

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

CARACTÉRISATION DE L'HABITAT ESTIVAL DU FOUILLE-ROCHE GRIS
(*PERCINA COPELANDI*), UNE ESPÈCE VULNÉRABLE, DANS LES RIVIÈRES
GATINEAU ET RICHELIEU, QUÉBEC.

MÉMOIRE DE RECHERCHE

PRÉSENTÉ À

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

comme exigence partielle

du programme de Maîtrise en Gestion de la faune et de ses habitats

PAR

JULIE BOUCHER

FÉVRIER 2006

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet de recherche n'aurait pu être possible sans la collaboration de nombreuses personnes. Tout d'abord, je remercie Richard Cloutier (directeur) et Pierre Bérubé (co-directeur) de m'avoir fait confiance et permis de réaliser un tel projet de recherche. Je ne peux passer sous silence l'implication très appréciée de Pierre Bérubé, pour son soutien, sa disponibilité et ses précieux conseils.

Je tiens aussi à remercier pour leur précieuse collaboration Christian Racine, Tommy Gilbault et Conrad Groleau de la direction de la recherche sur la faune du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, de même qu'à Henri Fournier, Richard Pariseau et Christian Asselin de la direction de l'aménagement de la faune de l'Outaouais, Michel Letendre, Olivier Roy, Nathalie Vachon et Jean Leclerc de la direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie. J'ai eu énormément de plaisir à travailler avec vous tous.

D'autres personnes m'ont également beaucoup supporté dans l'accomplissement de ce projet de recherche que je tiens à souligner. Il s'agit de Madame Hélène Crépeau et Katrine Turgeon pour leur soutien et leur expertise en ce qui a trait aux traitements statistiques ainsi que Monsieur Benoît Landry pour son support en géomatique. Mes remerciements s'adressent également à Monsieur Pierre Dumont pour ses nombreux commentaires constructifs sur la version préliminaire de ce document.

Finalement, un merci tout spécial à ma famille et à mes amis les plus proches pour leurs encouragements dans les périodes plus difficiles et pour tous les bons moments passés en votre compagnie.

Cette recherche a été subventionnée par la Fondation de la faune du Québec (FFQ), le Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec (MRNF) et les Fonds de recherche sur la nature et les technologies du Québec (NATEQ).

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	II
TABLE DES MATIÈRES.....	IV
LISTE DES TABLEAUX.....	V
LISTES DES FIGURES.....	VI
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CONTEXTE.....	1
OBJECTIF SPÉCIFIQUE.....	6
CHAPITRE I. CARACTÉRISATION DE L’HABITAT ESTIVAL DU FOUILLE-ROCHE GRIS (<i>PERCINA COPELANDI</i>), UNE ESPÈCE VULNÉRABLE, DANS LES RIVIÈRES GATINEAU ET RICHELIEU, QUÉBEC.....	8
RÉSUMÉ.....	10
INTRODUCTION.....	11
SECTEURS D’ÉTUDES.....	14
ÉCHANTILLONNAGE.....	16
CARACTÉRISATION DE L’HABITAT.....	17
ANALYSES STATISTIQUES.....	19
RÉSULTATS.....	23
CARACTÉRISTIQUES DES POPULATIONS.....	23
VARIABLES D’HABITAT.....	24
ESPÈCES CAPTURÉES.....	28
DISCUSSION.....	29
REMERCIEMENTS.....	41
TITRE DES FIGURES.....	48
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	54
BIBLIOGRAPHIE.....	58
APPENDICES.....	70

LISTES DES FIGURES

- FIGURE 1.** RIVIÈRE GATINEAU SITUÉE DANS LA RÉGION DE L'OUTAOUAIS ET LA ZONE D'ÉTUDE (A) DÉBUTANT AUX RAPIDES DE FARMERS, EN AMONT DU PONT ALONZO-WRIGHT, ET SE TERMINANT À LA JONCTION AVEC LA RIVIÈRE OUTAOUAIS.....50
- FIGURE 2.** RIVIÈRE RICHELIEU SITUÉE DANS LA RÉGION DE LA MONTÉRÉGIE ET LES ZONES D'ÉTUDE LOCALISÉES DANS LES SECTEURS DE SAINT-MARC-SUR-RICHELIEU (A) ET LES RAPIDES DE CHAMBLY (B).51
- FIGURE 3.** DISTRIBUTION DES FRÉQUENCES DES LONGUEURS TOTALES (MM) DES FOUILLE-ROCHE GRIS CAPTURÉS DANS LES RIVIÈRES GATINEAU (N=137) (BLANC) ET RICHELIEU (N=125) (HACHURÉ), À L'ÉTÉ 2003.....52
- FIGURE 4.** HISTOGRAMMES DE FRÉQUENCE DES VARIABLES D'HABITAT CATÉGORIQUES EN FONCTION DES STATIONS AVEC ABSENCE (BLANC) ET PRÉSENCE (HACHURÉ) DU FOUILLE-ROCHE GRIS POUR LES RIVIÈRES GATINEAU ET RICHELIEU.....53

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Contexte

La disparition d'espèces sauvages est une réalité qui a longtemps été liée aux processus évolutifs de la sélection naturelle. Cependant, le phénomène de raréfaction et de disparition des espèces vivantes subit une accélération à l'échelle mondiale depuis le développement industriel et l'exploitation intensive des ressources par l'humain (Wall et al. 2004; Beaulieu 1993). Les activités anthropiques seraient la principale cause de la dégradation des écosystèmes dulcicoles et du déclin du nombre de poissons d'eau douce en Amérique du Nord. Sur ce même territoire, on estime à 364 sur 1061 (34%) le nombre d'espèces de poissons d'eau douce en situation précaire (Richter et al. 1997; Wall et al. 2004). Le méné de Topeka (*Notropis topeka*) en est un bon exemple puisque la détérioration de ses habitats aurait causé un déclin de l'ordre de 80% de ses effectifs aux États-Unis (Wall et al. 2004). Au Québec, en milieu aquatique, la dégradation de la qualité de l'eau et la destruction des habitats dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires constituent également une menace pour de nombreuses espèces de poissons (La Violette et al. 2003). Sur un total de 112 espèces de poissons d'eau douce fréquentant le territoire québécois, près d'une dizaine sont menacées ou vulnérables (Bernatchez et Giroux 2000). Parmi celles-ci, une espèce désignée menacée depuis 1993 par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC 2002), le fouille-roche gris (*Percina copelandi* Jordan 1877), a obtenu en février 2005 le statut d'espèce vulnérable par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (Gouvernement du Québec 2005).

La faible abondance du fouille-roche gris et le peu d'études dont elle a fait l'objet sont certes des causes de la méconnaissance de ses besoins biologiques et de son écologie. Winn (1953) donne une description de la fraie du fouille-roche gris chez une population de la rivière Cheboygan au Michigan. Au printemps ou au début de l'été, le fouille-roche gris effectuerait une brève migration vers l'amont des cours d'eau afin d'amorcer sa période de reproduction. À ce moment, les adultes rechercheraient des sites caractérisés par des vitesses de courant qui varient de modérées à rapides avec un substrat constitué de roches et de graviers. Lors de la période de fraie, une vitesse de courant minimale serait requise afin d'assurer le succès de reproduction sinon, *P. copelandi* cesse son activité de fraie. Les mâles établissent des territoires d'environ un mètre de diamètre autour d'une grosse roche. Ils défendent activement leur espace contre les autres mâles de la même espèce. Les femelles se déplacent d'un territoire à l'autre, s'accouplant successivement avec plusieurs mâles. Une femelle dépose entre 4 et 10 œufs après chaque accouplement pour une moyenne de 400 œufs par saison. Les adultes quittent les frayères peu de temps après la reproduction et abandonnent les œufs enfouis dans le gravier. On ne connaît pas l'âge de la maturité sexuelle ni le rythme de croissance chez cette espèce. Selon Goodchild (1994), la taille des adultes varie entre 34 et 61 mm. Son alimentation est principalement composée d'invertébrés benthiques et de matière organique (Scott et Crossman 1974).

La distribution du fouille-roche gris en Amérique du Nord s'étend sur un vaste territoire, à l'ouest de la chaîne des Appalaches. Cette répartition est toutefois discontinue et fortement localisée (Lapointe 1997; Phelps et Francis 2002). Aux États-Unis, où

l'espèce a été décrite pour la première fois par Jordan en 1877 dans l'état de l'Indiana (Scott et Crossman 1974; Goodchild 1994; Lapointe 1997), le fouille-roche gris est largement réparti, mais presque toujours retrouvé en très faible abondance. On le retrouve principalement dans le système hydrographique du haut Mississippi et dans le bassin versant de la rivière Tennessee alors qu'au nord est, il a été observé presque partout dans les réseaux hydrographiques de la rivière Ohio, des lacs Hurons, Érié et Ontario (Lapointe 1997). Il est inscrit sur la liste des espèces menacées (S1, S2) dans dix états américains (Indiana, Louisiane, Michigan, New York, Ohio, Pennsylvanie, Virginie, Virginie de l'Ouest, Vermont et Tennessee) et est désigné vulnérable (S3) au Kansas et au Missouri (Nature serve explorer 2004). Au Canada, le fouille-roche gris a toujours été peu commun. Les premières mentions de captures remontent à 1940 dans la région de la rivière Détroit, dans le comté de Essex (Goodchild 1994; Lapointe 1997). En Ontario, on retrouve l'espèce dans les affluents et le long des rives des lacs Ontario et Érié. Au Québec, les populations sont localisées dans les tributaires du haut Saint-Laurent soit la limite nord de l'aire de distribution mondiale du fouille-roche gris (Scott et Crossman 1974; Lapointe 1997; Bernatchez et Giroux 2000). En 1931, Wynne Edwards aurait récolté le premier spécimen au Québec dans la rivière Niger, un petit cours d'eau de la région de Stanstead en Estrie (Lapointe 1997).

L'état des populations de fouille-roche gris n'est pas très bien connu, très peu d'études ayant été réalisées à cet effet aux États-Unis, en Ontario ou au Québec (Équipe de rétablissement du fouille-roche gris 2001). Le peu de données disponibles sur son

abondance laisse toutefois présumer que l'espèce a subi une diminution de ses effectifs au Québec (Goodchild 1994; Lapointe 1997; Équipe de rétablissement du fouille-roche gris 2001). Les premières mentions de fouille-roche gris ont été recueillies dans les années 1930 en Estrie, plus précisément dans les rivières Niger, aux Saumons ainsi que dans la décharge du lac Elgin (lac Aylmer). Aucune mention de capture n'a été rapportée dans ce secteur par la suite (Goodchild 1994; Lapointe 1997; Équipe de rétablissement du fouille-roche gris 2001; Massé et Bilodeau 2002). Subséquemment, le fouille-roche gris fut recensé pour la première fois dans 12 nouveaux cours d'eau des régions de la Montérégie, Chaudière-Appalaches, Mauricie-Bois-Francs et Lanaudière, entre 1940 et 1950 (Lapointe 1997; Équipe de rétablissement du fouille-roche gris 2001; Massé et Bilodeau 2002). À partir des années 1960, de nouvelles mentions ont permis de constater que la distribution connue de l'espèce s'étendait considérablement à l'est de la province notamment à Montmagny où 259 individus furent récoltés dans la rivière du Sud, en 1964 (Goodchild 1994; Desrochers et al. 1996; Lapointe 1997). En 1996, trois grandes régions du Québec soit, la Montérégie, Chaudière-Appalaches et l'Estrie ont fait l'objet d'un inventaire orienté visant à confirmer sa présence sur quelques sites de captures historiques. Une très faible quantité de spécimens ont été récoltés dans trois des sept rivières échantillonnées : les rivières aux Anglais, aux Outardes-est et à la Truite, toutes situées en Montérégie (Desrochers et al. 1996). Aucun spécimen n'a été capturé dans la rivière du Sud, de la région de Chaudière-Appalaches, alors que des spécimens avaient été observés dans cette même rivière, 30 ans plus tôt (Desrochers et al. 1996; Équipe de rétablissement du fouille-roche gris 2001). Des données d'inventaires plus récentes ont indiqué la présence de

et le lessivage des sols constituent des impacts cumulatifs pouvant contribuer à la disparition de l'espèce (Société de la faune et des parcs du Québec 2002). L'augmentation de la charge sédimentaire, l'envasement du substrat et l'appauvrissement en oxygène au fond du lit des cours d'eau sont aussi des facteurs qui pourraient diminuer la disponibilité des proies et du benthos et la capacité du fouille-roche gris à se nourrir (Lapointe 1997).

À ce jour, les informations dont on dispose sur l'habitat du fouille-roche gris sont fragmentaires et très générales [Corporation de l'aménagement de la rivière l'Assomption (CARA) 2002]. De façon générale, on pense que l'espèce serait associée aux fosses et aux bordures de rapides dans des cours d'eau où le substrat est principalement composé de sable et de gravier. Dans les cours d'eau de grandes dimensions, elle a été observée dans les zones peu profondes où le courant est lent, mais suffisant pour maintenir un substrat sans sédiments fins (Scott et Crossman 1974; Goodchild 1994; Lapointe 1997; Phelps et Francis 2002). Au Québec, les sites de captures sont caractérisés par des eaux de moins de 60 cm de profondeur. L'espèce se retrouve préférentiellement dans les segments de cours d'eau où les vitesses de courants varient de moyenne à nulle, mais aucune valeur moyenne n'a encore été précisée (Desrochers et al. 1996; Corporation de l'aménagement de la rivière l'Assomption 2002; Phelps et Francis 2002).

Objectif spécifique

L'acquisition de connaissances sur l'habitat du fouille-roche gris demeure essentielle afin d'établir des mesures visant sa sauvegarde. L'objectif de cette étude est donc de

caractériser l'habitat estival du fouille-roche gris dans les rivières Richelieu et Gatineau. Le choix de ces deux rivières a été motivé par le fait que des quantités élevées d'individus (>70) ont déjà été récoltées au cours des années 1991 et 1999. Les nouvelles informations et données obtenues dans le cadre de la présente étude permettront d'avoir une meilleure compréhension des facteurs limitants et des exigences spécifiques de l'espèce en termes d'habitats.

**CHAPITRE I. CARACTÉRISATION DE L'HABITAT ESTIVAL DU FOUILLE-ROCHE
GRIS (*PERCINA COPELANDI*), UNE ESPÈCE VULNÉRABLE, DANS LES RIVIÈRES
GATINEAU ET RICHELIEU, QUÉBEC.**

Caractérisation de l'habitat estival du fouille-roche gris (*Percina copelandi*), une espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable, dans les rivières Gatineau et Richelieu, Québec.

Julie Boucher¹, Pierre Bérubé^{2*} et Richard Cloutier¹

¹ Université du Québec à Rimouski, Département de biologie, 300, allée des Ursulines, C.P. 3300, Rimouski, Québec, G5L 3A1, Canada.

² Ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 930, Chemin Ste-Foy, 4eme étage, Québec, G1S 2L4, Canada.

*** Auteur auquel la correspondance devrait être adressée [courriel] :**
pierre.berube@fapaq.gouv.qc.ca

ARTICLE À SOUMETTRE POUR PUBLICATION DANS LE JOURNAL CANADIEN
DES SCIENCES HALIEUTIQUES ET AQUATIQUES (CANADIAN JOURNAL OF
FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES)

RÉSUMÉ

Les informations dont on dispose sur l'habitat du fouille-roche gris (*Percina copelandi*), une espèce vulnérable, sont fragmentaires et très générales au Québec. Nous avons caractérisé et modélisé, à l'aide d'un indice probabiliste d'habitat (IPH), l'habitat estival fréquenté par le fouille-roche gris dans les rivières Gatineau et Richelieu afin d'acquérir de nouvelles connaissances sur la biologie de cette espèce et pour assurer sa protection. Une pêche à l'électricité portable a été utilisée pour déterminer son abondance relative dans les zones lotiques alors qu'une seine a servi pour les zones lenticues. La caractérisation de chacune des stations d'échantillonnage a été effectuée à l'aide de sept variables d'habitat. La vitesse du courant est la seule variable explicative commune aux deux rivières. L'espèce aurait une préférence marquée pour les milieux offrant des vitesses moyennes d'écoulement variant entre 39 et 48 cm/s. De plus, la présence légère de périphyton dans la rivière Gatineau, ainsi que la faible profondeur de l'eau, la forte hétérogénéité du substrat, la présence de débris ligneux et d'un couvert végétal dans la rivière Richelieu seraient également associés à la présence de l'espèce.

INTRODUCTION

Plusieurs facteurs peuvent être responsables de la précarité d'une espèce sauvage. En milieu aquatique, la détérioration de la qualité de l'eau et la destruction des habitats demeurent les principales menaces pour de nombreuses espèces de poissons (Warren et Burr 1994; Richter et al. 1997; La Violette et al. 2003) dont le fouille-roche gris (*Percina copelandi*). La situation de ce petit percidé benthivore (sous-famille Etheostomatinae), est considérée préoccupante en raison du déclin de certaines populations. Aux États-unis, il est inscrit sur la liste des espèces menacées (S1, S2) dans dix états américains (Indiana, Louisiane, Michigan, New York, Ohio, Pennsylvanie, Virginie, Virginie de l'Ouest, Vermont et Tennessee) et est désigné vulnérable (S3) au Kansas et au Missouri (Nature serve explorer 2004). Depuis 1993, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a attribué le statut d'espèce menacée au fouille-roche gris (COSEPAC 2002) tandis qu'au Québec, le statut d'espèce vulnérable lui a été accordé en février 2005 par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Gouvernement du Québec 2005).

Au Québec, le fouille-roche gris se retrouve de façon disjointe dans les tributaires du haut Saint-Laurent constituant la limite nord de son aire de distribution mondiale (Scott et Crossman 1974; Lapointe 1997; Bernatchez et Giroux 2000). Selon les connaissances actuelles, la principale menace à la survie du fouille-roche gris serait liée à des activités affectant son habitat. Les interventions humaines telles que la déforestation, le reprofilage et le redressement des cours d'eau, le drainage agricole et forestier, l'emploi abusif de

pesticides, l'absence de bandes riveraines et le lessivage des sols constituent des impacts cumulatifs pouvant contribuer à la disparition de cette espèce (Lapointe 1997; Équipe de rétablissement du fouille-roche gris 2001; Phelps et Francis 2002; Société de la faune et des parcs du Québec 2002). À ce jour, les informations disponibles sur son habitat au Québec sont fragmentaires et très générales (Lapointe 1997). De façon générale, l'espèce serait associée aux fosses et aux bordures de rapides dans des cours d'eau où le substrat est principalement composé de sable et de gravier (Lapointe 1997). Dans les cours d'eau de grandes dimensions, l'espèce a été observée dans les zones peu profondes où le courant est lent, mais suffisant pour maintenir un substrat sans sédiments fins (Scott et Crossman 1974; Goodchild 1994; Lapointe 1997; Phelps et Francis 2002). Au Québec, les sites de captures sont caractérisés par des profondeurs de moins de 60 cm. L'espèce se retrouve préférentiellement dans les parties du cours d'eau où les vitesses de courants varient de moyenne à nulle, mais aucune valeur moyenne n'a encore été précisée (Desrochers et al. 1996; Corporation de l'aménagement de la rivière l'Assomption 2002; Phelps et Francis 2002).

L'acquisition de connaissances sur l'habitat du fouille-roche gris demeure donc essentielle afin d'établir des mesures visant à sauvegarder l'espèce. Cette étude a donc pour but de caractériser l'habitat estival du fouille-roche gris dans les rivières Richelieu et Gatineau, deux plans d'eau dans lesquels des quantités élevées d'individus ont été récoltées en 1991 et 1999. Les objectifs spécifiques poursuivis visent à (1) identifier et comparer les variables d'habitat associées à la présence et à l'absence de l'espèce et (2) modéliser

l'habitat estival fréquenté par le fouille-roche gris dans les rivières Gatineau et Richelieu à l'aide d'un indice probabiliste d'habitat (IPH) calculé à partir d'une régression logistique multiple.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Secteurs d'études

Le bassin versant de la rivière Gatineau (23 724 km²) est situé dans la région de l'Outaouais, à l'extrême sud-ouest du Québec (Figure 1). La rivière Gatineau coule du nord, à partir de Parent, vers le sud où elle rejoint la rivière des Outaouais à la hauteur de Gatineau. Son débit moyen annuel est de 276 m³/s et sa profondeur varie entre 9 et 12 m. Elle est fortement régulière par une série de barrages construits aux fins de production d'électricité (Ministère de l'Environnement 1999). Depuis 1979, la qualité de ses eaux s'est améliorée compte tenu des nombreux efforts de dépollution consentis par le Ministère de l'Environnement et de l'arrêt du flottage du bois en 1993. Toutefois, la présence et la décomposition des billes de bois au fond de la rivière pourraient affecter la qualité physico-chimique de l'eau et les effets à long terme de cette détérioration sont encore inconnus (Lemyre 1988; Simard 2004). Dans cette rivière, l'échantillonnage a été effectué sur un tronçon d'une longueur d'environ 6 km. Le secteur d'étude (45° 28' N, 75° 44' O), d'une superficie de 1,29 km², débute à quelques mètres en amont du pont Alonzo-Wright, dans le Rapide de Farmer, et se termine à la confluence de la rivière des Outaouais dans des eaux où le courant est beaucoup plus lent. La rive ouest de ce secteur est plus naturelle alors que la rive est a été davantage modifiée par des activités anthropiques de remblayage et d'empiètement du milieu riverain notamment la construction de quais et de murs.

Le bassin versant de la rivière Richelieu possède une superficie similaire (23 720 km²) à celle du bassin de la Gatineau, dont 84 % est situé en territoire américain et 16 % en sol québécois, dans la région de la Montérégie (Figure 2). La rivière Richelieu, le plus important tributaire de la rive sud du Saint-Laurent, prend sa source dans le lac Champlain aux États-Unis et coule en direction nord pour se jeter dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Sorel. Son débit annuel moyen est d'environ 350 m³/s (Choinière 1984). L'agriculture constitue une des principales activités inhérentes de ce bassin versant, avec plus de 145 600 hectares de terres cultivées. Cette activité, couplée aux rejets urbains et industriels non traités, lesquels contribuent à la présence de nombreuses substances toxiques (e.g. métaux, BPC, pesticides), et altèrent la qualité des eaux de cette rivière (Patoine et Simoneau 2002; Simard 2004). L'échantillonnage a été mené dans deux parties distinctes de la rivière afin d'obtenir des secteurs comparables à la rivière Gatineau soit, une zone à faciès d'écoulement lotique et une zone lentique. Le premier secteur, les rapides de Chambly (45°27'N, 73°16'O), d'une superficie de 1,67 km², est constitué d'une association d'îles et d'eaux vives dont les rives sont naturelles. Ce site, désigné refuge faunique depuis 2002, présente dans sa portion supérieure une largeur initiale d'environ 200 m; il s'étend sur une distance de 1,5 km à partir du pied du barrage de Chambly. Le second secteur, d'une longueur d'environ 5,5 km et d'une superficie de 0,34 km² est situé à la hauteur de la municipalité de Saint-Marc-sur-Richelieu (45°37'N, 73°11'O) à environ 40 km en amont de l'embouchure du fleuve Saint-Laurent. Ce secteur possède des rives fortement perturbées par les activités humaines, notamment le remblayage des rives, à l'exception des îles Jeannotte et aux Cerfs.

Échantillonnage

Dans le but de ne pas chevaucher et perturber la période de reproduction du fouille-roche gris, qui se déroule entre les mois de mai et juin, et d'obtenir des conditions hydrologiques comparables, l'échantillonnage s'est déroulé entre le 14 et le 27 juillet 2003 dans la rivière Gatineau et entre le 29 juillet et le 8 août 2003 pour le secteur des rapides de Chambly de la rivière Richelieu. Dans le secteur de Saint-Marc-sur-Richelieu, la collecte de données a été réalisée un peu plus tard soit, entre le 22 et le 26 septembre 2003 afin d'y synchroniser nos efforts avec le projet du suivi annuel de l'abondance relative des chevaliers (*Moxostoma* spp.) 0+ (Vachon 1999). Dans chacune des deux rivières, les segments homogènes ont été définis par le faciès d'écoulement soit, une zone lotique (rapides) et une zone lenticule (milieux littoraux peu profonds adjacents à chaque rive). Dans les zones lotiques (rapides de Farmer et de Chambly), la présence de fouille-roche gris a été déterminée à l'aide d'une pêche à l'électricité portable (Back Pack Coffelt modèle BP 1C). Les stations de 1,2 m de diamètre correspondant à la zone d'influence délimitée par l'arc électrique, étaient disposées à tous les 4 m sur des transects orientés perpendiculairement à la rive et séparés en moyenne de 25 m suivant un pas d'échantillonnage systématique. Le nombre de stations par transect pouvait varier de 2 à 25 selon les conditions du milieu. La profondeur à respecter devait être inférieure à 1 mètre et la vitesse du courant de moins de 1,5 m/s afin de conserver une bonne efficacité et assurer la sécurité des personnes effectuant l'échantillonnage. La durée de l'électrochoc était d'environ 5 secondes, le voltage et l'ampérage ont été ajustés à 700 volts et 2 ampères en

fonction de la conductivité de l'eau. La pêche à l'électricité portable permettait de couvrir une superficie de 1,13 m². Dans les zones lenticules, nous avons utilisé une seine de rivage d'une longueur de 12 m et d'une hauteur de 1,5 m dont les mailles étirées étaient de 2 mm. La seine constituait l'engin de pêche le plus approprié dans ce type de milieu où les eaux sont plus profondes et les substrats plus fins. Les stations étaient disposées à environ 350 m de distance les unes des autres sur les rives gauche et droite de la rivière. De plus, quatre stations ont été positionnées autour des îles Jeannotte et aux Cerfs dans le secteur de Saint-Marc-sur-Richelieu. La seine couvrait une superficie d'environ 25 m².

La longueur totale (mm) de chaque fouille-roche gris a été mesurée. Les individus n'ayant pas subi de dommages physiologiques apparents ont été remis à l'eau afin de minimiser l'impact sur les populations de ces deux rivières. Toutefois, les spécimens morts ou avec des lésions graves (n=28) ont été conservés dans l'éthanol 70% pour des analyses ultérieures en laboratoire, entre autres, la lecture d'âge des individus à partir des écailles. Tous les autres spécimens récoltés lors des pêches expérimentales ont pour leur part été identifiés et dénombrés, pour ensuite être relâchés.

Caractérisation de l'habitat

La caractérisation de chacune des stations d'échantillonnage a été effectuée à l'aide de sept variables d'habitat : (1) la profondeur (cm), (2) la vitesse moyenne du courant (cm/s), (3) la granulométrie des particules de substrat, (4) l'hétérogénéité du substrat, (5) le recouvrement végétal, (6) la présence de périphyton et (7) la présence de débris ligneux.

Pour les milieux lotiques, la profondeur et la vitesse du courant ont été évaluées au centre de la station avec un vélocimètre (Global Flow Probe modèle FP-101) muni d'une règle graduée. La vitesse du courant a été calculée à 0,2 et 0,8 fois la hauteur de la colonne d'eau pour les profondeurs égales ou supérieures à 30 cm et à 0,6 fois la hauteur de la colonne d'eau lorsque celle-ci était inférieure à 30 cm. La granulométrie des particules de substrat a été estimée par observation visuelle et tactile pour l'ensemble de la station et ce, suivant les mêmes classes granulométriques proposées par La Violette et al. (2003), c'est-à-dire l'argile et le limon ($<0,1$ mm), le sable (0,1-2 mm), les graviers fins (2-22 mm), les graviers grossiers (22-40 mm), les cailloux (40-80 mm), les galets (80-250 mm), les blocs (>250 mm) et la roche-mère. À partir de ces informations, l'indice de la taille moyenne des particules du substrat a été établi à l'aide de la classification de Wentworth modifiée (Leeder, 1982). L'hétérogénéité du substrat, le recouvrement végétal, la présence de périphyton et de débris ligneux ont été déterminés visuellement pour l'ensemble de la station et rapportés à l'intérieur de différentes catégories décrites au Tableau 1.

Pour les milieux lenticles, la prise de données a été effectuée à partir de la fin du coup de seine, sur la berge, jusqu'à une distance d'environ 12 m le long d'un transect passant par son centre. La profondeur et la vitesse du courant ont été mesurées au centre de la station, c'est-à-dire à 6 m de la berge. La vitesse du courant a été calculée à 0,2 et 0,8 fois la hauteur de la colonne d'eau pour les profondeurs égales ou supérieures à 30 cm et à 0,6 fois la hauteur de la colonne d'eau lorsque celle-ci était inférieure à 30 cm. Tous les autres descripteurs d'habitat furent mesurés de la même façon et avec la même

classification que dans les milieux lotiques. La granulométrie des particules de substrat, l'hétérogénéité du substrat, le recouvrement végétal, la présence de périphyton et de débris ligneux ont été pour leur part évalués sur l'ensemble de la station à partir du centre, soit à 6 m de la berge.

Quelques paramètres physico-chimiques ont aussi été mesurés dans les zones lotiques à l'aide de sondes multiparamétriques WTW-P3. La température de l'eau, la conductivité, l'oxygène dissous et le pH ont été déterminés à la première et à la dernière station de chacun des transects. Dans les zones lentiques, les mêmes descripteurs physico-chimiques ont été mesurés à l'aide d'une embarcation munie des mêmes sondes et d'un turbidimètre (WTW-550) branchés en continu. Une caméra sous-marine Deep Blue Pro Color (DB-200 CAM), reliée à un moniteur TV et à un appareil d'enregistrement vidéo, a également permis d'obtenir des images des zones plus profondes où il était impossible d'échantillonner. De plus, dans chacune des rivières, deux thermographes électroniques ont été placés en amont et en aval des secteurs d'étude. Ceux-ci étaient programmés à intervalles de 30 minutes et ont permis de mesurer la température de l'eau quotidiennement pendant la durée de la période d'échantillonnage (Tableau 2).

Analyses statistiques

Puisque les deux rivières sont situées dans des régions géographiquement distinctes et qu'elles affichent des particularités biophysiques et chimiques différentes, celles-ci ont été traitées séparément dans les analyses statistiques. La même approche prévaut pour les

données recueillies à la pêche électrique et à la seine dans chaque rivière. Afin d'optimiser l'effectif des échantillons pour les milieux à faciès d'écoulement lotique et lentique et de minimiser la variabilité inter-station, une dernière analyse a été effectuée en regroupant les rivières, mais en séparant une fois de plus les deux techniques de pêche.

Le traitement statistique des données a été mené selon Quinn et Keough (2002) et Zar (1996). Nous nous sommes servis du logiciel SYSTAT v.10 (SPSS 2000) et du progiciel SAS (1999). Le seuil de probabilité de 0,05 a été retenu pour tous les tests statistiques. Dans un premier temps, des analyses statistiques bivariées ont permis de vérifier s'il existait des différences significatives entre chacune des caractéristiques des stations où des fouille-roche gris ont été capturés par rapport à celles où l'espèce était absente. L'association de cette espèce avec les quatre variables catégoriques a été évaluée à l'aide d'un test de Chi-carré alors qu'un test t de Student a été utilisé pour les trois variables continues. L'utilisation de tests paramétriques exige que toutes les données répondent à une distribution normale. Nous avons utilisé le test d'adéquation de Kolmogorov-Smirnov pour vérifier l'hypothèse de normalité. Nous nous sommes assurés que la condition d'homoscédasticité des variances était respectée en effectuant un test de F-max. Sur chaque variable continue, les transformations logarithmiques et racinaires ont servi à normaliser les données des descripteurs écologiques qui n'obéissaient pas à la courbe de Gauss.

Dans le but de modéliser l'habitat estival du fouille-roche dans les rivières Gatineau et Richelieu, une approche basée sur un indice probabiliste d'habitat (IPH) a été utilisée.

Cet indice a été calculé à l'aide d'une régression logistique multiple et exprimé selon l'équation suivante :

$$IPH = 1/1+e^{-\lambda}$$

où :

$$\lambda = P_0 + P_1X_1 + P_2X_2 + P_3X_3 + \dots + P_nX_n$$

et où :

P_0, P_1, \dots, P_n sont des paramètres estimés par la régression logistique et X, Y, Z sont les variables de l'habitat¹.

Une régression logistique d'inclusion et d'exclusion de type «pas à pas» a d'abord été réalisée avec l'ensemble des sept variables. Une fois les variables sélectionnées, les modèles de régression ont été estimés par la méthode du maximum de vraisemblance. L'ajustement des modèles a été fait à l'aide du test de Hosmer-Lemeshow et du coefficient de détermination (R^2) (Hosmer et Lemeshow 2000). Des validations croisées ont été effectuées pour chaque modèle d'habitat en isolant tour à tour chaque observation (méthode *leave one out*) et aussi en comparant les modèles d'habitat obtenus séparément pour les deux secteurs d'étude. Cette dernière approche est appropriée lorsque la même base de données est utilisée pour calibrer et évaluer le modèle (Guisan et Zimmermann 2000). La table de classification permet, entre autres, d'obtenir le taux d'erreur, la sensibilité (le pourcentage des vraies présences correctement prédites), et la spécificité (le pourcentage de stations avec de vraies absences correctement classifiées). Ces statistiques sont obtenues en

¹ Pour une variable catégorique, il y a autant de X_i que de modalités à la variable moins 1.

précisant un niveau de coupure pour construire la table de classification à l'aide des probabilités prédites. La valeur la plus souvent utilisée dans les tables de classification est de 0,5 (Hosmer et Lemeshow 2000). Cependant, dans le but de maximiser la sensibilité et la spécificité des modèles propres à cette étude, un niveau de coupure différent a été choisi pour chacune des rivières. Celui-ci a été déterminé à partir de la probabilité de présence de l'espèce, c'est-à-dire le nombre de stations avec présence de fouille-roche gris sur le nombre total de stations.

Afin de vérifier l'association possible entre le fouille-roche gris et les autres espèces recensées lors des inventaires, une méthode de groupement hiérarchique des espèces basée sur leur présence aux stations échantillonnées dans chacune des deux rivières à l'étude a été utilisée. Le calcul du groupement permet d'agglomérer les objets aux groupes existants à mesure que s'abaisse le critère de similarité (augmentation de l'indice) et conduit à la formation d'un dendrogramme illustrant les groupes d'espèces appariées. Nous avons choisi le coefficient de similarité de Jaccard comme mesure d'association (Legendre et Legendre 1984). Lorsqu'on analyse des données d'abondances, notamment sur la base de présence-absence d'espèces, il est préférable d'utiliser des indices asymétriques qui ne considèrent pas les doubles zéros, comme c'est le cas pour le coefficient de Jaccard. Les espèces présentes dans moins de 5 % des stations et les stations ayant moins de 5% du nombre total d'individus ont été exclues. La méthode de groupement agglomératif hiérarchique à liens simples a été retenue. Ce type de groupement est beaucoup plus souple

et permet à un objet de se joindre facilement à un groupe. Le lien simple garde la plus forte similarité donc, la plus faible distance entre les groupes.

RÉSULTATS

Caractéristiques des populations

Les travaux de terrain réalisés à l'été 2003 ont conduit à une capture totale de 262 fouille-roche gris dont 137 dans la rivière Gatineau et 125 dans la rivière Richelieu (Tableau 3). De l'ensemble des 240 stations échantillonnées dans la rivière Gatineau, la présence de l'espèce a été notée dans quatre stations en milieu lentique comparativement à 60 stations en milieu lotique. Dans la rivière Richelieu, sur un total de 464 stations, le fouille-roche gris a été capturé dans deux stations en milieu lentique et 67 stations en milieu lotique. Malgré un effort d'échantillonnage considérable à la seine dans les milieux lenti-ques, couvrant une superficie de près de 2550 m² et un total de 102 stations pour les deux rivières, seulement 16 spécimens ont été capturés. Dans les milieux lotiques, 680 m² de superficie et 602 stations ont été couvertes par la pêche électrique, permettant la récolte de 246 fouille-roche gris. À la lumière de ces résultats, il est évident que le nombre de fouille-roche gris récoltés dans les milieux lenti-ques des deux cours d'eau est trop faible pour être analysé de façon statistique. Par conséquent, seuls les milieux lotiques des deux rivières, où on y retrouve un nombre relativement élevé ($n > 200$) de fouille-roche gris, ont été traités statistiquement.

Dans la rivière Gatineau, les fouille-roche gris récoltés pour la lecture d'âge (n=12) sont pour la plupart des individus de 1+ et 2+ ans alors que dans la rivière Richelieu (n=16), la majorité sont âgés de 2+ ans. La taille moyenne des spécimens récoltés dans les rivières Gatineau et Richelieu se chiffrent respectivement à 53 mm ($\pm 5,3$) et à 55 mm ($\pm 3,2$) (Figure 3), confirme également qu'ils sont des adultes et non des jeunes de l'année, ces derniers mesurant entre 20 et 38 mm en octobre selon Trautman (1981).

Variables d'habitat

La présence du fouille-roche gris est intimement liée à deux variables d'habitat dans les milieux lotiques de la rivière Gatineau (Figure 4 et Tableau 4). La vitesse moyenne du courant dans les stations où l'espèce est présente (41 cm/s) est significativement supérieure ($t = -3,1$; $P < 0,01$) à celle enregistrée dans les sites où elle est absente (30 cm/s). La présence de périphyton ($\chi^2 = 5,43$; $P < 0,05$) semble également constituer une préférence d'habitat recherchée par celui-ci. Même si aucune classe d'abondance de périphyton n'a été évaluée sur le terrain, les stations échantillonnées dans la rivière Gatineau étaient toutes caractérisées par une légère présence de périphyton, recouvrant moins de 30% la surface du substrat.

Dans les milieux lotiques de la rivière Richelieu, la profondeur ($t = 2,8$; $P < 0,05$), la vitesse du courant ($t = -2,95$; $P < 0,01$), l'hétérogénéité du substrat ($\chi^2 = 21,9$; $P < 0,01$) et la présence de débris ligneux ($\chi^2 = 5,1$; $P < 0,05$) ressortent significativement comme variables préférentielles de l'habitat de l'espèce (Figure 4, Tableau 4). Dans les stations avec

présence du fouille-roche gris, la profondeur moyenne de l'eau est de 25 cm et la vitesse moyenne du courant est de 44 cm/s, tandis que dans les stations où l'espèce est absente, celles-ci sont de 30 cm et 33 cm/s respectivement. L'espèce semble aussi rechercher un substrat fortement hétérogène (≥ 3 composantes).

En regroupant les stations échantillonnées en milieux lotiques dans les deux rivières à l'étude ($n = 602$), la présence du fouille-roche gris est associée à trois variables d'habitat. La vitesse moyenne du courant ($t = -3,9$; $P < 0,001$), dans les stations avec présence de l'espèce, est supérieure (42 cm/s) à celles où elle est absente (32 cm/s) (Tableau 4). La forte hétérogénéité du substrat (≥ 3 composantes) ($\chi^2 = 35,8$; $P < 0,01$) ainsi que la faible présence de périphyton ($\chi^2 = 7,9$; $P < 0,01$) sont également deux variables d'habitats recherchées par le fouille-roche gris dans les milieux lotiques (Figure 4).

Les variables d'habitat sélectionnées par la méthode pas à pas de la régression logistique diffèrent entre les trois modèles (Tableau 5). Les modèles d'indice probabiliste pour l'habitat (IPH) d'alimentation du fouille-roche gris s'expriment selon l'équation suivante :

$$\text{IPH} = 1/1+e^{-\lambda}$$

Dans le cas de la rivière Gatineau, le modèle inclut deux variables significatives liées à sa présence soit, la vitesse du courant ($\chi^2 = 8,5$; $p < 0,01$) et la présence de périphyton ($\chi^2 = 5,3$; $p < 0,05$) (tableau 5). L'équation prend donc la forme suivante :

$$\lambda = -1,106 + (0,021 * \text{Vitesse du courant}) - (0,784 * \text{Périphyton})$$

Pour la rivière Richelieu, cinq variables expliquent la présence du fouille-roche gris. Il s'agit de la profondeur de l'eau ($\chi^2 = 3,9$; $p < 0,05$), de la vitesse de courant ($\chi^2 = 15,3$; $p < 0,01$), d'un substrat hétérogène ($\chi^2 = 18,7$; $p < 0,01$), de la présence de débris ligneux ($\chi^2 = 5,1$; $p < 0,05$) et d'un recouvrement végétal ($\chi^2 = 10,9$; $p < 0,01$) (tableau 4). L'équation s'exprime ainsi :

$$\lambda = 2,397 - (0,024 * \text{Profondeur}) + (0,019 * \text{Vitesse du courant}) - (2,902 * \text{H0}) - (1,340 * \text{H1}) - (1,783 * \text{H2}) - (0,278 * \text{H3}) - (1,422 * \text{Débris ligneux}) - (2,244 * \text{R0}) - (1,846 * \text{R1})$$

Pour le modèle regroupant les milieux lotiques des deux rivières, quatre variables sont significativement liées à la présence de l'espèce. Il s'agit de la vitesse de courant ($\chi^2 = 23,4$; $p < 0,001$), de l'hétérogénéité du substrat ($\chi^2 = 26,8$; $p < 0,001$), du recouvrement végétal ($\chi^2 = 10,3$; $p < 0,01$) et de la faible présence de périphyton ($\chi^2 = 4,8$; $p < 0,05$). L'équation s'exprime ainsi :

$$\lambda = 0,797 + (0,020 * \text{Vitesse du courant}) - (3,513 * \text{H0}) - (1,364 * \text{H1}) - (1,862 * \text{H2}) - (0,349 * \text{H3}) - (2,063 * \text{R0}) - (1,886 * \text{R1}) - (0,514 * \text{Périphyton})$$

Les valeurs du test de Hosmer-Lemeshow pour les rivières Gatineau ($\chi^2 = 10,80$; $dl = 8$; $p = 0,21$) et Richelieu ($\chi^2 = 8,04$; $dl = 8$; $p = 0,43$) et du modèle regroupant les deux

rivières ($\chi^2 = 9,45$; $dl = 8$; $p = 0,30$) sont supérieures à 0,05, indiquant un bon ajustement des modèles. Le coefficient de détermination (R^2) indique que 11 % de la variation de la présence du fouille-roche gris s'explique par la vitesse du courant et le périphyton dans la rivière Gatineau, tandis que 20 % de la variance du modèle est attribuée aux cinq variables d'habitat pour sa présence dans la rivière Richelieu. Dans le cas du modèle regroupant les deux rivières, 18 % de la variation confirme sa présence en milieu lotique par les quatre variables significatives. Habituellement, et comme c'est le cas en régression linéaire, plus le R^2 est élevé, plus la fraction de la variance inexpliquée (résiduelle) est faible, et incidemment, plus la variance liée au manque d'ajustement du modèle est faible. Toutefois, le R^2 est souvent faible en régression logistique, il sert plutôt à comparer des modèles issus d'une même base de données (Hosmer et Lemeshow 2000).

La précision des modèles varie légèrement entre les deux rivières (Tableau 6). En ce qui concerne la rivière Gatineau, le taux d'erreur est de 35% (63 stations sur 178). La sensibilité du modèle est de 62% (37 stations sur 60) alors que la spécificité est de 66% (78 stations sur 118). Selon la table de classification de l'analyse de la rivière Richelieu, le modèle IPH permet d'identifier correctement les stations avec la présence de l'espèce (72%) avec une précision légèrement supérieure à la juste identification des stations avec absences (64%). Le taux d'erreur de 34% (146 stations sur 424) est un peu moins élevé que celui du modèle de la rivière Gatineau. En regroupant les milieux lotiques des deux rivières à l'étude, le taux d'erreur augmente à 37% (223 stations sur 602). Toutefois, le modèle

permet de prédire la présence de l'espèce avec une précision de 80% (101 stations sur 127) alors que la spécificité du modèle est de 59% (278 stations 475).

Espèces capturées

Au total, 2 711 poissons, représentant six familles et 27 espèces, ont été récoltés au cours de la période d'échantillonnage dans la rivière Gatineau (Tableau 7). Parmi ce nombre, 194 poissons appartenant à quatre familles et 15 espèces ont été capturés en milieu lotique à l'aide de la pêche à l'électricité. En milieu lentique, 2 517 poissons représentant six familles et 22 espèces ont été récoltés à la seine. Une analyse de groupement hiérarchique a été réalisée uniquement pour les milieux lotiques de la rivière Gatineau en raison du faible nombre de fouille-roche gris capturé en milieu lentique. Cinq espèces appartenant à trois familles ont donc été regroupées. Le groupe auquel appartient le fouille-roche gris comprend le naseux noir (*Rhinichthys atratulus*). Par contre, une association entre le fouille-roche gris et cette espèce n'a pu être confirmée, les liens les unissant étant trop faibles. Toutefois, à la seule fin de la compréhension du lecteur, nous avons jugé pertinent de présenter le dendrogramme de ces groupements à l'appendice 1. Dans la rivière Richelieu, 567 poissons appartenant à neuf familles et 22 espèces ont été capturés à l'aide de la pêche à l'électricité (Tableau 7). Le dendrogramme se compose de neuf espèces appartenant à quatre familles différentes. Deux groupes principaux se dégagent du dendrogramme (Voir appendice 2), mais aucun lien n'est assez fort pour conclure à une association entre le fouille-roche gris, le raseux-de-terre (*Etheostoma* sp.), le meunier noir

(*Catostomus commersoni*) et le naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*). En regroupant les milieux lotiques des deux cours d'eau, sept espèces appartenant à trois familles différentes furent classifiées. Le dendrogramme se divise en deux grands groupes, mais une fois de plus, les liens entre le fouille-roche gris et le naseux noir sont trop faibles pour conclure à une association entre ces deux espèces (Voir appendice 3).

DISCUSSION

Bien qu'à première vue l'abondance relative de fouille-roche gris capturés à l'été 2003 dans les rivières Gatineau (n=137) et Richelieu (n=125) semble peu élevée, les niveaux d'abondance habituellement mesurés dans les cours d'eau du Québec au cours des dernières années (<30) sont nettement plus faibles. Ces résultats laissent à penser que les populations dans ces deux cours d'eau ne présentent pas de difficulté particulière, du moins en ce qui concerne les cohortes annuelles d'adultes. La fréquentation préférentielle des milieux lotiques par celles-ci a été mise en évidence dans ces deux rivières. Il serait toutefois imprudent d'affirmer que l'espèce ne fréquente pas les milieux lenticules puisque l'inventaire a été limité aux rives. La profondeur des stations couvertes par la seine de rivage ne pouvait excéder la hauteur même de l'engin de pêche soit 1,5 mètre. L'exploration des zones profondes n'a pu être envisagée en raison des nombreux obstacles et débris de bois qui recouvraient le lit de la rivière Gatineau.

Les populations de fouille-roche gris échantillonnées dans chacune des rivières à l'étude étaient caractérisées par des cohortes adultes (1 an +). Même si les populations des

deux rivières ont sensiblement le même âge, les individus de la rivière Richelieu présentent des tailles supérieures à ceux de la rivière Gatineau (Figure 3). Des eaux plus chaudes, une conductivité élevée et un pH basique, favorisant une forte concentration en minéraux, peuvent expliquer cette croissance plus rapide dans la rivière Richelieu (Tableau 2). Des individus de 65 mm de longueur totale ont aussi été récoltés dans les deux secteurs. Selon Lapointe (1997), l'individu le plus grand qui avait été rapporté au Canada par Scott et Crossman (1974) mesurait 61 mm. Aucun alevin (0+) n'a été capturé lors de l'échantillonnage. L'absence de cette cohorte est peut-être liée à la sélectivité de l'engin de pêche ou encore, aux types d'habitats préférentiels des adultes (1+) et des jeunes (0+).

Les variables d'habitat associées à la présence du fouille-roche gris en milieu lotique, à l'exception de la vitesse du courant, se sont avérées différentes pour les deux rivières à l'étude (Figure 4 ; Tableaux 4 et 5). Les analyses statistiques regroupant les milieux lotiques des deux rivières ont néanmoins permis de dégager certaines tendances. Ainsi, les préférences d'habitat de l'espèce en milieu lotique, et ce peu importe le cours d'eau, sont caractérisées par des vitesses de courant modérées (42 cm/s), un substrat fortement hétérogène (>3 composantes) et la présence de périphyton et d'un couvert végétal. Même si le périphyton est positivement associé à la présence de l'espèce, il se retrouvait toujours en faible abondance dans les stations échantillonnées des deux cours d'eau. De plus, aucun recouvrement végétal abondant et très abondant n'a été trouvé pour l'ensemble des 602 stations en milieu lotique. La présence du fouille-roche gris est donc associée à un recouvrement végétal faible ou moyen. Toutefois, sur un total de 106 stations possédant un

recouvrement végétal variant de faible à moyen, l'espèce n'a été retrouvée que dans 22 d'entre elles (Figure 4).

Dans la rivière Gatineau, l'habitat du fouille-roche gris est uniquement défini par des vitesses de courant variant entre 39 et 44 cm/s et une faible abondance de périphyton. Par contre, dans la rivière Richelieu, il est plutôt caractérisé par une faible profondeur d'eau, des vitesses de courant élevées, une forte hétérogénéité du substrat, la présence de débris ligneux et d'un recouvrement végétal faible ou moyen. En corollaire, l'espèce semble adapter ses besoins à des habitats différents dans les deux cours d'eau dont les bassins hydrographiques possèdent des caractéristiques géologiques, physiques et chimiques distinctes. De ce fait, la prépondérance de chacune des variables d'habitat peut varier considérablement d'un cours d'eau à l'autre. Par conséquent, chaque rivière doit être considérée comme un écosystème unique.

Dans une étude qui avait pour objectif de définir les préférences d'habitat en terme de profondeur et de vitesse pour plusieurs espèces de poissons appartenant à une même guildes écologique, notamment les dards, Aadland (1993) a utilisé les classes de vitesses de courant suivantes : < 30 cm/s, 30 à 59 cm/s et ≥ 60 cm/s. Selon l'auteur, les zones lenticques seraient caractérisées par des vitesses de courant inférieures à 30 cm/s et des profondeurs variables, alors que les zones lotiques possèdent des vitesses de courant supérieures à 30 cm/s et sont toutes en eaux peu profondes (< 60 cm). Le faible nombre de fouille-roche gris capturé en milieu lentique indique que l'espèce aurait une préférence marquée pour les

milieux lotiques. Même si la profondeur n'est pas significativement liée à sa présence dans la rivière Gatineau et que la pêche à l'électricité portable a permis l'exploration de zones dont la hauteur d'eau variait entre 7 et 81 cm, toutes les captures, sauf exception, ont été effectuées à une profondeur d'eau inférieure à 60 cm. Nos résultats concordent en partie avec l'ensemble des observations obtenues par Desrochers et al. (1996), Facey et O'Brien (2003), ainsi qu'avec ceux de la Corporation de l'aménagement de la rivière l'Assomption (2002) où l'espèce a été retrouvée à une profondeur inférieure à 60 cm et des vitesses de courant modérées. Toutefois, une telle association entre le fouille-roche gris et les milieux lotiques n'a pas été observée par Goodchild (1994), Lapointe (1997) ainsi que Schofield et Ross (2003). Ils mentionnent que l'espèce utilise davantage les bassins plus ou moins profonds et des vitesses de courant variant de faibles à nulles. Selon ces auteurs, l'espèce éviterait les milieux lotiques à l'extérieur de la période de reproduction.

Nous émettons quelques hypothèses pour expliquer l'utilisation des milieux lotiques par le fouille-roche gris en période estivale et sur les caractéristiques d'habitat qu'il recherche dans les deux rivières. Des études ont démontré que l'utilisation de l'habitat par une espèce de poisson est souvent conditionnée par la disponibilité de nourriture (Schlosser 1987; Greenberg 1991; Mattingly et Galat 2002). Le régime alimentaire du fouille-roche gris, une espèce benthivore, est principalement composé de larves d'insectes aquatiques tels que des chironomides, des éphémères et des trichoptères mais compte également des algues et des débris organiques (Scott et Crossman 1974; Goodchild 1994; Lapointe 1997; Strange 1997, Phelps et Francis 2002). Schlosser (1987) a établi que la densité d'insectes

aquatiques était significativement plus élevée dans les zones lotiques que lenticue. En effet, la plupart de ces insectes immatures se développent habituellement sur le fond des cours d'eau, dans les espaces libres de la couche superficielle du substrat, et sont très sensibles à l'érosion (Mattingly et Galat 2002). Les lits rocailloux, composés d'un substrat hétérogène dont les composantes sont stables et de dimensions variées, sont très productifs car ils offrent une grande surface de colonisation pour les larves d'insectes (Lacasse et al. 1991; Beisel et al. 2000; Thompson et al. 2001; Boyero 2003). Les zones lotiques, possèdent des particules grossières et hétérogènes de substrat favorisant la présence d'interstices et par conséquent, le développement de larves d'insectes, avec des vitesses de courant suffisantes pour éviter le dépôt de substrat fin dans ces espaces libres. Elles constituent à ce titre des habitats propices pour l'alimentation du fouille-roche gris.

L'association entre la présence de débris ligneux et le fouille-roche gris a également été observée dans les milieux lotiques de la rivière Richelieu. Cependant, très peu de stations comportant des débris ligneux ont été observées dans cette rivière. Sur un total de 424 stations, 17 d'entre elles étaient caractérisées par la présence de débris ligneux et six de celles-ci expliquaient sa présence. Malgré cette faible proportion, les débris ligneux constituent, au même titre que les substrats grossiers et hétérogènes, un milieu favorable au développement des larves d'insectes tels que les éphémères, les trichoptères et les diptères (Siler et al. 2001; Mathooko et Otieno 2002; Shields et al. 2003). De plus, la présence de ces débris offrirait aux poissons de petite taille d'autres avantages notamment une protection contre les prédateurs (Johnson et Jennings 1998). La présence de macrophytes est

aussi positivement reliée aux poissons de petites tailles chez plusieurs espèces (Werner et al. 1977; Johnson et Jenning 1998), puisqu'ils procurent sensiblement les mêmes avantages que les débris ligneux.

Par ailleurs, Cushing et Allan (2001) mentionnent que certaines larves d'insectes, tels que les éphémères et les trichoptères, sont adaptées pour racler et déloger la fine couche d'algues présente à la surface des roches pour s'alimenter. La présence légère de périphyton pourrait donc être favorable aux proies dont se nourrit préférentiellement le fouille-roche gris. De plus, ce dernier pourrait bénéficier directement de la présence de périphyton puisqu'il consomme aussi de grandes quantités d'algues et débris organiques présents sur le fond des cours d'eau (Goodchild 1994). Cependant, un développement excessif du périphyton pourrait exercer un impact négatif sur la survie des communautés benthiques et, par conséquent, influencer l'alimentation du poisson (DeLong et Brusven 1998). Un tel phénomène est généralement causé par un apport excessif de substances nutritives notamment, le phosphore. En présence d'une source de pollution provenant, par exemple, d'activités agricoles ou de rejets municipaux, ces éléments nutritifs peuvent atteindre des concentrations très élevées et engendrer des répercussions sur la qualité des eaux, des habitats et la composition des communautés aquatiques (Hébert et Légaré 2000). De ce fait, la présence du fouille-roche gris, une espèce qui s'accommode mal de la pollution, est probablement conditionnée par la quantité de périphyton que l'on retrouve dans son habitat.

Les milieux lotiques pourraient donc être favorables au fouille-roche gris du point de vue de la disponibilité de nourriture. Cependant, le bilan énergétique lié à l'alimentation dans les milieux d'eaux vives peut être limitatif pour certaines espèces (Schlosser 1987; Greenberg 1991). Les poissons de petites tailles consomment généralement beaucoup d'énergie pour se maintenir et nager à l'intérieur d'un champ de vitesses de courant élevées (Schlosser 1987; Rosenberger et Angermeier 2003). Aucune observation précise n'a été faite sur le comportement alimentaire du fouille-roche gris. Cependant, à partir des études effectuées chez les autres espèces de dards, une bouche subterminale, comme celle retrouvée chez le fouille-roche gris, serait davantage adaptée pour l'alimentation à la surface du substrat et non entre et sous les particules (Paine et al. 1982; Page et Swofford 1984; Schlosser et Toth 1984). En période d'alimentation active, le fouille-roche gris serait exposé au courant et les coûts énergétiques associés à son maintien dans la colonne d'eau pourraient donc être très élevés. Toutefois, l'espèce pourrait utiliser la même stratégie que le dard arc-en-ciel (*Etheostoma caeruleum*) et minimiser la perte d'énergie en dehors des périodes d'alimentation en s'abritant derrière un substrat grossier suffisant pour lui offrir un refuge contre les vitesses de courant élevées (Harding et al. 1998). McLaughlin et Noakes (1998) ont démontré que l'introduction d'un abri dans un milieu avec de fortes vitesses de courant réduisait les coûts de la nage de 10 % en moyenne chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Ross et al. (1992) ont examiné le même phénomène en laboratoire avec *Etheostoma rubrum*, en simulant de fortes vitesses de courant. Même si aucune association significative entre la taille du substrat et la présence du fouille-roche gris n'a été démontré, les graviers grossiers, les cailloux et les galets (22-80 mm) couvraient en

majorité le lit des deux rivières. La présence de substrat grossier pourrait donc constituer une caractéristique d'abri non négligeable pour le fouille-roche gris en eaux vives. Schofield et Ross (2003) ont d'ailleurs observé au printemps et à l'hiver qu'un substrat grossier constituait un refuge bioénergétique adéquat au fouille-roche gris. Toutefois, selon ces auteurs, aucune relation entre la distribution du fouille-roche gris et la taille du substrat pour la saison estivale n'a pu être démontrée. De plus, selon Matthews (1985), en dessous d'une certaine limite de vitesse de courant, une espèce peut maintenir sa position dans le courant à l'aide de ses nageoires pectorales sans toutefois avoir à nager activement. Sauf exception, dans les rivières Gatineau et Richelieu, où quelques captures ont été effectuées dans des eaux très rapides (>100 cm/s), la vaste majorité des fouille-roche gris fréquentaient les zones où la vitesse du courant se chiffrait en moyenne entre 39 et 48 cm/s. Les milieux où les vitesses de courant sont modérées, c'est-à-dire légèrement inférieures à 48 cm/s, semblent être privilégiés par celui-ci. Ces sites offriraient un bon compromis entre la quête de proies et la dépense énergétique associée à l'activité alimentaire de l'espèce. De plus, selon Page et Swofford (1984), il existerait une forte corrélation entre le type d'habitat et la morphologie des dards. Ceux-ci ont un mode de vie benthique en milieu lotique et, comme le fouille-roche gris, possèdent de larges nageoires pectorales, permettant de se maintenir en position près du substrat malgré la force du courant. Ces hypothèses devront toutefois être validées.

La prédation pourrait être un facteur pouvant expliquer la présence du fouille-roche gris en milieu lotique. En effet, Power (1984) et Schlosser (1987) ont émis l'hypothèse que

les poissons de petite taille utilisent davantage les rapides peu profonds comparativement aux poissons de grande taille et ce, à cause de leur vulnérabilité à la prédation. D'autres auteurs supportent également l'hypothèse à l'effet que le risque de prédation serait plus élevé dans les bassins profonds et d'eaux lentes (Greenberg 1991; Harding et al. 1998; Polivka 1999; Snik Gray et Stauffer 1999; Rosenberger et Angermeier 2003). Selon Schlosser (1987), les milieux d'eaux vives de faible profondeur offrent un refuge adéquat aux espèces de petite taille, tels que les dards et les cyprinidés. Bon nombre de prédateurs sont souvent restreints à des bassins profonds étant donné leur grande taille et leur besoin de manœuvrabilité. Le faible nombre de fouille-roche gris retrouvés dans les milieux lenticques échantillonnés pourrait donc être relié à la présence d'espèces piscivores comme le grand brochet, le doré jaune et noir, les achigans à grande et petite bouche et le maskinongé (Tableau 7). Les inventaires effectués par Vachon (1999) et Dubuc (1999) confirment la présence de ces espèces dans les mêmes secteurs d'études. Ce constat suggère que les milieux lenticques seraient moins fréquentés par le fouille-roche gris en raison de la présence de prédateurs et non à cause de caractéristiques inadéquates d'habitat. Même si la disponibilité de nourriture est moindre en zone profonde, Schlosser (1987) a démontré qu'en absence de prédateurs, les fosses sont davantage recherchées par les juvéniles et les poissons de petite taille. Ainsi, une espèce serait davantage attirée par un site lentique lui procurant une faible dépense énergétique plutôt qu'un milieu lotique où les coûts liés à l'alimentation sont élevés, malgré une plus grande abondance de nourriture.

Lapointe (1997) ainsi que Phelps et Francis (2002) mentionnent qu'au Québec, le fouille-roche gris est fréquemment capturé avec le fouille-roche zébré (*Percina caprodes*), le méné pâle (*Notropis volucellus*), le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum*), l'omisco (*Percopsis omiscomaycus*) et le meunier noir (*Catostomus commersoni*). Aucune association particulière entre le fouille-roche gris et les espèces récoltées dans les rivières Gatineau et Richelieu n'a pu être démontrée. Malgré tout, la présence d'autres espèces benthivores et insectivores, tel que le naseux noir (*Rhinichthys atratulus*), le naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*) et le mullet à cornes (*Semotilus atromaculatus*) (Tableau 7), pourrait représenter un facteur limitant non négligeable pour le fouille-roche gris pour des raisons de compétition interspécifique en espace vital et de nourriture. Toutefois, même si la compétition est une hypothèse envisageable dans les deux milieux à l'étude, la coexistence du fouille-roche gris et de certaines de ces espèces est également possible. En effet, plusieurs études ont démontré que les comportements et les caractéristiques morphologiques distinctes entre différentes espèces d'une même guildes écologique seraient à l'origine des divers patrons, parfois très subtils, d'utilisation de l'habitat chez celles-ci (Smart et Gee 1979; Englert et Seghers 1983; Stauffer et al. 1996; Welsh et Perry 1998; Snik Gray et Stauffer 1999).

Nos travaux ont permis de cibler un ensemble de variables permettant de décrire de façon générale certaines préférences d'habitat estival du fouille-roche gris dans les milieux lotiques des rivières Gatineau et Richelieu. Au terme de cette recherche, il ressort que : (i) l'espèce fréquente préférentiellement les milieux lotiques; (ii) les variables d'habitats

associées à la présence du fouille-roche gris se sont avérées différentes pour les deux rivières mais en regroupant les résultats des deux cours d'eau, les vitesses de courant élevées, la forte hétérogénéité du substrat, la présence légère de périphyton et d'un recouvrement végétal faible ou moyen caractérise son habitat en milieu lotique; (iii) la vitesse du courant est la seule variable d'habitat commune aux deux rivières peu importe le type d'analyse; (iv) la présence de l'espèce pourrait être liée au substrat grossier et fortement hétérogène, typique des milieux d'eaux vives, avec des vitesses de courant favorisant le développement des proies composant son alimentation; et (v) l'espèce pourrait profiter de la présence raisonnable de périphyton dans sa diète sans toutefois excéder son niveau d'intolérance à la pollution ou à des enrichissements excessifs.

Il est important de souligner que plusieurs des conditions biologiques de l'espèce sont variables dans les deux cours d'eau et que les modèles d'habitat générés au cours de cette étude devront être appliqués avec circonspection dans d'autres rivières. La poursuite des recherches demeure donc primordiale afin de compléter et générer de nouvelles connaissances sur son biotope. De plus, il serait intéressant, dans le cadre d'études ultérieures, de prendre en considération de nouvelles variables de caractérisation de son habitat dont entre autres : sur la qualité de l'eau pouvant induire une limitation de l'espèce (phosphore, azote, pesticides); sur le comportement de l'espèce par exemple, sa position par rapport au substrat et l'importance d'un tel comportement autant pour sa protection que pour sa diète; sur la qualité et la quantité de nourriture sur les sites fréquentés par l'espèce; et, sur les notions de prédateurs-proies et de compétition inter-espèces autant en eau lente

qu'en eau vive. À partir des données de cette étude et de celles qui seront récoltées au cours des prochaines années, il sera ainsi possible d'approfondir les connaissances sur le fouille-roche gris afin de mieux cerner les interrelations entre sa biologie, son habitat et ses conditions de vie de façon à assurer la pérennité de cette espèce rare et vulnérable.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Christian Racine, Tommy Gilbault et Conrad Groleau du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, direction de la recherche sur la faune, Henri Fournier, Richard Pariseau et Christian Asselin de la direction régionale de l'aménagement de la faune de l'Outaouais ainsi que Michel Letendre, Olivier Roy, Nathalie Vachon et Jean Leclerc de la direction régionale de l'aménagement de la faune de Montréal, Laval et de la Montérégie pour leur collaboration au projet. Également, un remerciement particulier à Madame Hélène Crépeau pour son aide et ses conseils en ce qui a trait au traitement statistique. Cette recherche a été subventionnée par la Fondation de la Faune du Québec (FFQ), le Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune du Québec (MRNF) et les Fonds de recherche sur la nature et les technologies du Québec (NATEQ).

TABLEAU 1. Description des différentes classes des variables catégoriques.

Variable	CLASSES				
	0	1	2	3	4
Hétérogénéité du substrat	Nulle 1 composante 100 %	Faible 2 composantes ≠ 50%-50%	Moyenne 2 composantes = 50%-50%	Forte 3 composantes ≠ 33%-33%-33%	Très forte ≥3composantes = 33%-33%-33%
Débris ligneux	Absence	Présence			
Recouvrement végétal	Absence	Faible - ≤ 2 plantes éparses	Moyen - 3 - 4 plantes - on voit le fond	Abondant - Couvert végétal complet - on ne voit pas le fond - aucune feuille en surface	Très abondant - Couvert végétal complet - on ne voit pas le fond - présence de feuilles en surface
Périphyton	Absence	Présence			

TABLEAU 2. Paramètres physico-chimiques mesurés dans les rivières Gatineau et Richelieu (secteur des Rapides de Chambly), à l'été 2003.

	Température (°C)	Oxygène dissous (mg/L)	pH	Conductivité (µS/cm)	Turbidité (UTN)
Rivière Gatineau					
Minimum	22,3	4,4	6,6	41	0,01
Maximum	25,1	9,0	7,7	60	0,02
Moyenne	23,0	7,5	6,9	44	0,01
Rivière Richelieu					
Minimum	24,1	7,1	7,9	172	0,01
Maximum	34,3	13,2	9,5	199	1,95
Moyenne	24,8	8,6	8,6	176	0,35

TABLEAU 3. Nombre de stations avec présence et absence de fouille-roche gris et effort d'échantillonnage par type de milieu et engin de pêche dans les rivières Gatineau (n=241) et Richelieu (n=464), à l'été 2003.

	Rivière Gatineau		Rivière Richelieu		Total
	Lentique (Seine)	Lotique (Pêche électrique)	Lentique (Seine)	Lotique (Pêche électrique)	
Stations avec présence	4	60	2	67	133
Stations avec absence	58	118	38	357	571
Nombre total de stations	62	178	40	424	704
Nombre de fouille-roche gris capturés	12	125	4	121	262
Superficie couverte par engin de pêche (m ²)	1550	201	1000	479	3231
Nombre de spécimens capturés / 10 m ²	0,07	6	0,04	3	0,81

TABLEAU 4. Comparaison des moyennes pour les variables continues entre les groupes de stations avec absence (A) et présence (P) du fouille-roche gris effectuée à l'aide du test de t pour les milieux lotiques échantillonnés à la pêche à l'électricité portable dans les rivières Gatineau et Richelieu.

Variable	Groupe	Effectif (n)	Min.	Max.	Moyenne (SE)	Comparaison inter-groupes (A versus P)		
						Valeur t	dl	Probabilité
Rivière Gatineau (n=178)								
Profondeur (cm)	A	118	7,0	81,0	31,9 (1,8)	-1,35	176	0,1786
	P	60	7,0	72,0	36,0 (2,2)			
Vitesse (cm/s)	A	118	0,0	107,5	29,8 (2,0)	-3,08	176	0,0024
	P	60	2,0	122	34,7 (2,9)			
Substrat	A	118	3,45	6,2	4,8 (0,1)	-0,90	176	0,3670
	P	60	3,8	5,6	4,9 (0,1)			
Rivière Richelieu (n=424)								
Profondeur (cm)	A	357	7,0	69,0	29,9 (0,8)	2,80	422	0,053
	P	67	10,0	45,0	24,8 (1,0)			
Vitesse (cm/s)	A	357	0,0	116	32,8 (1,5)	-2,95	422	0,0033
	P	67	0,0	109	44,1 (3,8)			
Substrat	A	357	3,0	8,0	4,5 (0,1)	0,72	422	0,4692
	P	67	3,4	8,0	4,3 (0,1)			
Rivières Gatineau et Richelieu (n=602)								
Profondeur (cm)	A	475	7,0	81,0	30,4 (0,7)	0,16	600	0,8699
	P	127	7,0	72,0	30,1 (1,3)			
Vitesse (cm/s)	A	475	0,0	116	32,1 (1,2)	-3,87	600	0,0001
	P	127	0,0	122	42,5 (2,4)			
Substrat	A	475	3,0	8,0	4,5 (0,1)	-0,37	600	0,7123
	P	127	3,4	8,0	4,6 (0,1)			

TABLEAU 5. Estimation des coefficients des variables d'habitat pour les modèles de régression logistique multiple des milieux lotiques échantillonnés à l'aide de la pêche à l'électricité dans les rivières Gatineau et Richelieu.

Variables	Coefficients estimés	Erreur-type	dl	Chi carré (Wald)	Probabilité
Modèle rivière Gatineau ($\chi^2 = 14,54$; dl = 2; P = 0,0007)					
Constante	- 1,106	0,3330	1	11,03	0,0009
Vitesse du courant	0,021	0,0074	1	8,47	0,0036
Périphyton	- 0,784	0,3423	1	5,26	0,0218
Modèle rivière Richelieu ($\chi^2 = 53,49$; dl = 9; P = < 0,0001)					
Constante	2,397	0,9754	1	6,04	0,0140
Profondeur	- 0,024	0,0123	1	3,87	0,0492
Vitesse du courant	0,019	0,0051	1	15,26	0,0001
Hétérogénéité substrat			4	18,70	0,0009
H0	- 2,902	1,0642	1	7,43	0,0064
H1	- 1,340	0,4087	1	10,75	0,0010
H2	- 1,783	1,0844	1	2,70	0,1002
H3	- 0,278	0,3598	1	0,59	0,4399
Débris ligneux	- 1,422	0,6272	1	5,12	0,0234
Recouvrement végétal			2	10,86	0,0044
R0	- 2,244	0,6820	1	10,82	0,0010
R1	- 1,846	0,7288	1	6,41	0,0113
Modèle rivières Gatineau et Richelieu ($\chi^2 = 73,09$; dl = 8; P = < 0,0001)					
Constante	0,796	0,6523	1	1,49	0,2221
Vitesse du courant	0,0200	0,0041	1	23,41	0,0001
Hétérogénéité substrat			4	26,75	0,0001
H0	- 3,512	1,0414	1	11,38	0,0007
H1	- 1,363	0,3468	1	15,47	0,0001
H2	- 1,862	1,0530	1	3,12	0,0770
H3	- 0,349	0,2411	1	2,09	0,1479
Recouvrement végétal			2	10,29	0,0059
R0	- 2,063	0,6437	1	10,28	0,0013
R1	- 1,886	0,6777	1	7,75	0,0054
Périphyton	- 0,514	0,2332	1	4,85	0,0276

TABLEAU 6. Tables de classification des modèles d’habitat des milieux lotiques échantillonnés à l’aide de la pêche à l’électricité dans les rivières Gatineau et Richelieu. La classification est basée sur un niveau de coupure de 0,34 pour la rivière Gatineau, de 0,15 pour la rivière Richelieu et de 0,21 pour le modèle regroupant les deux rivières.

Prédiction	Nombre de stations observées			Taux d’erreur (%)	Sensibilité (%)	Spécificité (%)
	Présence	Absence	Total			
Rivière Gatineau						
Présence	37	23	60			
Absence	40	78	118			
Total	77	101	178	35 %	61 %	66 %
Rivière Richelieu						
Présence	48	19	67			
Absence	127	230	357			
Total	175	249	424	34 %	72 %	64 %
Rivières Gatineau et Richelieu						
Présence	101	26	127			
Absence	197	278	475			
Total	298	304	602	37 %	80 %	58 %

TABLEAU 7. Liste des espèces capturées dans les rivières Gatineau et Richelieu (secteur des rapides de Chambly), à l'été 2003.

Famille	Nom latin (genre et espèce)	NOMBRE D'INDIVIDUS			
		Rivière Gatineau		Rivière Richelieu	
		Pêche électrique	Seine	Pêche électrique	Seine (N.D.)
Anguillidés	<i>Anguilla rostrata</i>			4	
Cyprinidés	<i>Notropis spilopterus</i>	1	234	14	
	<i>N. atherinoides</i>	1	983		
	<i>N. cornutus</i>			15	
	<i>N. stramineus</i> ou <i>volucellus</i>			42	
	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	7	3		
	<i>Exoglossum maxillingua</i>			9	
	<i>Pimephales notatus</i>	1		4	
	<i>Rhinichthys atratulus</i>	113	3		
	<i>R. cataractae</i>			63	
	<i>Semotilus corporalis</i>		16		
	<i>S. atromaculatus</i>			72	
	Cyprinidea sp.	11	21		
Catostomidés	<i>Catostomus commersoni</i>	7	19	12	
	<i>Moxostoma anisurum</i>		3		
	<i>Moxostoma</i> sp.		1		
Ictaluridés	<i>Ictalurus</i> sp.		2	1	
Gadidés	<i>Lota lota</i>			1	
Cyprinodontidés	<i>Fundulus diaphanus</i>			2	
Cottidés	<i>Cottus</i> sp.			4	
Esocidés	<i>Esox lucius</i>		3		
	<i>E. masquinongy</i>		13		
Centrarchidés	<i>Ambloplites rupestris</i>		134	19	
	<i>Lepomis gibbosus</i>	3	19	3	
	<i>L. macrochirus</i>		15		
	<i>Micropterus dolomieu</i>	14	59	28	
	<i>M. salmoides</i>	3	103		
	<i>Pomoxis nigromaculatus</i>		6		
Percidés	<i>Ammocrypta pellucida</i>			1	
	<i>Etheostoma flabellare</i>	15			
	<i>Etheostoma</i> sp.	4	115	133	
	<i>Perca flavescens</i>	3	727	2	
	<i>Percina caprodes</i>	10	31	14	
	<i>P. copelandi</i>	125	12	121	4
	<i>Sander canadense</i>	1			
	<i>S. vitreum</i>		1		
	<i>S.</i> sp.			1	
Indéterminée			6		
Total		194	2517	567	

TITRE DES FIGURES

Figure 1. Rivière Gatineau située dans la région de l'Outaouais et la zone d'étude (A) débutant aux rapides de Farmers, en amont du pont Alonzo-Wright, et se terminant à la jonction avec la rivière Outaouais.

Figure 2. Rivière Richelieu située dans la région de la Montérégie et les zones d'étude localisées dans les secteurs de Saint-Marc-sur-Richelieu (A) et les rapides de Chambly (B).

Figure 3. Distribution des fréquences des longueurs totales (mm) des fouille-roche gris capturés dans les rivières Gatineau (n=137) (blanc) et Richelieu (n=125) (hachuré), à l'été 2003.

Figure 4. Histogrammes de fréquence des variables d'habitat catégoriques en fonction des stations avec absence (blanc) et présence (hachuré) du fouille-roche gris dans les milieux lotiques des rivières Gatineau et Richelieu.

FIGURE 1

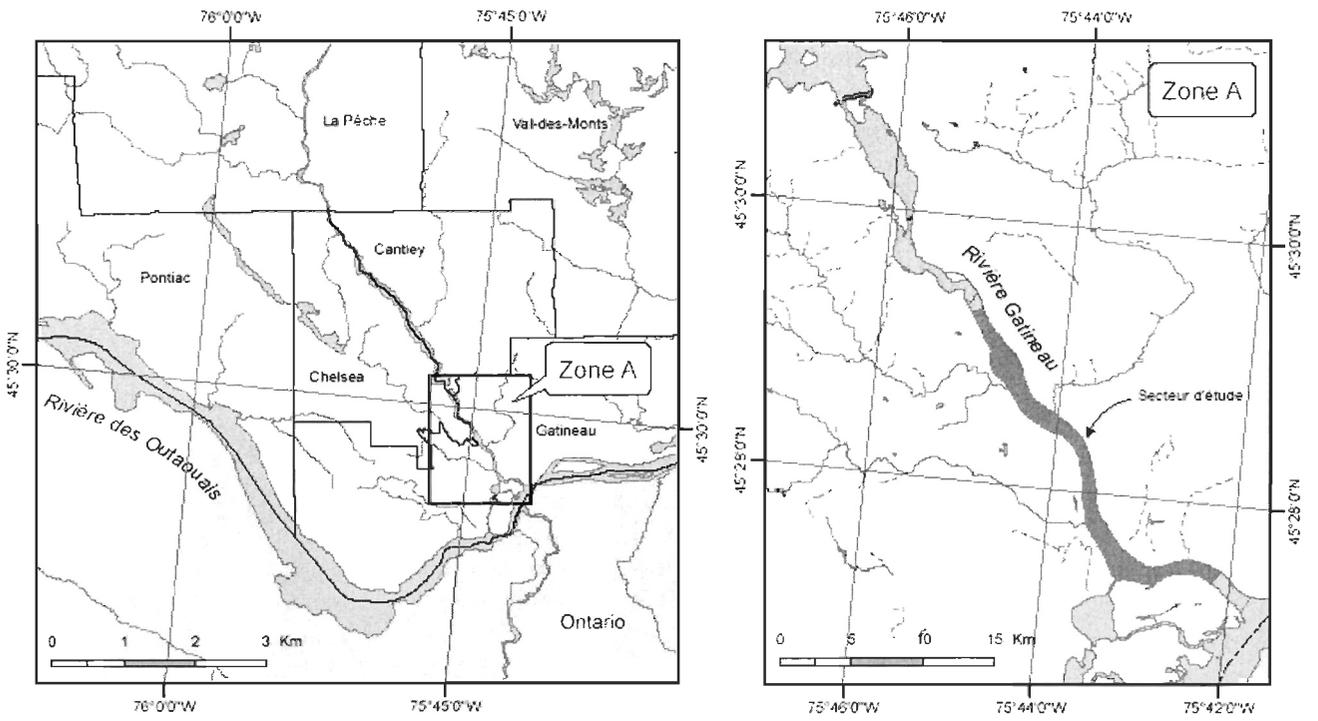


FIGURE 2

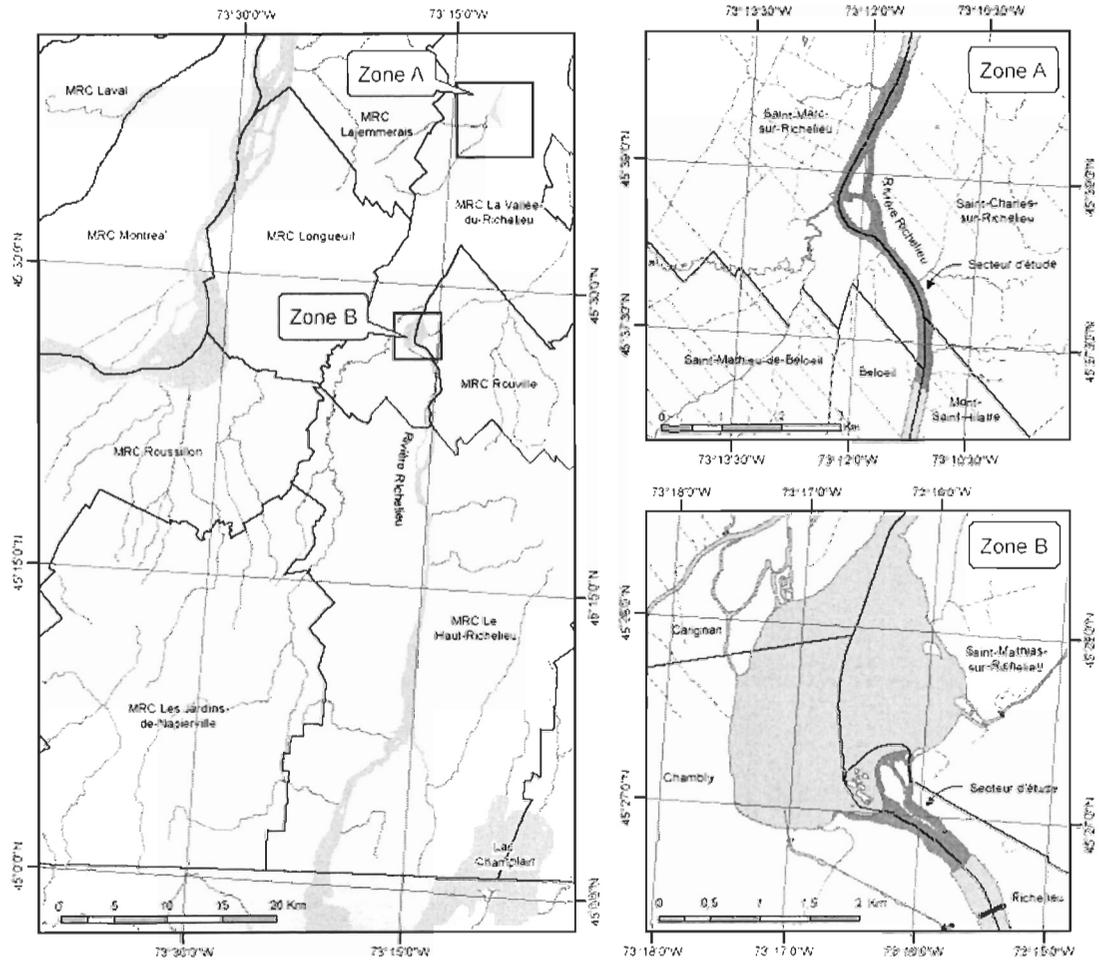


FIGURE 3

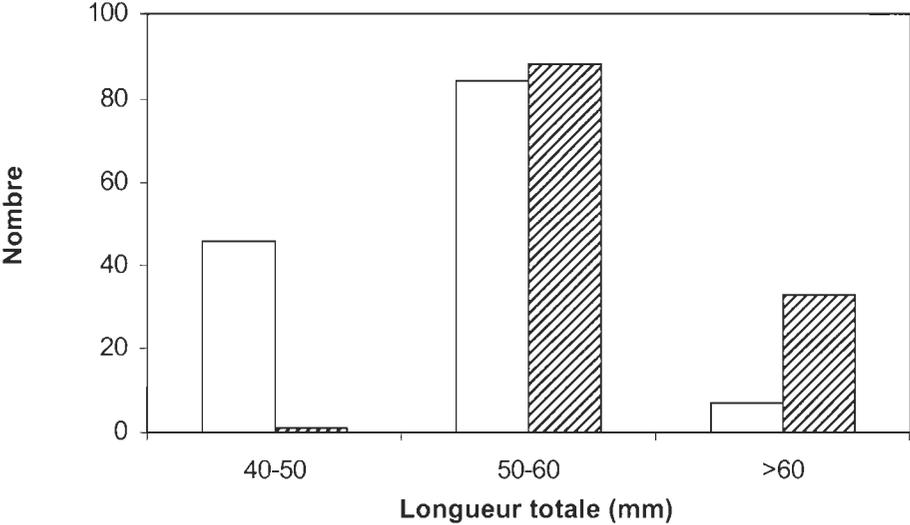
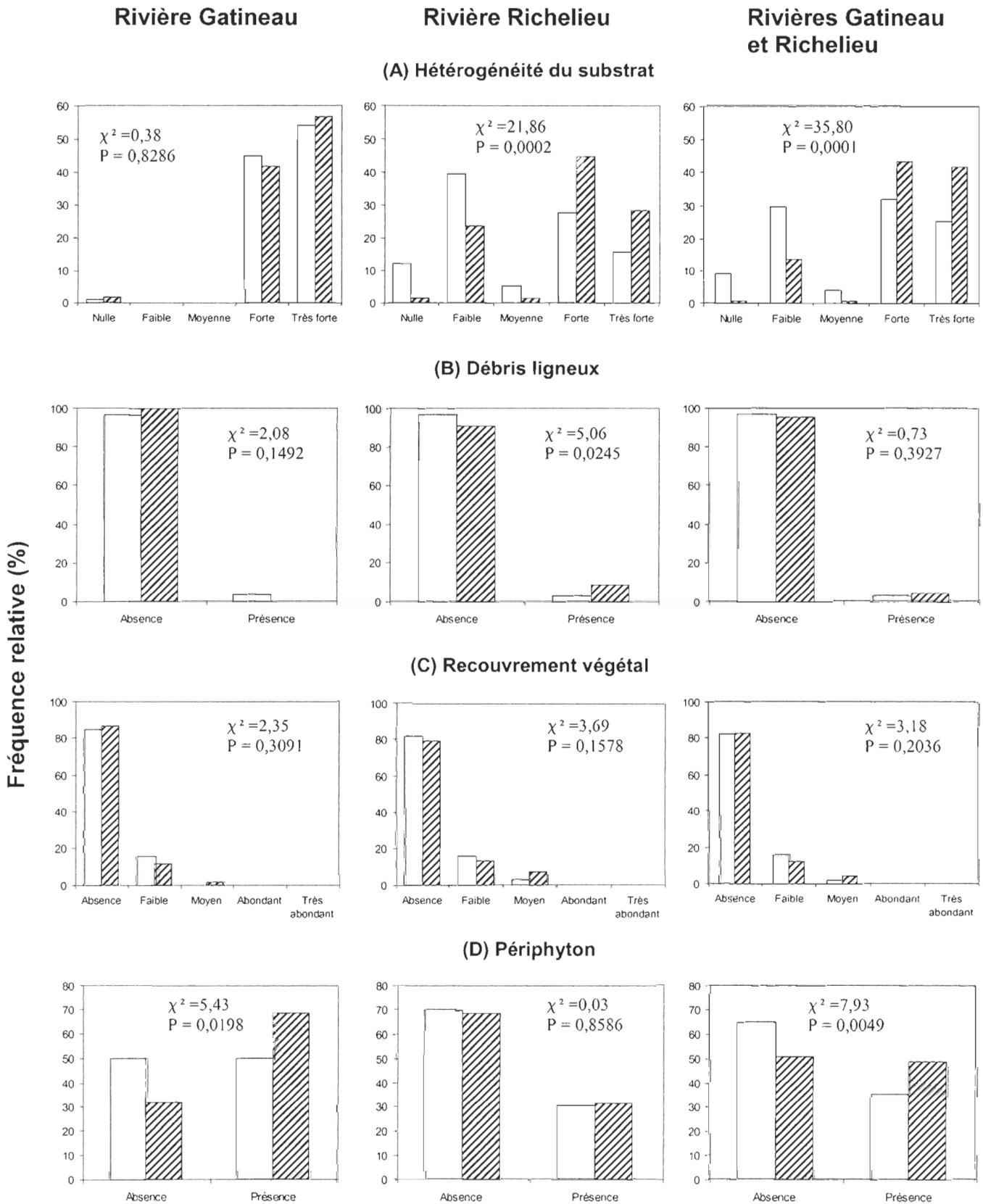


FIGURE 4



CONCLUSION GÉNÉRALE

En raison de sa rareté et sa distribution limitée, le fouille-roche gris est une espèce indigène qui représente une richesse pour le patrimoine faunique québécois. En plus de contribuer à la biodiversité des écosystèmes aquatiques, cette espèce est un indicateur très sensible aux dégradations d'habitats et à la qualité de l'eau. Sa présence dans un cours d'eau est donc un bon indice des conditions du milieu. Toutefois, le peu d'études consacrées à cette espèce, sans doute en raison de sa très faible valeur dans l'économie, fait en sorte qu'elle demeure souvent inconnue du public, des gestionnaires de la faune et des chercheurs scientifiques malgré son statut d'espèce vulnérable. La présente étude constituait donc une première approche destinée à acquérir des informations précises sur son habitat afin de mettre en place des mesures visant sa sauvegarde.

Les résultats de nos travaux ont effectivement permis de cibler un ensemble de variables permettant de construire des modèles d'habitat et de décrire de façon générale certaines préférences du fouille-roche gris dans les rivières Gatineau et Richelieu. Au terme de cette recherche, il ressort que :

- 1) les milieux lotiques seraient préférentiellement fréquentés par le fouille-roche gris;
- 2) les variables d'habitats associées à sa présence se sont avérées différentes pour les deux rivières. Toutefois, en regroupant les deux cours d'eau; les vitesses de courant élevées, la forte hétérogénéité du substrat, la présence légère de

périphyton ainsi que le recouvrement végétal faible ou moyen caractérisent l'habitat du fouille-roche gris en milieu lotique;

- 3) la vitesse du courant est la seule variable d'habitat commune aux deux rivières peu importe le type d'analyse;
- 4) la présence de l'espèce pourrait être liée au substrat grossier et fortement hétérogène, typique des milieux d'eaux vives, ainsi que des vitesses de courant favorisant le développement des proies dont il se nourrit;
- 5) l'espèce pourrait profiter de la présence raisonnable de périphyton dans sa diète bien qu'elle soit intolérante à la pollution ou à des enrichissements excessifs.

Il demeure toutefois évident que la plupart des besoins de l'espèce diffèrent dans les deux cours d'eau et que les modèles d'habitat générés au cours de cette étude devront être appliqués avec prudence sur d'autres rivières. D'ailleurs, les habitats où l'espèce a été observée jusqu'à ce jour sont d'une grande diversité et ce, dans l'ensemble de son aire de distribution au Québec. La poursuite des recherches demeure donc primordiale afin de compléter et générer des nouvelles connaissances sur son habitat et sa biologie.

La position du fouille-roche gris dans la chaîne alimentaire est peu documentée. En effet, l'espèce se nourrit d'invertébrés benthiques et de matières organiques; il est à son tour la proie d'espèces de poissons piscivores. L'impact de cette relation prédateur-proie n'a jamais été mise en évidence sur l'abondance et la répartition du fouille-roche gris au Québec. Les analyses de groupements hiérarchiques effectués au cours de cette étude n'ont

pas mise en évidence des associations entre le fouille-roche et d'autres espèces fréquentant le même type d'habitat. Le niveau de compétition interspécifique sur le fouille-roche gris est également méconnu bien que Phelps et Francis (2002) ont avancé que le gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) pourrait être un compétiteur direct lorsque les deux espèces sont en présence. Depuis la découverte de cette espèce exotique envahissante dans la rivière Sainte-Claire en 1990, elle s'est rapidement répandue dans les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent. Il peut supplanter des populations de poissons indigènes en se nourrissant de leurs œufs et de leurs jeunes pour ensuite s'approprier leurs habitats. Au Québec, la progression de cette espèce dans l'aire de distribution du fouille-roche gris constitue une menace non négligeable.

De plus, il serait intéressant, dans le cadre d'études ultérieures, de prendre en considération de nouvelles variables de caractérisation de son habitat, notamment certains paramètres liés à la qualité de l'eau susceptibles d'induire une limitation de l'espèce (phosphore, azote, pesticides). Cet aspect est d'autant plus important que les populations de fouille-roche gris sont essentiellement concentrées dans les régions du sud du Québec où la vocation du territoire est surtout agricole. Certaines de ces pratiques intensives engendrent souvent l'eutrophisation, l'apport excessif de sédiments de même que l'augmentation de la turbidité des milieux aquatiques. À ce titre, notons par ailleurs que la tolérance physiologique du fouille-roche gris aux conditions physico-chimiques de l'eau n'est pas documentée.

Enfin, d'autres études portant sur le comportement et sur le régime alimentaire du fouille-roche gris mériteraient d'être entreprises afin d'améliorer les connaissances sur l'espèce. À partir des données de cette étude et de celles qui seront récoltées au cours des prochaines années, il sera sans doute possible de mieux cerner les interrelations entre la biologie, l'habitat et les conditions de vie du fouille-roche gris, de façon à assurer la pérennité de cette espèce rare et vulnérable.

BIBLIOGRAPHIE

Aadland, L.P. 1993. Stream habitat types: Their fish assemblages and relationship to flow. *North American Journal of Fisheries Management* **13** : 790-806.

Beaulieu, H. 1993. Liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Société de la Faune et des parcs du Québec, Québec.

Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, P. et Moreteau, J.-C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom : a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* **422/423** : 163-171.

Bernatchez, L. et Giroux, M. 2000. Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'Est du Canada. Broquet, Boucherville, Québec.

Boyero, L. 2003. The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* **499** : 161-168.

Choinière L. 1984. Description physique des bassins versants des rivières transfrontalières entre le Canada, région du Québec, et les États-Unis. Environnement du Canada, Direction des eaux intérieures.

Comtois, A., Chapleau, F., Renaud, C.B., Fournier, H., Campbell, B., et Pariseau, R. (sous presse). Inventaire printanier d'une frayère multispécifique : l'ichtyofaune des rapides de la rivière Gatineau, Québec. *Canadian Field-Naturalist*.

Corporation de l'aménagement de la rivière l'Assomption (CARA). 2002. Inventaire ichtyologique d'espèces rares dans la partie sud du bassin versant de la rivière l'Assomption, été 2002. Lanaudière, Québec.

COSEPAC. 2002. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Canada—Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa.

Cushing, C.E. et Allan, J.D. 2001. *Streams: Their ecology and life*. Academic Press, San Diego, California.

Delong, M.D. et Brusven, M.A. 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management* **22**(3) : 445-457.

Desrochers, D., Chagnon, Y., Gonthier, S. et Mathieu, L. 1996. Inventaire du fouille-roche gris (*Percina copelandi*). Milieu inc. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Direction de la faune et des habitats, Service de la faune aquatique, Québec.

Dubuc N. 1999. Composition des communautés de poissons et relations espèces-habitat dans 11 tributaires de la rive nord de la rivière des Outaouais. Rapport de recherche présenté à l'Université du Québec à Montréal comme exigence partielle de la maîtrise en science de l'environnement.

Englert, J. et Seghers, B.H. 1983. Habitat segregation by stream darters (Pisces: Percidae) in the Thames river watershed of southwestern Ontario. Canadian Field-Naturalist **97**(2) : 177-180.

Équipe de rétablissement du fouille-roche gris. 2001. Plan de rétablissement du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec.

Facey, D.E. et O'Brien, S.M. 2003. Characteristics of Channel Darter habitat in the Winooski River, Vermont [En ligne]. Disponible à <http://academics.smcvt.edu/facdev/Scholarship/AFSposter.htm> [Cité le 2 décembre 2003].

Goodchild, C.D. 1994. Status of the Channel Darter, *Percina copelandi*, in Canada. Canadian Field-Naturalist **107**(4) : 431-439.

Gouvernement du Québec. 2005. Règlement modifiant le règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables et leurs habitats. Décret 75-2005, Gazette officielle du Québec, 16 février 2005, 137^e année, no.7, p. 705.

Greenberg, L.A. 1991. Habitat use feeding behavior of thirteen species of benthic stream fishes. *Environmental Biology of Fishes* **31** : 389-401.

Guisan, A. et Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135** : 147-186.

Harding, J.M., Burky, A.J. et Way, C.M. 1998. Habitat preferences of the Rainbow Darter, *E. caeruleum*, with regard to microhabitat velocity shelters. *Copeia* **1998**(4) : 988-997.

Hébert, S. et Légaré, S. 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère de l'Environnement, envirodoq n° QE-123.

Hosmer, D.W. et Lemeshow, S. 2000. Applied logistic regression, 2nd ed. Wiley-Interscience, New York.

Johnson, B.L. et Jennings, C.A. 1998. Habitat associations of small fishes around islands in the upper Mississippi river. North American Journal of Fisheries Management, **18** : 327-336.

Lacasse, S. et Vallières, L., GDG Environnement ltée, et la Fondation de la faune du Québec. 1991. Habitat du poisson : guide de planification, de réalisation et d'évaluation d'aménagements. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Fondation de la faune du Québec. Ste-Foy, Québec.

Lapointe, M. 1997. Rapport sur la situation du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec.

La Violette, N., Fournier, D., Dumont, P. et Mailhot, Y. 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec.

Leeder, M.R. 1982. Sedimentology : process and product. George Allen & Unwin Ltd. London.

Legendre, L. et P. Legendre. 1984. Écologie numérique (2^e ed.). Tome 2 : La structure des données écologiques. Presses de l'Université du Québec et Masson Cie. 260, 335p.

Lemyre, R. 1988. Aperçu de la problématique du flottage du bois dans l'Outaouais. Ministère de l'Environnement, Direction régionale de l'Outaouais, Québec.

Massé, H., et Bilodeau, P. 2002. Vérification de l'identification des spécimens de dards en collection, mise à jour de la liste des mentions et proposition d'une fiche de pêche du fouille-roche gris (*Percina copelandi*). Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et la Montérégie, Longueuil, Québec.

Mathooko, J.M. et Otieno, C.O. 2002. Does surface textural complexity of wood debris in lotic ecosystems influence their colonization by aquatic invertebrates? *Hydrobiologia* **489** : 11-20.

Matthews, W.J. 1985. Critical current speeds and microhabitat of the benthic fishes *Percina roanoka* and *Etheostoma flabellare*. *Environmental Biology of Fishes* **12** (4): 303-308.

Mattingly, H.T. et Galat, D.L. 2002. Distributional patterns of the threatened Niangua Darter, *Etheostoma niangua*, at three spatial scales, with implications for species conservation. *Copeia* **2002**(3) : 573-585.

McLaughlin, R.L. et Noakes, D.L.G. 1998. Going against the flow: an examination of the propulsive movements made by young brook trout in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55** : 853-860.

Ministère de l'environnement. 1999. Portrait régional de l'eau : Outaouais région administrative 07. Gouvernement du Québec.

Nature serve explorer. 2004. *Percina copelandi* [En ligne]. Disponible à <http://www.natureserve.org/explorer/> [cité le 10 février 2004].

Page, L.M. et Swofford, D.L. 1984. Morphological correlates of ecological specialization in darters. *Environmental Biology of Fishes* **11**(2) : 139-159.

Paine, M.D., Dodson, J.J. et Power, G. 1982. Habitat and food resource partitioning among four species of darters (Percidae : *Etheostoma*) in a southern Ontario stream. *Canadian Journal of Zoology* **60** : 1635-1641.

Patoine, P. et Simoneau, M. 2002. Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières du Québec. Réseau de l'Environnement, Montréal.

Phelps, A. et Francis, A. 2002. Rapport du COSEPAC sur la situation du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Canada, in Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le fouille-roche gris (*Percina copelandi*) au Canada– Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa.

Polivka, K.M. 1999. The microhabitat distribution of the Arkansas River shiner, *Notropis girardi* : a habitat-mosaic approach. *Environmental Biology of Fishes*, **55**: 265-278.

Power, M.E. 1984. Depth distribution of Armored catfish: predator-induced resource avoidance? *Ecology* **65**(2) : 523-528.

Quinn G.P. et Keough M.J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, New York.

Ritcher, B.D., Braun, D.P., Mendelson, M.A. et Master, L.L. 1997. Threats to imperiled freshwater fauna. *Conservation Biology* **11**(5) : 1081-1093.

Rosenberger, A. et Angermeier, P.L. 2003. Ontogenetic shifts in habitat use by the endangered Roanoke logperch (*Percina rex*). *Freshwater Biology* **48** : 1563-1577.

Ross, S.T., Knight, J.G. et Wilkins, S.D. 1992. Distribution and micro habitat dynamics of the Threatened Bayou Darter, *Etheostoma rubrum*. *Copeia* **1992**(3) : 658-671.

SAS Institute Inc. 1999. SAS (8.0). SAS Institut Inc., Carey, N.C.

Schlosser, I.J. 1987. The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. *Ecology* **68**(3) : 651-659.

Schlosser, I.J. et Toth, L.A. 1984. Niche relationships and population ecology of rainbow (*E. caeruleum*) and fantail (*E. flabellare*) darters in a temporally variable environment. *Oikos* **42** : 229-238.

Schofield, P.J. et Ross, S.T. 2003. Habitat selection of the Channel Darter, *Percina (Cottogaster) copelandi*, a surrogate for the imperiled Pearl Darter, *Percina aurora*. *Journal of Freshwater Ecology* **18**(2) : 249-257.

Scott, W.B. et Crossman, E.J. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin n° 184. Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Environnement Canada, Service des pêches et des sciences de la mer, 1026 p.

Shields, F.D., Knight, S.S., Morin, N. et Blank, J. 2003. Response of fishes and aquatic habitats to sand-bed stream restoration using large woody debris. *Hydrobiologia* **494** : 251-257.

Siler E.R., Wallace, J.B. et Eggert, S.L. 2001. Long-term effects of resource limitation on stream invertebrate drift. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58** : 1624-1637.

Simard A. 2004. Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. Sur le site internet du Ministère de l'Environnement du gouvernement du Québec, [En ligne] www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index

Smart, H.J. et Gee, J.H. 1979. Coexistence and resource partitioning in two species of darters (Percidae), *Etheostoma nigrum* and *Percina maculata*. *Canadian Journal of Zoology* **57**: 2061-2071.

Snik Gray, E.V. et Stauffer, J.R. 1999. Comparative microhabitat use of ecologically similar benthic fishes. *Environmental Biology of Fishes* **56** : 443-453.

Société de la faune et des parcs du Québec. 2002. Rapport sur les impacts de la production porcine sur la faune et ses habitats. Vice-présidence au développement et à l'aménagement de la faune, Québec.

Stauffer, J.R., Boltz, J.M., Kellogg, K.A. et van Snike, E.S. 1996. Microhabitat partitioning in a diverse assemblage of darters in the Allegheny River system. *Environmental Biology of Fishes* **46**: 37-44.

Strange, R.M. 1997. (Note) Food items of Channel Darters (*Percina copelandi*) collected from the Ohio River. *Journal of Freshwater Ecology* **12** (2) : 339-340.

SPSS Inc. 2000. SYSTAT version 10. SPSS Inc., Chicago.

Thompson, A.R., Petty, J.T. et Grossman, G.D. 2001. Multi-scale effects of resource patchiness on foraging behavior and habitat use by longnose dace, *Rhinichthys cataractae*. *Freshwater Biology* **46** : 145-160.

Trautman, M.B. 1981. Channel darter. Pp. 633-635. In *The fishes of Ohio*. Ohio State University Press, Columbus, Ohio.

Vachon, N. 1999. Écologie des juvéniles 0+ et 1+ de chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*), une espèce menacée, comparée à celle des quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum*, *M. valenciennes*) dans le système de la rivière Richelieu. Mémoire présenté à l'Université du Québec à Montréal comme exigence partielle de la maîtrise en biologie. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Montérégie, Longueuil, Rapp. Tech. 16-06.

Wall, S.S., Berry, C.R., Blausey, C.M. Jenk, J.A. et Kopplin, C.J. 2004. Fish-habitat modelling for gap analysis to conserve the endangered Topeka shiner (*Notropis topeka*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **61** : 954-973.

Warren, M.L. et Burr, B.M. 1994. Status of freshwater fishes of the United States: overview of an imperiled fauna. *Fisheries* **19**(1): 6-18.

Welsh, S.T. et Perry, S.A. 1998. Habitat partitioning in a community of darters in the Elk River, West Virginia. *Environmental Biology of Fishes* **51** : 411-419.

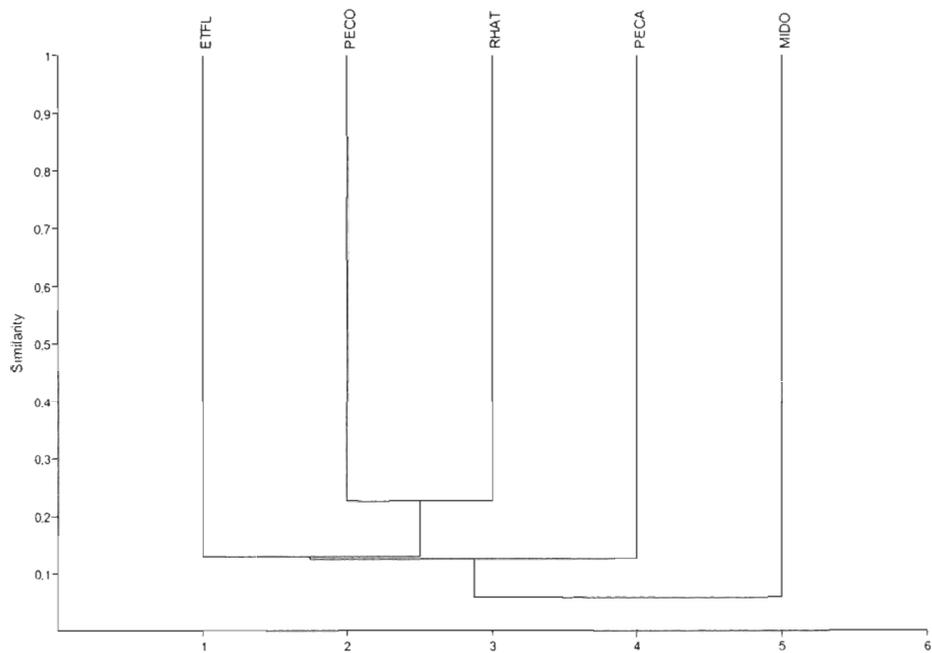
Werner, E.E., Hall, D.J. Laughlin, D.E., Wagner, D.J. Wilsmann, L.A. et Funk, F.C. 1977. Habitat partitioning in a freshwater fish community. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **34** : 360-370.

WINN, H.E. 1953. Breeding habits of the percid fish *Hadropterus copelandi* in Michigan. *Copeia* 1953 (1) : 26-30.

Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3rd ed. Prentice Hall.

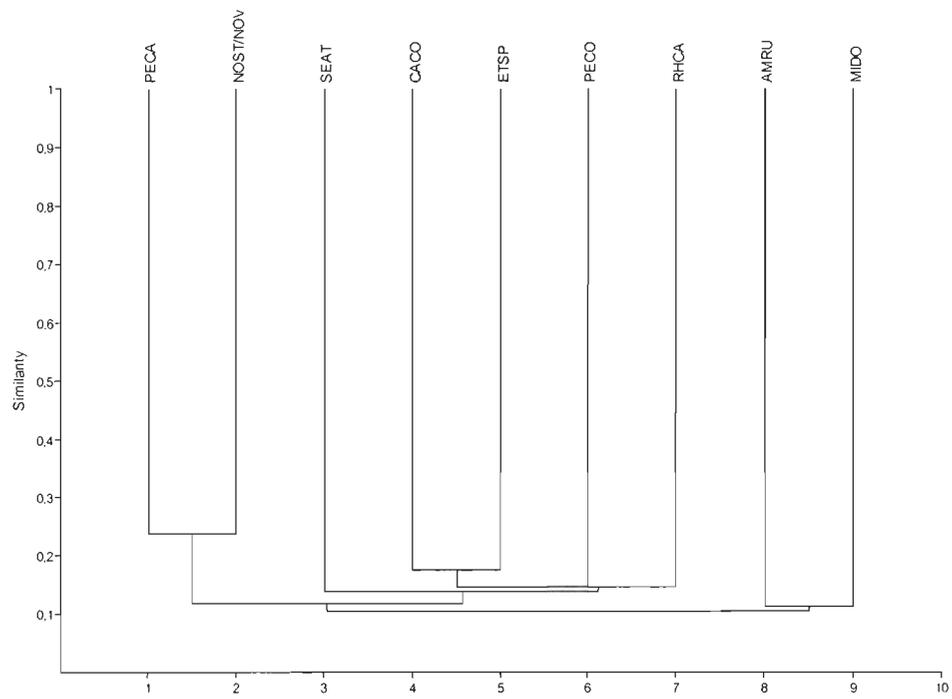
APPENDICE 1

Dendrogramme résultant d'une analyse de groupement hiérarchique à liens simples sur les espèces de poissons capturées dans les milieux lotiques de la rivière Gatineau. La mesure d'association est le coefficient de similarité de Jaccard.



APPENDICE 2

Dendrogramme résultant d'une analyse de groupement hiérarchique à liens simples sur les espèces de poissons capturées dans les milieux lotiques de la rivière Richelieu. La mesure d'association est le coefficient de similarité de Jaccard.



APPENDICE 3

Dendrogramme résultant d'une analyse de groupement hiérarchique à liens simples sur les espèces de poissons capturées dans les milieux lotiques des rivières Gatineau et Richelieu. La mesure d'association est le coefficient de similarité de Jaccard.

