

le naturaliste canadien

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Tiré-à-part

Le Grand Bois de Saint-Grégoire, un refuge pour l'herpétofaune dans la plaine montréalaise

Patrick Galois et Martin Ouellet

Volume 129, numéro 2 – Été 2005

Pages 37-43

Le Grand Bois de Saint-Grégoire, un refuge pour l'herpétofaune dans la plaine montréalaise

Patrick Galois et Martin Ouellet



PATRICK GALOIS

Figure 1. Le Grand Bois de Saint-Grégoire, un boisé isolé dans la plaine du Richelieu

Le Grand Bois de Saint-Grégoire constitue l'un des derniers grands bois dans la plaine du Richelieu. Ses 467 ha abritent une diversité écologique remarquable et quelques espèces rares. Au cours des dernières années, le Centre d'interprétation du milieu écologique du Haut-Richelieu a été à l'origine de travaux importants pour caractériser le Grand Bois et assurer sa protection. C'est dans ce cadre que nous avons réalisé une étude sur l'herpétofaune qui a permis de documenter la présence de 14 espèces d'amphibiens et de reptiles. Parmi celles-ci, la salamandre à quatre orteils se distingue puisqu'il s'agit d'une espèce susceptible d'être désignée « menacée » ou « vulnérable » au Québec. Ce refuge essentiel pour l'herpétofaune vient tout juste d'échapper à un projet de lieu d'enfouissement, mais il est encore sous la menace de l'isolement croissant et de nombreuses autres pressions.

Introduction

La perte d'habitat est le problème majeur auquel font face les amphibiens et les reptiles (Fahrig, 1997; Gibbons *et al.*, 2000; Houlihan *et al.*, 2000). Les activités agricoles intensives et le développement urbain ont contribué de façon significative à la fragmentation, la dégradation et la perte de milieux forestiers dans le sud du Québec (Bélanger et Grenier, 2002; Roy, 2002; Jobin *et al.*, 2004). Pour les deux municipalités régionales de comté (MRC) sur lesquelles se situe le Grand Bois de Saint-Grégoire, les boisés ne représentent plus que 9,9 % du territoire de la MRC Haut-Richelieu et 14,6 % de

celui de la MRC Rouville (Soucy-Gonthier *et al.*, 2003). Selon cette même étude, ces deux MRC sont celles dont le pourcentage de perte de forêts, entre 1999 et 2002, a été le plus élevé en Montérégie (13,5 et 13,7 %, respectivement).

Le Grand Bois de Saint-Grégoire constitue aujourd'hui l'un des derniers grands massifs forestiers de la plaine montréalaise (figure 1). Conscient de sa valeur écologique et de son importance dans le paysage forestier régional, le Centre d'interprétation du milieu écologique (CIME) du Haut-Richelieu mène depuis quelques années un projet de conservation de ce boisé. C'est dans ce cadre qu'a été réalisée depuis 2002 une étude sur l'herpétofaune (Ouellet et Galois, 2003; Galois *et al.*, 2004). Ces travaux visaient en particulier les habitats d'espèces en péril et de certaines espèces indicatrices de l'intégrité des habitats. La disponibilité d'information sur l'herpétofaune des collines montréalaises voisines faisant face à une situation similaire (Ouellet *et al.*, 2005) a permis de mieux cerner la valeur de cette faune et de proposer des mesures pour la maintenir à long terme.

Le Grand Bois de Saint-Grégoire

Le Grand Bois de Saint-Grégoire est un massif forestier faisant partie des Basses-Terres du Saint-Laurent. Il est situé en Montérégie et chevauche le territoire de deux

Patrick Galois est docteur en biologie et chercheur consultant spécialisé en herpétologie. Martin Ouellet est médecin vétérinaire, herpétologiste et chercheur consultant en environnement.

MRC et celui de quatre municipalités, Mont-Saint-Grégoire, Saint-Jean-sur-Richelieu, Marieville et Richelieu. De forme allongée, il a une superficie de 467 ha et mesure 4 km (axe nord-sud) par 1,7 km dans sa partie la plus large. Il abrite une diversité floristique remarquable avec plus de 325 espèces de plantes recensées à ce jour, dont trois espèces désignées « menacées » en vertu de la *Loi québécoise sur les espèces menacées ou vulnérables*. Le Grand Bois comprend sept types de peuplements forestiers d'âge moyen à âgé, lesquels se composent en majorité d'éraблиères. Les éraблиères sucrières matures (*Acer saccharum*), c'est-à-dire celles qui sont âgées de plus de 80 ans, comptent pour 29,8 % du Grand Bois (139 ha). Aucun autre massif forestier n'en abrite autant dans la plaine du Richelieu (Villeneuve et Cardinal, 2001). Les inventaires de l'avifaune réalisés en 2002 et 2003 ont permis de recenser 89 espèces d'oiseaux, dont 69 espèces qui pourraient y nicher (Morneau et Gagnon, 2004).

Le Grand Bois est situé sur un dépôt de till qui s'élève jusqu'à environ six mètres au-dessus de la plaine argileuse environnante. La topographie du boisé est légèrement ondulée favorisant une grande diversité de conditions de drainage, certains secteurs étant inondés une bonne partie de l'année (Labrecque, 1992). Le Grand Bois est de tenure privée et appartient à plusieurs dizaines de propriétaires. Ceux-ci y pratiquent principalement l'acériculture artisanale, la coupe sélective et la chasse au cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*). Compte tenu du nombre élevé de propriétaires, le territoire est parcouru de nombreux sentiers (chemins d'accès, chemins de récolte d'eau d'éraбle, etc.). Une piste balisée de véhicule tout terrain (VTT) traverse le Grand Bois sur toute sa longueur. À son extrémité sud se trouve un ancien lieu d'enfouissement. Un projet d'agrandissement de ce lieu, qui aurait amputé d'environ 5 % la superficie du Grand Bois, a été refusé par décret du conseil des ministres en février 2004.

Méthodologie

Un inventaire complet de la faune herpétologique du Grand Bois (45° 22' N, 73° 11' O) et de sa périphérie a été réalisé entre 2002 et 2004 dans le but de proposer des recommandations pour sa conservation. Les amphibiens et les reptiles ont principalement été inventoriés par des recherches actives sur le terrain, ainsi que par l'écoute des chants de reproduction pour les anoures. Ces inventaires s'effectuaient durant la journée, et parfois de nuit, entre les mois d'avril et octobre. Chaque animal capturé était examiné et mesuré avant d'être relâché sur place. Toutes nos observations, une description des sites et les coordonnées géographiques étaient notées sur des fiches standardisées. Tous les objets déplacés lors de nos fouilles étaient systématiquement replacés afin de minimiser l'impact sur les microhabitats.

Richesse de l'herpétofaune

La liste des espèces herpétofauniques recensées dans le Grand Bois inclut sept amphibiens anoures, cinq salamandres et deux couleuvres, pour un total de 14 espèces (tableau 1). La diversité d'espèces du Grand Bois est comparable à celle qui est observée dans les collines montérégiennes voisines compte tenu des habitats présents (Ouellet *et al.*, 2005).

Les premières visites printanières visaient en particulier la rainette faux-grillon de l'ouest (*Pseudacris triseriata*) et elles se sont concentrées sur la lisière du Grand Bois et ses milieux humides par l'écoute des chants. Ces recherches n'ont pas permis de confirmer la présence de cette espèce. Cette absence d'observation de la rainette faux-grillon de l'ouest concorde avec le déclin marqué observé en Montérégie. Pour les autres espèces d'anoures, 58 stations ont été inventoriées et les chants d'une ou de plusieurs espèces ont été entendus dans 50 stations, incluant des milieux humides temporaires (mares forestières, fossés, friches) et permanents (étangs, marécages, tourbières). La présence du ouaouaron (*Rana catesbeiana*), une espèce considérée commune, n'a été confir-

Tableau 1. Liste des amphibiens et des reptiles trouvés au Grand Bois de Saint-Grégoire à la suite de nos inventaires réalisés entre 2002 et 2004. Pour fin de comparaison, toutes les espèces citées dans ce tableau se trouvent sur les monts Saint-Grégoire, Rougemont ou Saint-Hilaire (Ouellet *et al.*, 2005).

Espèces Nom scientifique	Nom français	Grand Bois de Saint-Grégoire
ANOURES		
<i>Bufo americanus</i>	Crapaud d'Amérique	+
<i>Hyla versicolor</i>	Rainette versicolore	+
<i>Pseudacris crucifer</i>	Rainette crucifère	+
<i>Rana catesbeiana</i>	Ouaouaron	+
<i>Rana clamitans</i>	Grenouille verte	+
<i>Rana palustris</i>	Grenouille des marais	-
<i>Rana pipiens</i>	Grenouille léopard	+
<i>Rana sylvatica</i>	Grenouille des bois	+
URODÉLES		
<i>Ambystoma laterale</i>	Salamandre à points bleus	+
<i>Ambystoma maculatum</i>	Salamandre maculée	+
<i>Desmognathus fuscus</i>	Salamandre sombre du Nord	-
<i>Eurycea bislineata</i>	Salamandre à deux lignes	-
<i>Hemidactylium scutatum</i>	Salamandre à quatre orteils	+
<i>Notophthalmus viridescens</i>	Triton vert	+
<i>Plethodon cinereus</i>	Salamandre cendrée	+
SQUAMATES		
<i>Diadophis punctatus</i>	Couleuvre à collier	-
<i>Lampropeltis triangulum</i>	Couleuvre tachetée	-
<i>Storeria occipitomaculata</i>	Couleuvre à ventre rouge	+
<i>Thamnophis sirtalis</i>	Couleuvre rayée	+
TESTUDINES		
<i>Chelydra serpentina</i>	Tortue serpentine	-
<i>Chrysemys picta</i>	Tortue peinte	-
<i>Trachemys scripta elegans</i> ^a	Tortue à oreilles rouges	-

a. Espèce exotique introduite

mée que dans un seul site, soit une ancienne carrière de sable (figure 2). Cette espèce est associée à des milieux aquatiques permanents et de grande superficie, qui sont absents du Grand Bois. Les quelques étangs permanents qu'on y trouve sont pour la plupart artificiels (réservoir d'eau pour l'agriculture, ancienne gravière, ancien lieu d'enfouissement). La grenouille verte (*Rana clamitans*), qui hiberne dans l'eau comme le ouaouaron, semble plus ubiquiste car elle est plus dispersée dans le Grand Bois (Kolozsvary et Swihart, 1999).



Figure 2. Le ouaouaron, une espèce dite commune mais de plus en plus isolée par endroits

lum), une espèce désignée « préoccupante » au niveau fédéral (COSEPA, 2004), qui est présente à proximité sur le mont Saint-Grégoire. Il s'agit d'une espèce discrète et peu abondante naturellement, ce qui pourrait expliquer qu'elle n'a pas été trouvée lors de nos inventaires. Finalement, aucune tortue n'a été observée au Grand Bois, sans doute en raison de l'absence de plans d'eau permanents de grande superficie et de ruisseaux importants.



Figure 3. La salamandre à quatre orteils, une découverte importante au Grand Bois de Saint-Grégoire

Nous avons confirmé la présence de la salamandre à quatre orteils (*Hemidactylium scutatum*) (figure 3), une espèce susceptible d'être désignée « menacée » ou « vulnérable » au Québec (Gouvernement du Québec, 2005). Cette espèce représente la découverte la plus intéressante jusqu'à présent. Des masses d'œufs de cette salamandre ont été trouvées dans deux sites distants de deux kilomètres, respectivement au nord et au sud du Grand Bois. Cette faible présence pourrait s'expliquer par la rareté naturelle de cette espèce forestière, son mode de vie discret et la destruction de son habitat. En particulier, les exigences de cette espèce pour l'habitat de reproduction incluent généralement des milieux humides avec de nombreux débris ligneux et des amas de mousses comme les sphaignes (Petranka, 1998). Ce type d'habitat a subi des dégradations et des pertes importantes au Grand Bois et dans son pourtour. La présence de la salamandre cendrée (*Plethodon cinereus*), de la salamandre à points bleus (*Ambystoma laterale*) et de la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*), trois espèces typiques de forêts matures, est toutefois un bon indicateur de la qualité écologique du Grand Bois (Bonin *et al.*, 1999). Enfin, aucune salamandre de ruisseau n'a été trouvée. La quasi-absence de ruisseaux dans le Grand Bois et leur transformation fréquente en fossés sans bande riveraine en périphérie peut aisément expliquer cette absence.

Deux espèces communes de couleuvres, la couleuvre à ventre rouge (*Storeria occipitomaculata*) et la couleuvre rayée (*Thamnophis sirtalis*) ont été recensées. Il faut noter l'absence de la couleuvre tachetée (*Lampropeltis trianguli-*

Menaces sur le Grand Bois

Actuellement, le Grand Bois ne jouit d'aucun statut de protection, à l'exception des propriétés protégées par CIME Haut-Richelieu et ses partenaires, par acquisition ou entente de conservation (113 ha en mai 2005, soit 24,2 % du Grand Bois). Le plan de zonage des municipalités limite les usages permis et un règlement régit l'abattage d'arbres. De nouveaux règlements municipaux devraient limiter d'ici peu l'utilisation de VTT aux seuls propriétaires.

Coupe forestière

Des parcelles boisées sont coupées sur le pourtour afin d'accroître les surfaces agricoles. En plus de cette perte nette d'habitat forestier, l'activité acéricole dans le Grand Bois et la coupe pour le bois de chauffage ont favorisé les érables par une coupe sélective au détriment d'espèces ayant une moindre valeur économique. Cette coupe sélective entraîne une ouverture de la voûte forestière, souvent amplifiée par l'éclaircissement mécanique du sous-bois, qui élimine la strate arbustive. Ces pratiques réduisent donc le couvert forestier et favorisent l'évaporation au niveau du sol et des milieux humides. La coupe est souvent accompagnée du creusement de fossés de drainage afin, là encore, de favoriser les érables. Cette homogénéisation de la forêt associée au drainage ne peut conduire qu'à une baisse de la biodiversité de la flore et de la faune. Les secteurs de pruches du Canada (*Tsuga canadensis*) sont souvent des habitats plus humides, favorables aux amphibiens et malheureusement peu prisés des forestiers. Leur modification et leur destruction consti-

tuent donc une menace, notamment pour la salamandre à quatre orteils.

Augmentation de l'effet de lisière

Dans le cas du Grand Bois, sa forme allongée et la pénétration de bandes cultivées augmentent le périmètre de lisière, ce qui accroît l'avancée de la dégradation au cœur de la forêt. En effet, les impacts liés aux activités périphériques, comme l'épandage de pesticides, ne s'arrêtent pas à la lisière mais pénètrent de plusieurs dizaines de mètres dans la forêt (Saunders *et al.*, 1991; Murcia, 1995). Ces pesticides agricoles ont le potentiel d'affecter l'herpétofaune, en particulier les amphibiens très sensibles en raison de leur peau perméable et de leur développement en milieu aquatique (Lowcock *et al.*, 1997; Ouellet *et al.*, 1997; Bérubé *et al.*, 2005). Cette zone lisière est également plus fragile, elle est soumise à l'assèchement éolien et est plus propice aux chablis. Il en résulte généralement une ouverture de la canopée et un assèchement du sol, renforcé par des fossés de drainage creusés en bordure de forêt (figure 4). Ces modifications affectent principalement les salamandres forestières particulièrement sensibles à l'humidité du sol (deMaynadier et Hunter, 1995, 1998; Young et Yahner, 2003). De plus, le milieu agroforestier a profité à certains prédateurs comme le raton laveur (*Procyon lotor*) (Rivest et Bergeron, 1988). La prédation pourrait être plus élevée en lisière, affectant particulièrement des espèces mobiles en surface comme la grenouille des bois (*Rana sylvatica*) (Gibbs, 1998b). Enfin, le rétrécissement du Grand Bois dans son centre, à une largeur de moins de 450 m, est préoccupant puisqu'il pourrait constituer une zone de fragmentation s'il n'est pas renversé.



Figure 4. Un fossé en lisière forestière ne draine pas que les champs.



Figure 5. La dénaturalisation du ruisseau LeBeau-Benjamin, à l'est du Grand Bois



Figure 6. Les VTT et les amphibiens ne font pas bon ménage.

Drainage

Le Grand Bois de Saint-Grégoire est entouré par des terres agricoles vouées à la culture intensive du maïs et du soya. Le drainage de ces terres se fait par des fossés qui longent le périmètre du Grand Bois, dont certains ont plus de 1,5 m de profondeur. Des fossés ont également été creusés dans le bois pour drainer les zones creuses inondées. Ils sont généralement reliés aux fossés périphériques ou à d'anciens ruisseaux creusés et réalignés (figure 5). L'effet est donc un assèchement de la litière et du sol en surface. Ce drainage excessif peut également affecter les mares temporaires qui s'assèchent plus vite, nuisant ainsi au recrutement des amphibiens qui s'y reproduisent.

Activités motorisées

Les activités forestières (acériculture, coupe de bois) et récréatives (VTT) ont également des impacts. De nombreux chemins ont été ouverts et certains ont été stabilisés à l'aide de gravier et de roches, surélevés ou bordés d'un fossé afin de limiter leur inondation. En plus de détruire l'habitat dans l'emprise des chemins, ces aménagements modifient l'écoulement naturel des eaux et fragmentent certains milieux humides. La circulation en VTT crée de profondes ornières et des rigoles détournant le cours naturel des eaux d'écoulement (figure 6). Ces nouveaux milieux aquatiques constituent des trappes à amphibiens, mortelles, puisque les oeufs et les individus sont voués à l'écrasement lors du passage des véhicules. Ces ornières sont utilisées par les amphibiens pour la reproduction, mais conduisent à la dessiccation des oeufs, des têtards ou des larves (DiMauro et Hunter, 2002).



Figure 7. Le mont Saint-Grégoire, un îlot voisin déconnecté du Grand Bois

De plus, la difficulté de circuler dans ces zones boueuses incite les utilisateurs à créer des pistes de contournement et donc à étendre les impacts.

Isolement

Le Grand Bois est encerclé par l'agriculture industrielle, caractérisée par un paysage uniforme et pauvre où les ruisseaux sont transformés en fossés, où les bandes riveraines et les haies sont rares ou absentes. Le massif forestier d'importance le plus proche est le mont Saint-Grégoire (200 ha), situé à trois kilomètres et séparé par un milieu agricole intensif (figure 7). Pour beaucoup d'amphibiens, la distance de dispersion est généralement limitée à quelques centaines de mètres (Semlitsch, 2002) et repose parfois sur la continuité du couvert forestier comme pour les salamandres forestières et le triton vert (*Notophthalmus viridescens*) (Gibbs, 1998b; Young et Yahner, 2003). Le cas de la salamandre à quatre orteils est particulièrement critique. Sa présence n'a été observée que dans deux sites et elle est complètement isolée puisque son habitat forestier a disparu en périphérie du Grand Bois. Cette espèce est aussi présente et isolée au pied du mont Saint-Grégoire.

Même pour les espèces d'amphibiens plus communes ayant une plus grande capacité de dispersion, voire plus tolérantes à un milieu ouvert, le maintien à long terme de ces populations au Grand Bois n'est pas garanti. La dispersion de ces espèces est largement assurée par les juvéniles, alors que les adultes tendent à être fidèles à leur site de reproduction (Berven et Grudzien, 1990). Les capacités de dispersion de ces juvéniles peuvent être liées à la présence d'un couvert forestier (deMaynadier et Hunter, 1999), même pour des espèces terrestres et plus tolérantes à la dessiccation comme le stade elfe du triton vert et le crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) (Gibbs, 1998b; Rothermel et Semlitsch, 2002). Pour la grenouille des bois, le taux élevé de dispersion des jeunes lié à la fidélité des adultes à leur site de reproduction entraîne une faible diversité génétique dans un rayon de plus d'un kilomètre (Berven et Grudzien, 1990). Leur isolement sur un territoire restreint peut donc conduire rapidement à une

homogénéisation du bagage génétique et éventuellement à une dérive, limitant ainsi la capacité d'adaptation future de ces populations (Frankham, 1998). Dans le cas des salamandres cendrées plus sédentaires, même avec une certaine capacité de dispersion des jeunes adultes en milieu ouvert (Marsh *et al.*, 2004), les populations qui occupent des milieux fragmentés divergent génétiquement les unes des autres de façon rapide indiquant une réduction des échanges, voire un isolement complet (Gibbs, 1998c). Enfin, le ouaouaron pourrait être en difficulté au Grand Bois, notamment à cause du manque d'habitats adéquats. Cette espèce, considérée commune et abondante, montre des signes de déclin dans son aire naturelle de répartition comme en Ontario (Weller et Green, 1997). Les principales causes sont la perte et la dégradation de l'habitat, principalement les rives lacustres, la collecte illégale et l'application de pesticides. Cette espèce est actuellement très médiatisée pour son introduction et son succès au détriment d'espèces indigènes sur la côte pacifique nord-américaine, ainsi que dans de nombreux autres pays telle la France. Au Grand Bois, il s'agit d'une population isolée localement à l'avenir incertain. Au Québec, non seulement le ouaouaron ne bénéficie d'aucun statut de protection, mais un permis de chasse sans limite de prise peut-être obtenu légalement, faisant peser ainsi une menace supplémentaire sur les populations isolées.

Recommandations de conservation

Le statut d'îlot boisé du Grand Bois de Saint-Grégoire implique que les échanges avec les populations voisines herpétofauniques sont réduits ou inexistantes. Les populations du Grand Bois devront donc être de taille suffisante et disposer d'un territoire permettant leur maintien à long terme avec un apport réduit ou nul d'individus immigrants. De plus, ces populations devront être suffisamment grandes pour que la diversité génétique puisse se maintenir.

Tout d'abord, il faut mettre fin à la perte d'habitat dans le Grand Bois et favoriser la restauration de la forêt sur le pourtour afin d'augmenter la surface forestière, particulièrement dans la zone centrale étroite. Actuellement, la superficie du Grand Bois représente le minimum requis afin que cet écosystème forestier soit fonctionnel et présente une certaine intégrité (Gratton et Nantel, 1999). Il abrite un réseau de milieux humides temporaires, semi-permanents et permanents interreliés par le milieu forestier, qui est indispensable au maintien des populations d'amphibiens (Semlitsch, 2002; Herrmann *et al.*, 2005). Plus la superficie et la diversité du boisé seront grandes, plus les chances de maintien à long terme de la biodiversité et de l'intégrité écologique de l'écosystème seront élevées (Fahrig, 1997; Findlay et Houlihan, 1997; Rivard *et al.*, 2000).

Par ailleurs, afin de permettre des échanges avec les populations voisines, l'établissement de corridors forestiers et aquatiques avec des bandes riveraines (Maisonneuve et Rioux, 2001; Semlitsch et Bodie, 2003) est indispensable pour l'avenir de l'herpétofaune du Grand Bois. Pour être les plus

efficaces possible, ces corridors devront fournir des habitats variés et spécifiques requis par les différentes espèces visées (Burbrink *et al.*, 1998; Guerry et Hunter, 2002). Ils devront également permettre les déplacements, malgré les routes qui constituent des barrières et des sources de mortalité (Fahrig *et al.*, 1995; Forman et Alexander, 1998; Gibbs, 1998a).

Enfin, les menaces internes et périphériques comme les VTT et le drainage devront être réduites, voire supprimées, afin de permettre la restauration du sous-bois par la fermeture de sentiers et le rétablissement d'un régime hydrique naturel.

Conclusion

La conservation de l'herpétofaune ne pourra se faire d'elle-même. Les déclinés d'espèces sont prévisibles dans des milieux isolés et très perturbés comme le mont Royal (Ouellet *et al.*, 2004), mais des déclinés peuvent également se produire dans des sites qui semblent plus intègres comme le mont Saint-Hilaire (Ouellet *et al.*, 2005; Ouellet *et al.*, *en révision*). Afin de favoriser le maintien de la biodiversité dans le Grand Bois, non seulement les menaces intérieures et en périphérie devront être considérées, mais également à une échelle plus large, la connectivité avec les milieux naturels voisins devra être améliorée. À l'image du plan de protection développé pour le mont Saint-Hilaire (Bastien *et al.*, 2002), le plan de conservation du Grand Bois de Saint-Grégoire devra intégrer une approche locale et régionale.

Remerciements

Nous désirons remercier Renée Gagnon pour son enthousiasme et pour ses commentaires sur la version préliminaire de cet article. Nous remercions le Centre d'interprétation du milieu écologique du Haut-Richelieu, la Fondation de la faune du Québec et le *Programme d'intendance de l'habitat des espèces en péril* du gouvernement du Canada pour le financement de cette étude.

Pour toute information, vous pouvez contacter les auteurs aux adresses suivantes : pagalois@aei.ca ou mouellet9@sympatico.ca.

Références

- BASTIEN, Y., A. LAVOIE, M.-A. GUERTIN, L. DESROSIERS, C. GAGLIARDI, B. HAMEL, M. OUELLET et P. GALOIS, 2002. Projet de protection des habitats forestiers d'intérêt et d'établissement de corridors forestiers dans la Municipalité Régionale de Comté (MRC) de la Vallée-du-Richelieu : proposition de nouveaux modes d'intervention. Centre de la nature du mont Saint-Hilaire, Mont-Saint-Hilaire, Québec, 125 p. + 3 annexes.
- BÉLANGER, L. and M. GRENIER, 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17 : 495-507.
- BÉRUBÉ, V.E., M.H. BOILY, C. DEBLOIS, N. DASSYLVA, and P.A. SPEAR, 2005. Plasma retinoid profile in bullfrogs, *Rana catesbeiana*, in relation to agricultural intensity of sub-watersheds in the Yamaska River drainage basin, Québec, Canada. *Aquatic Toxicology*, 71 : 109-120.
- BERVERN, K.A. and T.A. GRUDZIEN, 1990. Dispersal in the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution*, 44 : 2047-2056.
- BONIN, J., J.-F. DESROCHES, M. OUELLET et A. LEDUC, 1999. Les forêts anciennes : refuges pour les salamandres. *Le Naturaliste canadien*, 123, (1) : 13-18.
- BURBRINK, F.T., C.A. PHILLIPS, and E.J. HESKE, 1998. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biological Conservation*, 86 : 107-115.
- COSEPAC, 2004. Espèces canadiennes en péril, novembre 2004. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, Ontario, 65 p.
- DEMAYNADIER, P.G. and M.L. HUNTER, Jr., 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology : a review of the North American literature. *Environmental Review*, 3 : 230-261.
- DEMAYNADIER, P.G. and M.L. HUNTER, Jr., 1998. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12 : 340-352.
- DEMAYNADIER, P.G. and M.L. HUNTER, Jr., 1999. Forest canopy closure and juvenile emigration by pool-breeding amphibians in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 63 : 441-450.
- DIMAURO, D. and M.L. HUNTER, Jr., 2002. Reproduction of amphibians in natural and anthropogenic temporary pools in managed forests. *Forest Science*, 48 : 397-406.
- FAHRIG, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61 : 603-610.
- FAHRIG, L., J.H. PEDLAR, S.E. POPE, P.D. TAYLOR and J.F. WEGNER, 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73 : 177-182.
- FINDLAY, C.S. and J. HOULAHAN, 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, 11 : 1000-1009.
- FORMAN, R.T.T. and L.E. ALEXANDER, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29 : 207-231.
- FRANKHAM, R., 1998. Inbreeding and extinction: island populations. *Conservation Biology*, 12 : 665-675.
- GALOIS, P., M. OUELLET et R. GAGNON, 2004. Projet de conservation du Grand Bois de Saint-Grégoire : étude sur l'herpétofaune, années 2002 et 2003. Centre d'interprétation du milieu écologique du Haut-Richelieu, Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec, 30 p.
- GIBBONS, J.W., D.E. SCOTT, T.J. RYAN, K.A. BUHLMANN, T.D. TUBERVILLE, B.S. METTS, J.L. GREENE, T. MILLS, Y. LEIDEN, S. POPPY, and C.T. WINNE, 2000. The global decline of reptiles, *déjà vu* amphibians. *BioScience*, 50 : 653-666.
- GIBBS, J.P., 1998a. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. *Journal of Wildlife Management*, 62 : 584-589.
- GIBBS, J.P., 1998b. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, 13 : 263-268.
- GIBBS, J.P., 1998c. Genetic structure of redback salamander *Plethodon cinereus* populations in continuous and fragmented forests. *Biological Conservation*, 86 : 77-81.
- Gouvernement du Québec, 2005. Espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/etu_rec/esp_mena_vuln/liste.htm.
- GRATTON, L. et P. NANTEL, 1999. Conservation d'aires de faible superficie : bilan de connaissances applicables aux écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec. Ministère des Ressources naturelles, Québec, Québec, 61 p.
- GUERRY, A.D. and M.L. HUNTER, Jr., 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology*, 16 : 745-754.
- HERRMANN, H.L., K.J. BABBITT, M.J. BABER, and R.G. CONGALTON, 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*, 123 : 139-149.

- HOULAHAN, J.E., C.S. FINDLAY, B.R. SCHMIDT, A.H. MEYER, and S.L. KUZMIN, 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE et B. FLION, 2004. Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le Naturaliste canadien*, 128, (2): 92-98.
- KOLOZSVARY, M.B. and R.K. SWIHART, 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1288-1299.
- LABRECQUE, J., 1992. Intérêt floristique du Grand Bois de Saint-Grégoire. Direction de la conservation et du patrimoine écologique, ministère de l'Environnement, Québec, Québec, 33 p.
- LOWCOCK, L.A., T.F. SHARBEL, J. BONIN, M. OUELLET, J. RODRIGUE, and J.-L. DESGRANGES, 1997. Flow cytometric assay for in vivo genotoxic effects of pesticides in green frogs (*Rana clamitans*). *Aquatic Toxicology*, 38: 241-255.
- MAISONNEUVE, C. and S. RIOUX, 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 165-175.
- MARSH, D.M., K.A. THAKUR, K.C. BULKA, and L.B. CLARKE, 2004. Dispersal and colonization through open fields by a terrestrial, woodland salamander. *Ecology*, 85: 3396-3405.
- MORNEAU, F. et R. GAGNON, 2004. Projet de conservation du Grand Bois de Saint-Grégoire: étude sur l'avifaune, années 2002 et 2003. Centre d'interprétation du milieu écologique du Haut-Richelieu, Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec, 50 p.
- MURCIA, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 58-62.
- OUELLET, M., J. BONIN, J. RODRIGUE, J.-L. DESGRANGES, and S. LAIR, 1997. Hindlimb deformities (ectromelia, ectrodactyly) in free-living anurans from agricultural habitats. *Journal of Wildlife Diseases*, 33: 95-104.
- OUELLET, M. et P. GALOIS, 2003. Projet de conservation du Grand Bois de Saint-Grégoire: étude sur l'herpétofaune. Centre d'interprétation du milieu écologique du Haut-Richelieu, Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec, 24 p.
- OUELLET, M., P. GALOIS, B.D. PAULI, and D.M. GREEN, *en révision*. The herpetofauna of the Mont Saint-Hilaire Biosphere Reserve: 40 years later.
- OUELLET, M., P. GALOIS et R. PÉTEL, 2004. Inventaire des amphibiens et des reptiles sur le mont Royal au cours de l'année 2004. Rapport scientifique réalisé pour la Direction des sports, des parcs et des espaces verts de la Ville de Montréal, Québec, 34 p.
- OUELLET, M., P. GALOIS, R. PÉTEL et C. FORTIN, 2005. Les amphibiens et les reptiles des collines montérégiennes: enjeux et conservation. *Le Naturaliste canadien*, 129, (1): 42-49.
- PETRANKA, J.W., 1998. Salamanders of the United States and Canada. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 587 p.
- RIVARD, D.H., J. POITEVIN, D. PLASSE, M. CARLETON, and D.J. CURRIE, 2000. Changing species richness and composition in Canadian National Parks. *Conservation Biology*, 14: 1099-1109.
- RIVEST, P. and J.M. BERGERON, 1988. Density, food habits, and economic importance of raccoons (*Procyon lotor*) in Québec agrosystem. *Canadian Journal of Zoology*, 59: 1755-1762.
- ROTHERMEL, B.B. and R.D. SEMLITSCH, 2002. An experimental observation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology*, 16: 1324-1332.
- ROY, L. 2002. Les impacts environnementaux de l'agriculture sur le Saint-Laurent. *Le Naturaliste canadien*, 126, (1): 67-77.
- SAUNDERS, D.A., R.J. HOBBS, and C.R. MARGULES, 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SEMLITSCH, R.D., 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology*, 16: 619-629.
- SEMLITSCH, R.D., and J.R. BODIE, 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, 17: 1219-1228.
- SOUICY-GONTHIER, N., D. MARCEAU, M. DELAGE, A. COGLIASTRO, G. DOMON et A. BOUCHARD, 2003. Détection de l'évolution des superficies forestières en Montérégie entre juin 1999 et août 2002 à partir d'images satellitaires Landsat-TM. Rapport présenté à l'agence forestière de la Montérégie, Cowansville, Québec, 29 p.
- VILLENEUVE, N. et J. CARDINAL, 2001. Document d'information: audiences publiques sur le projet du centre d'enfouissement sanitaire de Saint-Athanase sur le territoire de la MRC du Haut-Richelieu. Ministère des Ressources naturelles du Québec et Forêt-Québec, Québec, Québec, 17 p.
- WELLER, W.F. and D.M. GREEN, 1997. Checklist and current status of Canadian amphibians. In: Green, D.M. (editor). *Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem*. Herpetological Conservation, Vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Saint-Louis, Missouri, pp. 309-328.
- YOUNG, G.I. and R.H. YAHNER, 2003. Distribution of, and microhabitat use by, woodland salamanders along forest-farmland edges. *Canadian Field-Naturalist*, 117: 19-24.