la présence d'obovaries olivâtres vivantes à des profondeurs allant de 1,5 à 6 m (Martel *et al.* 2006; COSEPAC 2011). Lors d'un autre relevé en plongée sous-marine le long de la rive nord du Chenal-de-la-Culbute (rivière des Outaouais), on a retrouvé des coquilles à une profondeur de 3 à 4 m, mais aucun spécimen vivant n'a été récolté. (COSEPAC 2011). Dans la Rivière Mississagi, un total de 10 spécimens vivants ont été recueillis, à des profondeurs allant de 1,5 à 4 m (Zanatta et Woolnough 2011).

Il est difficile d'indiquer quelle était la profondeur de prédilection pour la plupart des échantillonnages réalisés dans le fleuve Saint-Laurent, car les sites sont grandement influencés par les marées et les prélèvements se font habituellement à marée basse. Par exemple, trois obovaries olivâtres vivantes ont été observées à Grondines, au Québec (fleuve Saint-Laurent) à une profondeur de 0,5 m, à marée basse (A. Paquet, MRNF, données non publiées). Même si cette profondeur n'est pas considérée comme habituelle pour cette espèce, il faut noter qu'elle convient à sa survie dans des zones exposées quotidiennement à des fluctuations substantielles du niveau de l'eau. Il faut faire preuve de prudence pour interpréter les préférences relatives à la profondeur pour l'obovarie olivâtre d'un système grandement

influencé par les marées. De l'autre côté de ce spectre, des obovaries olivâtres vivantes ont été observées à une profondeur d'échantillonnage maximale de 9,7 m près de Portneuf (Québec), dans le fleuve Saint-Laurent, lorsque deux spécimens vivants ont été capturés accidentellement par deux filets au cours de relevés de poissons, à des profondeurs de 8,6 et 9,7 m (P.-Y., Collin, MRNF, données non publiées). Ces captures accidentelles prouvent que l'on peut également trouver l'obovarie olivâtre à des profondeurs plus importantes que celles évaluées précédemment. En outre, on n'a aucune connaissance de la profondeur maximale de l'eau où cette espèce peut vivre. Aucun échantillonnage n'a été réalisé à des profondeurs très importantes, et on ne sait pas s'il existe une profondeur maximale de prédilection pour cette espèce.

Vitesse du courant

Il est difficile de déterminer les préférences de vitesse du courant, car la plupart des données recueillies lors des relevés des obovaries olivâtres n'ont produit que des estimations qualitatives de cette vitesse. Dans les ouvrages scientifiques, on utilise des descripteurs tels que « bon courant » (Metcalfe-Smith *et al.* 2005), « courant modéré à fort » (Parmalee et Bogan 1998; COSEPAC 2011) et « courant modéré » (Martel *et al.* 2006) afin de décrire les eaux occupées. La vitesse du courant a été consignée lors de l'échantillonnage d'obovaries olivâtres vivantes mené en 2012 à Grondines (Québec) et variait de 0,0 à 0,3 m/s dans les sites où l'on a observé des spécimens vivants (A. Paquet, MRNF, données non publiées). Même s'il est difficile de déterminer la vitesse de courant de prédilection, il est important qu'un régime d'écoulement naturel soit maintenu dans des systèmes où l'on sait que des obovaries olivâtres sont présentes. Un régime d'écoulement naturel est nécessaire pour maintenir un substrat propre, grâce à la réduction des dépôts de limon, pour fournir une source de nourriture pour cette espèce filtreuse, et pour la distribution des gamètes et contribuer ainsi à la reproduction.

Substrat

Le substrat des sites où des obovaries olivâtres ont été observées est généralement décrit comme étant un fond composé de sable (Parmalee et Bogan 1998), de sable boueux ou de gravier (Watters *et al.* 2009), de sable ou d'un mélange de sable et de gravier (Metcalfe-Smith *et al.* 2005) ou de sable et de vase (D. Zanatta et A. Martel, obs. pers. dans COSEPAC 2011). La composition du substrat (proportion des composés) a été enregistrée dans des sites où des obovaries olivâtres ont été observées entre 2002 et 2012, dans le fleuve Saint-Laurent, et les rivières Batiscan et Saint-François (A. Paquet, MRNF, données non publiées; figure 9). Les sites du fleuve Saint-Laurent respectent les descriptions classiques fournies dans la littérature scientifique, étant donné que la plupart de ces sites sont composés d'un mélange de sable, de limon et de gravier. Les sites de la rivière Batiscan ont été classés comme étant composés principalement de sable (≥ 85 % dans tous les sites), tandis que les sites de la rivière Saint-François étaient très différents de la description classique de l'habitat. Les sites de la rivière Saint-François ont été classés comme présentant très peu de sable (≤ 20 % dans tous les sites) et l'ensemble des sites ont été classés comme ayant des niveaux relativement similaires de substrat rocheux, de blocs et de gravats ainsi que de petites quantités de gravier. Non seulement cela représente une grande différence par rapport à la description classique des substrats fournie pour l'obovarie olivâtre, mais cela indique également une plage plus importante de tolérance de substrats. Il convient de noter que même si l'obovarie olivâtre était présente dans des zones composées principalement de substrats, des poches de substrat plus fin (sable et limon) sont nécessaires, et on y trouve généralement des obovaries olivâtres.

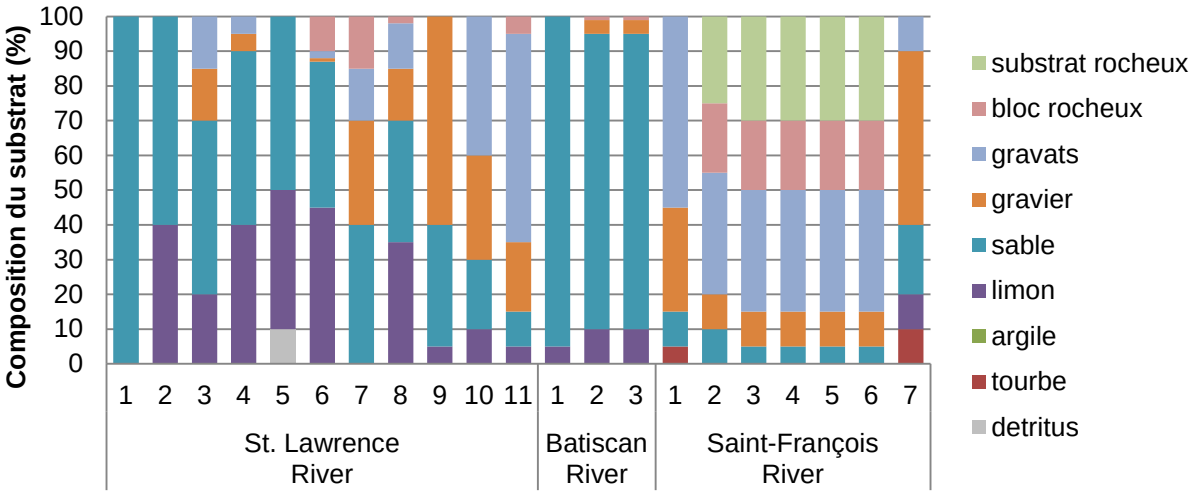

Figure 9. Composition du substrat (en pourcentage) enregistrée à partir de sites où des obovaries olivâtres ont été observées entre 2002 et 2012, dans le fleuve Saint-Laurent, et les rivières Batiscan et Saint-François.

FONCTIONS, CARACTÉRISTIQUES ET ATTRIBUTS

Une description des fonctions, des caractéristiques et des attributs de l'habitat de l'obovarie olivâtre est donnée dans le tableau 5. L'habitat nécessaire à chacun des stades biologiques s'est vu affecter une fonction qui correspond à un besoin biologique de l'obovarie olivâtre. En plus de la fonction habitat, une caractéristique a été affectée à chacun des stades biologiques. Une caractéristique est considérée comme la composante structurelle de l'habitat nécessaire pour la survie ou le rétablissement de l'espèce. Les attributs de l'habitat, qui décrivent de quelle façon la caractéristique soutient la fonction à chacun des stades biologiques, sont aussi fournis. Les attributs optimaux de l'habitat énumérés dans les ouvrages scientifiques pour chaque étape du cycle biologique ont été combinés à ceux que fournissent les relevés récents (de 2002 à nos jours) afin de montrer l'éventail maximal des attributs de l'habitat de l'obovarie olivâtre (voir le tableau 5 et les références qui s'y trouvent). Ces données sont fournies dans le but d'orienter les prochaines activités de désignation de l'habitat essentiel de cette espèce. Il faut noter que les attributs de l'habitat associés aux données actuelles peuvent différer de ceux décrits dans les publications scientifiques, puisque l'obovarie olivâtre occupe présentement des zones où il n'y a plus d'habitat idéal.

Tableau 5. Résumé des fonctions, des caractéristiques et des attributs essentiels pour chaque étape du cycle biologique de l'obovarie olivâtre. Les attributs de l'habitat consignés dans les publications scientifiques ont été combinés aux attributs de l'habitat récemment enregistrés pendant les relevés sur les obovaries olivâtres (capturées au cours des dix dernières années ou depuis 2002) afin de déterminer les attributs nécessaires à la délimitation de l'habitat essentiel (voir le texte pour obtenir une description détaillée des catégories).

			Attributs de l'habitat		
Stade biologique	**Fonction**	**Caractéristique(s)**	**Ouvrages scientifiques**	**Registres actuels**	**Détermination de Habitat essentiel**
Frai et fécondation (espèce avec longue période de gravidité : des femelles gravides porteuses de glochidies ont été observées entre août et juin; COSEPAC 2011)	Reproduction	Grands réseaux hydrographiques		• Des femelles gravides ont été observées dans les mêmes sites que les autres obovaries olivâtres adultes non reproductrices, dans les rivières Mississagi et des Outaouais (COSEPAC 2011)	• Même habitat que les adultes
Stade de glochidie enkystée sur un poisson-hôte jusqu'au détachement	Développe-ment	Poissons-hôtes appropriés	• Infestation naturelle d'une obovarie olivâtre sur les branchies d'un esturgeon à museau plat (Howard 1914 et Coker *et al.* 2001, dans Watters *et al.* 2009) • Il n'y a aucune donnée antérieure faisant état d'une infestation naturelle d'un esturgeon jaune par une obovarie olivâtre • Des obovaries olivâtres ont été transformées avec succès dans le cadre d'expériences d'infestation avec l'esturgeon jaune (Brady *et al.* 2004; B. Sietman, données non publiées; M. Hove, données non publiées; N. Eckert, données non publiées) • L'aire de répartition de l'esturgeon jaune chevauche directement celle de l'obovarie olivâtre (Pratt 2008), ce qui constitue une preuve circonstancielle de l'interaction avec les poissons-hôtes	• Il n'y a aucune donnée faisant état d'infestations naturelles de glochidies de l'obovarie olivâtre sur les branchies d'un esturgeon jaune	• Présence d'un nombre suffisant de poissons-hôtes (le poisson qui joue le rôle d'hôte présumé dans les eaux canadiennes est l'esturgeon jaune)

			Attributs de l'habitat		
Stade biologique	**Fonction**	**Caractéristique(s)**	**Ouvrages scientifiques**	**Registres actuels**	**Détermination de Habitat essentiel**
Adultes et juvéniles	Alimentation Couverture Zone d'alevinage	Grands réseaux hydrographiques présentant un débit se situant dans la plage de variabilité naturelle	**Caractéristiques des cours d'eau** • L'espèce vit dans les grands réseaux hydrographiques larges et profonds, par rapport aux autres espèces de moules d'eau douce du Canada (COSEPAC 2011) • Observée à des profondeurs allant de 0,5 à 9,7 m	• Rivière des Outaouais : le relevé effectué au moyen de plongeurs autonomes a révélé la présence d'obovaries olivâtres vivantes à des profondeurs allant de 1,5 à 6 m (Martel *et al.* 2006; COSEPAC 2011) • Rivière Mississagi : au total, 10 spécimens vivants ont été recueillis, à des profondeurs allant de 1,5 à 4 m (Zanatta et Woolnough 2011) • Fleuve Saint-Laurent (Grondines) : trois obovaries olivâtres vivantes ont été observées à une profondeur de 0,5 m, à marée basse (A. Paquet, MRNF, données non publiées) • Portneuf (Québec) [fleuve Saint-Laurent : deux obovaries olivâtres vivantes ont été observées à une profondeur d'échantillonnage maximale de 9,7 m (les spécimens ont été capturés accidentellement par deux filets au cours des relevés de poissons, à des profondeurs de 8,6 et 9,7 m)] (P.-Y., Collin, MRNF, données non publiées)	• L'espèce vit à des profondeurs très variables, lesquelles vont de 0,5 à 9,7 m
			Vitesse du courant • Dans les ouvrages, on utilise des descripteurs tels que « bon courant » (Metcalfe-Smith *et al.* 2005), « courant modéré à fort » (Parmalee et Bogan 1998; COSEPAC 2011) et « courant modéré » (Martel *et al.* 2006) afin	• La vitesse du courant enregistrée lors de l'échantillonnage d'obovaries olivâtres vivantes mené en 2012 à Grondines (Québec) variait de 0,0 à 0,3 m/s (A. Paquet, MRNF, données non	

			Attributs de l'habitat		
Stade biologique	**Fonction**	**Caractéristique(s)**	**Ouvrages scientifiques**	**Registres actuels**	**Détermination de Habitat essentiel**
			de décrire les eaux occupées. **Substrat** • Le substrat des sites où des obovaries olivâtres ont été observées est généralement décrit comme étant un fond composé de sable (Parmalee et Bogan 1998), de sable boueux ou de gravier (Watters *et al.* 2009), de sable ou d'un mélange de sable et de gravier(Metcalfe-Smith *et al.* 2005) ou de sable et de vase (D. Zanatta et A. Martel, observations personnelles tirées de COSEPAC 2011)	publiées). • Fleuve Saint-Laurent : sol composé d'un mélange de sable, de vase et de gravier (semblable à ce qui est décrit dans les ouvrages scientifiques) • Rivière Batiscan : substrat essentiellement sableux (≥ 85 % de sable dans tous les sites) • Rivière Saint-François : très peu de sable (≤ 20 % dans tous les sites) et l'ensemble des sites ont été classés comme présentant des niveaux relativement similaires de substrat rocheux, de blocs et de gravats ainsi que de petites quantités de gravier (différence importante avec la description dans les ouvrages scientifiques)	• Capacité à survivre dans de nombreux types de substrat, sauf dans la boue et dans l'argile.
			Présence de moules dreissénidées • L'introduction et l'établissement des moules dreissénidées ont mené au déclin de l'obovarie olivâtre (COSEPAC 2011)	• L'échantillonnage mené récemment (2004-2012) a révélé la présence de moules zébrées fixées à la coquille de cinq obovaries olivâtres vivantes. On a également découvert quatre autres obovaries qui avaient un byssus sur leur coquille (A. Paquet, données non publiées)	

RÉSIDENCE

La LEP définit la résidence comme un « gîte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation ». Selon l'interprétation du MPO, la résidence est construite par l'organisme. Dans le contexte de la description narrative faite précédemment des exigences en matière d'habitat pour les glochidies, les alevins et les adultes, l'obovarie olivâtre ne construit pas de résidence pendant son cycle biologique (MPO 2010a).

MENACES

Au cours des 30 dernières années, la diversité des espèces et l'abondance des moules d'eau douce indigènes a diminué partout au Canada et aux États-Unis (Williams *et al.* 1993). Il semble que les principaux facteurs limitant la stabilisation et la croissance des populations de moules d'eau douce au Canada sont l'introduction et l'établissement des moules dreissénidées et la diminution de la qualité de l'habitat des moules d'eau douce disponible. La grande aire de répartition occupée autrefois par des moules d'eau douce dans les Grands Lacs et ses voies interlacustres a été dévastée par l'introduction de moules dreissénidées, et la plupart de ces zones, qui étaient autrefois habitées par des moules d'eau douce, n'offrent plus d'habitat convenable. De plus, des preuves indiquent que cette baisse de la qualité de l'eau, et plus particulièrement la hausse de la turbidité et des solides en suspension, a contribué à l'augmentation de la charge en nutriments. Par ailleurs, la hausse des niveaux de contaminants et de substances toxiques limitent également la répartition des moules d'eau douce. Ces baisses de la qualité de l'eau sont le résultat d'activités telles que la construction de barrages et de retenues d'eau, de modifications des canaux (par ex. la canalisation, le dragage) et les pratiques d'utilisation des terres (par ex. l'agriculture, l'exploitation minière, la construction) (Bogan 1993; Williams *et al.* 1993; Watters 2000). Les retenues d'eau entraînent généralement l'envasement, l'accumulation des polluants et une eau pauvre en nutriments, tandis que les barrages modifient le débit et les régimes de température et isolent les moules de leur poisson-hôte (Bogan 1993; Watters 2000). Des pratiques d'utilisation des terres telles que l'agriculture, l'exploitation forestière, l'exploitation minière et la construction entraînent généralement les sédiments dans les eaux de ruissellement, des polluants et le sel dans les cours d'eau (Bogan 1993; Watters 2000).

Étant donné l'étape obligatoire d'enkystement des glochidies, l'obovarie olivâtre est également touchée directement, par l'abondance des poissons-hôtes, et indirectement, par les menaces auxquelles ceux-ci sont exposés. La répartition de diverses espèces de moules d'eau douce peut être limitée par la répartition de son poisson-hôte. L'esturgeon jaune est le seul hôte présumé de l'obovarie olivâtre au Canada (voir la section relative aux exigences en matière d'habitat) et l'espèce (Unité désignable (UD) 8, population des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, qui couvre toute l'aire de répartition de l'obovarie olivâtre au Canada) est considéré actuellement comme étant menacé par le COSEPAC (COSEPAC 2006a). Les baisses d'abondance de l'esturgeon jaune dans tout l'UD 8 ont été attribuées à une importante pêche commercial qui existait dans les Grands Lacs entre le milieu des années 1800 et le début des années 1900 (COSEPAC 2006a). De plus, la construction d'un barrage dans la rivière des Outaouais et la surexploitation dans le fleuve Saint-Laurent, malgré les efforts de rétablissement, ont contribué au déclin de cette espèce dans toute son aire de répartition (COSEPAC 2006a).

De nombreuses menaces ont une incidence négative sur l'obovarie olivâtre dans toute son aire de répartition. Nos connaissances sur les impacts des menaces pesant sur les populations d'obovaries olivâtres se limitent à la documentation générale, car l'information sur les causes et

les effets associés aux menaces est rare dans les documents scientifiques. Il est important de souligner que les menaces évoquées ci-dessous n'opèrent peut-être pas toujours de manière indépendante sur les populations d'obovaries olivâtres; plutôt, une menace peut directement en toucher une autre, ou l'interaction entre deux menaces peut introduire un effet d'interaction sur les populations d'obovarie olivâtre. Comme il est difficile de quantifier ces interactions; chaque menace est abordée de façon indépendante.

ESPÈCES ENVAHISSANTES

La principale menace directe pour l'obovarie olivâtre au Canada est l'infestation par des moules dreissénidées envahissantes (moules zébrées, *Dreissena polymorpha*; moules quagga, *Dreissena rostriformis*). L'invasion et la propagation de ces espèces envahissantes dans les Grands Lacs et leurs affluents ont dévasté de nombreuses populations de moules d'eau douce indigènes (Haag *et al.* 1993; Schloesser et Nalepa 1994; Nalepa *et al.* 1996; Ricciardi *et al.* 1996; Schloesser *et al.* 1996; Schloesser *et al.* 1998; Zanatta *et al.* 2002). À l'intérieur d'une période de dix ans suivant leur invasion (moule zébrée 1986; moule quagga 1991) des unionidés indigènes avaient presque complétement été éradiquées de la région des Grands Lacs et de leurs voies interlacustres (COSEPAC 2011). Ceci comprenait notamment la destruction de l'habitat occupé précédemment par l'obovarie olivâtre dans les rivières Detroit et Niagara, ce qui a causé la disparition probable de l'obovarie olivâtre de ces deux systèmes. La moule zébrée compétitionne avec les moules indigènes pour l'espace et la nourriture et peut s'attacher aux coquilles de moules d'eau douce, empêchant les déplacements, l'enfouissement, l'alimentation, la respiration, la reproduction et d'autres activités physiologiques (Mackie 1991; Haag *et al.* 1993; Baker et Hornbach 1997). En général, les unionidés finissent par mourir. Les populations de moules zébrées se reproduisent rapidement et sont capables de décimer des populations entières d'unionidés en très peu de temps.

Cette menace est un facteur particulièrement déterminant pour les populations d'obovaries olivâtres vivant dans le fleuve Saint-Laurent. Les moules zébrées sont maintenant présentes dans le cours supérieur du fleuve et semblent avoir une incidence sur la présence des obovaries olivâtres dans cette partie du réseau hydrographique. Lors d'un vaste échantillonnage réalisé en 2012, des obovaries olivâtres vivantes ont été observées seulement dans les sites en aval (Grondines et Trois-Rivières), tandis que les sites en amont (Contrecoeur et Longueuil) ne présentaient aucun spécimen vivant (MRNF, données non publiées). Même si des spécimens vivants ont été prélevés dans des sites en aval, on observait toujours la présence de moules zébrées sur ces sites (MRNF, données non publiées). L'échantillonnage mené à Grondines a révélé la présence de moules zébrées fixées à la coquille de deux obovaries olivâtres adultes et d'un juvénile. On a également découvert deux autres obovaries qui avaient du byssus sur leur coquille (MRNF, données non publiées). En 2004, une observation d'obovarie olivâtre à Saint-Augustin-De-Desmaures (site situé à 50 km environ en aval des Grondines) a également révélé la présence d'une moule zébrée fixée à la coquille d'une obovarie olivâtre vivante (MRNF, données non publiées). Des preuves de cas de moules zébrées fixées aux coquilles d'obovaries olivâtres vivantes (présence de byssus sur les coquilles) ont été consignées pendant des échantillonnages dans les sites suivants : Contrecoeur (n=7), Grondines (n=4), Portneuf (n=1), Sainte-Croix (n=15), Trois-Rivières (n=2) et Verchères (n=1) [MRNF, données non publiées; I. Picard, données non publiées; figure 10].

Figure 10. Évidence d'un cas de moules zébrées fixées aux coquilles d'obovaries olivâtres vivantes récoltées dans un site à Trois-Rivières (Québec) en 2012 (© A. Paquet, photo reproduite avec autorisation).

Malgré les effets catastrophiques de l'invasion des moules dreissénidées, certaines parties du fleuve Saint-Laurent qui, compte tenu de l'hydrologie, et du mouvement et de la qualité de l'eau, semblent servir de refuge pour les unionidés indigènes, notamment l'obovarie olivâtre. Ce type de refuge est similaire à celui décrit pour le delta du lac St-Clair, Ontario (McGoldrick *et al.* 2009). Dans les portions inférieur du fleuve Saint-Laurent, comme à Grondines, les densités de moules zébrées sont maintenues à des niveaux faibles, permettant ainsi à l'obovarie olivâtre et à la moule zébrée de coexister (A. Paquet, observations personnelles). Bien que les moules zébrées ont été observées dans d'autres parties de la distribution de l'obovarie olivâtre (par exemple, dans les rivières Outaouais et Mississagi), la chimie de l'eau dans ces régions, à savoir les niveaux relativement faibles de calcium, peuvent ne pas favoriser la colonisation rapide de la moule zébrée par ces systèmes (Jokela et Ricciardi 2008).

Une évaluation des risques a récemment été effectuée pour déterminer le risque écologique associé à l'invasion de la moule zébrée et de la moule quagga dans 108 sous-bassins versants canadiens (Therriault *et al.* 2013). Cette évaluation a permis d'évaluer la probabilité d'arrivée et de survie en fonction de la qualité de l'habitat. Les seuils de qualité de l'eau limitant la distribution de la moule zébrée et de la moule quagga ont bien été étudiés et sont disponibles dans la littérature (Mackie et Claudi 2010). Plus précisément, les concentrations de calcium et la température de l'eau ont été utilisés dans l'analyse de la qualité de l'habitat pour évaluer la probabilité de survie, la probabilité de reproduction et la capacité des moules zèbrées ou quagga d'atteindre des densités qui seraient considérées comme invasives (Therriault *et al.* 2013).

Les résultats de l'analyse de risques indiquent que les sous-bassins versant du cours supérieur de la rivière Outaouais, et des cours inférieur du fleuve Saint-Laurent et de la rivière Mississagi étaient à faible risque environnemental d'invasion à la fois pour la moule zébrée et la moule quagga, tandis que les sous-bassins versant de la partie centrale de la rivière des Outaouais et la partie supérieure et centrale du fleuve Saint-Laurent étaient à risque élevé (Therriault *et al.* 2013; Table 6).

Tableau 6. Résultats de l'évaluation du risque des moules zébrées et quagga combinant la probabilité d'invasion et les répercussions environnementales au niveau des sous-bassins versants. Les résultats indiquent le risque global pour l'environnement (modified from Therriault et al. 2013).

Population d'obovarie olivâtre	Sous-bassin versant	Moule zébrée	Moule quagga
Rivière des Outaouais	Cours supérieur de la rivière des Outaouais	Faible	Faible
	Cours central de la rivière des Outaouais	Élevée	Élevée
Fleuve Saint-Laurent	Cours supérieur du fleuve Saint-Laurent	Élevée	Élevée
	Cours central du fleuve Saint-Laurent	Élevée	Élevée
	Cours inférieur du fleuve Saint-Laurent	Faible	Faible
	Fleuve Saint-Laurent proprement dit	Élevée	Élevée
Rivière Mississagi	Nord du lac Huron	Faible	Faible

Les espèces envahissantes, notamment le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) et la lamproie de mer (*Petromyzon marinus*) peuvent avoir un effet négatif sur le poisson-hôte. Le gobie à taches noires peut se nourrir d'œufs d'esturgeon jaune, tandis que la fixation de la lamproie de mer peut entraîner la mort des esturgeons jaunes, et plus particulièrement des juvéniles, qui sont plus vulnérables.

MENACES POUR LE POISSON-HÔTE

L'étape obligatoire d'enkystement des glochidies nécessite l'accès à un poisson-hôte convenable. Par conséquent, la répartition de diverses espèces de moules d'eau douce est limitée par la répartition de son poisson-hôte. Si les populations de poissons hôte diminuent, le recrutement ne se produira pas, et les espèces de moules peuvent devenir fonctionnellement éteintes (Bogan 1993). Compte tenu de la nature imposée du cycle de reproduction des moules, toute menace conduisant à la séparation d'une moule et de son poisson-hôte pendant la reproduction peut nuire à la population de moules. Le déplacement des moules d'eau douce adultes est réduit. Par conséquent, elles dépendent des poissons-hôtes pour assurer leur dispersion dans de nouveaux habitats et, finalement, permettre l'échange génétique avec d'autres populations. Veuillez consulter la section relative aux exigences en matière d'habitat pour obtenir une description détaillée du cycle biologique de l'obovarie olivâtre.

Tableau 7. Taille de la population estimée de l'esturgeon jaune, état de conservation (sain, prudent ou critique), trajectoire de la population (en baisse, stable, en hausse ou inconnue), niveau de certitude associée à l'état de conservation et à la trajectoire (1=données quantitatives sur la population; 2=données sur les captures par unité d'effort; 3=avis d'experts), et menaces propres à une population (classées en fonction des avis d'experts). Tableau adapté de celui de Pratt (2008). Voir Pratt (2008) pour une description complète de la catégorisation.

Catégorisation de la population (évaluation du potentiel de rétablissement)	**Population**	**Taille de la population**	**État de Conservation**	**Niveau de certitude**	**Trajectoire**	**Niveau de certitude**	**Menaces**	**Source**
Rivière Mississagi	Rivière Mississagi	~ 500	Zone de prudence	2	Stable	1,2	1-Changements des régimes d'écoulement; 2-Exploitation; 3-Prédation par la lamproie de mer	Mohr *et al.* (2007) dans Pratt (2008)
Rivière des Outaouais	Lac Témiscamingue	Indéterminé	Zone de prudence	2,3	En baisse	2,3	1-Perte de l'habitat en raison des barrages; 2-Fragmentation de l'habitat en raison des barrages; 3-Exploitation; 4-Activités agricoles; 5-Changements du régime d'écoulement; 6-Introduction d'espèces exotiques	D. Nadeau, comm. pers. (dans Pratt 2008)
Rivière des Outaouais	Partie centrale de la rivière des Outaouais (Lac Coulonge, parties supérieure et inférieure du lac aux Allumettes)	>5000	Zone saine	2,3	En hausse	2,3	1-Exploitation	T. Haxton et H. Fournier, comm. pers. (dans Pratt 2008)
Rivière des Outaouais	Lac du Rocher Fendu	Indéterminé	Zone de prudence	2,3	Indéterminé	2,3	Aucune information	T. Haxton et H. Fournier, comm. pers. (dans Pratt 2008)
Rivière des Outaouais	Lac des Chats	Indéterminé	Zone de prudence	2,3	En baisse	2,3	1-Perte de l'habitat en raison des barrages; 2-Fragmentation de l'habitat en raison des barrages; 3-Changements du régime d'écoulement; 4-	T. Haxton et H. Fournier, comm. pers. (dans Pratt 2008)

Catégorisation de la population (évaluation du potentiel de rétablissement)	Population	Taille de la population	État de Conservation	Niveau de certitude	Trajectoire	Niveau de certitude	Menaces	Source
							Exploitation	
Rivière des Outaouais	Lac Deschênes	>500	Zone de prudence	2,3	En baisse	2,3	1-Perte de l'habitat en raison des barrages; 2-Fragmentation de l'habitat en raison des barrages; 3-Changements du régime d'écoulement; 4-Urbanisation; 5-Exploitation; 6-Activités agricoles 7-Activités industrielles; 8-Introduction d'espèces exotiques	T. Haxton et H. Fournier, comm. pers. (dans Pratt 2008)
Fleuve Saint-Laurent	Du lac Saint Louis à l'estuaire supérieur	>100 000	Zone de prudence	2,3	En baisse	1,2	1-Exploitation (commerciale, Premières nations, illégale); 2-Fragmentation de l'habitat due aux barrages; 3-Changements du régime d'écoulement; 4-Qualité de l'eau; 5-Introduction d'autres maladies (Septicémie hémorragique virale [SHV]); 6-Urbanisation; 7-Activités agricoles; 8-Activités industrielles; 9-Introduction d'espèces exotiques	P. Dumont et Y. Mailhot, comm. pers. (dans Pratt 2008)

L'esturgeon jaune est le seul poisson-hôte présumé pour l'obovarie olivâtre au Canada (voir la section relative aux exigences en matière d'habitat). Les menaces à l'esturgeon jaune ont bien été revues lors de l'évaluation du potentiel de rétablissement de l'UD 8 (MPO 2008; Pratt 2008; Table 7). Les menaces à l'esturgeon jaune ont été classées de la plus grande à la plus faible comme suit: présence de barrages, l'exploitation, l'agriculture, l'urbanisation, les espèces envahissantes, les changements climatiques, et le dragage (Pratt 2008). Voir Pratt (2008) pour obtenir une description plus détaillée des menaces qui pèsent sur les populations d'esturgeons jaunes de l'UD 8.

CONTAMINANTS ET SUBSTANCES TOXIQUES

Les caractéristiques biologiques de la moule d'eau douce font qu'elle est très sensible à l'augmentation des niveaux de contamination des sédiments et de pollution de l'eau. Les moules adultes se nourrissent essentiellement par filtrage, tandis que les juvéniles s'enfouissent profondément dans les sédiments et s'alimentent des particules qu'ils y trouvent. Les produits chimiques toxiques provenant des sources ponctuelles et diffuses, notamment l'agriculture, sont considérées comme une des principales menaces pour les populations de moules aujourd'hui (Strayer et Fetterman 1999). De plus, la plupart des dégâts touchant les communautés de moules d'eau douce dans les centres très urbanisés ont été attribués à des agents de stress anthropiques, comme la pollution par les eaux d'égout et par des polluants toxiques, d'origine industrielle, qui entrent dans le réseau d'égouts. La ville d'Ottawa a reconnu que le débordement des eaux usées était un problème majeur et la ville investit actuellement dans la création de réservoirs de stockage souterrains qui empêchera les eaux usées contaminé par l'eau de pluie de pénétrer dans la rivière (Brownlee 2012). L'effet de l'exposition chronique des moules d'eau douce aux métaux lourds a été revu (Naimo 1995). Les résultats indiquent que les effets des métaux sur l'alimentation, la croissance et la reproduction pourraient affecter de manière significative les populations de moules (Naimo 1995). Il a été démontré que l'exposition à des concentrations élevées de cadmium, de cuivre, de mercure et de zinc en laboratoire à causer des mortalités, des modifications de poids, des changements dans l'activité enzymatique et le taux de filtration et des modifications comportementales (Naimo 1995). Des études ont examiné l'influence des facteurs biologiques sur les concentrations de métaux (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, et Zn) dans les tissus de l'elliptio de l'Est (*Elliptio complanata*) et du lampsile rayé (*Lampsilis radiata*) prélevés dans le fleuve Saint-Laurent (Metcalfe-Smith *et al.* 1996), mais cette étude n'a pas été complétée pour l'obovarie olivâtre. Les effets toxiques du cuivre sur les moules d'eau douce et en particulier sur les premiers stades de vie sont bien connus et documentés (Keller et Zam 1991; Jacobsen *et al.* 1997; Gillis *et al.* 2008). Ceci peut être particulièrement important pour les populations d'obovarie olivâtre dans la rivière Saint-François où les vieilles mines et les résidus miniers sont présents dans la partie supérieure du bassin versant et la lixiviation des métaux tels que le cuivre est connu comme pouvant arriver (Painchaud 2007).

L'application de sels sur les routes comme produit de dégivrage ou d'antigivrage a été soulignée comme un domaine de préoccupation croissante pour nos lacs et cours d'eau (Environment Canada 2001). Le sel utilisé pénètre dans les eaux de surface et les eaux souterraines après la fonte des neiges et peut conduire à la salinisation des lacs, des rivières et des ruisseaux (Demers et Sage Jr. 1990). Une étude récemment complétée a évalué la tendance à long terme des concentrations de chlorure dans des zones connues pour abriter des espèces de moules en péril dans le sud-ouest de l'Ontario. Les résultats de l'étude montrent une augmentation significative de la concentration de chlorure à 96 % sur les 24 sites de suivi à long terme (1975 -2009) (Todd et Kalteneckerm 2012). Une autre étude réalisée par Gillis (2011) et portant sur la détermination du niveau de toxicité aigüe du chlorure de sodium (NaCl) pour les glochidies de plusieurs espèces de moules (notamment deux espèces menacées au Canada), a permis de conclure que les données relatives au chlorure collectées dans des

habitats de moules affichaient des niveaux de toxicité aiguë pour les glochidies. Il a été signalé que les taux d'application ont diminué, mais le nombre de routes pour lesquelles du sel est utilisé a augmenté (International Joint Commission 1977).

CHARGE EN NUTRIMENTS

Il semble que l'agriculture contribue à la faible qualité de l'eau, en raison du ruissellement des terres agricoles et des pertes de fumier par infiltration. Les effets indirects de l'augmentation de la charge en éléments nutritifs sont particulièrement déterminants pour les moules d'eau douce, car cette augmentation peut contribuer au développement des algues et à l'eutrophisation. Lorsque les masses d'algues vieillissent, l'apport en oxygène dans la colonne d'eau contribue au processus de décomposition, entraînant ainsi une baisse du niveau d'oxygène disponible. Strayer et Fetterman (1999) ont relevé des charges élevées de sédiments et de nutriments de sources diffuses, particulièrement des activités agricoles, comme principale menace pour les moules d'eau douce. Le drainage par tuyaux enterrés, le drainage des eaux usées, et l'entreposage et l'épandage du fumier ont contribué à la diminution de la qualité de l'eau dans plusieurs systèmes aquatiques.

La charge en éléments nutritifs peut jouer un rôle important pour les populations d'obovaries olivâtres dans le fleuve Saint-Laurent, la partie inférieure des rivières Batiscan et Saint-François, car ces systèmes sont exposés à une pression croissante de la part des activités agricoles. Le Programme national d'analyse et de rapport en matière de santé agroenvironnementale (PNARSA) évalue le rendement du secteur agricole. Les résultats de l'analyse de la qualité de l'eau réalisée en 2006 par ce programme laissent entendre que la partie inférieure du fleuve Saint-Laurent, et les rivières Batiscan et Saint-François présentaient un risque très élevé de contamination de l'eau par l'azote utilisé dans les terres agricoles (figure 11). Dans le bassin versant de la rivière Saint-François, 23 % des terres sont utilisées à des fins agricoles, comme pour les cultures et l'élevage de bétail. La plupart des activités agricoles se déroulent dans la partie inférieure du bassin versant, ce qui correspond à des zones où l'on sait que l'obovarie olivâtre est présente (COGESAF 2006). L'utilisation principale des terres dans le sous-bassin versant de la rivière Mississagi est la forêt (qui occupe 95 % de la superficie du sous-bassin), avec très peu de terre utilisée à des fins agricoles (International Joint Commission 1977). La charge en éléments nutritifs provenant de sources agricoles et l’évacuation des eaux usées serait minime dans cette région (International Joint Commission 1977).

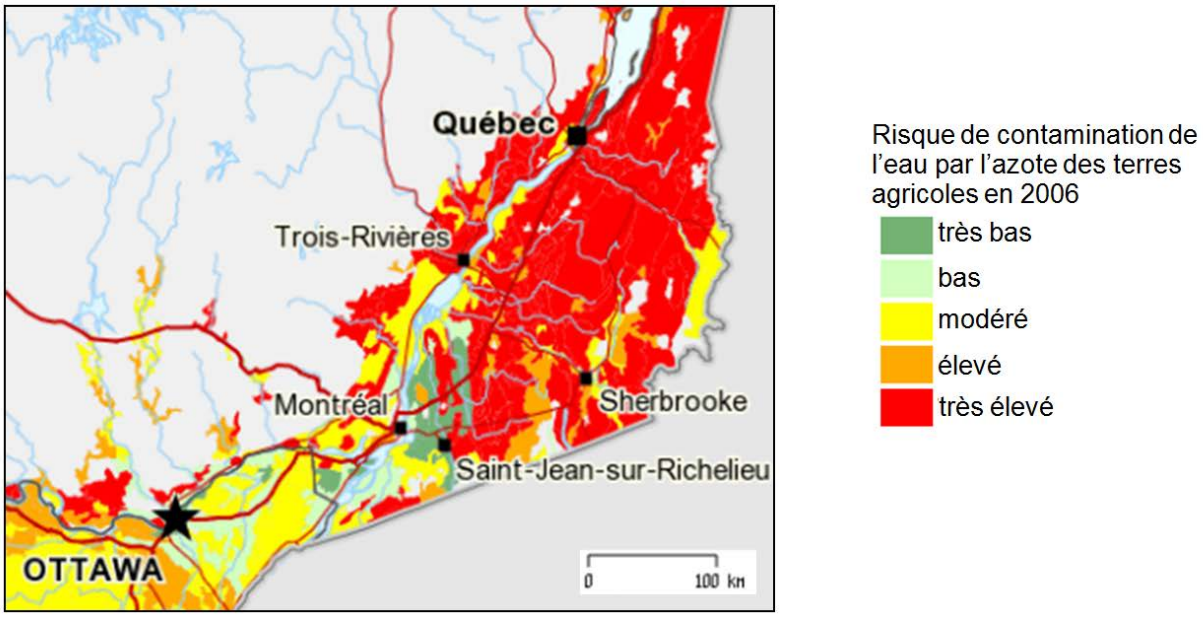

Figure 11. Résultats de l'analyse de la qualité de l'eau de 2006 indiquant le niveau de risque de contamination de l'eau par de l'azote provenant des terres agricoles © Sa Majesté la reine du chef du Canada 2013; Agriculture et Agroalimentaire Canada (http://atlas.agr.gc.ca; consulté le 3 janvier 2013).

La hausse des niveaux d'éléments nutritifs peut non seulement provenir des activités agricoles, mais également être élevée dans les zones urbanisées, en raison des débordements d'égouts et des effluents des installations de traitement des eaux usées qui n'appliquent pas de traitement tertiaire. Dans le bassin versant de la rivière des Outaouais, il y a plus de 90 installations de traitement des eaux usées avec différents types et niveaux de traitement, dont quatre seulement assurent un traitement tertiaire (Ottawa Riverkeeper 2006).

TURBIDITÉ ET CHARGE SÉDIMENTAIRE

La hausse de la turbidité, et la réduction subséquente des habitats sans limon ont réduit la quantité et la qualité de l'habitat des moules d'eau douce. L'augmentation de l'envasement affecte les moules d'eau douce par le colmatage des siphons, ce qui entrave l'apport d'oxygène et empêche les fonctions de reproduction (Strayer et Fetterman 1999). L'augmentation des solides en suspension dans la colonne d'eau peut boucher les structures des branchies, ce qui finit par faire suffoquer les moules.

L'augmentation de la charge en sédiments est souvent associée à l'augmentation de l'utilisation des terres agricoles. L'utilisation accrue des terres agricoles peut aussi conduire à l'élimination de la végétation riveraine ou l'accès du bétail à la rivière sans restriction menant à une mauvaise qualité de l'eau à une augmentation des charges de sédiments (Water Quality Branch 1989). Les pratiques agricoles et l'utilisation accrue du drainage par tuyaux entraînent une quantité importante de sédiments dans les cours d'eau. À une plus petite échelle, les activités dans l'eau sans dispositifs de contrôle de la sédimentation peuvent entraîner une augmentation temporaire de la turbidité dans les voies navigables. La sédimentation, provenant non seulement d'activités agricoles de mauvaise qualité, mais aussi d'activités de développement des terres médiocres, pourrait également contribuer à l'augmentation de la charge en sédiments dans les voies navigables où l'on sait que l'obovarie olivâtre existe.

DESTRUCTION ET MODIFICATION DE L'HABITAT

La destruction physique de l'habitat de la moule d'eau douce peut être causée par des activités diverses, comme le dragage, le remplissage, la construction de réservoirs de retenue, de marinas et de quais, et les canalisations. Non seulement les moules peuvent subir les effets négatifs des activités de dragage, mais elles peuvent également être ensevelies sous les produits de dragage. Cette menace peut avoir une importance considérable sur la population de l'obovarie olivâtre du fleuve Saint-Laurent, compte tenu de la volonté d'expansion du Port de Montréal jusqu'à Contrecoeur. Cependant, l'échantillonnage effectué à cet endroit a seulement permis d'observer la présence de coquilles d'obovarie olivâtre érodées. De plus, une diminution des niveaux d'eau laisse entendre qu'il faudrait probablement des activités de dragage pour maintenir les opérations dans les marinas. Il n'existe aucune donnée quantitative sur le nombre de moules d'eau douce touchées par ces activités. Cependant, il est probable que la destruction ou la modification de l'habitat de prédilection aient des répercussions directes sur le rétablissement ou la survie des moules d'eau douce.

MODIFICATION DES RÉGIMES D'ÉCOULEMENT

La présence d'ouvrages de retenue et de barrages sur les rivières a été démontré comme affectant négativement les communautés de moules en modifiant les caractéristiques physico-chimiques de ces systèmes (Vaughn et Taylor 1999; Parmalee et Polhemus 2004; Galbraith et Vaughn 2011; Addy *et al.* 2012). Les ouvrages de retenue entraînent généralement l'envasement, la stagnation, la perte d'habitat en eaux peu profondes, l'accumulation de polluants et de l'eau de mauvaise qualité en raison de concentrations élevées de nutriments, tandis que les barrages modifient les régimes d'écoulement, et peuvent affecter le profil thermique naturel (Bogan 1993; Vaughn et Taylor 1999; Watters 2000). De plus, la mauvaise gestion des structures de contrôle de l'eau peut assécher certaines zones, entraînant ainsi un habitat inadapté pour les moules, dans la mesure où le fond des cours d'eau pourrait être exposé. Les barrages peuvent également provoquer la rétention de sédiments en amont et un affouillement en aval. La pression accrue de l'urbanisation peut comprendre l'augmentation du prélèvement d'eau des rivières, et la gestion des eaux pluviales, qui modifient grandement les régimes d'écoulement autour des centres urbanisés. Dans une étude récente d'une communauté de moules indigènes par rapport à une installation hydroélectrique, on a noté une augmentation de la compaction du lit de la rivière dans les sites immédiatement en aval de la centrale hydroélectrique. Cette augmentation de la compaction du lit de la rivière a créé une zone non-fonctionnelle dans la rivière qui limitait le recrutement des moules juvéniles, (Addy *et al.* 2012). Dans une autre étude de la communauté de moules, on a observé un gradient d'extinction des moules en aval des bassins de retenue, avec des espèces rares ne se trouvant que sur les sites les plus éloignés des bassins de retenues (Vaughn et Taylor 1999). Vaughn et Taylor (1999) ont conclu que les cours d'eau devraient avoir une longueur considérable pour atténuer les effets des réservoirs de stockage sur les communautés de moules. Dans une autre étude sur les effets des régimes de gestion de l'eau sur les moules d'eau douce, on a constaté que les sites en aval des barrages avec les régimes d'écoulement naturels avaient une densité inférieure de moules, de plus haut taux d'hermaphrodisme et de parasitisme, et une condition réduite, par rapport aux sites en aval des barrages avec de l'eau régulée plus naturellement (Galbraith et Vaughn 2011).

Les populations d'obovaries olivâtres dans les rivières des Outaouais et Saint-François peuvent être particulièrement vulnérables à cette menace, car des barrages et des centrales hydroélectriques sont présents sur les deux systèmes. Sept barrages hydroélectriques ont été construits sur la rivière des Outaouais entre Carillon et le lac Témiscamingue entre les années 1880 et 1964 (Haxton et Chubbuck 2002), alors qu'il y a deux centrales hydroélectriques sur la rivière Saint-François dans l'aire de répartition de l'obovarie olivâtre (Hydro Québec 2010). Il est

fort probable que les structures de contrôle de l'eau aient des effets négatifs sur l'habitat des moules dans ces systèmes, même si l'on ne dispose d'aucune donnée relative aux effets.

CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Lors des discussions sur les effets des changements climatiques sur les espèces aquatiques, les effets tels que les baisses des niveaux d'eau, l'augmentation de la température de l'eau et de l'air, l'augmentation de la fréquence des événements météorologiques extrêmes, et l'émergence de maladies ont été identifiés. Tous ces effets peuvent avoir une incidence négative sur les moules d'eau douce indigènes (Lemmen et Warren 2004). Bien que les différents modèles climatiques prévoient des projections divergentes sur les effets à long terme des changements climatiques, de nombreux scénarios indiquent qu'il y aura une diminution des niveaux d'eau annuels moyens et des changements dans l'hydrométrie saisonnière (Lofgren et Hunter 2011). Les répercussions de la diminution des niveaux d'eau seront particulièrement importantes pour les populations d'obovaries olivâtres occupant les régions du Saint-Laurent déjà affectées par des fluctuations du niveau des marées. Les changements climatiques sont souvent liés à l'augmentation des phénomènes météorologiques extrêmes, et ont été de façon circonstancielle reliés à l'augmentation de l'érosion par la glace dans le fleuve Saint-Laurent. Bien que ce type d'érosion se produise de façon naturelle, la fluctuation de l'érosion par la glace, qui contribue à l'érosion de l'habitat de l'obovarie olivâtre, semble avoir augmenté au cours des dernières années (N. Desrosiers, observations personnelles). Étant donné que les effets des changements climatiques sur les moules d'eau douce sont hypothétiques, il est difficile de déterminer la probabilité et les répercussions de cette menace sur chaque population. Par conséquent, la menace des changements climatiques n'est pas prise en compte dans cette analyse des menaces propres à chacune des populations.

ÉVALUATION DU NIVEAU DE LA MENACE

On a attribué à chaque menace une cote en fonction de sa probabilité et de son impact, pour toutes les populations pour lesquelles on soupçonne la présence d'une population d'obovaries olivâtres. Les critères utilisés pour déterminer si un site devait être inclus dans l'évaluation de l'état de la population, sachant que seules des populations composées d'au moins un spécimen vivant, de coquilles entières fraîches ou des valves fraîches observées depuis 1995 (c.-à-d. après l'invasion des moules zébrées), ont été pris en compte, ont également été appliqués dans l'évaluation du niveau de la menace.

La probabilité d’occurrence de la menace s'est vue attribuer une cote, à savoir connue, probable, peu probable ou inconnue; quant à l'impact de la menace, il pouvait être jugé élevé, moyen, faible ou inconnu (Tableaux 8 à 11). La probabilité d’occurrence de la menace a été classée en fonction de la répartition connue dans chaque emplacement. Lorsque des renseignements propres à un emplacement n'étaient pas disponibles, l'information sur la menace dans le bassin versant était appliquée pour la probabilité d’occurrence. Les informations relatives à l'emplacement ont été utilisées pour classer l'impact de la menace pour chaque emplacement. Lorsque des renseignements propres à un emplacement n'étaient pas disponibles, on appliquait le niveau d'impact de la menace le plus élevé pour toutes les populations connues. La certitude a été classée comme suit pour l'impact de la menace : 1 = études causales; 2 = études corrélatives; 3 = opinion d'experts. La probabilité d'occurrence et l'impact de la menace pour chaque emplacement ont ensuite été combinés dans la matrice du niveau des menaces (tableau 10), ce qui a donné le niveau final de la menace pour chaque emplacement (tableau 11).

Tableau 8. Définition des termes utilisés pour décrire la probabilité d'occurrence et l'impact de la menace.

Trimestre	Définition
Probabilité de la menace	
Connue (C)	Cette menace a été observée dans le site X.
Probable (P)	Il y a plus de 50 % de chances que cette menace se produise dans le site X.
Peu probable (PP)	Il y a moins de 50 % de chances que cette menace se produise dans le site X.
Inconnu (I)	Il n'y a pas de données ou de connaissances préalables sur cette menace dans le site X.
Impact de la menace	
Élevé (E)	La présence de la menace met en danger la survie ou le rétablissement de l'espèce.
Moyen (M)	La présence de la menace met probablement en danger la survie ou le rétablissement de l'espèce.
Faible (F)	La présence de la menace ne met probablement pas en danger la survie ou le rétablissement de l'espèce.
Inconnu (I)	Il n'y a aucune donnée ou information disponible qui indique si cette menace pourrait mettre en danger la survie ou le rétablissement de l'espèce.

Tableau 9. Probabilité d'occurrence (PO) et impact des menaces (IM) pour chaque population d'obovarie olivâtre au Canada. La probabilité d'occurrence a été catégorisée comme étant : Connue (C); Probable (P); Peu Probable (PP) ou Inconnue (I). L'impact de la menace a été catégorisé comme étant : Élevé (E); Modéré (M); Faible (F) ou Inconnu (I). La certitude (C) assignée à chacun des paramètres a été déterminée selon les connaissances disponibles : 1= études causales ; 2= études corrélatives; 3= opinion d'experts. Les références (Réf) sont fournies plus bas.

	Rivière Mississagi				Rivière des Outaouais			
	PO	**IM**	**C**	**Réf.**	**PO**	**IM**	**C**	**Réf.**
Espèces envahissantes	PP	E	2	1, 22, 23	C	F	2	1, 5, 6, 7, 8, 9, 21, 23
Poissons-hôtes	P	M	2	2, 21	C	E	2	3, 10
Contaminants et substances toxiques	P	F	3	4, 21	C	F	3	11, 12, 13
Charge en éléments nutritifs	PP	F	3	4, 21	C	F	2	14, 15
Turbidité et charge sédimentaire	PP	F	3	21	P	I	2	14, 16
Destruction et modification de l'habitat	PP	M	2	21	C	F	2	14
Modification des régimes d'écoulement	PP	F	1	18, 19, 20, 21	C	E	1	18, 19, 20

	Fleuve Saint-Laurent				Rivière Saint-François			
	PO	**IM**	**C**	**Réf.**	**PO**	**IM**	**C**	**Réf.**
Espèces envahissantes	C	E	2	6, 7, 8, 17, 23	P	E	2	6, 7, 8, 21, 23
Poissons-hôtes	C	E	2	10,14	C	E	2	10,14
Contaminants et substances toxiques	C	M	3	11, 12, 13	C	M	2	11, 12, 13, 24
Charge en éléments nutritifs	C	M	3	14, 15, 21	C	F	3	14, 15
Turbidité et charge sédimentaire	C	M	3	14, 16	C	M	3	14, 16
Destruction et modification de l'habitat	C	E	2	14	C	E	2	14
Modification des régimes d'écoulement	PP	E	1	18, 19, 20	C	E	1	18, 19, 20

Références

1. Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario (www.invadingspecies.com; consulté le 4 janvier 2012)
2. Pratt (2008)
3. Haxton (2002; 2008)
4. IJC (1977)
5. MRNF (2013)
6. Ricciardi *et al.* (1996)
7. Hebert *et al.* (1991)

8. Martel *et al.* (2001)
9. Bergeron (1995)
10. Dumont *et al.* (2012)
11. Gagné *et al.* (2011)
12. Naimo (1995)
13. Keller et Lydy (1997)
14. McMahon (1991)
15. Allan et Flecker (1993)
16. Aldridge *et al.* (1987)
17. Simard et al. (2011)
18. Addy *et al.* (2012)
19. Vaughn et Taylor (1999)
20. Galbraith et Vaughn (2011)
21. Participants à l'évaluation du potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre (du 29 au 30 janvier 2013)
22. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, données non publiées
23. Therriault *et al.* (2013)
24. Painchaud (2007)

Tableau 10. Matrice permettant d'évaluer l'effet des menaces sur les populations d'obovarie olivâtre au Canada en fonction de leur probabilité d'occurrence et de leur impact. Le niveau de menace résultant a été catégorisé comme étant : faible, modéré, élevé ou inconnu.

		Impact de la menace			
		Faible	**Moyen**	**Élevé**	**Inconnu**
Probabilité de la menace	**Connue**	Faible	Modéré	Élevée	Inconnu
	Probable	Faible	Modéré	Élevée	Inconnu
	Peu probable	Faible	Faible	Modéré	Inconnu
	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu	Inconnu

Tableau 11. Niveau de menace pesant sur toutes les populations d'obovaries olivâtres, tiré de l'analyse de la probabilité d'occurrence et de l'analyse de l'impact de chaque menace. Le chiffre entre parenthèses représente le niveau de certitude attribué à chaque niveau de menace, lequel correspond au niveau de certitude associé à l'impact de la menace. La certitude a été classée ainsi : 1 = études causales; 2 = études corrélatives; 3 = opinion d'experts.

Menace	Rivière Mississagi	Rivière des Outaouais
Espèces envahissantes	Moyen (2)	Élevé (2)
Poissons-hôtes	Élevé (2)	Élevé (2)
Contaminants et substances toxiques	Moyen (3)	Moyen (3)
Charge en éléments nutritifs	Faible (3)	Faible (2)
Turbidité et charge sédimentaire	Faible (3)	Faible (2)
Destruction et modification de l'habitat	Moyen (2)	Élevé (2)
Modification des régimes d'écoulement	Moyen (1)	Élevé (1)

Menace	Fleuve Saint-Laurent	Rivière Saint-François
Espèces envahissantes	Élevé (2)	Moyen (2)
Poissons-hôtes	Élevé (2)	Élevé (2)
Contaminants et substances toxiques	Moyen (3)	Moyen (2)
Charge en éléments nutritifs	Faible (3)	Faible (3)
Turbidité et charge sédimentaire	Moyen (3)	Moyen (3)
Destruction et modification de l'habitat	Élevé (2)	Élevé (2)
Modification des régimes d'écoulement	Moyen (1)	Élevé (1)

MESURES D'ATTÉNUATION ET SOLUTIONS DE RECHANGE

Il est possible de limiter les menaces pesant sur la survie et le rétablissement de l'espèce en adoptant des mesures d'atténuation qui réduiront ou élimineront les effets néfastes potentiels susceptibles de découler des ouvrages ou entreprises associés aux projets ou aux activités réalisés dans l'habitat de l'obovarie olivâtre. L'obovarie olivâtre a été désignée comme espèce en voie de disparition par le COSEPAC. Elle est actuellement protégée par la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario. Il s'avère donc nécessaire d'élaborer un programme de rétablissement provincial officiel afin de gérer l'espèce et de prévenir la poursuite de son déclin.

L'obovarie olivâtre est également une espèce candidate que l'on envisage d'inscrire sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril*. Une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) doit être menée dans le but d'éclairer cette décision d'inscription. Le processus d'EPR comprendra aussi de l'information sur les travaux et les activités menés dans l'habitat de l'obovarie olivâtre, ainsi que sur les mesures d'atténuation. Comme l'obovarie olivâtre est présente en Ontario et au Québec, les résultats seront présentés par province dans le texte, mais par population dans les tableaux. Remarque : les séquences des effets sont les mêmes pour les deux provinces, mais le processus de rationalisation des soumissions du Québec n'est pas aussi étendu que celui de l'Ontario qui est utilisé pour fournir des informations pertinentes sur les menaces et les mesures d'atténuation dans l'EPR.

Au cours des dernières années, divers ouvrages, entreprises et activités ont été réalisés dans l'habitat de l'obovarie olivâtre, notamment : des traversées de cours d'eau (p. ex., des ponts et des ponceaux), des travaux sur les rives (p. ex., des ouvrages de stabilisation), des travaux dans les cours d'eau (p. ex., l'entretien, la modification et le redressement des chenaux), la mise en place de structures dans l'eau (p. ex., des rampes de mise à l'eau, des quais, des émissaires d'évacuation, des prises d'eau) et des activités de gestion de l'eau (p. ex., la gestion des eaux pluviales). Les recherches sont maintenant terminées et les résultats nous permettent de résumer les types d'ouvrages, d'entreprises et de projets qui ont été exécutés dans l'habitat connu de l'obovarie olivâtre (tableau 12). La base de données du Système de suivi des activités du programme de l'habitat (SAPH) du MPO ainsi que les rapports sommaires des projets sur l'habitat du poisson passés en revue par les organismes partenaires ont été examinés afin d'évaluer le nombre de projets réalisés au cours de la période de trois ans (2009 à 2011). On a relevé environ 133 projets pour l'Ontario et approximativement 55 pour le Québec. Toutefois, il est probable que cette liste ne rende pas compte de toutes les activités qui se sont déroulées dans ces zones. Il est possible que certains projets n'aient pas été portés à la connaissance des organismes partenaires ou du MPO, s'ils ont été menés suivant les conditions d'un énoncé opérationnel. Neuf projets ont été exécutés conformément aux conditions d'énoncés opérationnels. Ceux-ci portaient essentiellement sur l'installation de structures dans l'eau (telles que des quais et des rampes de mise à l'eau) et l'exécution de travaux sur les rives (tels que la mise en place d'ouvrages de stabilisation).

Les autres projets ont été considérés comme ne posant qu'un faible risque pour le poisson et son habitat et ont été traités au moyen de lettres d'avis et de mesures d'atténuation normalisées. Sans mesures d'atténuation adéquates, les projets et les activités menés à proximité de ces zones auraient pu avoir une incidence sur l'obovarie olivâtre (p. ex., augmentation de la turbidité et de la sédimentation due aux travaux exécutés en amont des chenaux). La majorité des projets (42 %) étaient des travaux de stabilisation des berges. Si l'on part du principe que les pressions historiques et anticipées en faveur de l'aménagement seront sans doute similaires, on prévoit que d'autres projets comparables seront vraisemblablement exécutés dans l'habitat de l'obovarie olivâtre, ou près de celui-ci. Les principaux promoteurs de projets étaient des propriétaires fonciers individuels en Ontario et des municipalités au Québec.

Comme l’indique l'analyse des menaces, bon nombre des menaces pesant sur les populations d'obovaries olivâtres sont des menaces liées à l'habitat qui ont été associées aux séquences des effets élaborées par le Secteur de la gestion de l'habitat du poisson (GHP) du MPO (tableau 12). La GHP du MPO a élaboré des lignes directrices sur des mesures d'atténuation pour 19 séquences des effets en vue de protéger les espèces aquatiques en péril dans la région du Centre et de l'Arctique (Coker *et al.* 2010). Il faut se référer à ce document pour examiner les stratégies d'atténuation et les solutions de rechange se rapportant aux menaces pesant sur l'habitat. À l'heure actuelle, nous ne connaissons aucune mesure d'atténuation qui pourrait s'appliquer au-delà de ce qui est inclus dans les séquences des effets.

Tableau 12. Résumé des ouvrages, des projets et des activités exécutés entre janvier 2009 et décembre 2011 dans des zones occupées par l'obovarie olivâtre. Les menaces que l'on sait associées à ces types d'ouvrages, de projets et d'activités sont marquées d'un crochet. Le nombre d'ouvrages, de projets et d'activités associés à chaque population d'obovaries olivâtres, déterminé à partir de l'analyse de l'évaluation du projet, est indiqué. La séquence des effets applicable a été précisée pour chaque menace associée à chaque ouvrage, projet ou activité (1 – élimination de la végétation; 2 – nivellement; 3 – excavation; 4 – utilisation d'explosifs; 5 – utilisation d'équipement industriel; 6 – nettoyage et entretien de ponts ou d'autres structures; 7 – plantation riveraine; 8 – pâturage du bétail sur les rives des cours d'eau; 9 – relevés sismiques en mer; 10 – mise en place de matériaux ou de structures dans l'eau; 11 – dragage; 12 – extraction d'eau; 13 – gestion des débris organiques; 14 – gestion des eaux usées; 15 – ajout ou retrait de végétation aquatique; 16 – changement dans les périodes, la durée et la fréquence du débit; 17 – problèmes associés au passage des poissons; 18 – enlèvement de structures; 19 – mise en place de sites aquacoles de poissons marins).

Ouvrage/Projet/Activité	**Menaces** (associées à l'ouvrage/au projet/à l'activité)							**Cours d'eau/Plan d'eau** (nombre d'ouvrages/de projets/d'activités exécutés entre 2009 et 2011)			
	Espèces envahissantes	**Poissons-hôtes (obstacles au déplacement)**	**Contaminants et substances toxiques**	**Charge en éléments nutritifs**	**Turbidité et charge sédimentaire**	**Destruction et modification de l'habitat**	**Modification des régimes d'écoulement**	**Rivière Mississagi**	**Rivière des Outaouais**	**Fleuve Saint-Laurent**	**Rivière Saint-François**
Séquence des effets applicable pour l'atténuation des menaces et solutions de rechange au projet		10, 16, 17	1, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18	1, 4, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 16	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 18	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18	10, 11, 12, 16, 18				
Traversées de cours d'eau (ponts, ponceaux, traversées ouvertes non isolées)		✓	✓		✓	✓		6	9	2	1
Ouvrages sur les rives (stabilisation, remblai, murs de soutènement, gestion de la végétation riveraine)			✓		✓	✓			63	15	1
Barrages, obstacles et structures dans l'eau (entretien, modifications,	✓	✓			✓	✓	✓	1	1	1	

Ouvrage/Projet/Activité	**Menaces** (associées à l'ouvrage/au projet/à l'activité)							**Cours d'eau/Plan d'eau** (nombre d'ouvrages/de projets/d'activités exécutés entre 2009 et 2011)			
	Espèces envahissantes	**Poissons-hôtes (obstacles au déplacement)**	**Contaminants et substances toxiques**	**Charge en éléments nutritifs**	**Turbidité et charge sédimentaire**	**Destruction et modification de l'habitat**	**Modification des régimes d'écoulement**	**Rivière Mississagi**	**Rivière des Outaouais**	**Fleuve Saint-Laurent**	**Rivière Saint-François**
rénovation des installations hydroélectriques)											
Travaux dans les cours d'eau **(**entretien des chenaux, restauration, modifications, réorientation, dragage et enlèvement de la végétation aquatique)			✓	✓	✓	✓			8	12	
Gestion de l'eau **(**gestion des eaux pluviales, prélèvement d'eau)			✓	✓	✓		✓		6		
Structures dans l'eau **(**rampes de mise à l'eau, quais, émissaires d'évacuation, prises d'eau)			✓	✓	✓	✓		2	43	16	1
Poissons-appâts											
Introductions d'espèces envahissantes (accidentelles et intentionnelles)	✓										

D'autres mesures d'atténuation et solutions de remplacement propres à l'obovarie olivâtre et visant les espèces envahissantes sont présentées ci-après.

ESPÈCES ENVAHISSANTES

Comme l'explique la section relative aux **menaces**, l'introduction et l'établissement d'espèces aquatiques envahissantes, comme les moules dreissénidées, pourraient avoir des effets négatifs sur les populations d'obovaries olivâtres. Des mesures d'atténuation et des solutions de remplacement devraient être envisagées non seulement pour les espèces envahissantes établies actuellement, mais également pour les espèces envahissantes qui pourraient s'établir dans le futur.

Mesure d'atténuation

- Évaluer la probabilité qu'un plan d'eau soit envahi par une espèce envahissante.
- Effectuer un suivi des bassins hydrographiques pour détecter les espèces envahissantes qui pourraient avoir des répercussions négatives sur les populations d'obovaries olivâtres directement ou sur leurs habitats.
- Élaborer un plan portant sur les risques potentiels, les répercussions ainsi que les mesures proposées si la surveillance permet de détecter l'arrivée ou l'établissement d'une espèce envahissante.
- Lancer une campagne de sensibilisation du public sur les méthodes appropriées de nettoyage des bateaux que l'on doit transférer depuis une voie d'eau infestée et le recensement approprié des moules d'eau douce indigènes envahissantes. La campagne pourrait inclure la distribution d'une fiche d'information visant à renseigner la population sur les espèces indigènes envahissantes.
- Encourager l'utilisation des systèmes de rapports en vigueur relativement aux espèces envahissantes.
- Restreindre l'utilisation des bateaux dans les zones particulièrement susceptibles d'être envahies et infestées par des moules zébrées.

Solutions de rechange

- Non autorisées
  - Aucune.
- Autorisées
  - Utiliser uniquement des espèces indigènes.
  - Respecter le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques pour toute introduction d'organisme aquatique (MPO 2003).

POISSONS-HÔTES

Comme l'explique la section relative aux menaces, une diminution du nombre de poissons-hôtes ou un rétrécissement de la zone où se chevauchent les aires de répartition des poissons-hôtes et des moules d'eau douce pourrait réduire les probabilités de rencontres entre les poissons et les moules.

Mesure d'atténuation

- Mettre en œuvre un plan de gestion pour l'espèce de poisson-hôte appropriée. Cela permettrait d'améliorer le taux de survie des hôtes, ce qui devrait avoir pour effet d'augmenter leur nombre, de maintenir une population de poissons-hôtes en santé et, au final, d'accroître les probabilités de rencontre entre le poisson-hôte et une moule d'eau douce gravide.

- Remettre immédiatement à l'eau les poissons-hôtes pêchés à la ligne dans les zones où l'on sait que des moules d'eau douce sont présentes.

Solutions de rechange

- Restreindre de façon saisonnière ou par zone la pêche à l'esturgeon jaune si l'on peut confirmer l'existence d'une période de fixation des glochidies d'obovarie olivâtre qui entraînent des infestations naturelles.

SOURCES D'INCERTITUDE

Malgré des efforts concertés en vue d'augmenter nos connaissances sur l'obovarie olivâtre au Canada, il y a encore plusieurs sources d'incertitude importantes pour cette espèce en ce qui concerne la répartition et la structure de la population, ses préférences en matière d'habitat ainsi que les facteurs limitant son existence.

Il est impératif de poursuivre les activités d'échantillonnage quantitatif de l'obovarie olivâtre dans les zones où sa présence est connue afin de déterminer la taille de la population, la trajectoire actuelle et les tendances au fil du temps. Il faut également effectuer d'autres échantillonnages ciblés dans les rivières Mississagi, des Outaouais et Saint-François, pour valider l'évaluation de l'état actuel de la population et déterminer la taille des populations. De plus, afin de déterminer l'aire de répartition de l'obovarie olivâtre, il faudrait réaliser des échantillonnages exploratoires dans les systèmes dont les caractéristiques de l'habitat sont semblables à celles des zones où l'on sait que l'espèce est présente. Les systèmes potentiellement visés par les relevés exploratoires comprennent le lac Nipissing et les rivières Mattawa, French et Gatineau, lesquels sont situés à proximité des endroits où des obovaries olivâtres ont été observées et comportent possiblement un habitat convenable. Il faudra également prélever d'autres échantillons pour toutes les populations dont le niveau de certitude lors de l’évaluation de l’état de la population était faible. Plusieurs des sites de la rivière des Outaouais où des obovaries olivâtres ont déjà été aperçues n'ont pas fait l'objet d'un relevé récent. Les zones de la rivière des Outaouais qui présentent un intérêt particulier comprennent les secteurs situés au nord de l'endroit au Témiscamingue où des observations ont été faites, notamment la rivière Blanche, la portion de la rivière des Outaouais entre la région du Témiscamingue et l'île aux Allumettes et le tronçon entre le débarcadère MacLaren et le confluent de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent. On devrait poursuivre les activités d'échantillonnage menées dans la rivière Saint-François et élargir leur portée, à la fois en amont de la centrale hydroélectrique de Domtar et en aval de la centrale de Drummondville. Il faudrait échantillonner les affluents du chenal Nord (lac Huron) et possiblement du lac Supérieur où des esturgeons jaunes sont présents et dont les caractéristiques de l'habitat sont semblables à celles de la rivière Mississagi, afin de déterminer si la population d'obovaries olivâtres dans ladite rivière constitue une population isolée. Étant donné que l'obovarie olivâtre vit souvent en eau profonde, des relevés en plongée doivent être effectués pour l'ensemble des populations. Il faudrait se pencher sur d'autres méthodes expérimentales d'échantillonnage, notamment sur l'utilisation d’un râteau (brail), pour pouvoir échantillonner les habitats en eau profonde. Les râteaux sont constitués d’une perche munie d'une frange de chaînes courtes à laquelle sont attachés des hameçons. Chaque hameçon est généralement constitué de quatre fourches dont l'extrémité est arrondie. Lorsque le râteau est descendu dans le fond de la rivière et tiré, les moules se fixent sur l'extrémité de forme arrondie et sont extirpées du substrat. Durant les relevés, la longueur de la coquille de tous les spécimens vivants devrait être consignée, afin d'obtenir de l'information sur la structure de la population et de comprendre le processus de recrutement de chaque population. Ces données de base sont nécessaires pour suivre les tendances en matière de répartition et de population de l'obovarie olivâtre, et pour assurer le succès des mesures de rétablissement qui pourraient

être mises en œuvre. Si l'obovarie olivâtre vivante peut être capturée avec succès, il est nécessaire d’estimer l'abondance afin d'interpréter correctement la modélisation de la population (see Young et Koops 2013). Certaines caractéristiques biologiques de l'obovarie olivâtre nécessaires à la modélisation de la population de l'espèce sont actuellement inconnues. On doit mener des études afin de valider les paramètres de la survie, de la fécondité, de l'âge à la maturité, de la longévité et de l'abondance de la population pour chaque stade de vie. Les études à venir devraient avoir pour but d'obtenir des détails sur l'infestation des hôtes de différentes tailles (le nombre de glochidies, par exemple) et le lien entre la probabilité de fixation des moules et la densité hôtes/moules.

D'autres études sur les exigences en matière d'habitat doivent absolument être menées afin de pouvoir déterminer l'habitat essentiel pour tous les stades biologiques de l'obovarie olivâtre. Des études supplémentaires sur l'habitat privilégié par l'espèce pourraient également aider à déterminer les zones potentielles de relocalisation. L'échantillonnage supplémentaire devrait comprendre une évaluation quantitative de l'habitat incluant une classification des substrats, la profondeur de l'eau et la vitesse du courant. On a besoin de mieux comprendre les effets des variations de niveaux d'eau et des changements des régimes d'écoulement naturels sur l'obovarie olivâtre. Il faudrait effectuer d'autres expériences en laboratoire de même que des expériences sur le terrain, si possible, afin de déterminer si l'esturgeon jaune représente effectivement le poisson-hôte de l'obovarie olivâtre au Canada. Des expériences d'infestation en laboratoire faisant appel à des échantillons provenant des populations canadiennes devraient être menées, dans le but de vérifier l'utilisation de l'esturgeon jaune en tant que poisson-hôte pour l'obovarie olivâtre. Un échantillonnage des esturgeons jaunes consistant notamment à inspecter les branchies et à y prélever des glochidies d'obovarie olivâtre devrait être effectué. Si l'on confirme que l'esturgeon jaune est bel et bien le poisson-hôte pour les populations canadiennes d'obovaries olivâtres, les déplacements et les habitudes migratoires du poisson devraient être étudiés. On pourrait ainsi déterminer la dispersion des obovaries olivâtres au sein des populations et entre celles-ci. Après avoir confirmé que l'esturgeon jaune est le poisson-hôte de l'obovarie olivâtre, il faudrait également réaliser d'autres travaux de modélisation afin d'évaluer le nombre d'esturgeons jaunes requis pour soutenir la population d'obovaries olivâtres. D'autres poissons-hôtes potentiels, notamment le malachigan (*Aplodinotus grunniens*), devraient faire partie des expériences d'infestation. On pourrait ainsi déterminer si d'autres espèces peuvent jouer le rôle de poisson-hôte pour l'obovarie olivâtre. De nombreuses menaces ont été recensées pour les populations d'obovaries olivâtres au Canada; toutefois, l'impact direct de ces menaces est inconnu à l'heure actuelle. Il faut mener d'autres études quantitatives afin d'évaluer avec une plus grande certitude l'incidence directe de chaque menace sur les populations d'obovaries olivâtres. Dans les publications scientifiques, les répercussions des menaces sont généralement abordées de façon générale (c.-à-d. sur le plan de l'assemblage des moules). Il est important d'approfondir nos connaissances sur la probabilité des menaces et l'impact de celles-ci à l'échelle de l'espèce. Des recherches doivent être menées afin de déterminer les effets directs et indirects que les moules dreissénidées peuvent avoir sur l'obovarie olivâtre. Ce type de recherche sur les menaces que des espèces envahissantes peuvent avoir sur des moules indigènes est nécessaire pour prendre des décisions plus éclairées sur le plan de la gestion de ces espèces envahissantes. Il faut également déterminer les seuils des paramètres relatifs à la qualité de l'eau (p. ex., les éléments nutritifs, la turbidité).

RÉFÉRENCES

Addy, S., Cooksley, S.L., et Sime, I. 2012. Impacts of flow regulation on freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) habitat in a Scottish montane river. Sci. Total Environ. 32: 318-328.

Aldridge, D.W., Payne, B.S., et Miller, A.C. 1987. The effects of intermittent exposure to suspended solids and turbulence on three species of freshwater mussels. Environ. Pollut. 45: 17-28.

Allan, J.D., et Flecker, A.S. 1993. Biodiversity conservation in running waters. Bioscience 43: 32-43.

Baker, S.M., et Hornbach, D.J. 1997. Acute physiological effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) infestation on two unionid mussels, Actinonaias ligamentina and Amblema plicata. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 512-519.

Bergeron, P. 1995. Éxigences écologiques de Dreissena polymorpha et prévisions leur occurrence dans les lacs et rivières du Québec: rapport final. Biorex inc. Québec: ministère de l'Environnement et de la Faune. 156 p.

Bogan, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionidae): A search for causes. Am. Zool. 33: 599-609.

Brady, T., Hove, M., Nelson, C., Gordon, R., Hornbach, D., et Kapuscinski, A. 2004. Suitable host fish species determined for Hickorynut and Pink Heelsplitter. Ellipsaria 6: 14-15.

Brownlee, M. 2012. Ottawa River sewage a Gatineau problem too (Accessed: 4 April 2012). The Ottawa Citizen, Ottawa, ON.

COGESAF. 2006. Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François. Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François. 255 p.

Coker, G.A., Ming, D.L., et Mandrak, N.E. 2010. Mitigation guide for the protection of fishes and fish habitat to accompany the species at risk recovery potential assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada (DFO) in Central and Arctic Region. Version 1.0. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2904. vi + 40 p.

COSEPAC. 2006a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 124 p.

COSEPAC. 2006b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la villeuse irisée (*Villosa iris*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 44 p.

COSEPAC. 2007. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la ligumie pointue (*Ligumia nasuta*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 40 p.

COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'obovarie olivâtre, (*Obovaria olivaria*), au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xi + 52 p.

Cummings, K., and Cordeiro, J. 2012. *Obovaria olivaria*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. (Accessed: 7 January 2013)

Cummings, K.S., et Mayer, C.A. 1992. Field guide to the freshwater mussels of the midwest. Illinois Natural History Survey Manual. 194 p.

Demers, C.L., et Sage Jr., R.W. 1990. Effects of road deicing salt on chloride levels in four Adirondack streams. Water Air Soil Poll. 49: 369-373.

Dumont, P., Mailhot, Y., et Vachon, N. 2012. Révision du plan de gestion de la pêche commerciale de l'esturgeon jaune dans le fleuve Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Direction générale de l'Estrie-Montréal-Montérégie et de Laval-Lanaudière-Laurentides et Direction générale de la Mauricie et du Centre-du-Québec. 130 p.

Environment Canada. 2001. Priority substances list assessment report: Road Salts (Accessed: 14 August 2012).

Gagné, F., Bouchard, F., André, C., Farcy, E., et Fournier, M. 2011. Evidence of feminization in wild Elliptio complanata mussels in the receiving waters downstream of a municipal effluent outfall. Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol. 153: 99-106.

Galbraith, H., et Vaughn, C.C. 2011. Effects of reservoir managment on abundance, condition, parasitism and reproductive traits of downstream mussels. Riv. Res. Appl. 27: 193-201.

Gillis, P.L. 2011. Assessing the toxicity of sodium chloride to the glochidia of freshwater mussels: Implications for salinization of surface waters. Environ. Pollut. 159: 1702-1708.

Gillis, P.L., Mitchell, R.J., Schwalb, A.N., McNichols, K.A., Mackie, G.L., Wood, C.M., et Ackerman, J.D. 2008. Sensitivity of the glochidia (larvae) of freshwater mussels to copper: Assessing the effect of water hardness and dissolved organic carbon on the sensitivity of endangered species. Aquat. Toxicol. 88: 137-145.

Golder Associates Ltd. 2011. Recovery strategy for Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) – northwestern Ontario, Great Lakes-Upper St. Lawrence River and southern Hudson Bay-James Bay populations in Ontario. Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. vii + 77 p.

Guénette, S., Rassart, E., et Fortin, R. 1992. Morphological differentiation of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) from the St. Lawrence River and Lac des Deux Montagnes (Quebec, Canada). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1959-1965.

Guénette, S., Fortin, R., et Rassart, E. 1993. Mitochondrial DNA variation in lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) from the St. Lawrence River and James Bay drainage basins in Quebec, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 659-664.

Haag, W.R., Berg, D.J., Garton, D.W., et Farris, J.L. 1993. Reduced survival and fitness in native bivalves in response to fouling by the introduced zebra mussel (Dreissena polymorpha) in western Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 13-19.

Haxton, T.J. 2002. An assessment of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in various reaches of the Ottawa River. J. Appl. Ichthyol. 18: 449-454.

Haxton, T.J. 2008. A synoptic review of the history and our knowledge of lake sturgeon in the Ottawa River. Southern Science and Information Technical Report SSI #126. 31 p.

Haxton, T.J., et Chubbuck, D. 2002. Review of the historical and exiting natural environment and resource uses on the Ottawa River. Ontario Ministry of Natural Resources, Science and Information Branch, Southcentral Science and Information Section. Technical Report #119. 76 p.

Hebert, P.D.N., Wilson, C.W., Murdoch, M.H., et Lazar, R. 1991. Demography and ecological impacts of the invading mollusc *Dreissena polymorpha*. Can. J. Zool. 69: 405-409.

Hoke, E. 2005. The freshwater mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) of northern Nebraska: the Missouri, Niobrara, and White river basins. Am. Malacol. Bull. 20: 27-35.

Hydro Québec. 2010. Centrales hydroélectriques. (Accessed: 4 January 2013).

International Joint Commission. 1977. Inventory of land use and land use practices in the Canadian Great Lakes basin. Report of the International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities. Volume III. Canadian Lake Huron Basin. 93 p.

Jacobsen, P.J., Neves, R.J., Cherry, D.S., et Farris, J.L. 1997. Sensitivity of glochidial stages of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) to copper. Environ. Toxicol. Chem. 16: 2384-2392.

Jansen, W.A., et Hanson, J.M. 1991. Estimates in the number of glochida produced by lams (*Anodonta grandis simpsoniana* Lea), attaching to yellow perch (*Perca flavescens*), and surviving to various ages in Narrow Lake, Alberta. Can. J. Zool. 69: 973-977.

Jokela, A., et Ricciardi, A. 2008. Predicting zebra mussel fouling on native mussels from physiochemical variables. Freshw. Biol. 53: 1845-1856.

Kat, P.W. 1984. Parasitism and the Unionacea (Bivalvia). Biol. Rev. 59: 189-207.

Keller, A.E., and Lydy, M. 1997. Biomonitoring and the hazards of contaminants to freshwater mollusks. *In* Freshwater mollusks as indicators of water quality: a workshop. U.S. Geological Survey. Workshop held 4-5 March 1997, Atlanta, GA.

Keller, A.E., et Zam, S.G. 1991. The acute toxicity of selected metals to the freshwater mussel, *Anodonta imbecilis*. Environ. Toxicol. Chem. 10: 539-456.

Knights, B.C., Vallazza, J.M., Zigler, S.J., et Dewey, M.R. 2002. Habitat and movement of lake sturgeon in the upper Mississippi River system, USA. Trans. Am. Fish. Soc. 131: 507-522.

Lemmen, D.S., et Warren, F.J. 2004. Climate change impacts and adaptation: A Canadian perspective. Natural Resources Canada, Ottawa, Ontario. Natural Resources Canada. 174 p.

Lofgren, B.M., et Hunter, T.S. 2011. Final report: NOAA Great Lakes environmental research laboratory's contributions to the activity "comparative analysis of net basin supply components and climate change impact on the upper Great Lakes. NOAA Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann, Arbor, MI. 42 p.

Mackie, G.L. 1991. Biology of the exotic zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in relation to native bivalves and its potential impact in Lake St. Clair. Hydrobiologia 219: 251-268.

Mackie, G., et Claudi, R. 2010. Monitoring and control of macrofouling mollusks in fresh water systems. CRC Press, Boca Raton, FL. 550 p.

Mandrak, N.E., et Crossman, E.J. 1992. Postglacial dispersal of freshwater fishes into Ontario. Can. J. Zool. 70: 247-2259.

Martel, A.L., Pathy, D.A., Madill, J.B., Renaud, C.B., Dean, S.L., et Kerr, S.J. 2001. Decline and regional extirpation of freshwater mussels (Unionidae) in a small river system invaded by *Dreissena polymorpha*: the Rideau River, 1993-2000. Can. J. Zool. 79: 2181-2191.

Martel, A., Picard, I., Binnie, N., Sawchuk, B., Madill, J., et Schueler, F.W. 2006. The rare olive hickorynut mussel, *Obovaria olivaria*, in the Ottawa River, eastern Canada. Tentacle 14: 31-32.

McGoldrick, D.J., Metcalfe-Smith, J.L., Schloesser, D.W., Newton, T.J., Arts, M.T., Mackie, G.L., Monroe, E.M., Biberhofer, J., et Johnson, K. 2009. Characteristics of a refuge for native

freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in Lake St. Clair. J. Great Lakes Res. 35: 137-146.

McMahon, R.F. 1991. Mollusca: Bivalvia. *In* Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Edited by J. H. Thorp and A. P. Covich. Academic Press, San Diego, CA. p. 315-399.

Metcalfe-Smith, J.L., Green, R.H., et Grapentine, L.C. 1996. Influence of biological factors on concentrations of metals in the tissues of freshwater mussels (*Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata radiata)* from the St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 205-219.

Metcalfe-Smith, J.L., Staton, S.K., Mackie, G.L., et Lane, N.M. 1998. Changes in the biodiversity of freshwater mussels in the Canadian waters of the lower Great Lakes drainage basing over the past 140 years. J. Great Lakes Res. 24: 845-858.

Metcalfe-Smith, J.L., MacKenzie, A., Carmichael, I., et McGoldrick, D.J. 2005. Photo field guide to the freshwater mussels of Ontario. St. Thomas, ON. 60 p.

MPO. 2003. Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques. Groupe de travail sur les introductions et les transferts. Septembre 2003. 54 p.

MPO. 2007. Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sc. 2007/039.

MPO. 2008. Évaluation du potentiel de rétablissement des populations d'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) des bassins hydrographiques des Grands Lacs et du Saint-Laurent (unité désignable 8). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/042.

MPO. 2010a. Lignes directrices sur la terminologie et les concepts utilisés dans le programme sur les espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/065.

MPO. 2010b. Proceedings of the Central and Arctic regional science advisory process to assess whether upstream passage is needed for Lake Sturgeon at the Pointe du Bois generating station (Winnipeg River). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2009/059.

MRNF. 2013. La moule zébrée (*Dreissena polymprpha*). (Accessed: 13 January 2013).

Naimo, T.J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. Ecotoxicology 4: 341-362.

Nalepa, T.F., Hartson, D.J., Gostenik, G.W., Fanslow, D.L., et Lang, G.A. 1996. Changes in the freshwater mussel community of Lake St. Clair from Unionidae to Dreissena polymorpha in eight years. J. Gt Lakes Res. 22: 354-369.

Ottawa Riverkeeper. 2006. Ottawa Riverkeeper's river report: issue N°1 - ecology and impacts. 81 p. (Accessed 21 August 2013)

Painchaud, J. 2007. État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François : faits saillants 2001-2003, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. 19 p.

Parmalee, P.W., et Bogan, A.E. 1998. The freshwater mussels of Tennessee. The University of Tennessee Press, Knoxville, Tennessee, USA. 328 p.

Parmalee, P.W., et Polhemus, R.R. 2004. Prehistoric and pre-impoundment populations of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) in the South Fork Holston River, Tennessee. Southeast. Nat. 3: 231-240.

Pratt, T.C. 2008. Population status and threats of Lake Sturgeon in designatable unit 8 (Great Lakes / St. Lawrence River watersheds). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/043. v + 33 p.

Ricciardi, A., Whoriskey, F.G., et Rasmussen, J.B. 1996. Impact of the *Dreissena* invasion on native unionid bivalves in the upper St. Lawrence River. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 1434-1444.

Schloesser, D.W., et Nalepa, T.F. 1994. Dramatic decline of unionid bivalves in offshore waters of western Lake Erie after infestation by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2234-2242.

Schloesser, D.W., Nalepa, T.F., et Mackie, G.L. 1996. Zebra mussel infestation of unionid bivalves (Unionidae) in North America. Am. Zool. 36: 300-310.

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

Schloesser, D.W., Metcalfe-Smith, J.L., Kovalak, W.P., Longton, G.D., et Smithee, R.D. 2006. Extirpation of freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) following the invasion of dreissenid mussels in an interconnecting river of the Laurentian Great Lakes. Am. Midl. Nat. 155: 307-320.

Simard, A., Paquet, A., Jutras, C., Robitaille, Y., Blier, P.U., Courtois, R., et Martel, A.L. 2011. North American range extension of the invasive Asian clam in a St. Lawrence River power station thermal plume. Aquat. Invasions 7: 81-89.

Strayer, D.L., et Fetterman, A.R. 1999. Changes in the distribution of freshwater mussels (Unionidae) in the upper Susquehanna River basin, 1955-1965 to 1996-1997. Am. Midl. Nat. 142: 328-339.

Strayer, D.L., et Jirka, K.J. 1997. The pearly mussels of New York State. Memoirs of the New York State Museum. 113 p. + 127 plates.

Therriault, T.W., Weise, A.M., Higgins, S.N., Guo, Y., et Duhaime, J. 2013. Risk assessment for three dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha*, *Dreissena rostriformis bugensis*, and *Mytilopsis leucophaeata*) in Canadian freshwater ecosystems. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/174. v + 88 p.

Thuemler, T.F. 1985. The Lake Sturgeon, *Acipenser fulvescens*, in the Menominee River, Wisconsin-Michigan. Environ. Biol. Fishes 14: 73-78.

Todd, A.K., et Kalteneckerm, M.G. 2012. Warm season chloride concentrations in stream habitats of freshwater mussel species at risk. Environ. Pollut. 171: 199-206.

Vaughn, C.C., et Taylor, C.M. 1999. Impoundments and the decline of freshwater mussels: a case study of an extinction gradient. Conserv. Biol. 13: 912-920.

Water Quality Branch. 1989. The application of an interdisciplinary approach to the selection of potential water quality sampling sites in the Thames River basin. 122 p.

Watters, G.T. 2000. Freshwater mussels and water quality: a review of the effects of hydrologic and instream habitat alterations. *In* Freshwater mollusk symposia proceedings. Edited by R.A. Tankersley, D.I. Warmolts, G.T. Watters, B.J. Armitage, P.D. Johnson, and R.S. Butler. Ohio Biological Survey, Columbus, OH. pp. 261-274.

Watters, G.T., et O'Dee, S. 2000. Glochidial release as a function of water temperature: Beyond bradyticty and tachyticty. *In* Proceedings of the conservation, captive care, and

propagation of freshwater mussels symposium. Edited by R. A. Tankersley. Ohio Biological Survey Special Publications, Columbus, OH. p. 135-140.

Watters, G.T., O'Dee, S.H., et Chordas III, S. 2001. Patterns of vertical migration in freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae). J. Freshw. Biol. 16: 541-549.

Watters, G.T., Hoggarth, M.A., et Stansbery, D.H. 2009. The freshwater mussels of Ohio. The Ohio State University Press, Columbus, OH. 400 p.

Welsh, A.B., et McLeod, D.T. 2010. Detection of natural barriers to movement of Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) within the Namakan River, Ontario. Can. J. Zool. 88: 390-397.

Whiteaves, J.F. 1863. On the land and fresh-water mollusca of Lower Canada. Can. Nat. 7: 98-113.

Williams, J.D., Warren, M.L., Cummings, K.S., Harris, J.L., et Neves, R.J. 1993. Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. Fisheries 18: 6-22.

Young, J.A.M., et Koops, M.A. 2013. Modélisation du potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre (*Obvovaria olivaria*) au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/022. iv + 14 p.

Zanatta, D.T., et Murphy, R.W. 2006. Evolution of active host-attraction strategies in the freshwater mussel tribe Lampsilini (Bivalvia: Unionidae). Mol. Phylogenet. Evol. 41: 195-208.

Zanatta, D.T., et Woolnough, D.A. 2011. Confirmation of *Obovaria olivaria*, Hickorynut Mussel (Bivalvia: Unionidae), in the Mississagi River, Ontario, Canada. Northeast. Nat. 18: 1-6.

Zanatta, D.T., Mackie, G.L., Metcalfe-Smith, J.L., et Woolnough, D.A. 2002. A refuge for native freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae) from impacts of the exotic zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Lake St. Clair. J. Great Lakes Res. 28: 479-489.