

Environnement
CanadaEnvironment
Canada

Quand l'habitat est-il suffisant?

3^e édition

Canada

À propos du Service canadien de la faune

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada se penche sur les questions liées aux espèces sauvages qui relèvent du gouvernement fédéral. Ses responsabilités incluent la protection et la gestion des oiseaux migrateurs, des habitats d'importance nationale, des espèces en voie de disparition, le contrôle du commerce international d'espèces en voie de disparition et la science appliquée aux questions relatives aux espèces sauvages d'importance nationale.

Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada
Service canadien de la faune
4905, rue Dufferin
Toronto (Ontario) M3H 5T4
Tél. : 416-739-5829
Courriel : Wildlife.Ontario@ec.gc.ca

Les publications du Service canadien de la faune sont accessibles en ligne, à l'adresse URL suivante :

<http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=1B5F659B-B931-4F37-A988-3DD73DF656B7>

Peut être cité comme suit :

Environnement Canada. 2013. *Quand l'habitat est-il suffisant? Troisième édition*. Environnement Canada, Toronto (Ontario).

Version imprimable

N° de cat.: CW66-164/2013F
ISBN 978-0-660-20547-2

Version PDF

N° de cat.: CW66-164/2013F-PDF
ISBN 978-0-660-20548-9

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

Photos : © Thinkstockphotos.ca, 2011; © Graham Bryan, 2012; © James Sidney, 2004

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada représentée par le ministre de l'Environnement, 2013

Also available in English

Sommaire exécutif

Un défi important pour l'ensemble de la société canadienne en ce qui concerne la protection des milieux naturels – l'une des trois composantes de la durabilité de l'environnement, en plus de la société et de l'économie – consiste à faire en sorte que les habitats humides, riverains, forestiers et de prairie soient assez nombreux pour supporter des populations fauniques minimales et viables et qu'ils facilitent le maintien des fonctions et des caractéristiques de certains écosystèmes. La série *Quand l'habitat est-il suffisant?* a pour objectif de fournir des lignes directrices et des renseignements de nature scientifique relativement à ces systèmes naturels et à la biodiversité dont nous sommes tous les intendants.

L'information s'adresse tout particulièrement aux spécialistes de la restauration gouvernementaux et non gouvernementaux, aux planificateurs et autres intervenants du domaine de la conservation, de la préservation et de la planification du patrimoine naturel.

Les *lignes directrices* offrent des renseignements afin d'aider les décideurs des secteurs préoccupants des Grands Lacs à établir les critères de radiation afférents à l'altération des utilisations bénéfiques de l'habitat des poissons et d'autres espèces sauvages et à atteindre les objectifs de rétablissement de ces utilisations. Elles servent également à orienter les activités de restauration de l'habitat dans les secteurs qui ne sont plus considérés comme des secteurs préoccupants. L'évaluation de 2002 a révélé que la première édition des *lignes directrices* a été employée amplement, tant dans les secteurs préoccupants qu'à l'extérieur. L'évaluation a servi de guide pour l'établissement de cibles en matière de restauration et de localisation des projets de restauration (comme il avait été prévu au départ) ainsi que de fondement scientifique pour les spécialistes du patrimoine naturel.

Une deuxième édition a été préparée et publiée en 2004. Des mises à jour régulières sont nécessaires pour s'assurer, d'une part, que la recherche et les études scientifiques actuelles y sont intégrées et que, d'autre part, de nouvelles façons d'aborder des problèmes anciens y sont exposées. Environnement Canada a donc pu solliciter les contributions d'un plus grand nombre d'experts en la matière.

Cette troisième édition présente 21 lignes directrices sur les habitats humides, riverains, forestiers et de prairie, accompagnées des justifications connexes. Elles font généralement l'objet d'une discussion sur d'autres enjeux ou lignes directrices possibles. La section relative aux prairies est un nouveau chapitre qui constitue une première tentative pour aborder ces habitats complexes. Plus que tout autre type d'habitat, les prairies dépendent fortement de l'activité humaine. Cette section évoluera certainement dans l'avenir étant donné que bon nombre des espèces préoccupantes en matière de conservation nouvellement inscrites sont présentes dans les habitats de prairie. Dans la section relative aux habitats forestiers, on observe un important changement vers une approche fondée sur les risques, laquelle est susceptible d'être appliquée dans d'autres habitats dans les années à venir. Dans l'ensemble, les *lignes directrices* sont bien plus étoffées, tant du point de vue des discussions étayant chaque sujet que du point de vue des études scientifiques de référence qui ont été examinées.

Le cadre d'orientation et le texte à l'appui faisant partie du document *Quand l'habitat est-il suffisant?* constituent en fait un « dossier public » destiné à être amélioré et adapté selon les conditions locales actuelles et passées. Nous espérons que ce cadre continuera à servir de point de départ pour élaborer des stratégies permettant d'assurer la conservation de l'habitat, de mettre au point des systèmes de patrimoine naturel et de discuter des besoins en matière de recherche en tenant compte de ces habitats. Tout cela vise à conserver les espèces communes, tout en restaurant les écosystèmes pour les espèces les plus en péril – les espèces sensibles, les espèces en voie de disparition, les espèces menacées et les espèces rares.

Remerciements pour la troisième édition

Le document *Quand l'habitat est-il suffisant? (Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs)* (1998) a été mené et parrainé initialement par le ministère de l'Environnement de l'Ontario, le Service canadien de la faune d'Environnement Canada et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Il est ensuite devenu un document évolutif en réponse aux défis, aux questions, aux expériences et aux renseignements présentés par des particuliers, des organisations et des organismes actifs issus de tous les secteurs. Ces nombreuses contributions sont grandement appréciées et reconnues dans le cadre de cette troisième édition.

Cette nouvelle édition allonge la liste de personnes ayant travaillé sur cette publication depuis le début (1995) ainsi que sur les première et deuxième éditions (1998 et 2004). Au cours des 18 dernières années, les auteurs, collaborateurs et réviseurs ayant contribué à cet ouvrage ont été nombreux et sont issus de bureaux d'experts-conseils du secteur privé, d'organismes fédéraux et provinciaux, d'offices de protection de la nature, d'intervenants du milieu universitaire et d'organismes de conservation. Le soutien financier nécessaire à son élaboration provient du Fonds de durabilité des Grands Lacs d'Environnement Canada, du ministère de l'Environnement de l'Ontario ainsi que du Service canadien de la faune d'Environnement Canada, sans compter l'important soutien offert sous forme de partage de conseils et d'examens.

Pour la troisième édition :

Rédacteurs : Graham Bryan et Brian Henshaw

Nancy Patterson offre une orientation, une direction et une supervision éditoriale pour la série *Quand l'habitat est-il suffisant?* Lesley Davy a veillé à la coordination, mené des examens supplémentaires et effectué des recherches et des modifications sur la troisième édition.

Parmi les réviseurs et autres collaborateurs, on compte :

Aquila Conservation & Environment Consulting – David Kirk; Beacon Environmental – Margot Ursic; Études d'Oiseaux Canada – Debbie Badzinski, Audrey Heagy, Jon McCracken; Service canadien de la faune – John Brett, Mike Cadman, Lesley Dunn, Christian Friis, Kevin Hannah, Nancy Patterson, Daniel Rokitnicki-Wojcik; Central Lake Ontario Conservation Authority – Heather Brooks, Kathy Luttrell, Jackie Scott; Conservation Ontario – Bonnie Fox, Don Pearson, Leslie Rich, Jo-Anne Rzadki; Couchiching Conservancy – Ron Reid; Credit Valley Conservation – Dan Banks, Paul Biscaia, Kirk Bowers, Mark Eastman, Kate Hayes, Rod Krick, Liam Marray, Bob Morris, Judi Orendorff, Aviva Patel, Kamal Paudel, Yvette Roy, Saleh Sebti, Scott Sampson, Paul Tripodo, Christine Zimmer; Environnement Canada – Anie Cyr, Kathy Lindsay; Société d'aménagement de la région de Ganaraska – Ken Towle; Gray Owl Environmental Inc. – Al Sandilands; Kilgour and Associates – Anthony Francis; ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario – Paul Smith; ministère des Richesses naturelles de l'Ontario – Mike McMurtry, Angus Norman, Brian Potter, Danijela Puric-Mladenovic, Les Stanfield, Allen Woodliffe; Conservation de la nature Canada – Dan Kraus; Ontario Power Generation – Steve Hounsell; Paul Keddy; Office de protection de la nature de Toronto et de la région – Dan Clayton, Noah Gaetz, Dave Lawrie, Ryan Ness, Lionel Normand, Paul Prior, Christine Tu, Ron Wu-Winter; Université Trent – Tom Whillans; Office de protection de la nature de la rivière Thames supérieure – Cathy Quinlan.

Table des matières

1. Quand l'habitat est-il suffisant? Troisième édition - Introduction.....	4
2. Lignes directrices sur les habitats	18
2.1 <i>Lignes directrices sur les habitats humides</i>	18
2.1.1 Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques	23
2.1.2 Emplacement des milieux humides.....	25
2.1.3 Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides	27
2.1.4 Superficie, forme et diversité des milieux humides	38
2.1.5 Proximité des milieux humides.....	41
2.1.6 Restauration des milieux humides	44
2.2 <i>Lignes directrices sur les habitats riverains et les habitats des bassins hydrographiques</i>	48
2.2.1 Largeur de la végétation naturelle adjacente au cours d'eau.....	55
2.2.2 Pourcentage de végétation naturelle en bordure des cours d'eau	59
2.2.3 Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé	61
2.2.4 Autres facteurs à retenir concernant la zone riveraine et le bassin hydrographique	65
2.2.5 Cibles pour les populations de poissons.....	66
2.3 <i>Lignes directrices sur les habitats forestiers</i>	67
2.3.1 Pourcentage de couvert forestier	69
2.3.2 Taille du plus grand îlot boisé	74
2.3.3 Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 mètres de la lisière de la forêt.....	77
2.3.4 Forme de la forêt	81
2.3.5 Proximité d'autres îlots boisés.....	82
2.3.6 Paysages fragmentés et rôle des couloirs.....	85
2.3.7 Qualité de la forêt : composition des espèces et structure par âge.....	88
2.4 <i>Lignes directrices sur les prairies</i>	91
2.4.1 Éléments à protéger et restaurer	94
2.4.2 Superficie et type d'habitat	95
2.4.3 Configuration, diversité et connectivité du paysage.....	99
2.4.4 Taille de l'îlot	103
2.4.5 Diversité du paysage	104
2.4.6 Autres points à considérer pour les prairies.....	107
3. Ouvrages cités :.....	109

1. Quand l'habitat est-il suffisant? Troisième édition – Introduction

Le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* offre une orientation scientifique pour conserver et restaurer l'habitat des oiseaux migrateurs, des espèces en péril et d'autres espèces sauvages dans les paysages aménagés des plaines inférieures à forêts mixtes et celles des Grands Lacs. Cette zone biophysique traverse des frontières provinciales et internationales : dans le sud de l'Ontario, elle forme une zone au sud et à l'est du Bouclier canadien.

La concurrence accrue pour les terres et les ressources a eu pour effet de changer de manière irréversible une bonne partie du paysage mondial. Dans de nombreuses régions, la gestion durable des paysages, laquelle prend en compte le milieu naturel, la société et l'économie, est maintenant couramment acceptée comme étant un objectif tant dans la planification de l'utilisation des terres que dans l'élaboration de politiques d'utilisation des terres (North-South Environmental, 2010). Le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* permet d'alimenter cette discussion en donnant une orientation à la restauration et à la conservation de l'habitat faunique, tout particulièrement l'habitat des espèces sauvages, qui s'inscrivent dans le mandat d'Environnement Canada. Afin de contribuer le plus efficacement possible à ce processus, des directives générales sont fournies à l'échelle des îlots d'habitat, des bassins hydrographiques et des sous-bassins hydrographiques; il s'agit de l'échelle à laquelle

s'effectue la planification de l'utilisation des terres dans les paysages aménagés du sud de l'Ontario. Les lignes directrices contenues dans ce rapport sont des propositions non exclusives de ce à quoi pourrait ressembler le paysage, en fonction d'une approche adaptée à une échelle particulière.

Les lignes directrices traitent de la superficie et de la configuration des îlots d'habitat, ainsi que de la superficie totale de l'habitat dans l'ensemble d'un paysage dédiée à de multiples espèces. Il s'agit d'une approche inclusive qui permet une meilleure conservation des écosystèmes. Une telle approche systématique permet également de mieux saisir la complexité de la vie, tout comme les nombreux liens, souvent inconnus, qui favorisent la prolifération des espèces.

La troisième édition du document *Quand l'habitat est-il suffisant?* contient des données scientifiques nouvelles et actualisées qui ont permis de réviser des lignes directrices existantes ou d'en offrir de nouvelles. Cette édition s'inspire des versions précédentes, en combinant et en supprimant certaines lignes directrices afin de mieux refléter l'ensemble actuel de connaissances. Et puisqu'on dispose maintenant d'assez de données scientifiques à l'appui, on a pu traiter les demandes d'orientation sur des sujets comme l'habitat de prairie.

Utilisation du guide : principes et points à considérer

Le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* a été rédigé dans les années 1990 et publié en 1998 sous le titre *Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs*. Ce cadre, qui renferme des lignes directrices et des renseignements à l'appui, a été largement utilisé pour la planification de l'utilisation des terres, de la restauration de l'habitat et de la préservation des terres, ainsi que pour l'élaboration de politiques, mais aussi comme ressource pédagogique pour des étudiants de niveau postsecondaire et comme guide de conservation. Les principes de base dont s'inspire ce cadre sont toujours d'actualité, et on en a tiré des leçons au fil des années. Il est essentiel de prendre en considération ces leçons et ces principes avant de mettre en pratique les lignes directrices.

L'essentiel

Il existe quatre catégories d'habitat visées par les lignes directrices : les habitats humides, les habitats riverains et les bassins hydrographiques, les habitats forestiers et les habitats de prairie. En réalité, ces habitats se recoupent; ils n'ont été séparés que pour faciliter la compréhension des principes directeurs. Par exemple, un marécage pourrait remplir simultanément des fonctions écologiques associées tant à la forêt qu'aux milieux humides et, de ce fait, il peut être considéré comme un

milieu forestier et un milieu humide en vertu de ces lignes directrices.

En outre, chaque ligne directrice et chaque principe ne doivent pas être appliqués séparément, mais plutôt comme un ensemble d'orientations interdépendantes qui interagissent les unes avec les autres. Par exemple, une orientation sur la taille des îlots de prairies est plus pertinente lorsqu'on tient compte de la recommandation générale

consistant à cibler les paysages de prairie existants et potentiels.

Lorsque les habitats ne sont pas définis, veuillez vous reporter aux descriptions des catégories de communautés de Lee *et al.* (1998).

Données scientifiques

Les lignes directrices s'appuient sur des études scientifiques, publiées ou non publiées, provenant de l'est de l'Amérique du Nord, du sud du bouclier boréal et, en particulier, de la

partie inférieure du bassin des Grands Lacs. Chaque ligne directrice est accompagnée de références et de renseignements à l'appui, et le lecteur est invité à consulter les études originales et à adapter – plutôt qu'à adopter – les lignes directrices. Avant d'appliquer les lignes directrices, il convient de reconnaître que les conseils prodigués mettent l'accent sur les besoins en matière d'habitat des oiseaux migrateurs et d'autres espèces d'intérêt fédéral, comme les espèces en péril, et que les lignes directrices font également état des limites actuelles des connaissances scientifiques. Afin de combler les lacunes en matière de connaissances sur les espèces d'importance

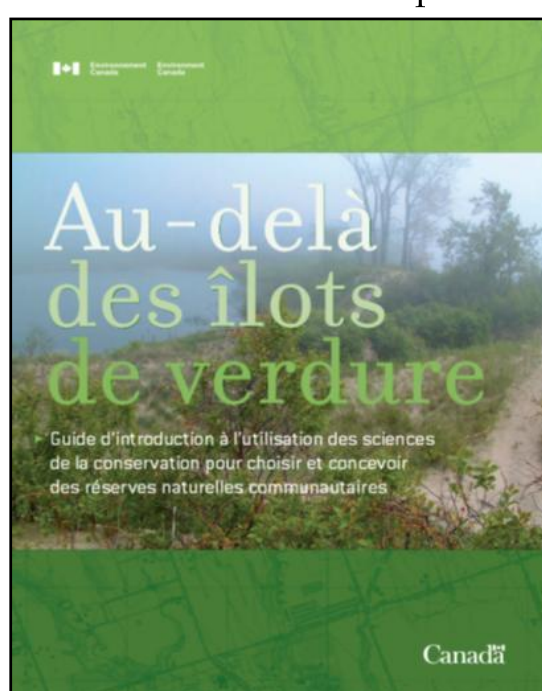


Figure 1. Guide de conservation sur les données scientifiques du Service canadien de la faune

fédérale, les données scientifiques relatives aux espèces ne relevant pas spécifiquement du mandat du gouvernement fédéral ont été mises à profit elles aussi pour formuler les lignes directrices. Dans tous les cas, la restauration et la conservation de l'habitat à l'aide des lignes directrices contribueront à la santé et au maintien de nombreuses fonctions écologiques dans le cadre de divers mandats, tout en procurant aux humains des biens et des services dérivés. Ce point est expliqué plus en détail dans la zone de texte « Pourquoi les oiseaux? ». On trouve d'autres directives générales sur la biologie de la conservation et l'écologie des paysages à partir de diverses sources, dont le rapport *Au-delà des îlots de verdure* d'Environnement Canada ([www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=1CEC82DE-8E6C-4A51-A0A5-](http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=1CEC82DE-8E6C-4A51-A0A5-48A2A6FD078D)

[48A2A6FD078D](http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=1CEC82DE-8E6C-4A51-A0A5-48A2A6FD078D)), ainsi que des renseignements sur les besoins des oiseaux migrateurs dans les Stratégies régionales de conservation des oiseaux (www.ec.gc.ca/mbc-com/default.asp?lang=Fr&n=1D15657A-1).

Les lignes directrices ne sont pas des cibles légalement contraignantes

Le cadre n'est pas encadré par la loi; il vise à guider, et non pas à influencer, les décisions locales en fournissant aux planificateurs, aux équipes de rétablissement et à d'autres décideurs les meilleurs renseignements disponibles. Parmi les lois et politiques provinciales et fédérales qui offrent une orientation sur l'habitat d'espèces précises à des emplacements précis, on compte la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral et la *Loi*

Pourquoi les oiseaux? Un exemple des limites des connaissances scientifiques et de la valeur des espèces focales

Les oiseaux forestiers sont souvent utilisés comme indicateurs de la qualité du paysage, car ils font plus facilement l'objet de relevés, et on en connaît davantage sur leurs besoins en matière d'habitat et de répartition que d'autres groupes d'espèces sauvages. De la même façon, la protection et la réglementation des oiseaux migrateurs font partie intégrante du mandat du Service canadien de la faune. Les lignes directrices du document *Quand l'habitat est-il suffisant?* tiennent compte des exigences générales en matière d'habitat des différents piliers et des différentes guildes d'oiseaux et englobent les espèces prioritaires dans la partie de l'Ontario de la région de conservation des oiseaux (13). Lorsque des exigences spécialisées en matière d'habitat s'appliquent à une espèce précise, elles sont indiquées dans la *Stratégie de conservation des oiseaux pour la région de conservation des oiseaux (13) de l'Ontario : Grands Lacs inférieurs et plaine du Saint-Laurent* (Environnement Canada, 2012) ou dans le cadre de programmes de rétablissement ou de plans d'action pertinents (se reporter au registre de la *Loi sur les espèces en péril* : www.sararegistry.gc.ca).

On en connaît moins sur la sensibilité des invertébrés, des amphibiens, des reptiles, des plantes et des petits mammifères en ce qui concerne, par exemple, la fragmentation des forêts, même si les amphibiens et les reptiles sont davantage étudiés depuis plus ou moins une décennie. À défaut de ces connaissances, les oiseaux forestiers peuvent servir d'indicateur de la santé des forêts et des écosystèmes. On peut les considérer comme des « espèces parapluie », un terme qui fait débat dans le milieu de la science de la conservation, et qui s'applique aux espèces dont les exigences chevauchent celles de nombreuses autres espèces.

de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs, ainsi que des lois ontariennes, dont la Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition, la Loi sur la conservation des poissons et de la faune et la Loi sur l'aménagement du territoire.

L'orientation générale fournie dans le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* est d'importance secondaire par rapport à l'orientation fournie en vertu des lois susmentionnées.

Commencer par la conservation

La conservation de l'habitat existant doit demeurer la plus importante activité de planification écologique dans toute compétence. La restauration sera toujours nécessaire pour avoir un réseau de patrimoine naturel entièrement fonctionnel dans les paysages altérés, mais la protection de l'habitat existant constitue une stratégie bien plus efficace.

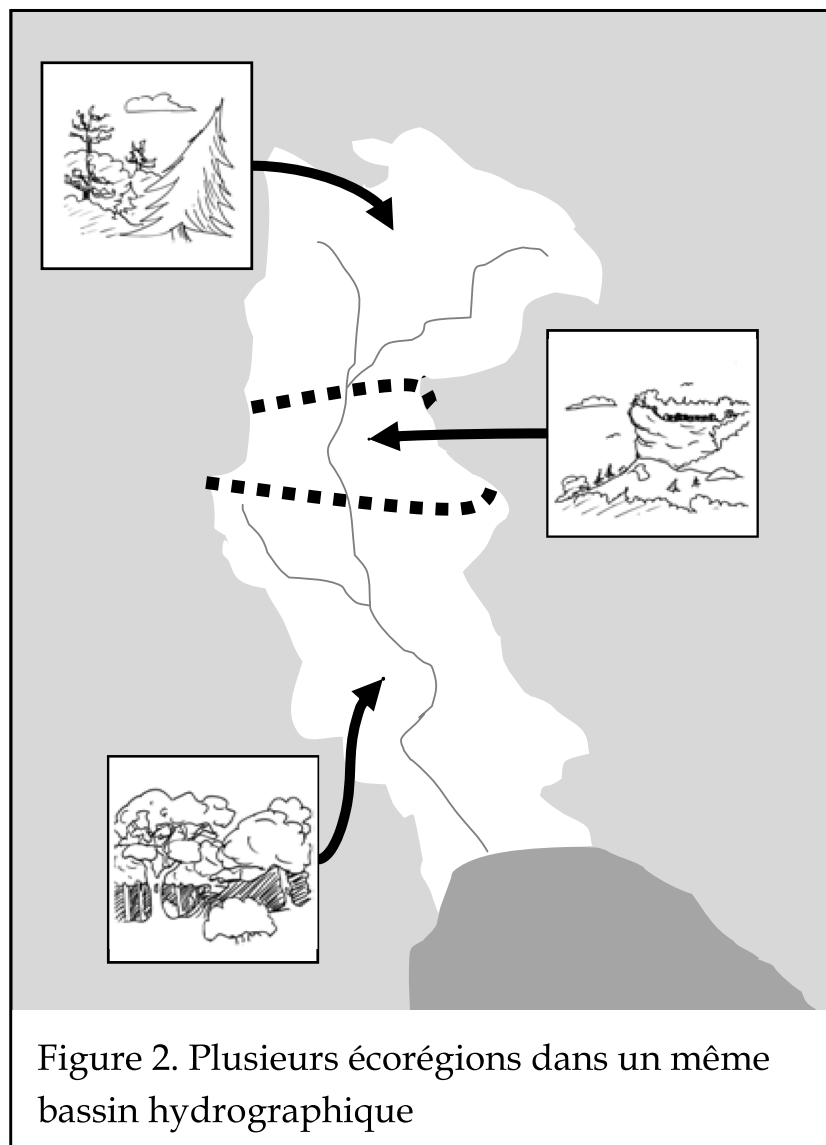
Les lignes directrices sont des exigences minimales

Les lignes directrices du document *Quand l'habitat est-il suffisant?* sont des exigences écologiques *minimales* visant à maintenir les populations fauniques à des niveaux qui empêcheraient la disparition locale d'espèces. Toutefois, on préfère maintenir les niveaux des populations afin d'améliorer la persistance à long terme des espèces : cette préférence se reflète dans la ligne directrice concernant le « pourcentage de couvert forestier » de la troisième édition, qui a été réécrite pour aborder les risques associés aux différentes superficies de couvert forestier. En règle générale, une diversité et une superficie d'habitat supérieures aux niveaux minimums seront presque toujours plus bénéfiques en raison d'un soutien accru aux populations d'espèces en santé et d'une

plus grande diversification des fonctions écologiques. Il convient de noter que le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* ne doit pas servir à fixer des objectifs inférieurs en matière d'habitat pour les paysages dont l'habitat dépasse actuellement les limites établies par la ligne directrice, car une telle approche entraînera souvent des dommages écologiques irréversibles. La destruction ou l'altération d'un habitat (par exemple, lorsque le couvert forestier passe de 50 % à 30 % de la superficie de l'habitat) entraînera une réduction des populations d'espèces sauvages, la réduction de la capacité à fournir des biens et services écologiques ainsi qu'une intégrité écologique généralement plus faible. Les lignes directrices doivent être vues comme un point de départ : là où la prise de décisions à l'échelle locale peut offrir plus d'habitats que les exigences minimales, on peut s'attendre à ce que les réseaux de patrimoine naturel présentent une robustesse accrue.

S'adapter tout d'abord, adopter ensuite

Les lignes directrices sont d'ordre général et ne sont pas propres à un paysage ou à un bassin hydrographique. Il faut les considérer comme des principes écologiques qui seront complétés et éclairés, au besoin, par les connaissances scientifiques et autres connaissances locales détaillées, y compris les connaissances traditionnelles. Il faut prendre en considération, le cas échéant, les différences écologiques locales comme l'emplacement des prairies historiques ou l'étendue d'origine des milieux humides, et déterminer si la priorité sera accordée aux habitats forestiers, humides ou de prairie.



Au-delà des limites locales

L'habitat au sein d'une unité de planification, comme une municipalité ou un bassin hydrographique, est souvent lié sur le plan écologique à des caractéristiques qui dépassent cette unité. Afin de promouvoir l'établissement de liens entre les habitats d'un bassin hydrographique à un autre ou d'un paysage à un autre, il est impératif d'accorder une attention particulière aux couloirs et aux caractéristiques géographiques jusqu'ici épargnés. De même, les efforts locaux doivent prendre en considération les mesures de planification à plus grande échelle, comme les plans détaillés de conservation et les plans d'action de conservation, les caractéristiques

biogéographiques uniques telles que de la moraine d'Oak Ridges, ainsi que l'importance du paysage local par rapport à la diversité et à l'intégrité globales des écorégions et des écozones plus vastes, à savoir les plaines à forêts mixtes. Des projets comme le projet « Big Picture » de la Carolinian Canada Coalition illustrent le besoin de tenir compte des écosystèmes et des paysages plus vastes.

Prendre en compte le contexte du paysage

Si une unité de planification s'étend sur différentes écorégions, il faut envisager de représenter la gamme complète de communautés naturelles qui s'y trouvent. Par exemple, le fait de concentrer les mesures de conservation et de restauration de l'habitat sur une seule partie d'un vaste bassin hydrographique peut entraîner une sous-représentation des communautés et des espèces présentes dans d'autres écorégions de ce bassin hydrographique.

Reconnaître les agents stressants à l'extérieur de l'habitat

Outre la perte d'habitat, il existe d'autres agents stressants qui ont une incidence sur les populations de poissons et d'espèces sauvages, notamment les toxines, l'enrichissement en éléments nutritifs, les maladies et les espèces envahissantes. Dans plusieurs cas, les espèces sont en péril non pas en raison de la perte directe de leur habitat, mais en raison d'autres agents stressants, comme les espèces ou agents pathogènes envahissants (p. ex., le noyer cendré, le châtaignier d'Amérique et les frênes).

L'importance de la matrice

Dans le domaine de l'écologie du paysage, le terme « matrice » renvoie généralement aux couverts terrestres qui dominent un paysage. Dans les plaines à forêts mixtes, les zones rurales en dehors des villages et des grandes villes sont principalement de nature agricole, dominées par des terres agricoles ouvertes et entrecoupées de caractéristiques naturelles, de villages et de petites villes. Les terres agricoles peuvent être actives, en jachère ou en voie de régénération vers un milieu forestier, humide ou un autre couvert terrestre « naturel ». Dans les grandes villes et les villages, une matrice urbaine de zone construite domine. Dans les plaines à forêts mixtes et autres paysages aménagés, les aires naturelles protégées, les caractéristiques du patrimoine naturel (comme des parcelles de forêt) ou les réseaux de patrimoine naturel (interreliés ou liés aux caractéristiques naturelles) sont intégrés à ces matrices urbaines et agricoles.

Les études scientifiques anciennes ignoraient en grande partie l'influence de la matrice sur les espèces de zones naturelles dans les paysages fragmentés. Cependant, des preuves de plus en plus nombreuses laissent supposer que la nature de la matrice peut avoir un effet profond sur l'utilisation de l'habitat par les différentes espèces, en particulier dans les paysages extrêmement fragmentés, notamment a) en touchant directement la dynamique au sein de la parcelle d'habitat naturel elle-même et b) en touchant la capacité des espèces à se déplacer d'une parcelle à l'autre (Ewers et Didham, 2006). Les études menées jusqu'à présent sur les paysages fragmentés ont démontré que les effets sont généralement plus importants en milieu urbain qu'en milieu rural (Borgmann et Rodewald, 2004; Dunford et Freemark, 2004; Hansen et al., 2005) et que les habitats de succession dans les paysages ruraux peuvent servir d'habitats cruciaux pour les espèces forestières (Gibbs et al., 2005; Milne et Bennett, 2007). Cela signifie que, dans la majeure partie de l'écozone des plaines à forêts mixtes, les caractéristiques de la matrice peuvent être aussi influentes dans la composition et l'abondance des espèces que les caractéristiques des parcelles d'habitat naturel elles-mêmes.

La troisième édition : facteurs émergents à prendre en compte

Certains des nouveaux concepts suivants ont été notés au cours de la préparation de la troisième édition.

Reconnaître les limites de la planification de l'utilisation des terres, de la restauration et de la protection

Les directives présentées dans le présent rapport se veulent un cadre commun de mesures de conservation qui comprennent la planification de l'utilisation des terres, la restauration de l'habitat et la protection des zones naturelles. Cependant, il y a des forces, comme les marchés des produits de base, qui s'exercent sur le paysage et qui ne s'inscrivent pas facilement dans ce cadre de conservation. Par exemple, les pratiques agricoles créent un habitat pour les oiseaux des prairies sous la forme de prés de fauche ou de pâturages. Ces pratiques sont influencées par des facteurs comme les forces du marché et la demande des consommateurs. La planification de l'utilisation des terres peut permettre des utilisations telles que la plantation de foin et le pâturage, mais en général, elle ne peut forcer l'utilisation des terres dans un but précis.

Espèces en péril

Les lignes directrices visent à conserver les espèces communes, et l'orientation générale fournie ne doit pas être considérée comme une solution de rechange à l'identification d'habitats pour des espèces en péril précises en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (gouvernement du Canada, 2002) ou encore d'habitats réglementés en vertu de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* (gouvernement de l'Ontario, 2007). L'orientation offerte dans ce rapport a pour

objet de protéger et de conserver les espèces en péril en restaurant les écosystèmes dont dépendent ces espèces.

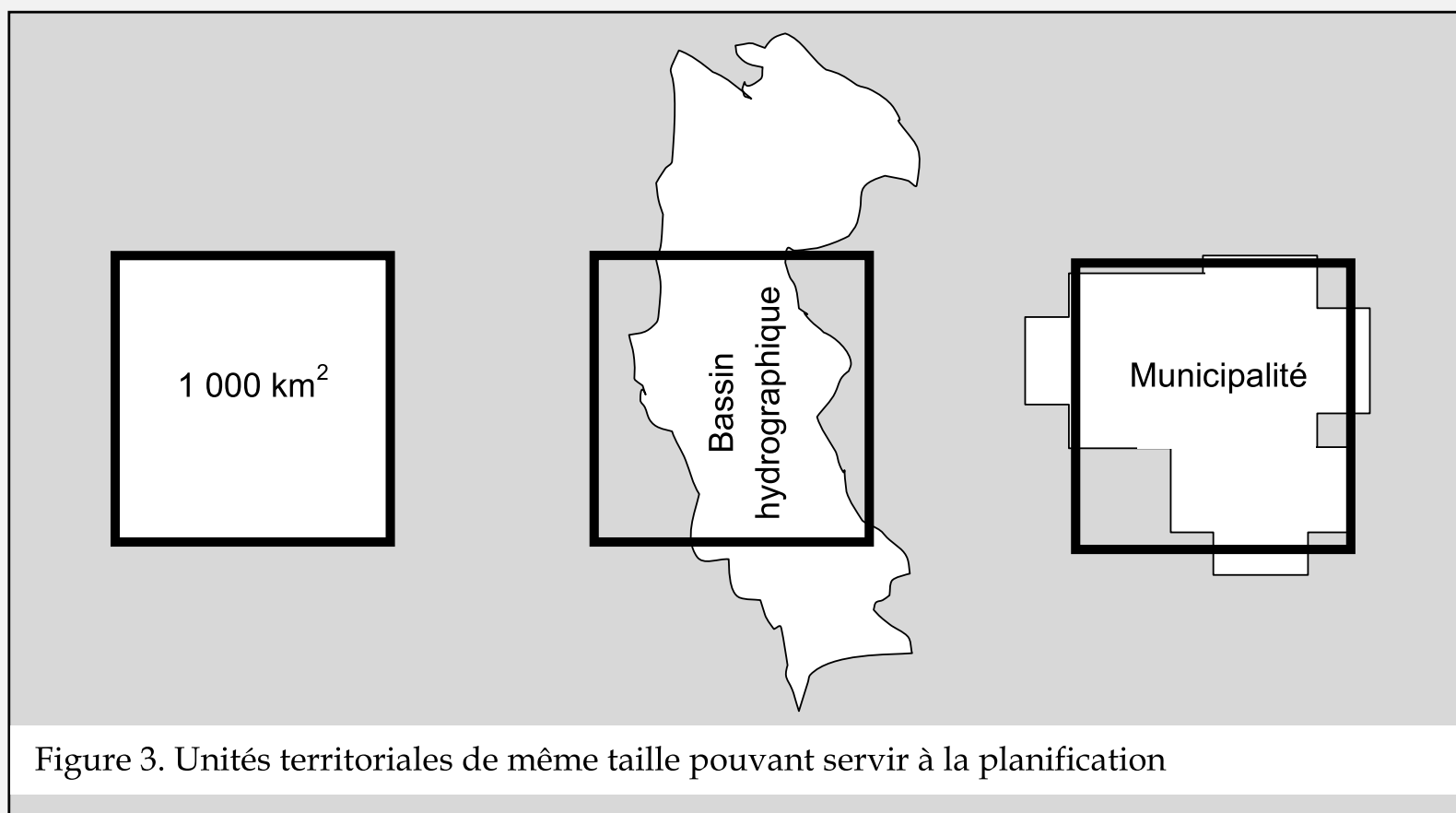
Points de référence, populations et changements

Les paysages aménagés actuels du nord-est de l'Amérique du Nord ont connu des changements importants bien avant l'arrivée des Européens. Après le retrait des grandes nappes glacières et avant l'arrivée des Européens, le sud de l'Ontario était un biome forestier possédant de grands marécages et des marais abondants qui abritaient de vastes réseaux hydrographiques et des populations abondantes d'espèces forestières et palustres. L'étendue des habitats de prairies était inconnue; la majorité résulte des activités exercées par les Premières Nations. À la suite de la colonisation par les Européens et du défrichement des terres au cours du XIX^e siècle, une matrice de milieux ouverts est apparue. Aujourd'hui, le paysage continue de changer, tout comme les populations d'espèces. Le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* considère les habitats dominants associés à ces périodes comme étant de multiples points de référence pour les efforts de restauration. Le but est d'intégrer les exigences en matière d'habitat pour un groupe diversifié d'espèces dans le paysage actuel, alors que des facteurs, comme les changements climatiques et les espèces envahissantes, continuent de perturber et de changer les écosystèmes. Les lignes directrices reposent sur le principe selon lequel les efforts déployés pour conserver et restaurer l'étendue et l'intégrité des habitats naturels et de substitution permettront d'accroître la résilience des écosystèmes et d'aider les espèces à s'adapter aux conditions changeantes.

Une remarque sur les échelles et les unités de planification

Les lignes directrices agissent à différentes échelles et sont appliquées à différentes caractéristiques pour tenir compte de certaines fonctions écologiques. Les lignes directrices sur les habitats humides et riverains tendent à aborder la santé de l'habitat aquatique au sein d'un bassin hydrographique; par conséquent, les bassins hydrographiques sont l'unité et l'échelle utilisées dans le cadre de ces lignes directrices. Les lignes directrices sur les habitats forestiers et de prairie, quant à elles, tendent à aborder les besoins des espèces terrestres. Ces besoins sont indépendants des limites du bassin hydrographique et sont plutôt décrits en unités, comme des parcelles et des paysages, puisque ce sont dans ces unités que les effets écologiques se feront sentir.

De plus, bon nombre des lignes directrices sont souvent décrites à l'échelle d'un bassin hydrographique ou à l'échelle municipale, indépendamment de la fonction écologique, car les bassins hydrographiques et les municipalités sont des unités courantes en matière de planification de la conservation. On trouve, dans l'une des lignes directrices sur les habitats forestiers, un bon exemple d'utilisation des unités indépendamment de la fonction. La ligne directrice stipulant que le couvert forestier devrait représenter 30 à 50 % de la superficie du bassin hydrographique s'applique à une zone de moins de 500 km² à 1 000 km². Il s'avère qu'il s'agit plus ou moins de la superficie de deux grandes unités de planification d'utilisation des terres : la plupart des municipalités rurales de l'Ontario et les petits bassins hydrographiques de quatrième ordre (quaternaires). Même si la ligne directrice fait référence à l'habitat terrestre, indépendamment de la fonction du bassin hydrographique ou des frontières municipales, un bassin hydrographique ou une municipalité constitue une unité de taille semblable pouvant servir à la planification.



Certaines lignes directrices possèdent également une hiérarchie. En ce qui concerne les lignes directrices sur les habitats forestiers, lorsque le couvert forestier régional est inférieur à la plage des 30 aux 50 %, alors les lignes directrices traitant de la superficie et de la configuration des parcelles deviennent importantes. Par contre, lorsque le couvert forestier est supérieur à la plage des 30 à 50 %, alors la configuration de l'habitat est moins importante pour le maintien de la diversité des espèces.

Zones urbaines

Le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* suppose un contexte à prédominance rurale. Dans certains de ces bassins hydrographiques, les changements au niveau des écosystèmes n'ont pas été assez importants pour empêcher la réhabilitation de ces réseaux. Toutefois, dans de nombreuses zones urbanisées, les écosystèmes sont passés à un état écologique entièrement nouveau et souvent irréversible. Il sera donc impossible de mettre entièrement en œuvre ces lignes directrices dans les zones urbaines. Par exemple, un milieu construit ne conviendra généralement pas à de nombreux oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat. L'approche la plus efficace en matière de conservation consisterait à définir et à protéger l'habitat au-delà des niveaux minimums avant que l'urbanisation ait lieu. Toutefois, cela n'empêche pas l'augmentation de la couverture des habitats dans les zones urbaines. Les zones humides, forestières, riveraines et de prairie fournissent de nombreux services écologiques vitaux aux humains et à la faune. Même une mise en œuvre partielle des lignes directrices serait bénéfique sur le plan écologique. Il pourrait être beaucoup plus judicieux d'envisager de nouveaux objectifs et niveaux de référence pour les habitats situés en zones urbaines. On pourrait également débattre de la nécessité de compenser ailleurs dans une région la perte de l'habitat due à l'urbanisation dans cette région, ce qui pourrait avoir des répercussions sur les cibles de l'habitat définies à l'extérieur des zones urbaines.

Changements climatiques

Bien qu'il existe de nombreux modèles et de nombreuses prévisions, les données actuelles laissent entendre qu'au cours des 40 prochaines années environ, la température moyenne devrait augmenter de 2,5 à 3 °C et les niveaux annuels des précipitations, eux, devraient augmenter de 10 % (comité d'experts sur les changements climatiques pour l'Ontario, 2009).

Les habitats en Amérique du Nord et les espèces qui en dépendent commencent déjà à subir les effets des changements climatiques. Parmi les effets observés, on compte entre autres le déplacement des aires de répartition de certaines espèces, le coassement précoce de certains amphibiens et le séjour plus long de certains oiseaux des milieux humides dans leurs aires de reproduction (2degreesC 2007; Crick, 2004; Niven *et al.*, 2009; Varrin *et al.* 2009).

Toutefois, pour certains habitats composés de plaines à forêts mixtes, les répercussions nettes sur l'étendue et la composition des habitats ne sont toujours pas claires. Par exemple, certaines espèces des milieux humides qui sont sensibles aux petits changements dans les régimes hydrologiques peuvent être touchées. Il est possible que certaines espèces des milieux humides accroissent leur aire de répartition ou leurs populations en raison de conditions climatiques généralement plus chaudes et plus humides. Les effets des changements climatiques doivent encore être définis et, étant



Figure 4. Guide sur les besoins des habitats en zones urbaines

donné que les modèles de changements climatiques deviennent de plus en plus précis, il sera possible de mieux prévoir ces effets à l'échelle régionale, et ce, pour différents habitats.

Une approche préventive consiste à miser sur la protection et la restauration d'écosystèmes plus

complets et plus intacts qui sauront mieux résister au changement. Pour y arriver, il faut songer à dépasser les quantités minimales de forêts, de milieux humides, de prairies et de zones riveraines nécessaires pour maintenir les populations d'espèces au-dessus des seuils d'extinction.

Qu'en est-il du Bouclier canadien?

L'environnement du Bouclier canadien est très différent des paysages aménagés de l'écozone des plaines à forêts mixtes du sud et de l'est de l'Ontario. Le terrain complexe du Bouclier se caractérise par des affleurements rocheux, des sols relativement minces recouvrant le substrat rocheux précambrien et une abondance de lacs et de milieux humides. Il demeure en grande partie boisé.

Dans ce paysage accidenté, au potentiel agricole relativement faible, la densité de population humaine n'a jamais atteint celle des régions plus au sud. Aujourd'hui, le Bouclier est à de nombreux égards l'opposé de l'écozone des plaines à forêts mixtes; des terres défrichées et des établissements humains forment des parcelles dans la matrice forestière. Dans un tel environnement, l'approche adoptée et présentée dans le document *Quand l'habitat est-il suffisant?*, laquelle est basée sur les données scientifiques relatives aux paysages agricoles aménagés, ne convient guère au Bouclier.

La partie sud du Bouclier est une zone d'intérêt particulier aussi bien pour les planificateurs que pour les écologistes. Le sud de la rivière des Français et du parc Algonquin est une zone de transition distincte bordant l'écozone des plaines à forêts mixtes et les Grands Lacs. Il s'agit d'une zone de plus en plus touchée par les humains et de plus en plus urbanisée, où des maisons secondaires et d'autres aménagements résidentiels et connexes s'ajoutent aux utilisations des terres existantes, en plus des activités comme la foresterie, l'exploitation minière et les loisirs.

Dans cette région, une approche raisonnable pourrait consister à déterminer à quel point le paysage peut être perturbé avant que des effets écologiques importants se produisent. Cela contraste avec l'approche « *Quand* » utilisée dans les paysages aménagés qui prend en compte la couverture terrestre naturelle minimale nécessaire pour conserver la biodiversité. Cette approche différente a été décrite dans le rapport non publié *How Much Disturbance is too Much?: Habitat Conservation Guidance for the Southern Canadian Shield* disponible auprès d'Environnement Canada (Beacon Environmental, 2012).

Le rapport ne fournit pas de lignes directrices précises; il évalue plutôt les données scientifiques disponibles et fournit un examen initial du sujet ainsi qu'une introduction aux principes et concepts généraux. À la base, le rapport *How Much Disturbance is too Much?* insiste sur l'importance de déterminer les « mosaïques d'habitats » locaux et régionaux. Dans ces zones définies, la restriction de la majorité des types d'aménagements devrait être envisagée. Ces zones seraient composées en grande partie de régions boisées et de divers milieux humides (p. ex., marécages, marais, tourbières) parsemés de communautés arborées et arbustives ouvertes. Elles pourraient s'inspirer des terrains dont les caractéristiques de la diversité, de la nature et de la superficie de l'habitat seraient présentes à un niveau relativement élevé. Elles pourraient être désignées à deux niveaux : (1) les mosaïques d'habitats régionaux et (2) les mosaïques d'habitats locaux. Les mosaïques d'habitats régionaux pourraient comprendre des blocs d'habitat désignés comme étant importants à l'échelle régionale (p. ex., au sein d'un écodistrict ou d'une écorégion) et tout probablement de nombreuses terres de la Couronne dans le sud du Bouclier canadien. Les mosaïques d'habitats locaux pourraient comprendre des blocs d'habitat désignés comme étant importants à l'échelle locale (p. ex., dans un comté ou un canton), tout en offrant elles aussi des concentrations d'aires naturelles qui sont largement non perturbées. Les mosaïques locales contiendraient un ou plusieurs grands blocs d'habitat. La planification pourrait être coordonnée avec les autorités locales et régionales afin de déterminer les possibilités qui existent pour faire en sorte que les mosaïques d'habitats locaux et régionaux soient complémentaires ou situées proches les unes des autres, dans la mesure du possible, et que leur emplacement convienne au contexte biophysique et au contexte d'utilisation des terres en question. Ces zones doivent couvrir 50 à 60 % d'une région et être reliées les unes aux autres. Les perturbations au sein de mosaïques doivent être évitées, en particulier les perturbations créées par les routes de quelque nature que ce soit.

Tableau 1. Sommaire des lignes directrices sur les habitats humides, riverains, forestiers et de prairie

Paramètre	Ligne directrice
Lignes directrices sur les habitats humides	
Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques	<p>Éviter les pertes nettes dans les milieux humides et s'appliquer à maintenir et à revitaliser leurs fonctions à l'échelle des bassins et des sous-bassins hydrographiques d'après les conditions de référence historiques.</p> <p>Au moins la plus élevée des valeurs suivantes : a) 10 % de chaque bassin hydrographique majeur et 6 % de chaque sous-bassin, ou b) 40 % de la couverture historique des milieux humides du bassin hydrographique, devraient être protégés et revalorisés.</p>
Emplacement des milieux humides dans le bassin hydrographique	<p>Les milieux humides ont des effets positifs, quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique. Toutefois, il est possible de rétablir des fonctions écologiques particulières en restaurant des milieux humides situés à des endroits névralgiques : la partie amont d'un bassin hydrographique (émergence et recharge des eaux souterraines), les plaines inondables et les zones côtières. Un intérêt particulier devrait être porté à la protection des réseaux de terres humides isolés, autant en milieu rural et qu'en milieu urbain.</p>
Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides	<p>Établir des zones critiques (ZC) autour des milieux humides en s'appuyant sur la connaissance des espèces qui y vivent et leur utilisation des types d'habitat qui s'y trouvent.</p> <p>Protéger les caractéristiques des milieux humides contre les agents stressants en établissant des zones de protection (ZP). Les largeurs recommandées tiendront compte des points sensibles du bassin et des espèces qui en dépendent, ainsi que des conditions du milieu (pentes, sols et drainage), de la structure de la végétation dans la ZP et de la nature des changements dans l'utilisation des terres adjacentes. Les agents stressants doivent être identifiés et atténués par la conception des ZP.</p>
Proximité des milieux humides	<p>Accorder une haute priorité en matière de planification du paysage aux milieux humides très rapprochés les uns des autres ou d'autres entités topographiques naturelles, selon leurs fonctions.</p>
Superficie, forme et diversité des milieux humides	<p>Connaître la gamme complète des types de milieux humides, de zones et d'hydropériodes que le bassin hydrographique a connus par le passé. La présence de marais et de marécages suffisamment vastes pour soutenir des habitats diversifiés est particulièrement importante, tout comme le sont les vastes marécages offrant un minimum d'habitat de lisière et un maximum d'habitats intérieurs afin de subvenir aux besoins des espèces sensibles à la superficie de l'habitat.</p>
Restauration des milieux humides	<p>Revitaliser les marécages et les marais. Restaurer aussi les tourbières minérotrophes dans certaines conditions.</p> <p>Pour assurer une restauration efficace, tenir compte des conditions locales, encourager la prolifération de nouvelle végétation à partir de sources locales et se référer aux emplacements ou aux conditions historiques du milieu humide dans la mesure du possible. Restaurer en priorité la partie amont du bassin hydrographique, les plaines inondables et les zones côtières.</p>

Paramètre	Ligne directrice
Lignes directrices sur les habitats riverains	
Largeur de la végétation naturelle adjacente au cours d'eau	Les cours d'eau devraient être bordés des deux côtés d'une largeur de végétation naturelle de 30 mètres au moins dans les zones riveraines afin de protéger et de soutenir l'habitat aquatique. Un habitat faunique hautement fonctionnel peut nécessiter une largeur totale de végétation riveraine de plus de 30 mètres.
Pourcentage de végétation naturelle en bordure des cours d'eau	Les cours d'eau devraient être bordés de végétation naturelle sur 75 % de leur longueur.
Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé	Moins de 10 % de la superficie totale d'un bassin hydrographique urbanisé devrait être imperméable afin de préserver la densité et la biodiversité des espèces aquatiques. Une importante détérioration de la quantité et de la qualité de l'eau dans les cours d'eau représente fort probablement plus de 10 % de la couverture terrestre imperméable et peut souvent commencer avant que ce seuil soit atteint. Dans les systèmes urbains déjà dégradés, un second seuil peut être atteint autour de 25 à 30 %.
Lignes directrices sur les habitats forestiers	
Pourcentage de couvert forestier	<p>Le couvert forestier devrait représenter au moins 30 % du bassin hydrographique. C'est une approche très risquée permettant d'abriter seulement moins de la moitié de la richesse potentielle des espèces et des systèmes aquatiques à peine viables;</p> <p>Un couvert forestier de 40 % du bassin hydrographique représente une approche moyennement risquée pouvant soutenir plus de la moitié de la richesse potentielle des espèces et des systèmes aquatiques moyennement sains.</p> <p>Un couvert forestier de 50 % ou plus du bassin hydrographique constitue une approche à faible risque pouvant soutenir la plupart des espèces et systèmes aquatiques potentiels.</p>
Taille du plus grand îlot boisé	Un bassin hydrographique ou toute autre unité de territoire devrait avoir au moins un, et de préférence, plusieurs îlots boisés de 200 ha (mesurés comme zone forestière située à plus de 100 mètres d'une lisière).
Forme de la forêt	Les îlots boisés devraient être de forme circulaire ou carrée pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui nichent à l'intérieur des forêts et qui ne tolèrent pas les habitats de lisière.
Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 m de la lisière	Dans un bassin hydrographique, plus de 10 % du couvert forestier devrait être situé à 100 m ou plus de la lisière de la forêt.

Paramètre	Ligne directrice
Proximité d'autres îlots boisés	<p>Les îlots boisés devraient se trouver à moins de deux kilomètres les uns des autres ou d'autres habitats pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui vivent à l'intérieur de la forêt et aux autres espèces fauniques ayant besoin de vastes étendues de forêt.</p> <p>Les zones de grandes forêts, qui représentent une concentration d'îlots boisés petits et grands, devraient être la pierre angulaire des efforts de protection et de valorisation des bassins hydrographiques et des autres unités de territoire.</p>
Paysages fragmentés et rôle des couloirs	<p>La largeur des couloirs variera selon les objectifs du projet et les caractéristiques des nœuds qui seront reliés entre eux. Les couloirs destinés à faciliter les déplacements des espèces devraient avoir une largeur minimale variant entre 50 m et 100 m. Les couloirs devant fournir un habitat de reproduction aux espèces spécialistes devraient être adaptés aux besoins de ces espèces et tenir compte des effets des espaces communs (matrice).</p>
Qualité de la forêt, composition des espèces et structure par âge	<p>Le couvert forestier du bassin hydrographique devrait représenter toute la gamme des types forestiers naturellement présents dans l'écorégion. Cela devrait comprendre des éléments de forêt mature et de forêt ancienne.</p>
Lignes directrices sur les prairies	
Éléments à protéger et restaurer	<p>Revaloriser les habitats de prairies existants et en créer de nouveaux.</p>
Superficie et type d'habitat	<p>Maintenir, restaurer et créer des îlots de prairies indigènes selon leur type et leur étendue historique à l'échelle du comté, de la municipalité ou du bassin hydrographique en tenant compte des conditions locales passées et présentes.</p>
Configuration, diversité et connectivité du paysage	<p>Les îlots de prairies devraient être regroupés, et la couverture terrestre commune devrait être ouverte ou semi-ouverte afin de faciliter les déplacements de la faune.</p>
Taille de l'îlot	<p>Entretien et créer des îlots petits et grands dans les paysages de prairie existants et potentiels, dont la superficie moyenne est de 50 hectares ou plus et qui comprennent au moins un îlot de 100 hectares.</p>
Diversité du paysage	<p>Certains habitats de prairie devraient être situés près des haies, des habitats riverains et humides pour les espèces nécessitant divers types d'habitat à proximité.</p>

2. Lignes directrices sur les habitats

2.1 Lignes directrices sur les habitats humides

Les milieux humides sont définis dans ce document conformément au Système d'évaluation des terres humides de l'Ontario en usage au ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Il s'agit essentiellement de zones dans lesquelles les plantes hydrophytes (adaptées à l'eau) représentent au moins 50 % (par couvert) de la végétation dans une zone donnée, et dans lesquelles l'eau stagnante, lorsqu'elle est présente d'une profondeur de moins de 2 mètres.

Les milieux humides peuvent remplir de précieuses fonctions écologiques et hydrologiques à la fois à l'échelle du site et à l'échelle du bassin hydrographique. Une partie importante de la flore et de la faune du sud de l'Ontario – dont de nombreuses espèces en péril – vivent dans les milieux humides pendant une partie ou la totalité de leur cycle de vie. Les milieux humides sont connus pour être des habitats diversifiés sur le plan biologique, qui tendent à soutenir une plus vaste gamme de flore et de faune que les forêts sèches tempérées ou les prairies, particulièrement en ce qui a trait au nombre d'espèces par zone (Comer *et al.*, 2005; Gibbons *et al.*, 2006; Meyer *et al.*, 2003).

Types de milieux humides

La compréhension de la diversité des différents milieux humides est importante du point de vue de la planification de la conservation et de la restauration en raison de leurs structures végétatives et régimes hydrologiques différents, qui soutiennent chacun un assemblage unique d'espèces et de combinaisons de fonctions écologiques.

Le système de classification des milieux humides pour le sud de l'Ontario, qui est la norme en vigueur depuis les années 1980, divise les milieux humides des plaines à forêts mixtes en quatre types : les tourbières oligotrophes, les tourbières minérotrophes, les marécages et les marais.

Les tourbières oligotrophes sont des milieux humides qui piègent les précipitations, leur principale source d'eau. Elles sont généralement composées de sols organiques acides et contiennent souvent des sphaignes et des arbustes de la famille des éricacées (*Ericaceae*, une famille de plantes que l'on trouve généralement dans des conditions acides et infertiles).

Les tourbières minérotrophes, dont la principale source d'eau est l'eau souterraine, soutiennent une variété d'espèces de plantes, notamment les orchidées, les graminées et les carex. Les marécages sont des milieux humides constitués principalement d'arbres et d'arbustes, et caractérisés régulièrement par des eaux stagnantes, un drainage restreint et, souvent, des sols organiques neutres ou légèrement acides.

Les marais sont des milieux humides qui sont presque toujours inondés et caractérisés par un mélange de végétation aquatique émergente, flottante et submergée, comme les roseaux, les carex, les potamots et les lotus.

Tourbières oligotrophes et tourbières minérotrophes

Les tourbières oligotrophes sont des milieux hautement spécialisés que l'on rencontre rarement dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. Elles tirent la presque totalité de leur eau et leurs éléments nutritifs des précipitations. Il s'agit de milieux acides



Figure 5. Tourbière de Derryville, région de Durham en Ontario, l'une des rares vraies tourbières dans le sud de l'Ontario

© Beacon Environmental

caractérisés par une très faible productivité, et les plantes qui y poussent doivent s'adapter aux faibles niveaux d'éléments nutritifs. Les tourbières minérotrophes tirent la plus grande partie de leur eau et de leurs éléments nutritifs de l'eau souterraine. Elles peuvent être riches ou pauvres en éléments nutritifs : les tourbières minérotrophes riches en éléments nutritifs peuvent abriter une plus grande variété d'espèces, tandis que celles qui sont pauvres en éléments nutritifs partagent de nombreuses caractéristiques avec les tourbières minérotrophes.

Même si elles jouent des rôles essentiels dans l'hydrologie et l'écologie de l'écozone du Bouclier boréal des plaines d'Hudson, les tourbières oligotrophes et les tourbières minérotrophes pauvres en éléments nutritifs

sont relativement rares et uniques dans le Sud. De plus, elles sont moins importantes que les marais et les marécages plus grands, plus étendus et plus variés des plaines à forêts mixtes pour ce qui est de fournir un habitat faunique.

Marécages

Les marécages ont plus de 25 % de couvert boisé ou arbustif; ils constituent une importante caractéristique du paysage naturel en raison de leur grande superficie (ils comprennent près de 90 % de la zone de milieux humides restante dans le sud de l'Ontario). Les marécages contribuent de manière importante au couvert forestier, à l'hydrologie et à la santé aquatique des bassins hydrographiques. Ils contribuent également de manière disproportionnée à la biodiversité en raison de la diversité des types de couverts qu'ils offrent. Ils offrent notamment des zones d'hivernage pour les mammifères, des sources pour de nombreux cours d'eau froide, un habitat pour les espèces forestières ou les espèces sensibles à la superficie de l'habitat, et un habitat pour bon nombre d'espèces sauvages, notamment plusieurs espèces en péril, souvent simultanément.

La diversité des marécages va au-delà de leur



Figure 6. Marécage inondé de Minesing

© Graham Bryan

étendue et des types de couverts, et comprend un élément temporel essentiel au cycle de vie de bon nombre d'espèces sauvages. Les communautés végétales d'un grand nombre de marécages sont dynamiques et fournissent une variété de caractéristiques de l'habitat saisonnier, dont un sous-étage dominé par les espèces des milieux humides au début de la saison de croissance ainsi que des plantes adaptées à des conditions plus sèches qui jouent un plus grand rôle plus tard dans l'année. En outre, les inondations printanières créent des étangs éphémères qui sont utilisés aux fins de reproduction par les grenouilles, les crapauds et les salamandres. Ces mêmes bassins sont également des aires de reproduction importantes pour les invertébrés, comme certains phryganes et moucheron qui, à leur tour, constituent une nourriture importante pour les chauves-souris et de nombreuses espèces d'oiseaux.

Sur le plan hydrologique, les marécages déterminent les caractéristiques et la santé des cours d'eau d'ordre inférieur; ils modèrent l'hydrologie des cours d'eau et aident à maintenir la qualité de l'eau. Cela a une incidence sur l'habitat faunique en aval jusqu'aux eaux réceptrices des milieux humides côtiers riches en espèces sauvages.

Marais

Les marais sont habituellement associés aux mots « milieux humides »; toutefois, ils ne représentent qu'environ 10 % de la superficie des milieux humides dans le sud de l'Ontario, et environ 5 % de tous les milieux humides de la province (Riley, 1988). Les grands marais sont rares aujourd'hui comparativement aux conditions passées et, par conséquent, la répartition des espèces qui ont besoin de cet habitat est restreinte. Plusieurs espèces de

poissons et d'autres espèces sauvages sont entièrement tributaires des marais, et la plupart d'entre elles sont d'importance provinciale ou fédérale. Voici quelques exemples d'espèces des marais : lépisosté tacheté, meunier tacheté, fondule barré, ouaouaron, Grèbe à bec bigarré, Grèbe jougris, Petit Blongios, Érismature rousse, Râle élégant, Râle de Virginie, Marouette de Caroline, Gallinule poule d'eau, Foulque d'Amérique, Mouette pygmée, Sterne de Forster, Guifette noire, Troglodyte des marais et rat musqué.

Le rôle écologique notable des marais est illustré par Jude et Pappas (1992), qui ont recensé 113 espèces de poissons dans les Grands Lacs, dont 41,6 % vivaient dans les marais côtiers et 31 % les utilisaient comme lieux d'alevinage ou d'alimentation. Dans les marais du lac Ontario, 63,9 % des espèces recensées dans les marais les utilisaient comme lieux de frai et 86 % les utilisaient comme lieux d'alevinage. On n'insistera jamais trop sur l'importance des marais pour les poissons des Grands Lacs et les plans d'eau intérieurs. Environ 90 % de la biomasse de poissons dans le lac Érié est



Figure 7. Long Point – Marais côtier des Grands Lacs
© Environnement Canada

constituée de poissons fourrages (également appelés les proies ou les poissons-appâts), et dont la plupart sont issus des milieux humides (Keast *et al.*, 1978; Stephenson, 1990). De même, les marais sont essentiels à la nidification et aux haltes migratoires de la sauvagine.

À l'instar des marécages, les marais intérieurs contribuent à façonner l'hydrologie des cours d'eau et la santé des écosystèmes aquatiques. Ils jouent notamment un rôle important dans l'amélioration et le maintien de la qualité de l'eau, ce qui entraîne le maintien de l'habitat faunique en aval. La végétation des marais stabilise également les rives et réduit le risque d'érosion en protégeant et en stabilisant l'habitat *in situ* et adjacent, ainsi qu'en limitant la sédimentation sur des plans d'eau (Sheldon *et*

al., 2005). Les marais sont également la composante fondamentale de la restauration des milieux humides; l'établissement d'un marais est souvent l'étape initiale du processus d'établissement à long terme de marécages et de diverses communautés de milieux humides plus complexes.

La série suivante de lignes directrices sur les habitats humides concerne la quantité de milieux humides et l'emplacement des milieux humides dans un bassin hydrographique, la quantité de végétation adjacente aux milieux humides, la représentation de la superficie et du type des milieux humides ainsi que la restauration des milieux humides, comme il est présenté au tableau 2.

Les marais de prés humides, un type de terre humide spécialisée

Les prés humides offrent un habitat pour une grande diversité de plantes et d'animaux sauvages dans le sud de l'Ontario. Le Bruant de Henslow et le Râle jaune sont parmi les rares espèces connues habitant les prés humides. Les prés humides sont des habitats sujets à des inondations temporaires; ils sont dominés par des plantes herbacées typiques des sols humides et peuvent être facilement confondus avec des habitats des hautes terres s'ils sont observés en période de sécheresse. Ces types de milieux humides se trouvent principalement le long des rives de grands lacs et de grandes rivières où l'invasion par des espèces ligneuses est également évitée grâce à l'affouillement glaciaire et aux vagues.

Tableau 2. Sommaire des lignes directrices sur les habitats humides

Paramètre	Ligne directrice
Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques	<p>Éviter les pertes nettes dans les milieux humides et s'appliquer à maintenir et à revitaliser leurs fonctions à l'échelle des bassins et des sous-bassins hydrographiques d'après les conditions de référence historiques.</p> <p>Au moins la plus élevée des valeurs suivantes : a) 10 % de chaque bassin hydrographique majeur et 6 % de chaque sous-bassin, ou b) 40 % de la couverture historique des milieux humides du bassin hydrographique, devraient être protégés et revalorisés.</p>
Emplacement des milieux humides dans le bassin hydrographique	<p>Les milieux humides ont des effets positifs, quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique. Toutefois, il est possible de rétablir des fonctions écologiques particulières en restaurant des milieux humides situés à des endroits névralgiques : la partie amont d'un bassin hydrographique (émergence et recharge des eaux souterraines), les plaines inondables et les zones côtières. Un intérêt particulier devrait être porté à la protection des réseaux de terres humides isolés, autant en milieu rural et qu'en milieu urbain.</p>
Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides	<p>Établir des zones critiques (ZC) autour des milieux humides en s'appuyant sur la connaissance des espèces qui y vivent et leur utilisation des types d'habitat qui s'y trouvent.</p> <p>Protéger les caractéristiques des milieux humides contre les agents stressants en établissant des zones de protection (ZP). Les largeurs recommandées tiendront compte des points sensibles du bassin et des espèces qui en dépendent, ainsi que des conditions du milieu (pentes, sols et drainage), de la structure de la végétation dans la ZP et de la nature des changements dans l'utilisation des terres adjacentes. Les agents stressants doivent être identifiés et atténués par la conception des ZP.</p>
Proximité des milieux humides	<p>Accorder une haute priorité en matière de planification du paysage aux milieux humides très rapprochés les uns des autres ou d'autres entités topographiques naturelles, selon leurs fonctions.</p>
Superficie, forme et diversité des milieux humides	<p>Connaître la gamme complète des types de milieux humides, de zones et d'hydropériodes que le bassin hydrographique a connus par le passé. La présence de marais et de marécages suffisamment vastes pour soutenir des habitats diversifiés est particulièrement importante, tout comme le sont les vastes marécages offrant un minimum d'habitat de lisière et un maximum d'habitats intérieurs afin de subvenir aux besoins des espèces sensibles à la superficie de l'habitat.</p>
Restauration des milieux humides	<p>Revitaliser les marécages et les marais. Restaurer aussi les tourbières minérotrophes dans certaines conditions.</p> <p>Pour assurer une restauration efficace, tenir compte des conditions locales, encourager la prolifération de nouvelle végétation à partir de sources locales et se référer aux emplacements ou aux conditions historiques du milieu humide dans la mesure du possible. Restaurer en priorité la partie amont du bassin hydrographique, les plaines inondables et les zones côtières.</p>

2.1.1 Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques

> Ligne directrice

Éviter les pertes nettes dans les milieux humides et s'appliquer à maintenir et à revitaliser leurs fonctions à l'échelle des bassins et des sous-bassins hydrographiques d'après les conditions de référence historiques.

Au moins la plus élevée des valeurs suivantes : a) 10 % de chaque bassin hydrographique majeur et 6 % de chaque sous-bassin, ou b) 40 % de la couverture historique des milieux humides du bassin hydrographique, devraient être protégés et revalorisés.

> Justification

Tous les bassins hydrographiques du sud de l'Ontario ont actuellement moins de couverture de milieux humides qu'ils n'en avaient avant la colonisation intensive des Européens (env. 1800), de nombreuses régions ayant perdu plus de 70 % de leurs milieux humides (Canards Illimités Canada, 2010; Snell, 1987). La ligne directrice traite des fonctions écologiques génériques minimales de base et ne tient pas compte de la perte globale des écosystèmes uniques des milieux humides qui dominaient certaines parties du sud de l'Ontario. Tout investissement dans la restauration des milieux humides au-delà de la ligne directrice minimale, dans le but d'atteindre les données historiques de référence sur les milieux humides, aura pour effet d'optimiser les fonctions des milieux humides et de bonifier les biens et services écologiques. Le maintien de la couverture de milieux humides dans l'ensemble d'un bassin hydrographique offre de nombreux avantages hydrologiques et écologiques. L'étendue de ces avantages varie selon divers facteurs biophysiques, y compris les formes de reliefs prédominants et les sols, les emplacements des milieux humides, les types de milieux humides et les utilisations prédominantes des terres

(Flanagan et Richardson, 2010; Keddy, 2010; Zedler, 2003).

Par le passé, l'ensemble de la couverture de milieux humides dans le bassin des Grands Lacs dépassait les 10 % (Detenbeck *et al.*, 1999), mais il y avait une variabilité importante au sein des bassins hydrographiques et des régions. Par exemple, de récentes études menées sur trois bassins hydrographiques dans le bassin hydrographique du lac Simcoe (p. ex., Whites Creek, rivière Maskinonge et Innisfil Creek) ont donné lieu à des estimations de la couverture de milieux humides se chiffrant respectivement à 68 %, 52 % et 59 % (A. Norman, MRNO, London, comm. pers., 2011), tandis que les analyses effectuées par Canards Illimités Canada (2010) indiquent que la couverture de milieux humides avant la colonisation dans certains comtés, dont Peel, n'était que de 7,6 % et pouvait atteindre 83,4 % dans d'autres, comme le comté d'Essex.

Les données historiques de référence peuvent aider à déterminer un niveau approprié de couverture de milieux humides à l'échelle du bassin hydrographique ou de la région (p. ex., Bedford, 1999; Puric-Mladenovic et Strobl, 2006). Une cartographie historique plus

récente (d'environ 1930 à 1980) peut également aider à cibler les anciennes zones de milieux humides pouvant faire l'objet d'une restauration.

L'un des véritables défis pour maintenir les fonctions écologiques et hydrologiques clés consiste en l'estimation du seuil critique pour la couverture de milieux humides dans un bassin hydrographique (ou une région). Comme il fallait s'y attendre, les données scientifiques à cet égard montrent une variation entre les bassins hydrographiques et mettent l'accent sur la protection des fonctions hydrologiques. Dans l'État du Wisconsin, Hey et Wickencamp (1996) ont examiné neuf bassins hydrographiques et ont découvert que l'augmentation de la superficie de milieux humides dans un bassin hydrographique entraînait une réduction de l'apport d'eau en aval, une diminution des inondations, une augmentation des débits de base et une réduction de la fréquence des inondations. Toutefois, ces phénomènes se sont atténués très rapidement lorsque la couverture de milieux humides dépassait 10 %. Zedler (2003) a déterminé que la réduction des crues, l'amélioration de la qualité de l'eau et le soutien de la biodiversité diminuaient de façon importante lorsqu'environ 60 % des zones de milieux humides historiques du Haut-Midwest étaient drainées, ce qui laisse supposer que la conservation d'environ 40 % de la couverture de milieux humides de cette zone permettrait de continuer de soutenir ces fonctions clés. Une étude réalisée par l'Université du Minnesota (Johnston *et al.*, 1990) a révélé que les bassins hydrographiques du sud des États-Unis ayant une couverture de milieux humides de moins de 10 % étaient plus sensibles aux pertes graduelles de ces fonctions que les bassins hydrographiques possédant plus de milieux humides. Cette condition a été jugée particulièrement vraie pour la lutte contre les

inondations et les charges de solides en suspension.

Ces études confirment l'importance de prendre en compte les différences de couverture des milieux humides historiques propres à un bassin hydrographique, renseignements qui sont facilement mis à la disposition des autorités du sud de l'Ontario, tant dans les rapports anciens que les rapports mis à jour (p. ex., Canards Illimités Canada, 2010; Snell, 1987). Dans le cadre de l'application de cette ligne directrice, la couverture actuelle des milieux humides, la topographie, les sols et l'étendue des surfaces imperméables dans un bassin hydrographique précis doivent également être pris en compte. En l'absence de tels renseignements, la ligne directrice qui préconise 10 % de couverture dans le bassin hydrographique et 6 % de couverture à l'échelle du sous-bassin hydrographique peut être utilisée pour s'assurer d'un niveau minimal de répartition des milieux humides dans l'ensemble du bassin hydrographique.

Même si le maintien des fonctions des milieux humides est aussi important, voire plus important, que le maintien de la superficie des milieux humides, compte tenu de la nature limitée de notre compréhension actuelle de leurs fonctions, notamment à l'échelle d'un bassin hydrographique, les milieux humides constituent une mesure de substitution utile.

Dans un grand nombre de bassins hydrographiques du sud de l'Ontario, en particulier dans les bassins hydrographiques urbanisés, il est impossible de revenir aux niveaux historiques ou aux niveaux d'avant l'urbanisation pour ce qui est de la couverture de milieux humides ou de leurs fonctions, étant donné le degré et la nature de l'altération qui a déjà eu lieu. Néanmoins, compte tenu de

l'étendue connue des pertes de milieux humides dans cette partie de la province et des fonctions écologiques et hydrologiques essentielles fournies par ces habitats, une approche « sans aucune perte nette » jumelée à un engagement visant à atteindre au moins 40 % du niveau historique de couverture, là où il n'est pas déjà atteint, est recommandée pour obtenir des avantages tangibles à la fois pour les

collectivités et les espèces sauvages. La ligne directrice peut être atteinte, par ordre de priorité, moyennant 1) la protection des milieux humides existants; 2) l'amélioration des milieux humides existants; 3) la restauration des milieux humides dans les emplacements historiques et 4) la création de milieux humides dans les zones appropriées.

2.1.2 Emplacement des milieux humides

> Ligne directrice

Les milieux humides ont des effets positifs, quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique. Toutefois, il est possible de rétablir des fonctions écologiques particulières en restaurant des milieux humides situés à des endroits névralgiques : la partie amont d'un bassin hydrographique (émergence et recharge des eaux souterraines), les plaines inondables et les zones côtières. Un intérêt particulier devrait être porté à la protection des réseaux de terres humides isolées en milieu rural et urbain.

> Justification

Quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique, les milieux humides présentent des avantages écologiques et hydrologiques, mais on remarque de plus en plus qu'ils remplissent différentes fonctions selon leur emplacement dans le bassin hydrographique, et selon le bassin lui-même. On a établi un lien entre la mesure dans laquelle les milieux humides peuvent offrir des avantages relatifs à la qualité de l'eau et les caractéristiques biophysiques du bassin hydrologique (Norton et Fisher, 2000) ainsi que le contexte d'utilisation des terres (Mitsch et Gosselink, 2000; Zedler, 2003).

Les analyses basées sur des modèles indiquent que la quantité et la qualité de l'eau peuvent bénéficier de la protection des milieux humides dans l'ensemble du bassin hydrographique :

ainsi, les milieux humides de petite taille (c.-à-d. de 0,2 hectare) situées en amont contribuent à l'enlèvement des sédiments; les milieux humides de portée et taille moyennes (p. ex., 10 hectares) retiennent des quantités importantes de phosphore, et les milieux humides inondables de grande taille (p. ex., 250 hectares) absorbent et limitent efficacement les flux hydrologiques à long terme (Cohen et Brown, 2007). Les études plus anciennes montrent également que les milieux humides peuvent remplir différentes fonctions selon les niveaux de débit. Par exemple, Johnston *et al.* (1990) ont remarqué dans leur étude réalisée à l'échelle d'un bassin hydrographique dans le Minnesota que les milieux humides adjacents aux cours d'eau étaient plus efficaces pour limiter la quantité de solides en suspension, de phosphore total et d'ammoniac en période de débit élevé, et plus efficaces pour enlever les nitrates en période de faible débit. Ces résultats

viennent confirmer le besoin de milieux humides de différentes tailles, situés à divers endroits dans le bassin hydrographique, si ce n'est que pour offrir une gamme plus complète d'avantages quant à la qualité de l'eau.

Dans la partie amont des bassins hydrographiques, les milieux humides peuvent remplir des fonctions essentielles. Dans les marais, ces fonctions incluent la protection de la qualité des eaux qui réapprovisionnent la nappe souterraine ou qui émergent de celle-ci, l'introduction de feuilles et de débris ligneux essentiels à la diversité des poissons et des macro-invertébrés en aval (Gurnell *et al.*, 1995; cités dans Detenbeck *et al.*, 1999) ainsi que la réduction du réchauffement des cours d'eau à la source. Une eau de bonne qualité dans la partie amont des bassins hydrographiques est vraisemblablement bénéfique pour les milieux humides côtiers situés en aval (Crosbie et Chow-Fraser, 1999). Janisch *et al.* (2011) décrivent dans quelle mesure les milieux humides en amont agissent favorablement sur les processus de surface en amont, notamment en améliorant la résilience des cours d'eau à la suite de perturbations.

Dans la partie aval des bassins hydrographiques, les habitats palustres et riverains sont importants en ce sens qu'ils réduisent les débits de pointe et les rendent asynchrones, qu'ils améliorent la qualité de l'eau et qu'ils fournissent un habitat aux invertébrés aquatiques, aux poissons et à d'autres espèces sauvages. Richardson *et al.* (2011) ont pu démontrer, dans le cadre d'un projet de restauration en plusieurs phases d'un cours d'eau et de milieux humides riverains dans la partie inférieure d'un bassin hydrographique de la Caroline du Nord, que les milieux humides des parties inférieures associées aux zones riveraines peuvent

également offrir des avantages importants. Ils ont enregistré une réduction des courants pulsés d'eau en aval, des éléments nutritifs, des bactéries coliformes et de l'érosion; une atténuation importante de l'azote et du phosphore et une augmentation de l'abondance et de la diversité des plantes palustres dans une plaine inondable.

Dans les zones côtières, comme les Grands Lacs, les marais sont des éléments cruciaux de l'habitat des poissons. Les habitats humides dans les lacs ont tendance à favoriser une augmentation de la biomasse de poissons par rapport aux parties ouvertes du lac, et sont importants pour la production de poissons et la diversité des espèces (Petzold, 1996; Trebitz *et al.*, 2009). Petzold (1996) a découvert qu'environ 60 % de la biomasse de poissons du lac Supérieur était associée aux milieux humides et a conclu que ces habitats sont essentiels aux activités de pêche sur l'ensemble du lac. Cette hypothèse est appuyée par les observations selon lesquelles les changements dans la quantité et le type de milieux humides à Long Point ont eu des répercussions sur les assemblages de poissons peuplant l'ensemble du lac Érié (T. Whillans, Université Trent, Peterborough, comm. pers., 2011).

Les études récentes indiquent que les milieux humides géographiquement isolés offrent également des services en matière de qualité de l'eau et de régularisation du débit de l'eau, en plus d'assurer le maintien de la biodiversité des amphibiens et des reptiles (Comer *et al.*, 2005). Une étude réalisée par Russell *et al.* (2002) dans les forêts de jeunes pousses gérées dans la plaine côtière de la Caroline du Sud a révélé que les milieux humides isolés étaient des foyers de diversité et d'abondance d'amphibiens et de reptiles et qu'ils contribuaient davantage à la

biodiversité régionale que ce à quoi l'on pourrait s'attendre, compte tenu de leur taille et leur hydrologie éphémère. McKinney et Charpentier (2009) ont découvert que les milieux humides géographiquement isolés contribuent à la retenue des eaux pluviales, à la prévention des inondations et au maintien de la qualité de l'eau.

Les milieux humides peuvent également s'avérer bénéfiques par rapport à des objectifs ou des enjeux qui se posent à l'échelle d'un bassin hydrographique ou d'un site précis. Les milieux humides situés dans des zones urbaines

ou agricoles améliorent la qualité de l'eau en retenant les éléments nutritifs et les sédiments et en gérant les eaux pluviales (Flanagan et Richardson, 2010; McKinney et Charpentier, 2009). Flanagan et Richardson (2010) ont remarqué que les anciens milieux humides utilisés maintenant à des fins agricoles étaient à l'origine des niveaux plus élevés de phosphore dans les plans d'eau avoisinants, d'où leur recommandation de restaurer au moins certaines de ces zones en milieux humides pour remédier à ce problème. Certains de ces avantages plus localisés sont abordés dans la section suivante.

2.1.3 Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides

> Ligne directrice

Établir des zones critiques (ZC) autour des milieux humides en s'appuyant sur la connaissance des espèces qui y vivent et leur utilisation des types d'habitat qui s'y trouvent.

Protéger les caractéristiques des milieux humides contre les agents stressants en établissant des zones de protection. Les largeurs recommandées tiendront compte des points sensibles du bassin et des espèces qui en dépendent, ainsi que des conditions du milieu (pentes, sols et drainage), de la structure de la végétation dans la zone de protection et de la nature des changements dans l'utilisation des terres adjacentes. Les agents stressants doivent être identifiés et atténués par la conception des zones de protection.

> Justification

L'habitat naturel adjacent aux milieux humides peut revêtir une importance particulière pour le maintien des fonctions et des caractéristiques des milieux humides, surtout pour la faune dépendante des milieux humides qui a besoin de ces zones naturelles adjacentes pour certaines parties de leur cycle de vie. Dans les cas où ces zones font partie intégrante de l'écosystème des milieux humides, en remplissant une variété de fonctions de l'habitat pour la faune des milieux humides s'étendant

au-delà de la limite des milieux humides, ces terres peuvent être désignées comme des zones critiques.

Outre les fonctions de l'habitat, les zones naturelles et semi-naturelles adjacentes peuvent également servir de « tampons » en protégeant les milieux humides (et leurs zones critiques connexes) des agents stressants externes. Ces agents stressants sont habituellement associés aux changements d'origine humaine dans

l'utilisation des terres et comprennent la sédimentation, les contaminants, le bruit, la lumière, les perturbations physiques (p. ex., le piétinement ou le déchargement de déchets) ainsi que l'introduction et la propagation des espèces envahissantes. Ces zones adjacentes qui remplissent principalement une fonction de

protection sont appelées des zones de protection.

Pour déterminer la quantité adéquate de zone naturelle adjacente à un milieu humide, il faut prendre en compte la zone critique et la zone de protection de manière indépendante, et il ne faut pas confondre les fonctions de chacune.

Définition des zones critiques et des zones de protection

L'expression « zone critique » désigne des terres autres que des milieux humides qui remplissent des fonctions ou possèdent des caractéristiques biophysiques reliées directement au milieu humide considéré. Il peut s'agir d'une prairie de haute terre où nichent des oiseaux aquatiques (qui utilisent le milieu humide pour élever leurs petits), d'un habitat de nidification des tortues qui vivent dans le milieu humide, d'une aire d'alimentation des grenouilles léopard et des libellules ou encore d'un habitat de nidification des oiseaux qui vivent

souvent à la limite de l'écozone humide

sèche (p. ex. la Paruline jaune). La

zone d'alimentation de la nappe

souterraine qui revêt une

importance pour le milieu

humide adjacent peut

également être considérée

comme une zone critique.

Pour ainsi dire, la zone

critique constitue le

prolongement

fonctionnel du milieu

humide dans le haute

terre. Il ne s'agit pas

d'une zone tampon pour

le milieu humide. Se

reporter à la figure 8,

Zone critique et zone de

protection.

Une fois désignée, la zone

critique (ainsi que le milieu humide)

doit être protégée contre les effets

nocifs qui proviennent de sources

externes par une zone de protection.

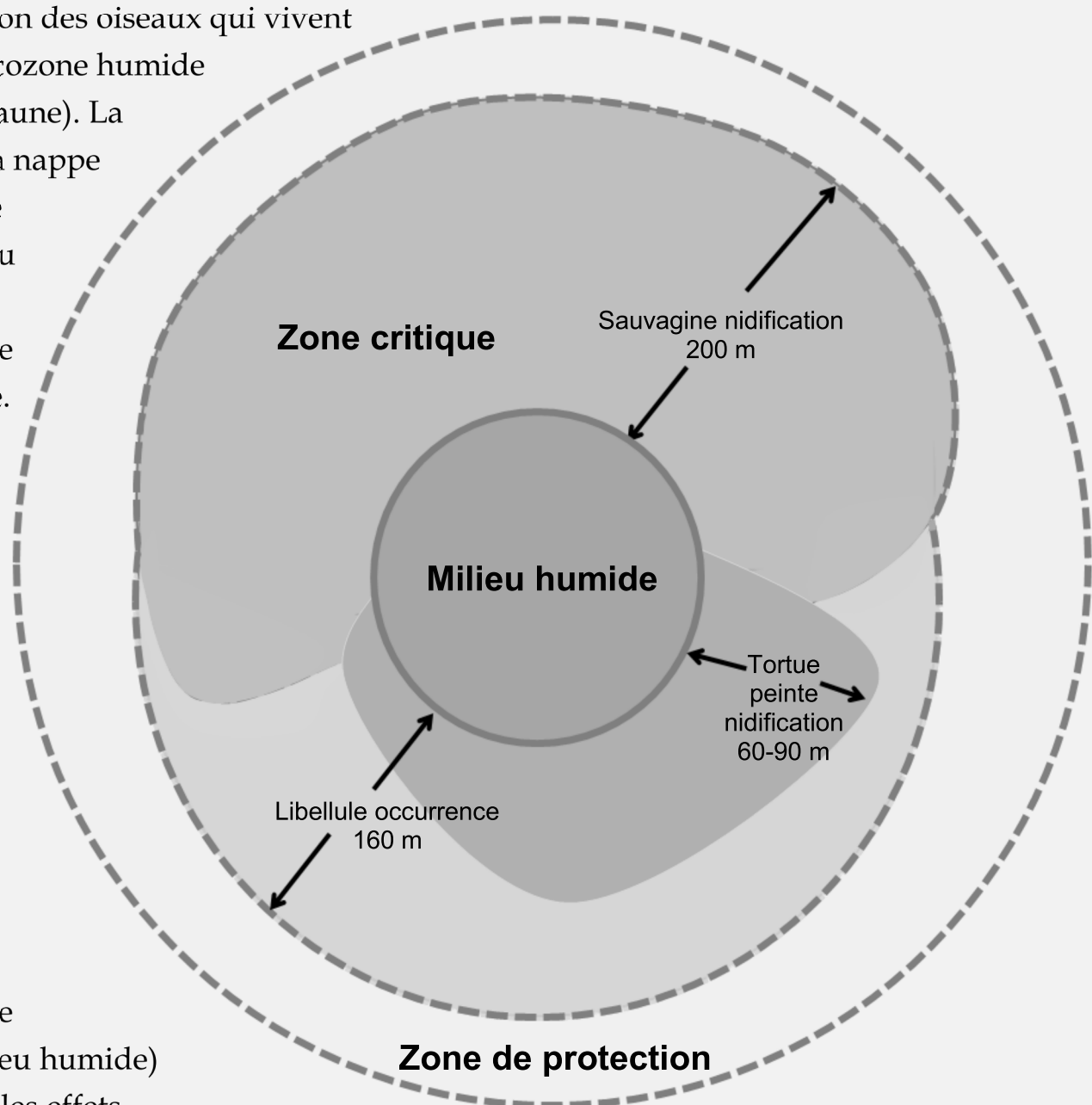


Figure 8. Zone critique et zone de protection

La fonction principale de la zone de protection consiste à protéger le milieu humide et ses fonctions connexes contre les agents stressants qui résultent des activités ou des changements survenus dans les terres non comprises dans le milieu humide. La zone de protection agit comme une zone tampon en réaction aux agents stressants sur la qualité de l'eau du milieu humide, la quantité d'eau (y compris le moment et le degré de changement des niveaux d'eau), les fonctions des habitats ou toutes les trois. Les zones de protection s'apparentent à des bandes filtrantes; il s'agit habituellement de zones de végétation destinées à intercepter l'écoulement des eaux pluviales ainsi qu'à atténuer et à transformer les éléments nutritifs connexes ou d'autres contaminants. Elles offrent également une séparation physique par rapport à un ou à plusieurs agents stressants, comme les bruits ou les perturbations visuelles. Elles protègent également des intrusions humaines directes dans le milieu humide. Ces fonctions sont bien établies dans les études (p. ex. Kennedy et al., 2003; Lowrance et al., 2002; Passeport et al., 2010; Sheldon et al., 2005; Thompson et al., 2004; Woodard et Rock, 1995). Selon la nature des agents stressants et la sensibilité du milieu humide, d'autres types de zones de protection comme des clôtures peuvent être efficaces. Fondamentalement, la zone de protection vise à réduire les répercussions sur les fonctions des milieux humides qui proviennent des hautes terres.

La largeur totale de la combinaison de zone critique et de zone de protection peut varier de quelques mètres à des centaines de mètres. Les objectifs de gestion, les caractéristiques du milieu humide, les interactions écologiques avec les zones des hautes terres, de même que la source, l'ampleur et la fréquence des agents stressants potentiels et des solutions d'ingénierie, sont tous des facteurs à retenir lors de la conception de zones critiques et de zones de protection efficaces.

Pour déterminer la zone critique, il faut bien comprendre le contexte biophysique local, le régime hydrologique et les espèces associées au milieu humide, ainsi que la nature et l'étendue de leurs exigences en matière d'habitat non humide (p. ex., Guerry et Hunter, 2002; Pope et al., 2000). Il existe de plus en plus de lignes

directrices sur les exigences en matière d'habitat non humide pour la faune, et certains de ces renseignements actuels sont résumés dans le tableau 3.

Dans le cas des espèces sauvages, la variabilité au sein des aires de répartition des zones critiques est importante en raison de la variabilité interspécifique et intraspécifique relative aux distances parcourues à des fins d'alimentation et d'hivernage, ainsi que de la variabilité entre les aires de reproduction (p. ex., Nichols *et al.*, 2008). Avec le temps, plus de données seront disponibles étant donné que des recherches plus approfondies (p. ex., études de radiotélémétrie continue) permettront de mieux comprendre les différentes exigences en matière d'habitat de l'espèce.

Un mot sur les zones tampons et les terres adjacentes

Le terme « zone tampon » est couramment utilisé pour désigner les terres adjacentes aux milieux humides et aux cours d'eau. Dans le document *Quand l'habitat est-il suffisant?*, le terme « terres adjacentes » est couramment utilisé et doit être interprété littéralement comme les terres immédiatement adjacentes à un milieu humide. En effet, les terres adjacentes peuvent remplir des fonctions de zones tampons, des fonctions d'habitat importantes non liées aux zones tampons, ou les deux.

Ces distinctions sont importantes. Par exemple, une zone qui sert de zone critique pour une espèce peut également servir de zone de protection tampon pour une autre espèce ou de milieu humide, ou encore, de zone tampon pour un cours d'eau.

Dans la planification de l'utilisation des terres en Ontario, le terme « terres adjacentes » renvoie précisément aux « terres contiguës à une caractéristique précise du patrimoine naturel ou à une zone dans laquelle il est probable que l'aménagement ou la modification pourrait avoir une incidence négative sur la caractéristique ou la zone » (MMAH, 2005). Elles sont habituellement définies en fonction d'une distance fixe (p. ex. entre 50 et 120 m) par rapport à la limite de la caractéristique naturelle.

Tableau 3. Données choisies sur les zones aux fonctions critiques pour les milieux humides

Espèces	Distance de l'eau (zone critique)	Référence	Notes
<i>Reptiles</i>			
Tortue peinte du centre	Maximum de 600 m, moyenne de 60 m; de 1 à 164 m; moyenne de 90 m, de 1 à 621 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Trois études examinées
	De 1 à 620 m, moyenne de 90 m pour la nidification	Christens et Bider, 1987	
Tortue ponctuée	85 m pour la nidification, 54 m pour l'hibernation	Joyal <i>et al.</i> , 2001	Distances moyennes plus écart type
	De 75 à 312 m pour la nidification; jusqu'à 412 m pour l'hibernation	Milam et Melvin, 2001	
	Maximum de 150 m; de 3 à 265 m; de 60 à 250 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Trois études examinées
Tortue mouchetée	380 m pour la nidification, 18 m pour l'exposition au soleil et 114 m pour l'hibernation	Joyal <i>et al.</i> , 2001	Distances moyennes plus écart type
	Moyenne de 815 m, de 650 à 900 m; moyenne de 135 m, de 2 à 1 115 m; moyenne de 168 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Trois études examinées

Espèces	Distance de l'eau (zone critique)	Référence	Notes
Tortue-molle à épines	Moyenne de 3 m; de 2 à 3 m; moyenne de 0,3 m; moyenne de 5 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Examen des quatre études; dont les deux dernières portent sur des tortues particulières
Chélyd্রে serpentine	Moyenne de 94 m; de 38 à 141 m; moyenne de 37 m, de 1 à 183 m; moyenne de 25 m, maximum de 100 m; moyenne de 27 m, de 1 à 89 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Quatre études examinées
Tortue des bois	Moyenne de 27 m, de 0 à 500 m; maximum de 600 m; moyenne de 60 m, maximum de 200 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Quatre études examinées
Tortue géographique	Moyenne de 2 m, de 2 à 3 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Une étude examinée
Tortue musquée de l'Est	Moyenne de 7 m; de 3 à 11 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Une étude examinée
Couleuvre d'eau	Aucune zone adjacente recommandée	Attum <i>et al.</i> , 2007	Espèce assez sédentaire qui n'a généralement pas besoin d'un habitat de haute terre
	Maximum de 6 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Une étude examinée
Grenouilles			
Rainette faux-grillon de l'Ouest	Maximum de 213 m, moyenne de 75 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Une étude examinée
Grenouille des bois	Les déplacements après la reproduction vont de 102 m à 340 m, médian 169 m	Baldwin <i>et al.</i> , 2006a	La conservation des habitats reliés en réseau est recommandée
	30 m sont insuffisants pour soutenir des populations viables	Harper <i>et al.</i> , 2008	Non testé au-delà de 30 m
	De 11 à 35 m, atténuée en partie l'incidence de l'exploitation forestière	Perkins et Hunter, 2006	Étude menée dans un paysage boisé où la zone non protégée par un tampon est exploitée
	40 % hivernaient à plus de 100 m de l'étang de reproduction	Regosin <i>et al.</i> , 2003	Le maintien d'un habitat naturel terrestre convenable au-delà de 100 m est recommandé
Grenouille verte	Moyenne de 36 ± 25 m pour le ravitaillement	Lamoureux <i>et al.</i> , 2002	

Espèces	Distance de l'eau (zone critique)	Référence	Notes
	Moyenne de 137 m, maximum de 457 m; moyenne de 121 m, maximum de 360 m; moyenne de 485 m, de 321 à 570 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Trois études examinées
Ouaouaron	Moyenne de 406 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Une étude examinée
<i>Salamandres</i>			
Salamandre maculée	Moyenne maximale de 106 m	Veysey <i>et al.</i> , 2009	Les salamandres utilisaient dans une certaine mesure des zones de coupes à blanc.
	30 m sont insuffisants pour soutenir des populations viables	Harper <i>et al.</i> , 2008	Non testé au-delà de 30 m
	60 % des salamandres hibernaient à plus de 100 m de l'étang de reproduction	Regosin <i>et al.</i> , 2003	Le maintien d'un habitat naturel terrestre convenable au-delà de 100 m est recommandé
	Moyenne de 67 m, de 26 à 108 m; moyenne de 103 m, de 15 à 200 m; moyenne de 64 m, de 0 à 125 m; moyenne de 150 m, de 6 à 220 m; moyenne de 192 m, de 157 à 249 m, moyenne de 118 m, de 15 à 210 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Six études examinées
	De 3 à 219 m, moyenne de 112,8 m pour l'hibernation	Faccio, 2003	La « zone de remontée » recommandée pour couvrir 95 % de la population était de 175 m
Salamandre (<i>Ambystoma</i>)	Moyenne de 125 m pour les adultes, 70 m pour les petits	Semlitsch, 1998	La « zone de remontée » recommandée pour couvrir 90 % de la population était de 164 m
Salamandre de Jefferson	De 3 à 219 m, moyenne de 112,8 m pour l'hibernation	Faccio, 2003	La « zone de remontée » recommandée pour couvrir 95 % de la population était de 175 m
	Moyenne de 39 m, de 22 à 108 m; moyenne de 92 m, de 15 à 231 m; moyenne de 252 m, de 20 à 625 m : moyenne de 250 m	Semlitsch et Bodie, 2003	Quatre études examinées

Espèces	Distance de l'eau (zone critique)	Référence	Notes
Salamandre à points bleus	52 % des salamandres hivernaient à plus de 100 m de l'étang de reproduction	Regosin <i>et al.</i> , 2003	Le maintien d'un habitat naturel terrestre convenable au-delà de 100 m est recommandé
Triton vert	Pas de distance indiquée	Roe et Grayson, 2008	Les tritons circulent sur une vaste étendue et sont actifs dans l'habitat terrestre
	Pas de distance indiquée	Rinehart <i>et al.</i> , 2009	La proximité d'une couverture terrestre développée excluait essentiellement la présence de tritons
Sauvagine nicheuse			
Espèces diverses en Ontario	De 0 à plus de 400 m; 90 % se situaient à moins de 200 m. Environ 20 % des nids se trouvaient dans un rayon de 25 m ou à la même distance des milieux humides	Henshaw et Leadbeater, 1998	D'après des données recueillies sur 102 nids sur une période de deux ans dans des marais côtiers. Peut s'appliquer lorsqu'il y a un habitat propice à la reproduction pour le gibier d'eau
Libellules et demoiselles			
Espèces diverses	Des libellules, notamment la célième géante, ont été trouvées à une distance de 10 à 160 m de la lisière de l'habitat humide	Bried et Ervin, 2006	Étude menée dans le Mississippi. L'équilibre entre les sexes variait selon la distance
	Les tourbières entourées d'un habitat naturel avaient une plus grande concentration de libellules et de demoiselles que celles où il se faisait de l'extraction de la tourbe dans les terres adjacentes	Bonifait et Villard, 2010	Étude menée dans les tourbières du Nouveau-Brunswick

Comme pour les zones critiques, les largeurs optimales des zones de protection varient également selon un certain nombre de facteurs propres au site ainsi que le contexte d'utilisation des terres. Il s'agit principalement de comprendre les fonctions que devrait remplir la zone de protection. Les paramètres clés à retenir dans la détermination de la largeur de la zone de protection comprennent les dynamiques hydrologiques, la pente, le type de sol, la composition végétative de la zone tampon, ainsi que la portée et la nature des agents stressants attendus (Ducros et Joyce, 2003; Hawes et Smith, 2005; Johnson et Buffler, 2008; Polyakov *et al.*, 2005). Le tableau 4 donne des exemples de largeurs tampons recommandées pour les zones de protection des milieux humides.

La largeur de la zone de protection peut également varier en fonction de ses utilisations prévues. Le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* préconise un changement vers l'élaboration d'approches d'évaluation à plusieurs critères pour les zones de protection (ou tampons) (van der Merwe et Lohrentz, 2001). Cette approche invite à définir et à classer par ordre de priorité différents critères sélectionnés en fonction d'un site précis. Cela pourrait favoriser, par exemple, certaines utilisations ou activités relatives aux terres au sein des zones de protection (p. ex., sentiers), mais pas au sein des zones critiques. L'utilisation de bandes « distinctes » au sein des terres adjacentes peut aider à relever certains défis en matière d'utilisation des terres lorsqu'on prévoit entreprendre un projet

d'aménagement urbain à proximité de milieux humides. Par exemple, une zone de protection bien conçue et de taille appropriée peut comporter des sentiers permettant la randonnée et le cyclisme ainsi que l'interprétation et l'appréciation de la nature, ou encore, des infrastructures urbaines comme des installations de gestion des eaux pluviales.

S'appuyant sur les connaissances actuelles, les études indiquent de plus en plus que les exigences en matière d'habitat pour la faune ont tendance à entraîner la création de zones critiques plus larges et plus variées (p. ex., de l'ordre de 100 mètres ou plus). En revanche, dans bien des cas, des zones d'environ 30 mètres seulement suffisent à maintenir les fonctions d'habitats aquatiques et la qualité de l'eau dans les cours d'eau et les milieux humides (quoique la variabilité de chaque site soit très grande). On ne connaît aucune étude qui ait véritablement examiné la capacité de différents types de tampons ou de différentes largeurs à protéger les habitats de milieux humides (que ce soit pour les plantes, les animaux sauvages ou les deux). Par conséquent, les recommandations relatives à la zone de protection pour les espèces sauvages, lorsqu'elles sont formulées, sont en général extrapolées à partir des mesures des répercussions sur différentes espèces des milieux humides. Ces recommandations peuvent surestimer ou sous-estimer les largeurs réelles des zones tampons, et de plus amples recherches sont nécessaires pour combler cette lacune en matière de connaissances.

Tableau 4. Exemples de zones de protection (ZP) ou de zones tampons recommandées pour les habitats humides

Agent stressant	Zone de protection (ZP) suggérée	Référence	Notes
Sédiments	6 m	Hook, 2003	Fort taux d'atténuation quel que soit le degré d'inclinaison de la pente (de 0 à 20 %)
	De 10 à 60 m	Skagen <i>et al.</i> , 2008	Chiffres basés sur l'examen des études
Dérive d'herbicides agricoles	Bande à la lisière des champs cultivés (> 6 à 9 m selon les données)	Boutin et Jobin, 1998	D'autres études citées laissent entendre de 5 à 10 m
Polluants agricoles de sources diffuses	Bande gazonnée ou boisée de 16,3 m (riveraine)	Lee <i>et al.</i> , 2003	Détruit > 97 % des sédiments, une bande de gazon plus étroite (7 m) présentait quelques avantages
Eaux pluviales des zones résidentielles	15 m; de 23 à 30 m sur les pentes de plus de 12 %	Woodard et Rock, 1995	Type de couvre-sol également très important
Activités de jardinage (empilement du bois, compostage)	De 19 à 38 m	Matlack, 1993	Une clôture peut donner les mêmes résultats avec moins de largeur.
Nitrates	De 16 à 104 m	Basnyat <i>et al.</i> , 1999	L'objectif était d'éliminer > 90 % des nitrates
Perturbation par des embarcations	Plus de 80 m	Rodgers et Schwikert, 2002	Basé sur des distances d'évacuation* d'environ 45 à 80 m pour les espèces des Grands Lacs (pas de sauvagine)
Activités récréatives (camping, arbres abîmés)	De 67 à 130 m	Matlack, 1993	
Perturbations humaines des Grands Hérons en période de nidification	100 m	Erwin, 1989; Rodgers et Smith, 1995	La distance d'évacuation* était de 32 m ± 5,5 m; 40 m ajoutés pour atténuer le comportement antagoniste
Chats des villes	190 m	Haspel et Calhoon, 1991	La distance pour les taux de prédation affectant la faune est prolongée et déborde sur la zone naturelle adjacente

*Distance d'évacuation = Proximité d'une perturbation qui amènera un oiseau à quitter son nid

Des conseils utiles sont également disponibles à partir d'articles de synthèse qui résument les données provenant d'un large éventail de sources. Le tableau 5 résume plusieurs articles de synthèse qui ont examiné les données disponibles sur les aires naturelles adjacentes recommandées pour les milieux humides. Il convient de noter que ces articles ont tendance à ne pas faire la distinction entre les zones critiques et les zones de protection; ils incluent plutôt toutes les exigences des terres adjacentes dans la catégorie des « zones tampons ». Le document *Planner's Guide to Wetland Buffers for Local Governments* (Nichols *et al.*, 2008) conclut que, en moyenne, entre 30 et 91 mètres de terres

naturelles adjacentes sont nécessaires pour soutenir les fonctions de l'habitat humide des espèces dépendantes des milieux humides (certaines études recommandent des largeurs plus grandes). L'examen complet des milieux humides tempérés d'eau douce par Sheldon *et al.* (2005) conclut qu'il n'y a pas de largeur efficace pour une zone tampon, et recommande trois fourchettes possibles pour les fonctions de la faune (zones critiques) et des tampons (zone de protection) combinées, lesquelles reposent sur a) le niveau de fonction de l'habitat du milieu humide et b) l'intensité des utilisations des terres adjacentes allant de 8 mètres à plus de 92 mètres.

Tableau 5. Choix d'études et de lignes directrices tenant compte des terres adjacentes

Référence	Recommandations pour les terres adjacentes*	Notes
Brown <i>et al.</i> , 1990	De 30 à 168 m pour la protection des eaux souterraines; de 23 à 114 m pour la sédimentation; de 98 à 223 m pour l'habitat faunique	Étude menée en Floride (selon une géologie particulière). Recommandations tenant compte des conditions ambiantes et des renseignements recueillis au cours de l'examen des études
Castelle <i>et al.</i> , 1994	Dans la plupart des cas, de 15 à 30 m minimum, mais propre au site	Basé sur des études américaines. L'examen des études couvre l'enlèvement des sédiments et des éléments nutritifs, le ruissellement pluvial, le réchauffement des températures, la diversité des habitats et les fonctions de protection des habitats
Lowrance <i>et al.</i> , 2002	De 1 à 30 m	Basé sur des études américaines. Porte sur les fonctions de la qualité de l'eau (lutte contre l'érosion et la sédimentation, gestion des éléments nutritifs, des agents pathogènes et des pesticides)
Norman, 1996	Étendue de base des terres adjacentes de 50 m; cette distance peut être modifiée selon les caractéristiques propres au site. (p. ex., production de la sauvagine, sensibilité hydrologique)	Étude menée dans le sud de l'Ontario : fonctions de la qualité de l'eau (lutte contre l'érosion et réduction du transport des contaminants) dans les milieux agricoles. Prudence recommandée concernant les bandes-tampons très étroites

Référence	Recommandations pour les terres adjacentes*	Notes
Kennedy <i>et al.</i> , 2003	<p>Minimums recommandés :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ 25 m pour l'enlèvement des polluants et des éléments nutritifs ▪ 30 m pour la régulation du microclimat et l'enlèvement des sédiments ▪ 50 m pour l'apport de détritiques et la consolidation des berges ▪ 100 m pour les fonctions de l'habitat faunique 	Basé sur des études américaines menées entre 1990 et 2001
Sheldon <i>et al.</i> , 2005	<ul style="list-style-type: none"> ▪ De 8 à 23 m pour les milieux humides ayant des fonctions d'habitat minimales et un faible usage des terres adjacentes ▪ De 15 à 46 m pour les milieux humides ayant des fonctions d'habitat modérées et un usage modéré ou intense des terres adjacentes ▪ De 46 à plus de 92 m pour les milieux humides ayant de fortes fonctions d'habitat, quelle que soit l'intensité de l'usage des terres adjacentes 	<p>Axé sur les milieux humides d'eau douce dans l'État de Washington</p> <p>Les documents de synthèse recommandent généralement des largeurs de terres adjacentes de 15 à 100 m, mais sans préciser de largeur particulière</p>
Bentrup, 2008	Pas de distance recommandée	<p>Principes recommandés :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Pour les zones critiques – Plus l'espèce est grande, plus la largeur doit être importante. La largeur devrait augmenter avec la longueur et dans les zones à dominance humaine. Les ZC devant fonctionner pour une plus longue période devraient être plus larges ▪ Pour les zones de protection – la largeur peut varier s'il y a ruissellement, mais devrait augmenter sur les pentes plus raides et sur les sols avec de plus faibles capacités d'infiltration
Nichols <i>et al.</i> , 2008	<ul style="list-style-type: none"> ▪ De 9 m à 30 m pour l'enlèvement des sédiments et du phosphore ▪ De 30 m à 49 m pour l'enlèvement de l'azote ▪ De 30 m à 91 m pour la protection de la faune (plus de distance recommandée dans certaines études) 	Examen basé sur 50 ordonnances américaines, des centaines de documents scientifiques, et des analyses du rendement de milieux humides adjacents

* Comprennent les zones critiques et les zones de protection (tampons)

Plus précisément, même la protection des milieux humides et de leurs fonctions grâce à l'identification et à la mise en œuvre de zones critiques et de zones de protection ne suffira pas à conserver entièrement les fonctions de l'habitat humide à l'échelle du paysage. Il faut envisager la mise en œuvre de ces mesures propres au site dans une perspective plus large de protection du patrimoine naturel à l'échelle du bassin hydrographique ou à l'échelle régionale. C'est bien connu dans le cas de la

qualité et de la quantité de l'eau (Sheldon *et al.*, 2005), qui peuvent être plus fortement influencées par les changements de l'utilisation des terres sur le territoire global que par les efforts localisés de protection de l'habitat, ainsi que dans le cas de la faune, notamment les amphibiens et les plantes, dont le maintien de la population dépend de leur bonne dispersion et migration sur le territoire global (Bauer *et al.*, 2010; Keddy, 2010; Semlitsch, 2008).

2.1.4 Superficie, forme et diversité des milieux humides

> Ligne directrice

Connaître la gamme complète des types de milieux humides, de zones et d'hydropériodes que le bassin hydrographique a connus par le passé. La présence de marais et de marécages suffisamment vastes pour soutenir des habitats diversifiés est particulièrement importante, tout comme le sont les vastes marécages offrant un minimum d'habitat de lisière et un maximum d'habitats intérieurs afin de subvenir aux besoins des espèces sensibles à la superficie de l'habitat.

> Justification

De vastes milieux humides diversifiés, ainsi que des milieux humides isolés et moins importants, contribuent de façon significative au soutien de la biodiversité à l'échelle locale et à l'échelle du bassin hydrographique. La présence de marécages et de marais contigus plus grands (p. ex., plus de 30 hectares) est importante pour les espèces sensibles à la superficie, comme la Paruline orangée et la Guifette noire. Toutefois, la présence de réseaux de milieux humides plus petits et plus isolés dans le paysage est tout aussi importante, car ils fournissent un habitat à de nombreux amphibiens et reptiles dont le maintien dépend des milieux humides.

Les marécages peuvent soutenir des espèces sauvages sensibles à la superficie (p. ex., les espèces qui nécessitent de grandes zones

d'habitat continu pour être productives) ou des espèces qui ne tolèrent pas la lisière de l'habitat (p. ex., celles qui préfèrent utiliser l'habitat sans subir l'influence de la lisière de l'habitat, parfois également appelées espèces de l'habitat « intérieur »). Dans certains bassins hydrographiques subissant de nombreuses pressions liées à l'utilisation des terres, les marécages arborescents peuvent être la seule source importante d'habitat forestier intérieur, et la discussion sur la taille de la forêt et les espèces que l'on peut trouver (consulter la section 2.3) s'impose également. Toutefois, les marécages arborescents fournissent un habitat intérieur pour différentes séries d'espèces forestières spécialisées sensibles à la superficie de la forêt par rapport à de vastes parcelles de forêts de haute terre.

Les grands marais ont également la capacité de soutenir des espèces sensibles à la superficie (Smith et Chow-Fraser, 2010). Les oiseaux sensibles peuvent inclure des espèces comme le Troglodyte des marais, la Guifette noire et la Sterne de Forster. La Guifette nichera dans les marais plus petits si des zones d'alimentation plus grandes sont situées à proximité. D'autres espèces, comme le Petit Blongios et le Râle élégant, vivent occasionnellement dans les marais plus petits, mais on associe les populations viables à long terme aux vastes marais.

De plus, les vastes marécages et marais tendent à afficher une plus grande hétérogénéité de l'habitat (p. ex., l'habitat est plus varié à l'intérieur de ceux-ci) qui, à son tour, tend à soutenir plus d'espèces sauvages (p. ex., Golet *et al.*, 2001). Dans les marais, on appelle ce phénomène la « dissémination » ou la juxtaposition de différentes communautés de marais. Des niveaux élevés de dissémination des habitats (p. ex., la présence de végétation submergée/en eau libre et, dans certains cas, d'arbustes) au sein d'un marais fournissent un habitat de qualité supérieure pour une plus grande variété d'espèces qu'une bande étroite de massettes autour de la côte. Certaines espèces nécessitent de vastes peuplements de plantes émergentes comprenant peu ou pas d'ouvertures (p. ex., le Busard Saint-Martin), tandis que d'autres semblent préférer les zones dominées par des plantes émergentes, mais comprenant de petites ouvertures isolées (p. ex., le Petit Blongios). Le ratio de végétation submergée/en eau libre à végétation émergente ainsi que le modèle de dissémination peuvent varier considérablement d'une année à l'autre, car les marais sont des systèmes dynamiques. Toutefois, la zone demeure un facteur clé, et les marais plus vastes sont plus susceptibles d'être utilisés comme habitat productif par un nombre

plus élevé d'espèces sauvages (p. ex., Attum *et al.*, 2007; Webb *et al.*, 2010).

Les milieux humides relativement isolés (c'est-à-dire ni côtiers ni riverains) et plus petits peuvent également être importants du point de vue de la biodiversité locale ou régionale. Par exemple, les amphibiens comme la salamandre maculée et la grenouille des bois ont été observés dans des milieux humides dont la superficie variait de 0,1 à 5,2 hectares (Babbitt, 2005; Lehtinen et Galatowitsch, 2001). Ces milieux humides peuvent avoir des hydropériodes variées, peuvent être humides de façon permanente (p. ex., durant toute l'année) ou seulement de façon saisonnière (généralement au printemps et durant une partie de l'été) et peuvent constituer des « points névralgiques » pour certains groupes d'amphibiens, en particulier lorsqu'ils n'appuient pas les poissons prédateurs ou concurrents (Snodgrass *et al.*, 2000; Werner *et al.*, 2007). Il est intéressant de noter que les recherches actuelles révèlent que les hydropériodes peuvent être un facteur plus important que la taille des milieux humides au moment de déterminer quel degré de diversité peut être soutenu par les milieux humides isolés (Baldwin *et al.*, 2006b; Hermann *et al.*, 2005; Paton et Crouch, 2002; Snodgrass *et al.*, 2000).

De plus, les réseaux de milieux humides relativement isolés tendent à favoriser davantage la biodiversité que ne le feraient les étangs seuls isolés. On sait que les amphibiens et les reptiles utilisent plusieurs étangs locaux, parfois au cours de la même saison (Joyal *et al.*, 2001; Semlitsch, 2008). On sait également que les oiseaux aquatiques utilisent des petits milieux humides, plus particulièrement au cours du printemps, pour l'accouplement et l'alimentation, et qu'on les a vus utiliser des réseaux de milieux humides isolés dans des

paysages urbains et périurbains à London (Ontario) (Pearce *et al.*, 2007). Certains oiseaux se sont tout particulièrement adaptés à l'utilisation de réseaux de milieux humides dans le paysage et se déplacent régulièrement d'un milieu humide à l'autre pour rechercher de la nourriture (p. ex., le Busard Saint-Martin, les hérons, le Canard barboteur). Voilà pourquoi le Système d'évaluation des terres humides de l'Ontario reconnaît le concept de réseaux de milieux humides (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 1994).

La présence de débris ligneux grossiers dans de nombreux types de milieux humides, en particulier les marécages, mais également les zones riveraines et les zones terrestres associées aux zones humides, est importante pour de nombreuses espèces. Ces débris fournissent une couverture et des éléments nutritifs pour les poissons et d'autres organismes aquatiques, de même qu'une couverture et un habitat d'hivernage importants pour les amphibiens qui s'accouplent dans les étangs et passent la majeure partie de leur cycle de vie dans les hautes terres connexes (Keddy, 2010).

Le maintien de toute la gamme des types de communautés de végétation des milieux humides qui occupent un bassin hydrographique est également essentiel pour la conservation de la biodiversité. Meyer *et al.* (2010) ont découvert qu'à Long Point, sur le lac Érié, malgré le fait que l'abondance et la diversité globales des oiseaux étaient plus importantes dans l'habitat du roseau commun, l'abondance des oiseaux nichant dans les marais était supérieure dans l'habitat de prés humides, ce qui vient confirmer le besoin de protéger ces types d'habitats plus spécialisés.

L'importance de la forme des milieux humides pour ce qui est du soutien de l'habitat et de la

diversité des espèces est difficile à aborder de façon indépendante, car elle est très étroitement liée aux notions de superficie et de fragmentation de l'habitat dans le paysage; d'ailleurs, les études connexes confondent souvent la forme des milieux humides avec ces notions (Ewers et Didham, 2006). Le peu de données disponibles indique que la forme optimale d'un milieu humide varie selon le type de milieu humide. Les marécages, qui sont un type de forêt, sont plus susceptibles de soutenir des espèces sensibles à la superficie et ne tolérant pas les lisières lorsque les marécages sont relativement compacts et de forme régulière (p. ex., en cercle ou en carré) (voir la figure 13, qui illustre comment la forme de la forêt détermine la quantité d'habitat principal, dans les lignes directrices sur les habitats forestiers). Toutefois, certaines autres espèces qui dépendent des milieux humides exigent un habitat de transition (écotone) ou un habitat de lisière (p. ex., des zones de transition entre les eaux libres et les hautes terres adjacentes) et prospèrent là où la « lisière » est plus grande (Attum *et al.*, 2007; Stevens *et al.*, 2002). Les marais longs et étroits peuvent également fournir plus d'avantages par rapport à la qualité de l'eau puisqu'ils maximisent le contact de l'eau avec la végétation à l'origine de l'absorption et de la transformation de nombreux éléments nutritifs et d'autres contaminants. Le lien entre l'abondance et la diversité des espèces sauvages et la présence de milieux humides a été établi à maintes reprises pour les amphibiens. Des travaux de recherche précis sur les hydropériodes de milieux humides inondés de façon saisonnière dans les forêts ont démontré que des hydropériodes plus longues (sans être une source d'eau permanente) favorisent une plus grande diversité d'amphibiens, indépendamment de la taille du milieu humide (Babbitt, 2005; Baldwin *et al.*, 2006b; Herrmann *et al.*, 2005).

2.1.5 Proximité des milieux humides

> Ligne directrice

Accorder une haute priorité en matière de planification du paysage aux milieux humides très rapprochés les uns des autres ou d'autres entités topographiques naturelles, selon leurs fonctions.

> Justification

La fragmentation des habitats de milieux humides nuit à leurs fonctions en réduisant l'habitat des espèces qui tolèrent moins bien les perturbations, qui nécessitent plus d'habitat contigu, ou les deux, ce qui compromet la capacité des individus d'une espèce à se disperser efficacement et à s'accoupler avec des individus d'autres populations, tout en agrandissant l'habitat propice aux espèces opportunistes (p. ex., les espèces exotiques envahissantes, les organismes nuisibles). Certains de ces effets négatifs de la fragmentation de l'habitat peuvent être compensés, du moins pour certaines espèces, en gardant des fragments d'habitat naturel relativement proches les uns des autres dans un paysage donné. Cette approche éprouvée a été adoptée par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario afin de complexifier les milieux humides qui se trouvent à moins de 750 m les uns des autres. Les avantages de ce type de planification de l'utilisation des terres peuvent être améliorés davantage en minimisant l'ampleur et la portée des utilisations de terres bâties (p. ex., la taille et la densité des routes) qui se trouvent dans ces zones.

La fragmentation des marais dans les lacs peut entraîner un appauvrissement du zooplancton et des espèces de poissons qui en dépendent. Même dans les systèmes où le zooplancton n'est pas une source de préoccupation, de petites

parcelles de marais peuvent être des pièges écologiques. Elles attirent les alevins de nombreuses espèces de poissons en servant de lieux d'alevinage, mais le taux de prédation par les poissons piscivores communs (c.-à-d. qui se nourrissent de poissons) comme le crapet de roche peut être très élevé.

Les petits marais – notamment les fortes concentrations de petits marais dans un paysage – ont traditionnellement été conservés et restaurés pour la production de sauvagine. On reconnaît de plus en plus l'importance que revêtent les zones naturelles adjacentes et la proximité entre les parcelles de milieux humides pour plusieurs autres espèces sauvages. Attum *et al.* (2008), dans une étude menée en Ohio et au Michigan, ont révélé que le serpent d'eau à ventre de cuivre et la tortue mouchetée étaient plus susceptibles d'occuper les milieux humides entourés de forêt, tandis que Attum *et al.* (2007) concluent que la protection des réseaux de milieux humides avec diverses tailles de parcelles de milieux humides est nécessaire pour soutenir les habitudes alimentaires et d'accouplement de la couleuvre d'eau. Stevens *et al.* (2002) ont fait une corrélation positive entre la présence de grenouilles vertes en période de reproduction dans les milieux humides restaurés et la proximité d'autres milieux humides (sans toutefois fournir des données sur les distances précises), alors que Houlihan et Findlay (2003), dans le cadre de leur étude portant sur 74 milieux humides en Ontario, ont fait une

corrélation positive entre la diversité des amphibiens et le couvert forestier des terres adjacentes, une tendance qu'ils ont observée d'ailleurs dans des études précédentes.

En ce qui a trait aux distances numériques pour la proximité, le tableau 6 présente des exemples tirés des études actuelles qui font état d'une grande variété.

Tableau 6. Exemples documentés de distances présentant des corrélations positives avec d'autres milieux humides ou habitats

Groupe ou espèce faunique	Distance dans laquelle une réaction positive a été documentée par rapport aux milieux humides ou à d'autres habitats naturels	Référence	Notes
Amphibiens	Réaction très positive à la proportion de milieux humides à une distance de 750 à 3 000 m des bassins de reproduction	Houlahan et Findlay, 2003	74 milieux humides étudiés dans le sud-est de l'Ontario
Amphibiens	La distance par rapport aux milieux humides naturels constituait un facteur important pour prédire la diversité des amphibiens dans les milieux humides revalorisés, notamment dans les premiers 1 000 m	Lehtinen et Galatowitsch, 2001	
Tortue	Les déplacements étaient concentrés à moins de 375 m de la lisière du milieu de reproduction	Roe et Georges, 2007	Étude basée en Australie
Grenouille verte	La présence de cette espèce augmentait avec le pourcentage de couvert forestier dans un rayon de 1 000 m autour des étangs	Mazerolle <i>et al.</i> , 2005	
Salamandre maculée	Au moins 100 m (de 1,6 à 427,6 m) étaient exigés autour des bassins printaniers inondés selon les saisons afin de permettre la migration vers les hautes terres	Veysey <i>et al.</i> , 2009	
Grenouille des bois et salamandre maculée	Rapport positif avec la zone de forêts de haute terre dans un rayon d'un kilomètre à partir du bord de l'étang	Skidds <i>et al.</i> , 2007	Étudié la présence de masses d'œufs dans les étangs
Oiseaux	La diversité et la richesse augmentaient avec l'étendue de forêt et de terre humide à moins de 500 m de la lisière du milieu humide	Mensing <i>et al.</i> , 1998	
Oiseaux	Présence et abondance de certaines espèces liées à la quantité de milieux humides dans un rayon de 3 km	Fairbairn et Dinsmore, 2001	Étude menée dans les habitats humides des prairies

Selon les observations de Sheldon *et al.* (2005), parmi les autres points à examiner, on constate, dans un premier temps, que les amphibiens ne sont pas répartis de façon aléatoire dans les habitats potentiels dans le paysage, mais ont

tendance à se concentrer dans des habitats propices qui sont mieux reliés les uns aux autres et, dans un deuxième temps, que la présence d'habitats terrestres entre les milieux humides peut être un facteur important dans la répartition

de la sauvagine. Semlitsch (2008) souligne également que les épisodes de sécheresse temporaire des milieux humides font partie intégrante de leur cycle naturel et permettent de

réduire la prédation des amphibiens par les poissons et les invertébrés, et que d'autres habitats ou des habitats « redondants » dans le paysage peuvent fournir des refuges essentiels pour les amphibiens lorsqu'un étang de

reproduction est perturbé ou asséché.

Bien que la plupart des recherches disponibles sur les effets de la fragmentation des milieux humides soient axées sur les oiseaux et les amphibiens, il va de soi que le maintien des liens hydrologiques entre les milieux humides à proximité (là où ils existent), ainsi qu'entre les milieux

humides et d'autres zones naturelles à proximité, pourrait également être essentiel au maintien de leurs fonctions.

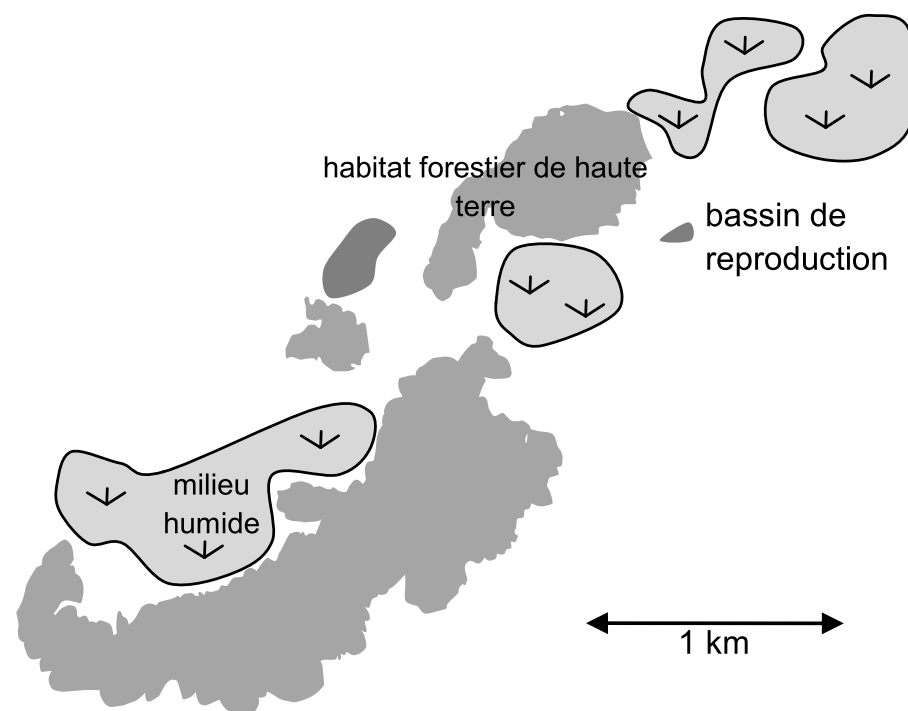


Figure 9. Milieux humides dans le voisinage immédiat de zones naturelles

2.1.6 Restauration des milieux humides

> Ligne directrice

Revitaliser les marécages et les marais. Restaurer aussi les tourbières minérotrophes dans certaines conditions. Pour assurer une restauration efficace, tenir compte des conditions locales, encourager la prolifération de nouvelle végétation à partir de sources locales et se référer aux emplacements ou aux conditions historiques du milieu humide dans la mesure du possible. Restaurer en priorité la partie amont du bassin hydrographique, les plaines inondables et les zones côtières.

> Justification

Définition de la restauration

Les termes « réhabilitation », « création » et « restauration » s'appliquent à différentes activités associées à la conservation et à la gestion de l'habitat. Le terme « restauration », dans le contexte général du document *Quand l'habitat est-il suffisant?*, englobe toutes ces activités et renvoie principalement aux activités récréatives, aux améliorations ou à l'optimisation des fonctions de l'habitat dans des lieux ou des zones où l'habitat était déjà présent, mais peut également comprendre la création d'habitats dans d'autres lieux où les conditions sont propices.

Dans le contexte actuel de l'utilisation des terres du sud de l'Ontario, il est tout simplement impossible pour un grand nombre de bassins hydrographiques et de régions de revenir aux niveaux historiques estimés de la couverture de milieux humides. De plus, la capacité à restaurer la diversité et la complexité des milieux humides ainsi que leurs fonctions fauniques demeure discutable et, le cas échéant, même une restauration partielle d'un milieu humide peut prendre de nombreuses années. Par conséquent, la restauration des milieux humides ne doit être envisagée qu'après avoir examiné et rejeté les solutions de rechange pour la protection, en tant que moyen de compenser les pertes prévues, ou lorsque l'objectif est d'augmenter la couverture des milieux humides (voir Clewell *et al.*, 2004).

Dans tous les cas, la restauration ciblée et bien planifiée des milieux humides, le cas échéant, peut permettre aux zones de restauration

prioritaires d'atteindre les objectifs en matière de qualité de l'eau et d'habitat faunique à l'échelle du bassin hydrographique et à l'échelle de l'écozone. Malgré les limites, les milieux humides restaurés peuvent fournir un habitat pour une variété d'espèces. Lehtinen et Galatowitsch (2001), dans leur étude sur la colonisation des amphibiens de 12 milieux humides d'eau libre restaurés dans le Minnesota, ont révélé que les sites restaurés ont été colonisés jusqu'à 75 % par des espèces présentes dans les sites de référence situés à proximité au cours de la même année. Stevens *et al.* (2002) ont déterminé que la diversité des espèces d'amphibiens était la même entre les sites restaurés et les sites de référence, et que l'abondance des espèces d'amphibiens (grenouilles léopards, grenouilles vertes et rainettes crucifères) était plus élevée dans les sites restaurés que dans les sites de référence. L'utilisation de données historiques et de sites de référence comme point de départ pour

l'établissement de cibles réalistes et la désignation d'emplacements propices à la restauration des milieux humides constitue une approche saine sur le plan écologique.

Restauration par type de milieu humide

Seuls deux types de milieux humides, soit les marais et, dans une moindre mesure, les marécages, peuvent être restaurés avec un certain degré de confiance.

À l'heure actuelle, il existe peu de données scientifiques sur la remise en état des tourbières oligotrophes et des tourbières minérotrophes, et la meilleure stratégie de gestion (comme pour tous les milieux humides) consiste à assurer leur intégrité en protégeant leurs sources d'eau et en ne modifiant pas leurs bassins hydrographiques.

Dans certains cas, les sablières et les gravières abandonnées qui sont reliées à la nappe phréatique peuvent offrir des occasions uniques pour la création de tourbières minérotrophes (Hough Woodland Naylor Dance Limited et Gore and Storrie Limited, 1995). Un examen actuel de l'état de la réhabilitation des sablières et des gravières en Ontario (Skelton Brumwell & Associates Inc. et Savanta Inc., 2009) a permis de déterminer un certain nombre d'emplacements dans le sud de l'Ontario où la réhabilitation des anciennes sablières et gravières a nécessité des zones de création de milieux humides, y compris quelques exemples où la végétation de tourbières minérotrophes s'est établie.

Bien qu'il existe également peu de recherches publiées sur le succès de la reproduction des milieux humides boisés matures, ces milieux humides sont considérés comme étant moins complexes (du point de vue de la restauration)

que les tourbières oligotrophes ou minérotrophes, et sont généralement considérés comme étant des candidats raisonnables à la restauration compte tenu des conditions adéquates et du temps nécessaire à la croissance des arbres et des grands arbustes.

Les marais sont considérés comme le type de milieu humide le plus facilement restauré; ils peuvent être fonctionnels, du moins partiellement, en quelques années. Par conséquent, la restauration des marais a été largement mise en œuvre. Malgré tout, les travaux de restauration ont souvent connu des ratés. Selon les données américaines sur la restauration des milieux humides réglementés, tirées de centaines de projets évalués dans cinq États différents, moins d'un tiers à un quart des projets de restauration ont été considérés comme une réussite pour ce qui est du remplacement de la superficie de milieu humide en vue de compenser les zones perdues. De plus, si l'on examine certaines fonctions propres aux milieux humides, on constate que, comparativement aux sites de référence, la plupart des milieux humides qui ont été restaurés ou créés présentent moins de matière organique de même qu'une diversité et une complexité structurelle plus pauvre dans le cas des espèces de plantes et des autres groupes d'espèces sauvages (p. ex., les amphibiens) (Kettlewell *et al.*, 2008; Sheldon *et al.*, 2005). On a même observé des différences de niveaux de réussite entre les différents types de marais; les milieux humides d'eaux libres connaissent le plus de succès, la restauration des marais peu profonds et des milieux humides recouverts d'arbustes et de broussailles est plutôt réussie, alors que la restauration des prairies humides constitue plutôt un échec (Sheldon *et al.*, 2005). Les problèmes courants comprenaient entre autres l'incapacité de la végétation des milieux humides à s'établir dans l'ensemble du site,

ainsi que les faibles niveaux de végétation et de diversité de la faune par rapport aux sites de référence.

Les niveaux relativement faibles de réussite justifient le recours à des rapports de remplacement des milieux humides qui seraient supérieurs au « un pour un ». Un autre argument pour appuyer ce rapport est avancé par Gutrich et Hitzhusen (2004), qui ont découvert que les décalages nécessaires pour que les milieux humides restaurés atteignent les équivalents floristiques et de sol des milieux humides de référence varient de 8 à 50 ans.

Points à examiner en matière de restauration

La réussite des travaux de restauration des milieux humides repose sur le recours à une expertise technique. Les variables clés à examiner comprennent les conditions et la fertilité du sol (y compris la présence de matières organiques), les fluctuations des niveaux d'eau et la concurrence entre les plantes et la structure du sol (selon les gradients le long des lisières des milieux humides). La présence d'espèces rares est également importante, non seulement pour leur valeur intrinsèque, mais aussi parce qu'elles donnent une indication de la présence de conditions d'habitat rares qui pourraient également convenir à d'autres espèces (Keddy, 2010; Keddy et Fraser, 2002).

Les recommandations pour augmenter les chances de réussite des travaux de restauration des milieux humides sont notamment l'utilisation d'une approche relative aux bassins hydrographiques pour cibler et classer par ordre de priorité la sélection des sites, avoir une bonne compréhension des conditions biophysiques locales (en particulier l'hydrologie, les sols, les pentes et les sources

possibles de propagation des plantes), accepter que les milieux humides restaurés ne pourront revenir à leur état précédent ou à leur condition précédente, conserver et prendre en compte les liens hydrologiques existants (et, si possible, les liens terrestres) qui existent dans le paysage, ajouter une « assurance écologique » (p. ex., essayer de restaurer une zone plus grande, introduire plus de diversité au sein des espèces indigènes et intégrer un plus grand éventail de gradients naturels) et, dans la mesure du possible, entreprendre des projets de grande envergure dans lesquels différentes approches de restauration peuvent faire l'objet d'essais (Keddy, 2010; Keddy et Fraser, 2000; Keddy et Reznicek, 1986; Palmer, 2008; Sheldon *et al.*, 2005; Verhoeven *et al.*, 2008; Wagner *et al.*, 2008; Zedler, 2000). Il faut également se rappeler que les humains ne sont pas les seuls mammifères à intervenir dans la création de milieux humides : les rats musqués et les castors influent sur de nombreuses fonctions des milieux humides et ils participent souvent activement à la restauration (p. ex., Gurnell, 1998; Johnston et Naiman, 1990; Naiman *et al.*, 1988).

Un processus pratique de mise en œuvre de la restauration des milieux humides en amont dans le sud agricole de l'Ontario a été élaboré dans le district d'Aylmer du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, dans le sud-ouest de l'Ontario. Le processus fait intervenir des biologistes locaux, des surintendants de drainage, des propriétaires fonciers et d'autres intervenants. La méthodologie intègre les données scientifiques actuelles, les considérations relatives à l'utilisation des terres, les intérêts des propriétaires fonciers ainsi que les avantages sur le plan de l'hydrologie et de la biodiversité. Un guide a été produit. Il s'agit d'une stratégie indispensable à la restauration des milieux

humides qui peut être reproduite dans tout le sud de l'Ontario (A. Norman, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, London, comm. pers., 2011).

Restauration par emplacement

Les milieux humides, peu importe où ils sont restaurés dans un bassin hydrographique, offriront toute une gamme d'avantages, y compris la régularisation des débits de pointe et l'augmentation de la biodiversité, à condition qu'ils se trouvent dans des sites appropriés. Cependant, les études scientifiques démontrent de plus en plus que la restauration des milieux humides dans certaines zones peut être plus avantageuse que dans d'autres. Il est possible d'obtenir certaines directives permettant de déterminer les meilleurs emplacements pour les projets de restauration des milieux humides (Almendinger, 1999; Bedford, 1999; Delaney, 1995; Griener et Hershner, 1998).

La restauration de certains milieux humides majeurs, comme les milieux humides côtiers des Grands Lacs, peut entraîner des avantages écologiques extrêmement utiles; toutefois, ces projets peuvent être techniquement complexes en raison de leur taille et de leur complexité. En ce qui concerne l'emplacement des milieux humides (voir la section 2.1.2), la restauration est mieux ciblée dans les milieux suivants :

- Milieux humides en amont, en particulier les marécages, aux endroits où ils existaient auparavant.
- Marais et marécages situés dans les plaines inondables ou le long des cours d'eau de deuxième et de troisième ordre.
- Milieux humides lacustres en raison de leur importance cruciale pour les poissons et d'autres espèces sauvages.
- Milieux humides situés dans des lieux historiques connus, pourvu que ce soit encore faisable.

2.2 Lignes directrices sur les habitats riverains et les habitats des bassins hydrographiques

Les terres adjacentes aux cours d'eau et aux rivières sont désignées sous le nom de zones riveraines. La zone riveraine est une zone où les systèmes terrestres et aquatiques s'influencent mutuellement (Knutson et Naef, 1997), et elle fonctionne comme un écotone ou un écosystème (Naiman et Decamps, 1997). L'habitat riverain contient des communautés de végétation et des

en servant, d'une part, de zone tampon entre les écosystèmes aquatiques et les systèmes terrestres et, d'autre part, de fournisseur de ressources, comme les structures ligneuses, les éléments nutritifs et l'ombre. Les zones riveraines constituent également un habitat en elles-mêmes, ce qui peut être modéré ou amélioré (ou peut-être diminué) par le système



Figure 10. Zone riveraine

sols possédant à la fois les caractéristiques des milieux humides et des milieux secs; il sert de transition entre la forêt et les cours d'eau, une pente et une vallée, ainsi qu'entre les écosystèmes terrestres et aquatiques (Everett *et al.*, 1994, comme dans Knutson et Naef, 1997). L'étendue de la zone riveraine est définie ici comme la zone où la végétation peut être influencée par les inondations ou les niveaux élevés de la nappe d'eau (Naiman et Decamps, 1997) ou par ses fonctions écologiques connexes (ou les deux).

Les zones riveraines remplissent deux grands types de fonction écologique. Elles fournissent des services essentiels aux habitats aquatiques

aquatique d'un côté et l'ensemble des systèmes terrestres de l'autre. Les caractéristiques des bassins hydrographiques au-delà de la zone riveraine, telles que la couverture terrestre et l'utilisation des terres, auront également une influence sur la qualité de l'habitat du cours d'eau.

Les lignes directrices sur les habitats présentées ici sont liées aux affluents des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent. Le terme « cours d'eau » est utilisé ici pour décrire tout écoulement naturel d'eau, bien que les cours d'eau artificiels (c.-à-d. construits ou modifiés) puissent être considérés comme de véritables cours d'eau selon leur fonction et leur importance dans un bassin hydrographique.

Cette section met principalement l'accent sur l'habitat terrestre et son lien avec les cours d'eau et les milieux humides. À ce titre, elle ne comprend pas de directive relative à l'habitat en eau vive. Il existe un ensemble important et croissant de connaissances sur l'habitat en eau vive ainsi que des paramètres hydrauliques à

prendre en compte au moment d'évaluer la santé des cours d'eau et d'envisager la réhabilitation d'un cours d'eau.

Les lignes directrices sur la largeur de la zone riveraine et le pourcentage des berges de cours d'eau recouvertes de végétation naturelle traitent directement de la quantité de zone riveraine nécessaire pour fournir un habitat terrestre direct et des services écologiques à l'habitat aquatique. Il est important de reconnaître que l'ensemble de cet environnement complexe exige une protection générale très importante. Il s'agit d'une zone complexe, car les plaines inondables riveraines sont des systèmes riches en espèces qui contiennent des écotones à différentes échelles entre plusieurs types d'habitats (Ward *et al.*, 1999). Les processus fluviaux, sous la forme d'inondations et de variations régulières des niveaux d'eau, contribuent également à la diversité fonctionnelle et à la diversité des espèces présentes dans les plaines inondables (Ward et Tockner, 2001). Afin de gérer le mieux possible la qualité des cours d'eau, de même que les fonctions des habitats terrestres et aquatiques, la zone de végétation riveraine naturelle doit inclure les plaines inondables et les zones de transition sèche ou écotones. Lorsqu'il y a un important isolement physique entre le cours d'eau et la zone sèche, comme une falaise, la végétation riveraine peut avoir une valeur moins directe pour l'habitat, même si elle peut avoir une valeur importante du point de vue du contrôle de l'érosion et de certaines caractéristiques de l'habitat. Les largeurs nécessaires pour fournir une capacité de zone tampon efficace peuvent également être influencées par la sensibilité du cours d'eau récepteur et sa capacité à intégrer les agents stressants. Les lignes directrices relatives à la largeur et au pourcentage de végétation reflètent une zone riveraine générique

applicable à la plus grande variété de conditions abiotiques, biotiques et géographiques.

La couverture des terres imperméables dans l'ensemble du bassin hydrographique aura des répercussions considérables sur la qualité de l'habitat aquatique au sein des cours d'eau. Ces répercussions peuvent être atténuées dans une certaine mesure par les zones riveraines. Les zones riveraines relativement étroites pourraient convenir lorsque la zone plus étendue est en bon état (dense, présence de végétation indigène sur des sols non perturbés) et que l'utilisation des terres adjacentes a un potentiel d'impact de faible à modéré (p. ex., un parc ou une zone résidentielle à faible densité). Des zones riveraines plus vastes peuvent devoir fournir un habitat suffisant ou des fonctions de tampon nécessaires aux systèmes sensibles sur le plan biologique, si la zone est en mauvais état, si les sols sont moins perméables ou très érodables et que les pentes sont abruptes, ou encore, si l'utilisation des terres adjacentes est intense (p. ex., agriculture intensive en rangs ou centres urbains).

Enfin, les mesures relatives à la qualité de l'eau et aux communautés de poissons permettent de fournir une rétroaction sur l'efficacité de la zone riveraine – parallèlement à la couverture terrestre du bassin hydrographique environnant – dans une optique de protection et de maintien du milieu aquatique. Les communautés de poissons peuvent être touchées par les influences directes exercées sur l'habitat aquatique, comme les apports de sources ponctuelles et les affluents en amont, par d'autres perturbations en eau vive (d'origine humaine ou autre), ou par les deux. Toutefois, la quantité et la qualité de l'habitat riverain peuvent aider à atténuer directement les effets du paysage des bassins hydrographiques sur la qualité de l'eau et la vie aquatique.

Contributions de la zone riveraine aux habitats aquatiques et terrestres

La taille des cours d'eau et les caractéristiques physiques associées à l'ordre des cours d'eau sont les produits de facteurs biophysiques fondamentaux (Imhoff *et al.*, 1996; Kilgour et Stanfield, 2001; Kilgour et Stanfield, 2006; Stanfield et Kilgour, 2006). Seelbach *et al.*, (1997) ont indiqué que le bassin hydrologique en amont, la géologie et la pente sont les principaux facteurs déterminant la taille des cours d'eau et les conditions physiques, de même que le biote des cours d'eau, selon la répartition normale des plantes et des animaux. Outre l'utilisation des terres, les facteurs modificatifs, comme les obstacles en eau vive (y compris les barrages), les modifications de chenal et les rejets provenant de sources ponctuelles, auront une incidence importante sur la qualité des cours d'eau et des communautés aquatiques (Stantec, 2007). Le tableau 7 montre la réponse des cours d'eau aux perturbations humaines en fonction des conditions sous-jacentes. Les études dans lesquelles la végétation adjacente a été séparée de la couverture végétale globale du bassin hydrographique révèlent une corrélation positive entre la couverture forestière globale et la santé des cours d'eau (Wang *et al.*, 2006).

Les petits systèmes en amont dépendent fortement du couvert végétal pour ce qui est de la modération de la température des cours d'eau (Broadmeadow et Nisbet, 2004), du débit (Swanston, 1985) et du tamponnage des charges

sédimentaires (Dosskey *et al.*, 2007; Dosskey *et al.*, 2010). De plus, ces systèmes reçoivent et transportent d'importants volumes de matières organiques bénéfiques (p. ex., la chute des feuilles et les insectes), qui sont traitées par les poissons et le benthos en aval (Wipfli, 2005). Les cours d'eau en amont sont beaucoup plus efficaces que les grands cours d'eau en ce qui concerne le maintien et la transformation des matières organiques. La conservation et la transformation de matières organiques en amont influent sur la qualité de l'eau en aval, la survie et la condition des organismes qui dépendent des sources de nourriture en eau vive (Cappelia et Fraley-McNeal, 2007).

À partir d'études menées sur un petit cours d'eau ombragé, Nakano et Murakami (2001) ont découvert que les flux de biomasse entre le cours d'eau et la forêt représentaient respectivement 25,6 et 44 % de la quantité totale annuelle du bilan énergétique des assemblages de poissons et d'oiseaux lorsque les écosystèmes terrestres et aquatiques sont intacts. En outre, England et Rosemond (2004) laissent entendre que des niveaux relativement faibles de déforestation riveraine le long des cours d'eau en amont peuvent affaiblir les liens entre les écosystèmes terrestres et aquatiques. À son tour, la diversité de la vie dans les cours d'eau de premier et de deuxième ordres, ainsi que dans les cours d'eau intermittents, contribue à la diversité de la vie dans l'ensemble du fleuve et de sa zone riveraine (Meyer *et al.*, 2007).

Tableau 7. Aperçu général de la sensibilité des cours d'eau aux perturbations humaines de la couverture terrestre (selon les données 2007 de Stantec)

Variable-réponse	Sol perméable		Sol imperméable	
	Petit bassin	Grand bassin	Petit bassin	Grand bassin
Température de l'eau au milieu de l'été	Grosse augmentation	Modeste augmentation	Modeste augmentation	Légère augmentation
Approvisionnement en énergie provenant des apports d'eau	Baisse importante	Légère baisse	Baisse importante	Légère baisse
Approvisionnement en énergie formée à l'intérieur	Grosse augmentation	Légère augmentation	Grosse augmentation	Légère augmentation
Concentration d'oxygène dissous	Baisse importante	Légère baisse	Baisse importante	Légère baisse
Invertébrés benthiques	Changement important vers une eau plus froide et plus chaude, formes tolérantes	Changement mineur vers une eau plus chaude, formes tolérantes	Changement mineur vers une eau plus chaude, formes tolérantes	Changement mineur vers une eau plus chaude, formes tolérantes
Populations de poissons	Changement important vers une eau plus froide et plus chaude, formes tolérantes	Changement mineur vers une eau plus chaude, formes tolérantes	Changement mineur vers une eau plus chaude, formes tolérantes	Changement mineur vers une eau plus chaude, formes tolérantes

Du point de vue des bassins hydrographiques, des pratiques de gestion efficaces doivent tenir compte de la contribution des zones riveraines aux conditions ayant cours dans les cours d'eau locaux – notamment pour les cours d'eau de premier au troisième ordre – à la fois directement et indirectement, ainsi que de la façon dont elles servent elles-mêmes d'habitat terrestre. Les discussions présentées ci-dessous proposent une orientation soutenue par des données scientifiques pour ce qui est des paramètres minimums de l'habitat en vertu de laquelle les zones riveraines peuvent fonctionner comme des zones tampons en milieu aquatique, des corridors biologiques et des habitats *in situ*. La définition de la zone riveraine dans un contexte de gestion doit être

suffisamment souple pour englober ces fonctions, tout en répondant au besoin d'assurer de meilleures fonctions pour atténuer les répercussions futures potentielles. Si, dans les bassins hydrographiques, il est possible d'atteindre et de soutenir des cibles plus rigoureuses que ces lignes directrices, ce sont les cibles qui ont préséance.

Couverture terrestre du bassin hydrographique et santé de l'habitat

La couverture terrestre du bassin hydrographique au-delà de la zone riveraine influe sur les écosystèmes des cours d'eau; toutefois, la relation est difficile à quantifier. Selon Allan (2004) et d'autres auteurs, on reconnaît de plus en plus que les activités

humaines à l'échelle du paysage ont une incidence sur les écosystèmes des cours d'eau (Allan *et al.*, 1997; Strayer *et al.*, 2003; Townsend *et al.*, 2003). Cette constatation appuie l'utilisation d'études détaillées sur les sous-bassins hydrographiques afin d'étayer des décisions relatives à la gestion des cours d'eau. De grandes zones de forêts ou d'autres couverts naturels, voire l'ensemble des bassins hydrographiques, peuvent être nécessaires pour maintenir la santé des cours d'eau (England et Rosemond, 2004; Harding *et al.*, 1998). Cependant, la réussite relative à la quantification des associations entre l'utilisation des terres et les effets sur les systèmes des cours d'eau n'a été que partielle en raison de la covariation des influences de l'homme et de la nature, des mécanismes se déroulant à différentes échelles, des réponses non linéaires des cours d'eau et des influences historiques sous-jacentes (Allan, 2004). Riva-Murray *et al.* (2010) ont découvert que, même si la surface imperméable expliquait 56 % de la variation dans les communautés de macro-invertébrés dans le bassin de la rivière Delaware, les mesures relatives à l'utilisation secondaire des terres étaient à l'origine d'un autre 27 %. Au-delà de la couverture imperméable, d'autres aspects potentiellement importants de la couverture terrestre du bassin hydrographique peuvent inclure des mesures comme les terres en milieu urbain avec un couvert arboré, la fragmentation de la forêt (p. ex., l'indice d'agrégation) ou l'agrégation de l'utilisation des terres urbaines. L'influence potentielle de ces mesures ou d'autres mesures semblables démontre l'importance de suivre de près d'autres aspects de l'urbanisation en plus de la surface imperméable.

Fitzpatrick *et al.* (2001) ont trouvé des communautés de poissons en bon état dont la couverture terrestre agricole atteint jusqu'à 50 %

à l'échelle du bassin hydrographique, à condition que les zones riveraines contiennent moins de 10 % de terres consacrées à l'agriculture. Inversement, Stanfield *et al.* (document inédit) ont découvert que la couverture terrestre des hautes terres avait tendance à ne pas expliquer davantage la variation de la composition de la communauté de poissons que ne le pourrait la composition de la zone tampon riveraine. Wang *et al.* (2006) ont trouvé que la composition des communautés de poissons est davantage liée à une couverture terrestre du bassin hydrographique composée à plus de 20 % de terres urbaines et à plus de 70 % de couverture des terres agricoles. Dans le cadre d'études réalisées dans la forêt boréale du nord-est de l'Ontario, une perte de 25 % du couvert forestier a donné lieu à des effets sur l'hydraulique des cours d'eau et la composition des substrats des cours d'eau (Buttle et Metcalfe, 2000; Eaglin Hubert, 1993).

Dans un résumé de plusieurs études, Allan (2004) a remarqué que la santé de l'écosystème des cours d'eau décline en raison de l'utilisation accrue de terres agricoles dans un bassin hydrographique. De plus, les cultures agricoles en rangs et d'autres utilisations plus intenses peuvent avoir une plus grande incidence sur la santé des cours d'eau que les pâturages. Enfin, les paysages agricoles soutiennent moins de taxons de poissons et d'insectes sensibles que les bassins hydrographiques forestiers. Les réponses des cours d'eau en ce qui concerne l'état de santé global des écosystèmes varient considérablement en fonction de l'étude et de la nature du bassin hydrographique à l'étude. Dans la même étude sommaire, l'utilisation des terres urbaines est considérée comme ayant une incidence importante sur les écosystèmes des cours d'eau, bien plus que l'utilisation des terres agricoles. Snyder *et al.* (2003) ont fait la même

observation sur la différence entre l'utilisation des terres urbaines et agricoles.

Un certain nombre d'articles ont examiné les liens qui existent entre les écosystèmes aquatiques et le pourcentage de couvert forestier dans le paysage environnant, et ils ont révélé des liens solides entre les niveaux de couvert forestier et la santé de l'écosystème aquatique. Johnston et Schmagin (2008) ont déterminé que les rendements de l'écoulement fluvial annuel ont été les plus importants dans les bassins hydrographiques des Grands Lacs possédant le niveau le plus élevé de couvert forestier et de relief topographique. Stephenson et Morin (2009) ont découvert que le couvert forestier à l'échelle du bassin hydrographique expliquait davantage la variation de la biomasse de poissons, d'invertébrés et d'algues que tout autre paramètre. Chang (2006) a cité des études selon lesquelles les bassins hydrographiques forestiers produisaient en général un écoulement fluvial de meilleure qualité que celui provenant d'autres utilisations des terres. D'autres études nord-américaines insistent sur l'importance des forêts pour la santé des cours d'eau. Capiella *et al.* (2005) ont repéré des systèmes aquatiques sains dans des bassins hydrographiques ayant au moins 45 % à 65 % de couvert forestier. Goetz *et al.* (2003) ont examiné les évaluations de la santé des cours d'eau en fonction des indices d'intégrité biotique; d'après leurs constatations, dans l'ensemble du bassin hydrographique, un

couvert abordé de 29,6 % (y compris les arbres situés à l'extérieur des zones naturelles) correspondait à des cours d'eau en mauvaise santé, un couvert arboré de 37 % correspondait à des cours d'eau dont la santé était passable, un couvert arboré de 44,6 % correspondait à des cours d'eau en bonne santé, et un couvert arboré de 50,6 % correspondait à des cours d'eau en excellente santé. Helms *et al.* (2009) ont établi qu'un couvert forestier à feuilles caduques d'au moins 50 % entraînait une plus grande richesse d'espèces de macro-invertébrés. Stephenson et Morin (2009) ont signalé que lorsque le couvert forestier était inférieur à 50 %, la biomasse algale était relativement élevée (mais les tendances étaient variables), et que la biomasse des poissons commençait à diminuer lorsque le couvert forestier était inférieur à 45 % à l'échelle du tronçon.

De plus, des pourcentages plus élevés de couverture de terres poreuses dans le bassin hydrographique, comme les forêts, les milieux humides et les prés humides, auront un effet positif sur l'écologie des cours d'eau, car ces surfaces ne sont pas des surfaces imperméables.

Un couvert forestier de 40 à 50 % a un effet positif sur la santé de l'écosystème des cours d'eau, ce qui est conforme à la ligne directrice sur le pourcentage de couvert forestier dans la section de ce rapport relative aux forêts (voir la section 2.3).

Tableau 8. Sommaire des lignes directrices sur les habitats riverains et hydrographiques

Paramètre	Ligne directrice
Largeur de la végétation naturelle adjacente au cours d'eau	Les cours d'eau devraient être bordés des deux côtés par une zone tampon de végétation naturelle de 30 mètres de largeur afin de soutenir et de protéger l'habitat aquatique. La création d'un habitat faunique fonctionnel peut nécessiter des largeurs de végétation riveraine de plus de 30 mètres.
Pourcentage de végétation naturelle en bordure des cours d'eau	Les cours d'eau devraient être bordés de végétation naturelle sur 75 % de leur longueur.
Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé	Moins de 10 % de la superficie totale d'un bassin hydrographique urbanisé devrait être imperméable afin de préserver la densité et la biodiversité des espèces aquatiques. Une importante détérioration de la quantité et de la qualité de l'eau dans les cours d'eau représente fort probablement plus de 10 % de la couverture terrestre imperméable et peut souvent commencer avant que ce seuil soit atteint. Dans les systèmes urbains déjà dégradés, un second seuil peut être atteint autour de 25 à 30 %.

2.2.1 Largeur de la végétation naturelle adjacente au cours d'eau

> Ligne directrice

Les cours d'eau devraient être bordés des deux côtés d'une largeur de végétation naturelle de 30 mètres au moins dans les zones riveraines afin de protéger et de soutenir l'habitat aquatique. Un habitat faunique hautement fonctionnel peut nécessiter une largeur totale de végétation riveraine de plus de 30 mètres.

> Justification

Les communautés de végétation au sein de la zone riveraine peuvent influencer directement l'habitat aquatique, y compris la qualité de l'eau nécessaire à la vie aquatique. Ces fonctions comprennent la modération de la température moyennant l'ombre, la filtration des sédiments et des éléments nutritifs, l'apport alimentaire par l'intermédiaire de débris organiques et des feuilles mortes et la modification de l'habitat physique par l'ajout de matières ligneuses tombées. De plus, les zones riveraines végétalisées servent d'habitats terrestres et de corridors pour la faune ainsi que de points d'interconnexion des réseaux alimentaires terrestres et aquatiques. Ces diverses fonctions peuvent interagir ensemble ou être indépendantes l'une de l'autre et elles varieront selon le bassin hydrographique. Par exemple, si la capacité de la végétation riveraine à modérer la température de l'eau peut diminuer avec l'augmentation de la largeur et du volume des cours d'eau, elle pourrait néanmoins fournir un habitat terrestre.

La largeur de la zone riveraine exigeant un entretien ou une protection peut varier en fonction de la taille (ordre) du cours d'eau, de la cambrure des rives et des préoccupations particulières en matière de gestion du système local (Département de l'Agriculture des États-Unis, 2007). Kennedy *et al.* (2003) fournissent des tableaux détaillés des largeurs des zones

riveraines, accompagnés de préoccupations précises en matière de conservation et de considérations plus générales relatives aux paysages. La ligne directrice relative à la largeur de 30 mètres est une approximation générale minimale ayant pour but de consigner les fonctions et les processus typiques de la zone riveraine active d'une plaine inondable, ainsi que la transition entre la plaine inondable et la haute terre en ce qui concerne les services écologiques fournis à l'habitat aquatique.

Les lignes directrices sur la largeur des zones riveraines n'incluent pas directement les zones tampons de transition au-delà de la zone riveraine, mais les zones tampons de transition doivent être prises en compte lors de la gestion de la zone riveraine, selon une approche de gestion des écosystèmes. Le type de végétation et d'autres conditions propres au site au-delà de la zone riveraine immédiate peut être d'une importance particulière dans le cadre de la gestion des bassins hydrographiques urbains, étant donné que l'aménagement urbain change entièrement les caractéristiques de l'écoulement de surface qui pénètre latéralement dans la zone riveraine. Les effets de la végétation et de la couverture terrestre au-delà de la zone riveraine sur l'habitat aquatique des cours d'eau sont abordés ci-dessous et dans la section suivante. De plus, même si la végétation adjacente aux lacs doit être conservée pour les mêmes raisons que celles données pour les cours d'eau, cette

ligne directrice n'a pas été mise au point précisément pour les lacs.

En ce qui concerne les fonctions des zones tampons et de l'habitat, il existe des parallèles avec les zones de protection comme il a été mentionné dans la section 2.1.3, Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides, mais avec quelques différences importantes. Essentiellement, la ligne directrice sur la végétation riveraine adjacente de 30 mètres n'est pas fondée sur un besoin propre à une espèce ou à une fonction; elle reflète toutefois le seuil de distance général nécessaire pour assurer la santé aquatique et les fonctions des zones riveraines. La largeur de 30 mètres vise également à regrouper une variété de fonctions de protection et de fonctions de l'habitat. Certaines fonctions de l'habitat riverain, comme les corridors biologiques, ne prennent pas en compte les besoins des espèces aquatiques dans les habitats de haute terre, mais plutôt les besoins des espèces de haute terre qui utilisent le système riverain ou le cours d'eau. Même si les concepts relatifs à la zone de protection et, dans une certaine mesure, à la zone critique peuvent s'appliquer aux systèmes des zones riveraines à condition de faire preuve d'un certain discernement dans certaines conditions, on propose qu'au moins 30 m de végétation naturelle soient maintenus à côté des cours d'eau.

Knutson et Naef (1997) ont examiné plusieurs sources publiées portant sur les diverses largeurs de zones riveraines et leur incidence sur la santé des cours d'eau. Les largeurs signalées allaient de 3 à 200 mètres, avec une prévalence variant de 23 à 60 mètres (toutes les largeurs s'appliquent aux deux côtés du cours d'eau à partir de la bordure des cours d'eau vers l'intérieur). En conclusion, ils ont recommandé que les cours d'eau où vivent des poissons

comprennent des zones tampons de 46 mètres ou de 61 mètres (pour les cours d'eau dont la largeur est inférieure ou supérieure à 1,5 mètre, respectivement), lesquelles passeraient à 76 mètres dans le cas des rives ou des cours d'eau jugés importants à l'échelle d'un État. Dans un examen ultérieur des études réalisées dans toute l'Amérique du Nord et l'Europe, Broadmeadow et Nisbett (2004) ont cité des largeurs allant de 15 à 70 mètres pour assurer la modération de la température des cours d'eau, de 15 à 100 mètres pour assurer l'élimination et le contrôle des sédiments, et de 27 à 100 mètres pour assurer l'approvisionnement en débris ligneux et en lits de feuilles. Cependant, la suppression ou la perte partielle de certains arbres des zones riveraines n'aurait pas forcément une incidence négative sur certaines fonctions tampons des zones riveraines. Par exemple, Wilkerson *et al.* (2006) ont remarqué qu'un couvert de seulement 60 % était nécessaire pour maintenir un contrôle efficace de la température.

En ce qui concerne le contexte paysager, Wang *et al.* (2003) ont trouvé que la couverture des terres à moins de 30 mètres du cours d'eau dans le Wisconsin et le Minnesota entraînait une variation plus importante des assemblages de poissons que les couvertures de terres à plus de 30 mètres. Frimpong *et al.* (2005) ont découvert que les zones tampons qui mesuraient 30 mètres de large et 600 mètres de long étaient les meilleurs prédicteurs de la composition des communautés de poissons dans les cours d'eau de l'Indiana. Toutefois, la couverture des terres du bassin hydrographique et, plus précisément, la proportion de couvert naturel (en particulier, mais non nécessairement, de couvert forestier) aux couvertures terrestres imperméables, modifieront l'efficacité des zones tampons riveraines. Roy *et al.* (2007) ont découvert que les zones tampons forestières de 30 mètres

protégeaient les communautés de poissons des cours d'eau, mais le rendement diminue lorsque la couverture des terres urbaines est supérieure à 15 % dans le bassin hydrographique. Les effets de la couverture terrestre du bassin hydrographique sont importants et sont décrits plus en détail dans les sections suivantes.

Dans des études effectuées par *Castelle et al.* (1994) et *O'Laughlin et Belt* (1995), des largeurs de zones riveraines de 3 à 200 m ont été jugées efficaces pour la stabilisation des berges et le contrôle de l'érosion des sédiments, selon les conditions propres au site. L'étude de *Castelle et al.* (1994) a examiné avec précision les effets de différentes largeurs de zones riveraines sur l'enlèvement des sédiments. La relation entre la largeur et l'enlèvement des sédiments n'était pas linéaire, des bandes de zones riveraines disproportionnellement plus larges étant nécessaires pour obtenir des améliorations relativement modestes par rapport à l'enlèvement des sédiments. Par exemple, dans un cas type, les largeurs de 30,5 mètres enlevaient 90 % des sédiments sur une pente de 2 %; toutefois, une largeur de 60 mètres était nécessaire pour éliminer 95 % des sédiments sur la même pente. Sur des pentes plus abruptes, deux autres études ont révélé que des largeurs de 60 m ont été efficaces dans l'enlèvement de plus de 80 % des sédiments (*Castelle et al.*, 1994). La fréquence et l'intensité des apports en sédiments sont considérées comme des critères importants pour l'efficacité de la zone riveraine afin d'atténuer les effets de l'apport de sédiments.

Castelle et Johnson (2000) ont trouvé que la plupart des contributions à l'habitat aquatique sont réalisées dans les 5 à 30 premiers mètres de

la zone riveraine végétalisée (la végétation enracinée contribue à la filtration des sédiments et les arbres contribuent à la structure du bois et à la création d'ombrage). En cas de pluies abondantes, la filtration des sédiments riverains peut être renforcée grâce à l'utilisation de bandes de hautes terres herbeuses de la zone riveraine, ce qui peut réduire les flux concentrés en surface (*Knight et al.*, 2010). *Knight et al.* (2010) ont observé que les zones tampons de forêt de 17 à 18 m sont demeurées intactes (c.-à-d. qu'elles n'ont pas développé de canaux latéraux d'érosion) malgré les événements d'écoulement concentré avec l'ajout de 18 à 22 mètres de zone tampon herbeuse au-delà d'une zone riveraine arborée.

Les terrains adjacents recouverts d'une végétation établie sont plutôt efficaces pour éliminer l'excès d'éléments nutritifs provenant des eaux de ruissellement de surface. Dans certaines études, les zones dont les largeurs sont de 4,6 mètres ont été efficaces à 90 % pour éliminer l'azote et le phosphore, mais la plupart des zones nécessitent un minimum de 10 à 15 mètres. Une zone de terres adjacentes de 30 mètres de large située le long d'un cours d'eau et près d'activités d'exploitation forestière a permis de réduire considérablement les niveaux d'éléments nutritifs et de surpasser les normes de qualité de l'eau potable. Les terrains boisés riverains dans le Maryland ont permis d'enlever 80 % de l'excès de phosphore et 89 % de l'excès d'azote, principalement dans les 19 premiers mètres. *Lee et al.* (2003) ont constaté que plus de 97 % des sédiments et de 80 à 90 % des principaux éléments nutritifs pouvaient être enlevés grâce à une zone de terres adjacentes riveraines de 16,3 mètres lorsqu'il s'agit d'une zone boisée ou recouverte d'herbes matures.

Les zones riveraines comme habitat faunique

Les systèmes riverains peuvent fournir un habitat faunique important. L'habitat peut être précieux en raison de ses valeurs intrinsèques, plutôt qu'en raison de toute relation particulière à la zone riveraine elle-même. Par exemple, il pourrait servir d'habitat forestier pour les oiseaux nicheurs ou d'habitat pour la flore, ou encore, il pourrait servir d'éléments linéaires qui permettent une connectivité pour les déplacements des espèces sauvages terrestres (Knutson et Naef, 1997). Le couloir et la largeur de l'habitat pour les mammifères, les reptiles et les amphibiens dépendent souvent des exigences de chaque espèce et sont abordés ailleurs dans le présent document. Toutefois, il est important de noter que les largeurs nécessaires pour traiter les préoccupations écologiques sont beaucoup plus grandes que celles recommandées pour traiter les préoccupations relatives à la qualité de l'eau (Fischer, 2000; Fischer et Fischenich, 2000). Au fur et à mesure que la largeur augmente, les facteurs tels que l'hétérogénéité générale de l'habitat prennent de l'importance, et les exigences en matière d'habitat de l'espèce dépassent la superficie de la zone riveraine.

Les zones riveraines, du fait de leur association avec l'eau, fournissent des zones d'habitat principal pour de nombreuses espèces herpétiles (reptiles et amphibiens). Semlitsch et Brodie (2003) laissent entendre que les 15 à 30 mètres de terres adjacentes, qui sont souvent recommandés comme zone tampon pour protéger les espèces de milieux humides, ne sont pas adaptés aux besoins des amphibiens et des reptiles, étant donné que les zones riveraines ne sont pas des zones tampons par nature, mais plutôt des habitats terrestres clés utilisés par ces espèces. Les exigences minimales de la zone riveraine proposées pour certains herpétiles variaient de 127 à 205 mètres.

Il existe une vaste gamme de largeurs de zones riveraines recommandées selon la fonction, et la gamme de largeurs publiée dans les études varie de quelques mètres à plus de 100 mètres, selon l'étude et le niveau de représentation et de confiance (p. ex. 95 % d'occurrence jusqu'à 175 mètres). La zone tampon de 30 mètres de largeur recommandée est appuyée dans les études en tant que ligne directrice générale minimale pour de nombreux systèmes riverains. La ligne directrice de 30 mètres peut fournir un habitat terrestre de base; toutefois, une plus grande largeur peut être nécessaire pour fournir un habitat faunique très fonctionnel.

2.2.2 Pourcentage de végétation naturelle en bordure des cours d'eau

> Ligne directrice

Une végétation naturelle devrait être présente sur 75 % des berges d'un cours d'eau.

> Justification

Cette ligne directrice est axée sur les effets cumulatifs de la zone riveraine sur l'habitat du cours d'eau, et sur la qualité de l'eau de l'habitat des cours d'eau. Comme il a été démontré, les zones riveraines contribuent aux habitats des cours d'eau de nombreuses façons. À l'échelle locale, les paysages naturels, mais autrement ouverts (p. ex., non boisés), nécessitent une zone riveraine boisée d'au moins 150 mètres afin de générer des habitats du substrat capables de soutenir les communautés benthiques autres que celles tolérant les perturbations d'origine humaine (Wooster et DeBano, 2006).

Une étude réalisée dans la région de Toronto a révélé une dégradation des cours d'eau lorsque la végétation riveraine représentait moins de 75 % de la couverture le long des cours d'eau du premier au troisième ordre (Steedman, 1987). Par ailleurs, dans un essai sur le terrain mené en vertu de cette ligne directrice, l'Office de protection de la nature de Toronto et de la région a mentionné qu'il y a de nombreux cours d'eau froide qui ont moins de 75 %, voire moins de 50 % d'habitats riverains végétalisés, ce qui démontre que certains cours d'eau ont la capacité de résister à la dégradation de l'habitat en dessous du seuil de 75 %.

Des commentaires connexes ont été formulés par Gartner Lee Limited (1997a) dans un essai sur le terrain mené dans le ruisseau Hogg, situé dans le secteur préoccupant du bras Severn, en Ontario. Dans le ruisseau Hogg, seulement 43 % des cours d'eau du premier au troisième ordre

avaient des zones riveraines végétalisées. Plusieurs affluents du cours principal du ruisseau Hogg présentaient des caractéristiques d'eau froide qui semblaient liées à un rapport élevé du débit de base (environ 47 %) en tant que pourcentage du débit annuel moyen par kilomètre carré. Gartner Lee Limited (1997b) a également remarqué que la présence de cours d'eau froide dépend fortement des caractéristiques géologiques de la région.

Toutes proportions gardées, la végétation riveraine offre plus d'avantages pour l'habitat aquatique des cours d'eau le long des eaux dominantes de cours d'eau. Il y a de plus en plus de documents sur l'interaction entre les communautés terrestres adjacentes et les cours d'eau (Iwata *et al.*, 2010; Nakano et Murakami, 2001). Du point de vue d'un bassin hydrographique, la plantation de végétation le long des systèmes de petite taille (p. ex., moins que le troisième ordre) offrira plus d'avantages pour l'habitat aquatique que la plantation le long des rivières d'ordres supérieurs, bien que les deux procurent des avantages. La végétation le long d'un petit cours d'eau peut être plus susceptible de fournir un couvert suffisant pour réduire les températures estivales maximales des cours d'eau plutôt que le long des berges d'une grande rivière, mais, plus important encore, l'échange de la biomasse aquatique et terrestre peut être plus équilibré dans des petits cours d'eau dont la couverture adjacente est abondante. Étant donné que la forme et la fonction des cours d'eau d'amont sont fortement influencées par les caractéristiques des terres adjacentes, l'absence de végétation

naturelle adjacente peut entraîner des modifications importantes des régimes de débit et de sédiments.

Cependant, la végétation riveraine sera toujours d'une grande importance le long des grandes rivières pour des espèces comme la sauvagine, les reptiles et les amphibiens, ainsi que pour les mammifères comme la loutre du Canada, le vison d'Amérique et le castor. Dans ce contexte, il y a une similarité avec les zones critiques humides (voir la section 2.1.3) : les zones riveraines comprendront des zones de terres adjacentes dont dépendent les espèces pour compléter leur cycle de vie à la fois dans les habitats aquatiques et terrestres.

Les cours d'eau d'ordre inférieur représentent la majorité des systèmes de cours d'eau dans le bassin inférieur des Grands Lacs. Par exemple, environ 75 % de la longueur de la rivière Credit est composée de cours d'eau du premier au troisième ordre, 83,5 % du ruisseau Duffins est composé de cours d'eau du premier au troisième ordre et 75 % du ruisseau Carruther est composé de cours d'eau du premier au

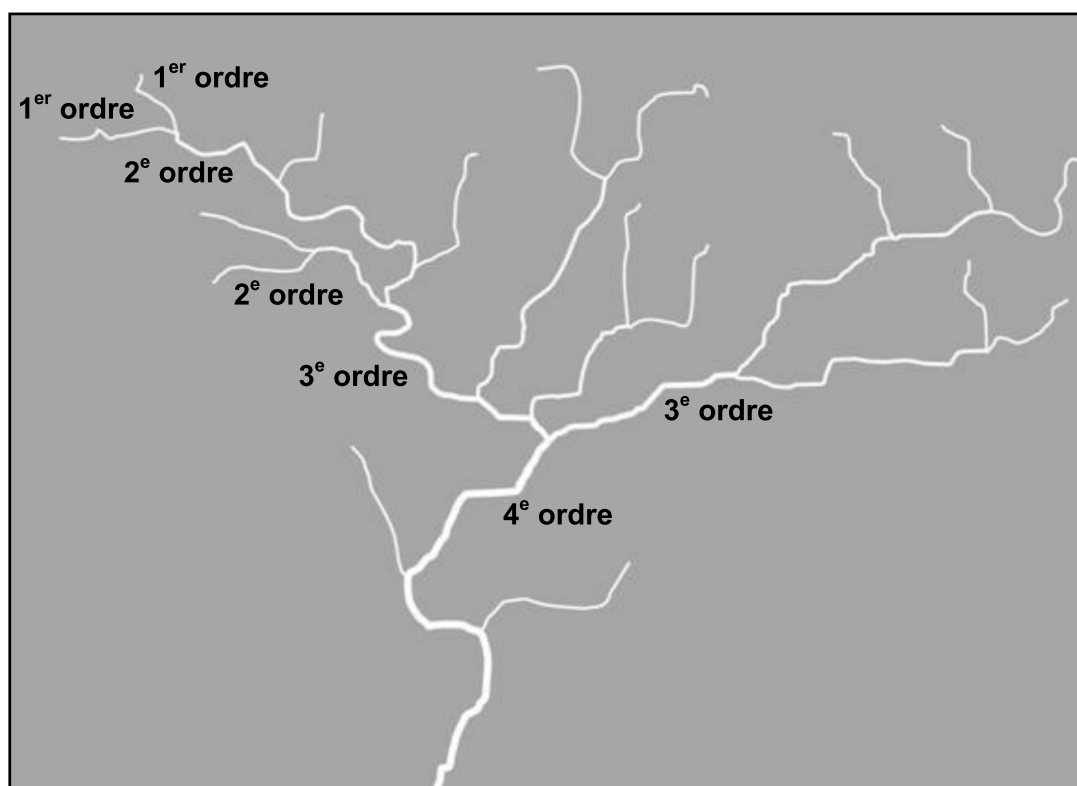


Figure 11. Ordre indiquant l'étendue des cours d'eau du 1^{er} au 3^e ordre

troisième ordre (TRCA, 2012; CVC, 2012, comm. pers.).

La ligne directrice préconisant un couvert de végétation naturelle de 75 % représente une valeur minimale compte tenu des études réalisées à ce sujet et étant donné que les cours supérieurs dans le sud de l'Ontario ont tendance à représenter environ 75 % de la longueur des cours d'eau. Les approches de gestion efficaces doivent prendre en compte les conditions locales du bassin hydrographique (couverture terrestre) au moment d'appliquer cette ligne directrice, comme le mentionne la section suivante.

2.2.3 Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé

> Ligne directrice

Moins de 10 % de la superficie totale d'un bassin hydrographique urbanisé devrait être imperméable afin de préserver la densité et la biodiversité des espèces aquatiques. Une importante détérioration de la quantité et de la qualité de l'eau dans les cours d'eau représente fort probablement plus de 10 % de la couverture terrestre imperméable et peut souvent commencer avant que ce seuil soit atteint. Dans les systèmes urbains déjà dégradés, un second seuil peut être atteint autour de 25 à 30 %.

> Justification

Dans le cadre du cycle hydrologique, l'eau qui tombe sous forme de précipitations traversera le sol pour réapprovisionner les eaux souterraines et les eaux profondes des aquifères (infiltration), ou s'écoulera sur le sol en tant qu'eaux de surface. Les eaux souterraines et les eaux de surface peuvent pénétrer dans les cours d'eau, les rivières et les lacs, et peuvent se déverser dans les océans. Le débit de base des cours d'eau dépend des eaux souterraines. Au cours d'un événement de précipitations, si les précipitations dépassent la capacité d'infiltration, l'eau ruisselle le long de la surface pour s'infiltrer ailleurs ou s'écouler directement dans les cours d'eau. Le total des eaux d'écoulement de surface qui se déversent directement dans les cours d'eau augmente en présence de surfaces terrestres imperméables, comme l'asphalte et le béton, ou même en cas de baisse de l'infiltration, comme sur les sols compactés (Stanfield et Jackson, 2011).

Le remplacement de la végétation naturelle par des surfaces imperméables contribue à la modification des processus de ruissellement des eaux dans les bassins hydrographiques urbains (Booth, 1991; Booth, 2000; Booth *et al.*, 1997; Knutson et Naef, 1997). La perte d'habitat pour

les poissons et la faune, ainsi que l'érosion des chenaux et les inondations en aval, sont les principales composantes du déclin du réseau de cours d'eau qui découle de niveaux imperméables élevés dans un bassin hydrographique (Booth, 1997; Booth, 2000; Knutson et Naef, 1997). Bien que les zones riveraines puissent réduire le ruissellement des eaux de surface par une augmentation de l'infiltration (Bharati *et al.*, 2002), leur efficacité est limitée pour ce qui est de la conservation du bassin hydrographique. Dans un examen des limites associées aux meilleures pratiques de gestion, les zones tampons riveraines ont cessé de fournir une protection en ce qui concerne les charges en éléments nutritifs et la turbidité, indépendamment de la largeur des zones riveraines et du pourcentage de couverture de la longueur des cours d'eau, lorsque la couverture imperméable variait de 12 à 45 % (Brabec, 2009). Plus important encore, même avec la conservation complète de la couverture des zones riveraines, une dégradation mesurable de la qualité des cours d'eau a été observée avec une couverture imperméable des bassins hydrographiques de seulement 7 à 10 %.

Les effets de la perte de végétation naturelle en raison des surfaces imperméables sont souvent permanents (Booth, 1991) et, à cet égard, la mise en œuvre d'efforts d'atténuation après l'établissement de surfaces imperméables se solde dans la plupart des cas par un échec (Booth *et al.*, 1997). La biodiversité des cours d'eau peut continuer d'être touchée négativement par les perturbations à l'échelle du paysage pendant des décennies, malgré l'amélioration des zones riveraines et des fonctions tampons connexes (Harding *et al.*, 1998).

Le débat sur la détermination des seuils raisonnables pour les surfaces imperméables dans un bassin hydrographique a commencé en 1979. Dans son article clé, Klein (1979) a signalé que l'altération de la qualité des cours d'eau apparaît pour la première fois en présence d'une couverture imperméable de 10 à 12 % et que la qualité devient gravement altérée lorsque le taux d'imperméabilité du bassin hydrographique atteint 30 %. Dans le cadre de l'examen ultérieur des études, le Stormwater Manager's Resource Center a proposé d'établir deux seuils dans les bassins hydrographiques urbanisés : à un taux d'imperméabilité de 10 %, certains paramètres de la qualité des cours d'eau seront touchés, et en présence d'une couverture imperméable de 25 à 30 %, la qualité des cours d'eau passera régulièrement à un état de dégradation (Schueler, 2003).

Lorsque l'imperméabilité du bassin hydrographique dépasse 10 %, Booth (1991) et Booth *et al.* (1994) ont remarqué un déclin rapide de l'habitat du poisson et de la stabilité des chenaux des zones riveraines. En outre, Booth (1991) a déclaré que le développement urbain augmente les pics de rejets et crée de nouveaux pics de ruissellements.

Schueler (1994) a fait rapport de plusieurs études qui associent l'imperméabilité aux caractéristiques des eaux de ruissellement, à la morphologie des cours d'eau, à la qualité de l'eau, aux charges de polluants, au réchauffement des cours d'eau, ainsi qu'à la biodiversité aquatique. Dans son examen, il a laissé entendre que l'utilisation des terres imperméables devrait rester inférieure à une ligne directrice de 10 % pour protéger les cours d'eau. Snodgrass (1992) a signalé que la qualité de l'eau se dégradait lorsque les surfaces dures découlant de l'aménagement (p. ex., logements, routes) représentaient de 15 à 25 % du bassin hydrographique. La gestion contemporaine des eaux de ruissellement ne pouvait pas empêcher l'altération de la qualité des cours d'eau dans l'étude fournie par Snodgrass (1992). Au cours des deux dernières décennies, les meilleures pratiques de gestion des eaux de ruissellement ont beaucoup évolué. Toutefois, la priorité en matière de contrôle des débits maximums et de réduction de solides en suspension n'a pas limité la modification hydrologique étendue et cumulative à l'échelle des cours d'eau et du bassin hydrographique dans son ensemble (CVC et TRCA 2010).

Divers indicateurs de la santé des communautés de macro-invertébrés aquatiques sont largement utilisés comme indicateurs de relation entre l'imperméabilité des bassins hydrographiques et les réseaux aquatiques. Les seuils présentés ci-dessous sont tirés de l'examen du Stormwater Manager's Resource Center (Schueler, 2003). Lorsque la couverture imperméable passe de 8 à 9 % dans un bassin hydrographique, il y a un déclin important de la santé des macro-invertébrés aquatiques (Hicks et Larson, 1997). Lorsque le pourcentage total de surfaces imperméables dépasse 5 à 10 % du paysage d'un bassin hydrographique, il y a un déclin rapide des indicateurs biologiques des cours

d'eau (May *et al.*, 1997). Lors d'une étude menée à Washington, D.C., un important déclin de la diversité des insectes aquatiques est noté en présence d'une couverture imperméable de 10 % (équipe de restauration de la rivière Anacostia, 1992). En outre, la densité et la diversité des plantes des milieux humides, des amphibiens et des poissons sont également altérées lorsque l'imperméabilité du bassin hydrographique dépasse 10 % (Limburg et Schmidt, 1990; Taylor *et al.*, 1995).

Le seuil le plus souvent choisi pour les surfaces imperméables est de 10 % de la couverture terrestre dans un bassin hydrographique (Booth, 2000). Cette valeur est proposée comme une norme minimale défendable en tant que ligne directrice. Cependant, tous les bassins hydrographiques ne répondront pas de la même façon ou comme prévu aux seuils de surfaces imperméables proposés. Bien que l'intégrité de certains bassins hydrographiques puisse demeurer intacte à 10 %, lorsque l'imperméabilité s'approche des 10 %, la communauté de poissons pourrait déjà être simplifiée, ce qui se caractérise par une augmentation du nombre de poissons généralistes comme la carpe et la perchaude (Wang *et al.*, 1997; Weaver, 1991). On peut observer des effets sur la vie aquatique lorsque l'imperméabilité atteint 5 à 8 % (Horner *et al.*, 1997; May *et al.*, 1997; Shaver et Maxted, 1995; Yoder et Rankin, 1995), et dans certains cas, même à des seuils inférieurs (King *et al.*, 2011; Stranko *et al.*, 2008; Utz *et al.*, 2009; Utz *et al.*, 2010). Wang et Kanehl (2003) ont conclu qu'il est possible d'établir des communautés de macro-invertébrés de haute qualité dans les cours d'eau froide si les couvertures de surfaces imperméables représentent moins de 7 % de la région du bassin hydrographique, mais que les faibles cotes de l'indice de qualité sont inévitables au-dessus de 10 % d'imperméabilité.

Des niveaux d'imperméabilité compris entre 7 et 10 % représentaient un seuil dans les zones d'aménagement urbain auquel des changements mineurs en matière d'urbanisation pourraient entraîner des changements importants au sein des communautés de macro-invertébrés des cours d'eau froide.

Stranko *et al.* (2008) ont observé que la présence de l'omble de fontaine dans les petits cours d'eau urbains et suburbains était fortement associée de façon positive au couvert forestier du bassin hydrographique et à leur absence dans les cours d'eau froide en présence d'une couverture imperméable de seulement 4 % dans le bassin hydrographique. On peut en observer les effets sur la géomorphologie des chenaux de cours d'eau à seulement 2 % (Morisawa et LaFlure, 1979) et 4 % (Dunne et Leopold, 1978). Ces études indiquent que même une ligne directrice de 10 % pourrait être trop élevée pour protéger adéquatement un bassin hydrographique urbanisé. De plus, il est évident qu'une limite de 10 % (ou que toute limite proposée) ne représente pas nécessairement un point critique en dessous duquel les cours d'eau ne subiront pas les répercussions de la couverture imperméable. Par exemple, on peut toujours observer des réactions négatives linéaires pour l'omble de fontaine (Stanfield *et al.*, 2006) en dessous de ce seuil. Les valeurs recommandées de 5 à 7 % de couverture imperméable fournissent une limite plus prudente pour les bassins hydrographiques urbanisés, même si elles peuvent être difficiles à obtenir et à conserver. Pour les bassins hydrographiques urbains qui, à ce jour, ont dépassé le seuil de 10 % de surface imperméable recommandé par la ligne directrice, un deuxième seuil de 25 à 30 % (ou inférieur) de surfaces imperméables est préconisé.

Dans le sud de l'Ontario, les surfaces imperméables sont souvent associées à des utilisations précises des terres, et les relations entre la couverture des terres et la qualité de l'eau des cours d'eau dépendent, en grande partie, de la façon dont la couverture des terres est classée (Stantec, 2007). Bien que les zones urbaines soient généralement plus imperméables que les terres agricoles, il peut y avoir des différences importantes de perméabilité au sein de ces catégories (Stantec, 2007). Les zones industrielles avec de grands parcs de stationnement peuvent avoir plus de 90 % d'imperméabilité tandis que les zones de lotissement résidentiel peuvent avoir des valeurs comprises entre 5 et 10 % d'imperméabilité (Arnold et Gibbons, 1996; Prisloe *et al.*, 2001). L'imperméabilité varie également selon le type d'activité agricole et le niveau d'intensité de l'activité. Dans une étude réalisée en Nouvelle-Zélande traitant de l'utilisation des terres et de la santé générale des cours d'eau, Harding *et al.* (1999) laissent entendre que des mesures de l'intensité agricole peuvent fournir des seuils de gestion des terres plus utiles par rapport au pourcentage de couverture de l'utilisation des terres agricoles.

Dans les bassins hydrographiques relativement peu développés, le débit de base des cours d'eau dépend des sols sous-jacents et des conditions géologiques qui influencent la quantité de rejet d'eaux souterraines. Toutefois, dans les bassins hydrographiques urbanisés, une planification minutieuse peut atténuer certains effets des surfaces imperméables. Les débits de pointe extrêmes typiques des milieux urbains peuvent être réduits en minimisant les surfaces dures. Booth *et al.* (1997) ont laissé entendre qu'en utilisant des méthodes de construction et des produits comme les chaussées perméables qui permettent l'infiltration de l'eau, la superficie qui serait

autrement couverte par des surfaces construites imperméables (toitures, trottoirs, sols compactés) pourrait être réduite.

L'imperméabilité fournit une mesure de substitution qui consiste en une variété de répercussions sur les cours d'eau associée à l'aménagement des bassins hydrographiques et à la transformation de l'utilisation des terres. Cependant, au moment de déterminer les politiques de conservation, il est important de comprendre que la couverture imperméable ne doit pas être considérée uniquement comme le pourcentage d'un bassin hydrographique ou d'un sous-bassin hydrographique qui est asphalté ou aménagé. Il existe une nouvelle étude sur l'intensité et la nature des utilisations des terres et la relation avec l'habitat aquatique et la qualité de l'eau, comme le travail de Coles *et al.* (2010) qui consiste à créer un indice d'intensité urbaine lié aux conditions écologiques des cours d'eau. Dans le cadre de cette étude, une valeur de l'intensité urbaine a été calculée à l'aide de 24 variables du paysage et mesurée à 30 sites qui représentent différents niveaux d'aménagement des bassins hydrographiques. À partir de cela, un gradient d'intensité urbaine a été élaboré afin de faire des estimations des conditions des cours d'eau attendues selon le niveau d'urbanisation.

Stanfield et Kilgour (dans un examen) se penchent sur l'utilisation d'un indice de perturbation des terres dans le sud de l'Ontario comme mesure plus inclusive des perturbations qui permettrait de définir l'aménagement cumulatif au sein d'un bassin hydrographique. Au-delà de la simple valeur recommandée du pourcentage de surface imperméable, une planification et une politique efficaces en matière de conservation doivent tenir compte des lieux où l'imperméabilité se trouve dans un bassin hydrographique. Si les zones des cours

supérieurs ont une couverture imperméable minimale et que les zones urbaines ayant une forte imperméabilité se trouvent uniquement dans les sections des cours d'eau d'ordre supérieur du bassin hydrographique, les cours d'eau pourraient être plus à même de conserver leur intégrité.

Des changements devraient survenir à la fois dans la façon dont l'imperméabilité est calculée et dans la manière dont l'intensité de l'utilisation des terres est prise en compte dans cette évaluation. Entre-temps, les lignes directrices fournies permettent d'optimiser les données scientifiques à ce sujet.

2.2.4 Autres facteurs à retenir concernant la zone riveraine et le bassin hydrographique

Propriétés physiques et chimiques de la qualité de l'eau

Les mesures physiques et chimiques de la qualité de l'eau doivent être comprises dans les lignes directrices fédérales et provinciales.

Les mesures de la qualité de l'eau, comme les matières solides totales en suspension, le pH, l'oxygène et les concentrations d'éléments nutritifs, de métaux et d'autres contaminants, sont importantes dans le cadre de la surveillance de la santé des cours d'eau. Les paramètres de qualité de l'eau sont touchés par les facteurs qui influencent l'habitat aquatique, comme les apports de sources ponctuelles et non ponctuelles provenant des affluents en amont, les perturbations dans les cours d'eau (anthropiques ou autre) ou les deux, ainsi que par les conditions dans l'ensemble du bassin hydrographique, comme les niveaux de couverture imperméable (tel qu'il est susmentionné). La quantité et la qualité de l'habitat riverain peuvent atténuer les effets du paysage du bassin hydrographique sur la qualité de l'eau (Brabec, 2009).

Au Canada, le Groupe de travail sur la qualité de l'eau du Conseil canadien des ministres de l'environnement élabore des lignes directrices fédérales pour la protection de la vie aquatique portant sur la qualité de l'eau, les sédiments et

les tissus. Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement fournissent des fiches d'information chimique sous forme de lignes directrices indiquant les limites environnementales pour plus de 200 paramètres chimiques et de qualité de l'eau différents (CCME, 1999). Chaque fiche d'information résume les principaux renseignements scientifiques et la justification de la limite. Elles offrent également des conseils de mise en œuvre détaillés. Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement et les tableaux sommaires sont disponibles en ligne à l'adresse <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr>.

En plus des lignes directrices de chaque paramètre, le Conseil canadien des ministres de l'environnement a également mis au point un tableur qui résume de nombreuses variables concernant la qualité de l'eau, les sédiments et le sol en une seule mesure de la qualité générale de l'eau, des sédiments ou du sol. L'indice de la qualité des eaux a été élaboré afin de fournir une mesure standard pour que les provinces et les territoires assurent le suivi et la déclaration de renseignements sur la qualité de l'eau. Il est disponible, avec les documents connexes à l'appui, à l'adresse www.ccme.ca/ourwork/water.fr.html?category_id=102.

Dans le sud de l'Ontario, les objectifs provinciaux de qualité de l'eau fournissent également des lignes directrices standard pour les propriétés physiques et chimiques de la qualité de l'eau pour la protection de la santé de la vie aquatique. Ces objectifs offrent une orientation pour la prise de décisions concernant la gestion de la qualité de l'eau et doivent être pris en compte dans la gestion des zones riveraines et des bassins hydrographiques plus vastes, compte tenu de leur influence sur

les cours d'eau et les autres habitats aquatiques. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario fournit plus de 240 objectifs provinciaux sur la qualité de l'eau dans sa publication *Water Management, Policies, Guidelines: Provincial Water Quality Objectives of the Ministry of the Environment*, également connue sous le nom de « Blue Book » (le livre bleu). Elle est disponible (en anglais seulement) sur le site Web du Ministère à l'adresse www.ene.gov.on.ca/environment/fr/resources/STD01_077778.html.

2.2.5 Cibles pour les populations de poissons

Les populations de poissons sont le produit des caractéristiques des cours d'eau et des bassins hydrographiques, et il existe divers guides disponibles afin de mesurer la santé des habitats aquatiques et d'établir les cibles pour les populations de poissons.

Au moment d'établir des cibles pour les populations de poissons, il faut tenir compte de deux points de référence de base :

- les caractéristiques fondamentales et sous-jacentes du cours d'eau et du bassin ou du sous-bassin hydrographique (p. ex., aire de drainage, géologie, substrat du cours d'eau, régime d'écoulement, gradient, etc.) ainsi que la composition historique des populations de poissons;
- le biote actuellement présent dans le cours d'eau (populations de poissons et autres populations aquatiques, l'état de l'habitat aquatique existant ainsi que les facteurs qui ont actuellement une incidence sur le système et leur importance relative.

Les caractéristiques fondamentales du cours d'eau et du bassin hydrographique déterminent les limites et le potentiel du cours d'eau. L'état historique fournit une orientation en matière de réhabilitation. Les conditions existantes indiquent le chemin qui reste à parcourir pour que le système soit de nouveau en santé ou du moins pour qu'il se rapproche des conditions antérieures.

En plus de ces points de référence et caractéristiques fondamentaux, il existe une variété d'approches visant à restaurer les environnements des cours d'eau et à gérer les pêches. Afin d'établir des cibles pour les populations de poissons qui soient pertinentes à l'échelle locale, il est conseillé de communiquer avec les organismes et les organisations qui travaillent dans vos bassins hydrographiques locaux, tels que le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, les offices de protection de la nature ou les groupes non gouvernementaux.

2.3 Lignes directrices sur les habitats forestiers

Dans le présent document, le terme « forêt » comprend toutes les communautés arborées (où les arbres mesurent généralement 6 mètres ou plus) possédant un couvert forestier d'au moins 35 % et, plus souvent, d'au moins 60 %. Cela comprend à la fois les forêts de haute terre et les marécages ainsi que les plantations. Cela ne comprend généralement pas les vergers ou les fermes forestières.

Avant l'arrivée des Européens, la forêt était l'habitat prédominant dans les plaines à forêts mixtes. Et aujourd'hui, si l'influence et les perturbations humaines devaient cesser, la couverture des terres serait la plus susceptible de se rétablir naturellement dans la majeure partie de l'écozone. De nombreux types d'espèces sauvages qui sont actuellement présentes dans l'écozone des plaines à forêts mixtes, et les niches écologiques qu'elles occupent, sont un héritage de cette ancienne matrice de forêts. Les restes de cette vaste forêt existent maintenant dans un état fragmenté, sous forme de parcelles de différentes tailles réparties dans l'ensemble des paysages aménagés, les niveaux plus élevés de couvert forestier étant situés le long des bordures nord de l'écozone et associés à certaines caractéristiques, comme la région de l'escarpement du Niagara et l'axe de Frontenac. Le patrimoine forestier, en ce qui a trait à la diversité des espèces, aux fonctions écologiques et à la complexité de l'écosystème, est encore évident dans ces matrices de parcelles et de forêts régionales. Ces caractéristiques écologiques s'ajoutent aux influences, abordées précédemment, qu'exercent les forêts sur la qualité de l'eau et l'hydrologie du cours d'eau (voir la section 2.2 sur la zone riveraine), lesquelles incluent la réduction de l'érosion du

sol, la production d'oxygène, la séquestration du carbone et de nombreux autres services écologiques qui sont essentiels non seulement à la faune, mais également au bien-être des humains.

Bon nombre d'espèces de la flore et de la faune sont des utilisateurs forcés des habitats forestiers, c'est-à-dire qu'elles ne peuvent pas survivre sans eux. Différentes d'un point de vue structurel (par rapport à de nombreux autres habitats), les forêts fournissent de nombreuses niches écologiques qui sont à leur tour occupées par une grande diversité d'espèces. Elles offrent de la nourriture, de l'eau et un abri pour ces espèces, qu'elles se reproduisent et qu'elles soient plus ou moins résidentes, ou qu'elles utilisent le couvert forestier pour faciliter leurs déplacements dans le paysage. Cette diversité des espèces comprend de nombreuses espèces qui sont considérées comme étant des espèces en péril.

Du point de vue des espèces sauvages, il y a de plus en plus de preuves que le couvert forestier total dans une zone donnée est un important prédicteur de la persistance et de la taille des populations d'oiseaux, et il est possible, voire probable, que ce modèle s'étende à d'autres groupes de la flore et de la faune. Le modèle de répartition du couvert forestier, la forme, la superficie et la juxtaposition des parcelles de forêt restantes, tout comme la qualité du couvert forestier, jouent également des rôles essentiels dans la détermination de l'importance des forêts pour la faune et les humains.

La série suivante de lignes directrices sur l'habitat forestier se rapporte à la quantité de couvert forestier, à la superficie des parcelles de

forêt, à la configuration des parcelles de forêt, à la connectivité entre les parcelles de forêt ainsi

qu'à la qualité de la forêt, comme le résume le tableau 9.

Tableau 9. Sommaire des lignes directrices sur les habitats forestiers

Paramètre	Ligne directrice
Pourcentage de couvert forestier	<p>Le couvert forestier devrait représenter au moins 30 % du bassin hydrographique. C'est une approche très risquée permettant d'abriter seulement moins de la moitié de la richesse potentielle des espèces et des systèmes aquatiques à peine viables.</p> <p>Un couvert forestier de 40 % du bassin hydrographique représente une approche moyennement risquée pouvant soutenir plus de la moitié de la richesse potentielle des espèces et des systèmes aquatiques moyennement sains.</p> <p>Un couvert forestier de 50 % ou plus du bassin hydrographique constitue une approche à faible risque pouvant soutenir la plupart des espèces et systèmes aquatiques potentiels.</p>
Taille du plus grand îlot boisé	Un bassin hydrographique ou toute autre unité de territoire devrait avoir au moins un, et de préférence, plusieurs îlots boisés de 200 ha (mesurés comme zone forestière située à plus de 100 mètres d'une lisière).
Forme de la forêt	Les îlots boisés devraient être de forme circulaire ou carrée pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui nichent à l'intérieur des forêts et qui ne tolèrent pas les habitats de lisière.
Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 m de la lisière	Dans un bassin hydrographique, plus de 10 % du couvert forestier devrait être situé à 100 m ou plus de la lisière de la forêt.
Proximité d'autres îlots boisés	<p>Les îlots boisés devraient se trouver à moins de deux kilomètres les uns des autres ou d'autres habitats pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui vivent à l'intérieur de la forêt et aux autres espèces fauniques ayant besoin de vastes étendues de forêt.</p> <p>Les zones de grandes forêts, qui représentent une concentration d'îlots boisés petits et grands, devraient être la pierre angulaire des efforts de protection et de valorisation des bassins hydrographiques et des autres unités de territoire.</p>
Paysages fragmentés et rôle des couloirs	<p>La largeur des couloirs variera selon les objectifs du projet et les caractéristiques des nœuds qui seront interreliés. Les couloirs destinés à faciliter les déplacements des espèces devraient avoir une largeur minimale variant entre 50 m et 100 m.</p> <p>Les couloirs devant fournir un habitat de reproduction aux espèces spécialistes devraient être adaptés aux besoins de ces espèces et tenir compte des effets des terres communes.</p>
Qualité de la forêt, composition des espèces et structure par âge	Le couvert forestier du bassin hydrographique devrait représenter toute la gamme des types forestiers naturellement présents dans l'écorégion. Cela devrait comprendre des éléments de forêt mature et de forêt ancienne.

2.3.1 Pourcentage de couvert forestier

> Ligne directrice

Le couvert forestier devrait représenter au moins 30 % du bassin hydrographique. C'est une approche très risquée permettant d'abriter seulement moins de la moitié de la richesse potentielle des espèces et des systèmes aquatiques à peine viables;

Un couvert forestier de 40 % du bassin hydrographique représente une approche moyennement risquée pouvant soutenir plus de la moitié de la richesse potentielle des espèces et des systèmes aquatiques moyennement sains.

Un couvert forestier de 50 % ou plus du bassin hydrographique constitue une approche à faible risque pouvant soutenir la plupart des espèces et systèmes aquatiques potentiels.

> Justification

Malgré les nouvelles preuves au sujet de l'influence de la matrice, les recherches actuelles se poursuivent afin de montrer que les niveaux globaux de couvert forestier sont des déterminants beaucoup plus importants de la persistance de l'espèce à long terme que la nature des habitats concernés, en particulier pour les oiseaux forestiers (Price *et al.*, 2007; Watling et Donnelly, 2006). Cela est de plus en plus évident lorsque les niveaux de couvert forestiers augmentent dans un paysage donné. Par exemple, Donnelly et Marzluff (2004) ont constaté, que dans un paysage avec environ 60 % de couvert forestier, la diversité des espèces d'oiseaux a augmenté parallèlement à l'augmentation de la taille de la réserve, quel que soit le niveau d'urbanisation dans la matrice environnante.

Un certain nombre d'études de durée relativement courte (p. ex., consistant à examiner des données pour des périodes maximales de 5 ans) ont démontré que les exigences en matière de couvert forestier pour les oiseaux chanteurs sylvicoles dans des

paysages fragmentés varient selon l'espèce et peuvent varier de 10 à 30 %, la plupart des espèces exigeant au moins de 20 à 30 % de couvert pour assurer leur persistance (Andrén, 1994; Fahrig, 1997; tous deux cités dans Villard *et al.*, 1999; Betts *et al.*, 2007; Betts et Villard, 2009; Tate, 1998). Toutefois, les recherches actuelles fondées sur des données à plus long terme laissent entendre que les exigences en matière de couvert forestier du paysage pour les oiseaux forestiers varient entre 20 et 90 %, les exigences moyennes en matière de persistance à long terme se situant plus près de 60 % de couvert forestier (Zuckerberg et Porter, 2010). D'autres études récentes ont déterminé qu'au moins 40 % de couvert forestier est nécessaire pour protéger la plupart des espèces d'oiseaux forestiers sensibles et pour maintenir certaines espèces moins sensibles à des niveaux sains (Brown, 2007; Rioux *et al.*, 2009; Rompré *et al.*, 2010). Ces données indiquent que bien qu'il existe une importante variabilité propre aux espèces, plus de 30 % de couvert forestier est généralement nécessaire pour fournir un habitat

Seuils des habitats forestiers : procéder avec prudence...

Les niveaux des seuils minimaux du couvert forestier (et d'autres types d'habitat) nécessaire pour soutenir des niveaux sains de faune et de flore indigènes présentent un intérêt considérable. Ces seuils peuvent faciliter la planification du patrimoine naturel et aider à soutenir les initiatives visant à protéger et à élargir le couvert forestier. Toutefois, compte tenu du manque de données actuelles relatives aux exigences de différentes espèces et de différents groupes d'espèces en matière d'habitats, tant à l'échelle des sites qu'à l'échelle des paysages, force est de constater que les données scientifiques actuellement disponibles pour appuyer ces seuils sont limitées. Bien qu'il existe plusieurs études qui examinent les seuils de couvert forestier, ces études reconnaissent que les recherches ont été menées sur un nombre relativement faible d'espèces et de groupes taxinomiques (surtout les oiseaux), et sont rarement entreprises pour des périodes suffisamment longues, à des échelles suffisamment grandes, ou avec suffisamment de répétitions pour tirer de solides conclusions (Betts et Villard, 2009; Lindemayer et al., 2005; Price et al., 2007; Rompré et al., 2010). Par conséquent, les valeurs fournies dans le présent document doivent être considérées comme une orientation générale d'après les données scientifiques disponibles.

... mais tenir compte des risques

Les données scientifiques actuelles appuient généralement des exigences minimales en matière d'habitat forestier qui varient de 30 à 50 %, et il existe des preuves limitées selon lesquelles la limite supérieure pourrait être encore plus élevée. Price et al. (2007) proposent une approche fondée sur le risque pour les recommandations relatives aux exigences minimales en matière d'habitat qui tiennent compte des données scientifiques actuelles ainsi que des incertitudes connues. Les seuils fondés sur le risque fournissent une approche plus nuancée, laquelle a été appliquée à la ligne directrice sur le couvert forestier (voir la section 2.3.1). Il s'agit d'une approche logique étant donné qu'il y a rarement une réponse évidente à un problème précis en écologie. Il est possible d'adopter cette approche pour un plus grand nombre de lignes directrices sur l'habitat au sein de l'écozone des plaines à forêts mixtes.

à la plupart des oiseaux sylvicoles dans l'est de l'Amérique du Nord.

Selon Cadman *et al.* (1987) et Riley et Mohr (1994), il est possible de comparer le nombre total d'espèces présentes au nombre d'espèces qui pourraient être présentes, en fonction de leurs aires de répartition géographique. À une extrémité de l'échelle du couvert forestier, 100 % des espèces qui devraient être présentes l'étaient à Ottawa-Carleton, qui était boisé à environ 30 %. En revanche, Essex (qui comptait alors 3 % de couvert forestier) avait perdu près de 40 % de ses oiseaux forestiers. Les résultats de l'*Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario (Atlas)*

(Cadman *et al.*, 1987) ont été utilisés pour déterminer le nombre d'espèces d'oiseaux tributaires de la forêt dans les municipalités ayant des quantités variables de couvert forestier (une explication de la façon d'utiliser l'*Atlas* pour les zones locales étudiées est présentée dans une section ultérieure). Des renseignements concernant l'atlas actuel (2005) sont disponibles en ligne à l'adresse www.birdsontario.org/atlas/index.jsp?lang=fr. Ces données appuient le concept général selon lequel les régions ayant les niveaux de couvert forestier les plus bas soutiennent également une diversité plus faible d'oiseaux sylvicoles.

L'effet global de la diminution du couvert forestier sur les oiseaux dans les paysages fragmentés entraîne la disparition de certaines espèces; de plus, de nombreuses autres deviennent rares ou ne parviennent pas à se reproduire, tandis que les espèces adaptées à des habitats plus ouverts et à des habitats de succession, ainsi que celles qui tolèrent mieux les perturbations d'origine humaine en général, sont capables de subsister et, dans certains cas, prospérer. Les espèces ayant des exigences spécialisées en matière d'habitat sont plus susceptibles d'être touchées. Dans une zone d'étude près d'Ottawa, plusieurs espèces d'oiseaux forestiers ont disparu en tant que reproducteurs lorsque le couvert forestier est passé en dessous de 30 % (Freemark, 1988). Dans le comté d'Essex, où il y a environ 3 % de couvert forestier, de nombreuses espèces sauvages qui sont courantes, voire abondantes ailleurs en Ontario, sont rares (p. ex., la Mésange à tête noire et la Sittelle à poitrine blanche [Oldham, 1983]), et 80 % des espèces de la forêt intérieure ont disparu. Dans la zone Ottawa-Carleton (avec 30 % de couvert forestier), les Pics chevelus se trouvent dans les terrains boisés de 10 hectares ou moins, alors que dans la ville de Markham (environ 5 % de couvert forestier), aucun n'a été observé, même

si certains terrains boisés avaient une superficie de près de 100 hectares (Freemark, 1988).

Les recherches actuelles ont également commencé à explorer les relations entre le couvert forestier et les amphibiens. Des études sur les grenouilles et les salamandres molaires ont systématiquement révélé des liens solides entre les niveaux de couvert forestier à l'échelle locale et la diversité et l'abondance des espèces (p. ex., Mazerolle *et al.*, 2005), même si ces études ont été généralement entreprises à une échelle locale (p. ex., jusqu'à un kilomètre, comme cela est indiqué dans le tableau 10) plutôt qu'à l'échelle du paysage ou régionale. Quant aux oiseaux, on a observé une certaine variabilité au sein des espèces. À des échelles pouvant atteindre 1 500 mètres, les chercheurs ont découvert que les populations sont maintenues à des niveaux de base d'environ 30 à 40 % de couvert forestier, et que les niveaux plus sains de diversité et d'abondance des espèces étaient observés à des niveaux d'environ 50 à 60 % (Eigenbrod *et al.*, 2008; Hermann *et al.*, 2005; Veysey *et al.*, 2009). Toutefois, pour certains amphibiens, comme la grenouille des bois, la présence de ce couvert forestier à proximité des étangs de reproduction semble être aussi importante que le niveau de couvert (comme le montre le tableau 10).

Tableau 10. Sommaire des pourcentages minimums de couvert forestier exigés pour deux espèces amphibiennes (Homan *et al.*, 2004)

Champ de l'analyse (distance à partir du bassin de reproduction)	Salamandre maculée	Grenouille des bois
30 mètres	32 %	88 %
100 mètres	28 %	78 %
500 mètres	41 %	55 %
1 000 mètres	51 %	44 %

La superficie globale de couvert forestier dans un paysage permet également de déterminer sa capacité à soutenir les grands mammifères. Des espèces, comme le loup gris, le lynx du Canada et le wapiti qui exigent de vastes forêts, ont disparu du sud de l'Ontario peu après le début de la déforestation, et se trouvent dorénavant uniquement dans le centre et le nord de l'Ontario, où le couvert forestier est plus important. Certains mammifères plus petits, comme le grand polatouche, ont aussi besoin de niveaux relativement élevés de couvert forestier dans leur domaine vital (Ritchie *et al.*, 2009), mais il manque des données sur le paysage pour bon nombre de ces espèces.

En général, les études montrent qu'il existe une relation complexe entre l'importance relative de l'ensemble du couvert forestier et la taille de l'îlot boisé et la réponse définitive de chaque espèce sauvage (p. ex., Lee *et al.*, 2002). Toutefois, tout bien considéré, l'axiome s'éloigne de l'énoncé « les espèces réagissent mieux lorsque la superficie est plus grande » et se rapproche de l'énoncé « les espèces réagissent mieux lorsque la quantité d'habitat au sein de la mosaïque du paysage est plus importante » (se

reporter à la zone de texte ci-dessous, et Austen *et al.*, 2001; Fahrig, 2002; Golet, 2001; Helms *et al.*, 2009; Lindenmayer *et al.*, 2002; Rosenburg *et al.*, 1999; Vance *et al.*, 2003; Veysey *et al.*, 2009). Ces études et examens ont tous montré ou laissé entendre que la taille et la forme de l'îlot boisé jouent un rôle moins important dans le maintien de la biodiversité régionale ou à l'échelle du paysage que ne l'est la quantité totale de couvert forestier, bien que les trois mesures dépendent les unes des autres dans une certaine mesure.

Des facteurs, comme l'ensemble du couvert forestier, la superficie de l'îlot boisé, la forme et le degré de fragmentation, ont tous une incidence sur la viabilité de l'habitat des espèces sauvages. Toutefois, pour la faune tributaire de la forêt, l'ensemble du couvert forestier dans le paysage est l'une des mesures les plus importantes de l'habitat. Cela signifie que dans les paysages ayant des niveaux relativement faibles de couvert forestier (p. ex., moins de 20 %), certaines espèces forestières ne reviendront jamais, quelle que soit la configuration spatiale de la forêt restante (Trzcinski *et al.*, 1999).

Effets de la perte et de la fragmentation du couvert forestier

La perte et la fragmentation des habitats forestiers sont considérées comme deux des facteurs clés du déclin des espèces sauvages dans les plaines à forêts mixtes et ailleurs. Cependant, il existe encore des incertitudes concernant l'importance relative de la fragmentation de l'habitat et son influence sur les seuils des populations d'espèces sauvages (Ewers et Didham, 2006; McGarigal et Cushman, 2002; Zuckerberg et Porter, 2010).

L'un des concepts qui permettent de comprendre la relation entre le couvert forestier, la fragmentation et la perte des espèces est celui des métapopulations. Ce terme est utilisé pour décrire les populations semi-isolées dans une région et issues d'une dispersion (Merriam, 1988; Opdam, 1991). On assiste à la disparition locale de populations dans des forêts quand les efforts de reproduction échouent en raison de facteurs (souvent stochastiques) tels que la prédation, le parasitisme, les conditions météorologiques défavorables, les catastrophes naturelles (p. ex. le feu, les inondations) et l'insuffisance de nourriture. Lorsque le couvert forestier est plutôt vaste et bien

boisés sont naturellement recolonisés par les individus de zones adjacentes (un phénomène communément appelé dynamique source-puits [Howe et al., 1991]). Toutefois, lorsque l'ensemble d'une région naturelle est en déclin, il arrive qu'il n'y ait plus de colonisateurs lorsqu'une espèce disparaît en raison de la non-connectivité des milieux; des populations peuvent alors disparaître à tout jamais.

Pour les oiseaux nicheurs, il est de plus en plus évident que la quantité d'habitat dans un paysage donné est plus importante que la configuration spatiale (c.-à-d. l'étendue de la fragmentation de l'habitat) de cet habitat, pour ce qui est de soutenir la persistance à long terme des oiseaux forestiers (Betts et al., 2007; Donnelly et Marzluff, 2004; Donnelly et Marzluff, 2006; Fahrig, 2002; Price et al., 2007; Radford et al., 2005; Zuckerberg et Porter, 2010). Cette hypothèse est appuyée par d'autres études qui révèlent que les effets des lisières et des îlots boisés n'avaient pas d'incidence importante sur la réussite de la nidification ou la productivité des oiseaux chanteurs néotropicaux (p. ex. Friesen et al., 1998). Golet (2001) a découvert que l'abondance relative des oiseaux n'était pas prévisible en fonction de la taille du marécage, mais il a conclu que le modèle de répartition était lié à la disponibilité forestière totale. Cependant, Lee et al. (2002) ont découvert que l'importance relative des caractéristiques de la parcelle, de la zone de la parcelle et du couvert forestier du paysage varie pour différentes espèces d'oiseaux, et d'autres chercheurs ont découvert qu'une fois que le niveau de l'ensemble de l'habitat est inférieur à un certain seuil, le niveau de fragmentation et de configuration spatiale des parcelles restantes commence à prendre plus d'importance pour soutenir le reste des espèces dans le paysage (Lichstein et al., 2002; Trzcinski et al., 1999).

Pour les amphibiens, la dynamique des métapopulations est importante pour régler les populations (p. ex. Knutson *et al.*, 2000), mais la configuration réelle de l'habitat dans le paysage joue un rôle plus décisif. Dans l'un des quelques documents examinant les tendances à long terme de la population à l'échelle du paysage, Gibbs *et al.* (2005) ont révélé que la persistance des populations de rainette crucifère, de grenouille léopard et de grenouille des bois dans tout l'État de New York était associée aux régions où le couvert de la forêt à feuilles caduques augmentait. Toutefois, les configurations de l'habitat à des échelles relativement grandes (p. ex. 5 à 10 km) ont été associées à des transitions au sein des populations locales, et soutiennent l'idée selon laquelle les processus liés à la métapopulation et la fragmentation de l'habitat sont également importants pour la viabilité à long terme des populations de grenouilles.

Le concept des métapopulations peut également être utilisé pour expliquer le fait que les assemblages d'oiseaux nicheurs dans les forêts changent chaque année (Villard *et al.*, 1999). Les espèces communes sont toujours présentes, mais on peut observer des espèces plus spécialisées de manière sporadique. Il a été démontré que, dans la mesure où tous les autres paramètres sont égaux, le nombre de couples reproducteurs dans une région demeure relativement constant, mais que les zones utilisées pour la reproduction varient. Par conséquent, un îlot boisé peut appuyer une espèce donnée seulement une fois tous les quatre ou cinq ans; cependant, cette terre boisée est toujours essentielle pour la conservation générale des populations régionales. Par conséquent, la disparition des îlots boisés apparemment peu importants peut contribuer à des déclin régionaux des populations d'oiseaux forestiers.

2.3.2 Taille du plus grand îlot boisé

> Ligne directrice

Un bassin hydrographique ou toute autre unité de territoire devrait avoir au moins un, et de préférence, plusieurs îlots boisés de 200 ha (mesurés comme zone forestière située à plus de 100 mètres d'une lisière).

> Justification

On continue de soutenir le concept selon lequel les grandes réserves d'habitats sont supérieures aux petites réserves pour ce qui est de la persistance à long terme des espèces forestières sensibles à la superficie et des spécialistes d'habitats à faible mobilité (p. ex., Cottam *et al.*, 2009; Keller et Yahner, 2007; Price *et al.*, 2007). De plus, il est de plus en plus reconnu que des nombres suffisamment élevés de parcelles plus petites dans un paysage peuvent également aider à soutenir la biodiversité dans l'ensemble du paysage, et ce, au moins pour les oiseaux forestiers et les amphibiens, si le niveau global du couvert est au-dessus d'un certain seuil (tel qu'il est discuté à la section 2.3.1). Néanmoins, malgré le fait que l'on insiste maintenant sur l'importance de l'ensemble du couvert forestier, la taille de l'îlot boisé demeure une mesure essentielle pour les espèces forestières particulièrement sensibles à la superficie de forêt ou qui ne tolèrent pas les perturbations d'origine humaine, ou les deux.

Plusieurs études ont laissé entendre que, vu l'importance relative de la superficie des îlots, des caractéristiques des îlots et de la couverture du paysage qui varient pour des espèces différentes, ces nombreux facteurs doivent être pris en compte dans la planification de la conservation (Andren, 1996; Lee *et al.*, 2002; Mörtberg, 2001; Villard *et al.*, 1999). Pour les espèces sauvages, de petites zones de fragments

(connues sous le nom de parcelles) imposent une limite maximale sur la taille de la population (et chez les oiseaux, elle semble dépendre en partie des taux de reproduction des espèces [Vance *et al.*, 2003]), ce qui rend les espèces susceptibles de disparaître à l'échelle locale. Par conséquent, même si les petites parcelles peuvent fournir et fournissent un habitat pour certaines espèces, la préservation de certaines parcelles plus importantes dans le paysage est nécessaire à la survie à long terme des populations forestières dans leur ensemble. Par exemple, certaines études ont recensé seulement de grandes forêts (c.-à-d. de 500 hectares) ou des forêts continues en tant que sources pour les Parulines couronnées (Burke et Nol, 2000; Mancke et Gavin, 2000), même si celles-ci peuvent se reproduire avec succès dans des parcelles plus petites ou plus fragmentées. Cottam *et al.* (2009) ont observé que dans les îlots boisés de plus de 250 hectares, ni la prédation des nids, ni la matrice du paysage ne sont des facteurs importants dans le cadre de la diminution de la réussite de la nidification de la Grive des bois ou du Moucherolle vert, ce qui laisse croire que le seuil de cette zone était adéquat pour le maintien de ces espèces, du moins à court terme.

Les îlots boisés plus grands ont également tendance à accueillir une plus grande diversité d'habitats et les niches écologiques, et, par conséquent, ils sont plus susceptibles de soutenir une plus grande diversité ou richesse

d'espèces végétales et sauvages. Pour les plantes forestières qui ne se propagent pas de manière étendue ou rapide, la préservation de certains grands îlots boisés relativement peu détériorés est nécessaire pour les soutenir en raison de leur capacité de dispersion limitée et des exigences en matière d'habitat spécialisé, de même que pour assurer des sources de graines ou de propagation continues pour les zones restaurées ou en régénération situées à proximité (Honnay *et al.*, 2002; Jacquemyn *et al.*, 2003; Taki *et al.*, 2008).

La plupart des études portant précisément sur la zone d'îlots boisés à l'égard de la diversité et de l'abondance des espèces dans le contexte de l'est de l'Amérique du Nord ont utilisé des oiseaux en tant que groupe d'espèces visées. Robbins *et al.* (1989) ont établi que presque tous les oiseaux forestiers dans les États du centre du littoral atlantique vivaient au moins occasionnellement dans des forêts de 100 hectares ou de plus petite taille, mais que la probabilité de détecter un certain nombre de ces espèces dans cette taille d'îlot n'était que de 20 à 30 %. Nol *et al.* (2005) ont étudié la présence de

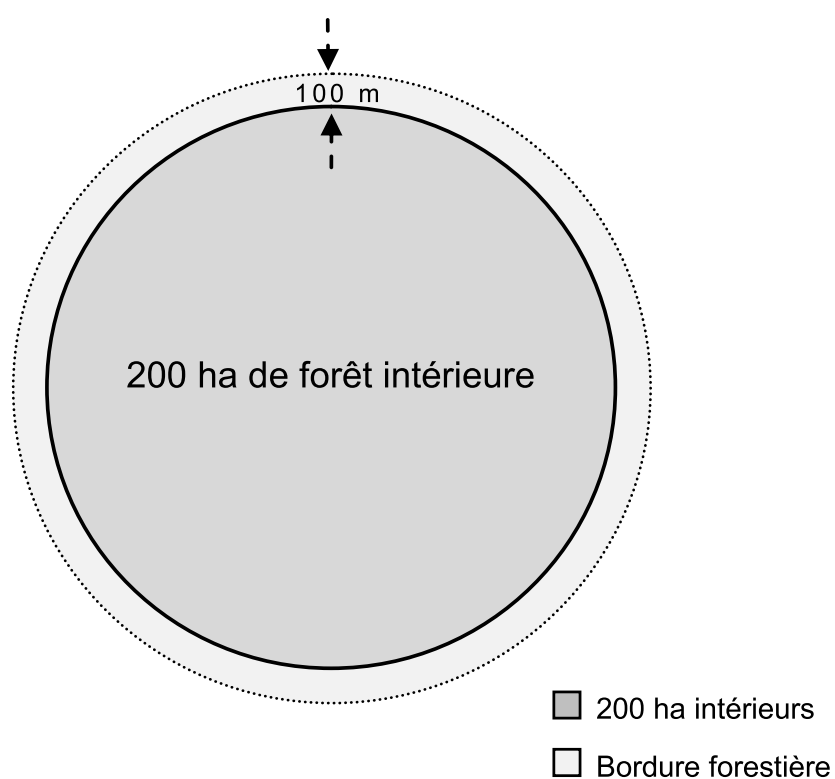


Figure 12. Îlot boisé intérieur de 200 hectares

quatre oiseaux nicheurs forestiers (p. ex., la Paruline couronnée, la Grive des bois, la Grive fauve et le Cardinal à poitrine rose) dans 216 fragments de terrains boisés dans le sud de l'Ontario. Ni les caractéristiques de la végétation ni les superficies des petits terrains boisés n'expliquaient de manière satisfaisante les modèles d'occupation pour l'une des quatre espèces, et les résultats semblent indiquer que la conservation de parcelles d'au moins 127 à environ 300 hectares (c.-à-d. avec au moins 90 à 230 hectares de zone « principale », situés à au moins 100 m de la lisière de la forêt) est nécessaire pour maintenir les populations sources d'oiseaux nicheurs des forêts dans le paysage fragmenté du sud de l'Ontario.

Weber *et al.* (2008) ont étudié la présence des espèces d'oiseaux forestiers dans les blocs de forêt de trois catégories de taille (p. ex., moins de 60 hectares, de 60 à 100 hectares et plus de 200 hectares) dans une zone du réseau de conservation du Maryland. Ils ont trouvé que la majorité (73 %) des parcelles ayant un rayon illimité avec au moins cinq espèces d'oiseaux forestiers se trouvaient dans des blocs de forêt d'au moins 162 hectares et d'au moins 120 hectares d'habitat « essentiel ».

Dans les lignes directrices du Illinois Department of Conservation pour les oiseaux des forêts et des prairies, Herkert *et al.* (2003) semblent indiquer qu'un îlot boisé de 400 hectares est nécessaire pour soutenir 75 à 80 % des espèces régionales d'oiseaux forestiers très sensibles, et prévoient qu'un îlot boisé de 100 hectares contiendrait seulement environ 60 % de ces espèces. Tate (1998) a évalué ces lignes directrices en effectuant un relevé dans quatre vastes îlots boisés dont la taille variait de 140 à 201 hectares dans le secteur préoccupant du bras Severn. Tate a trouvé, collectivement, plus de 70 % du stock régional d'espèces

d'oiseaux forestiers dans les quatre îlots boisés, et de 79 à 87 % des espèces de la forêt intérieure attendues dans des îlots individuels dont la taille allait de 100 à 200 hectares. À partir de ce travail, il a été déterminé qu'une seule parcelle de 100 hectares était trop petite pour soutenir la totalité des espèces régionales d'oiseaux forestiers, mais qu'une parcelle de 200 hectares devrait pouvoir soutenir plus de 80 % de toutes les espèces attendues dans cette région, et que le maintien de plusieurs parcelles de forêt d'au moins 200 hectares dans le secteur préoccupant du bras Severn viendrait soutenir entre 90 et 100 % de toutes les espèces attendues. Le tableau 11 résume les données de Tate (1998) et d'autres intervenants faisant le lien entre la taille de l'îlot boisé et l'utilisation de l'habitat des oiseaux forestiers.

Dans une étude unique sur la taille des îlots boisés et les chauves-souris, Henderson *et al.* (2008) ont déterminé une relation positive entre la superficie forestière totale, les peuplements

de forêts de feuillus en particulier, et la présence de vespertillons nordiques. Ils ont découvert que pour chaque augmentation de 100 hectares de forêt de feuillus dans un îlot, les chances de trouver un couple de chauves-souris augmentaient 1,6 fois, même si aucun seuil de superficie minimal n'a été fixé.

En règle générale, au moins pour les oiseaux forestiers, les données scientifiques actuelles semblent indiquer que l'entretien des îlots de 100 hectares est inadéquat, et qu'une approche de risque modéré à élevé consisterait à entretenir au moins quelques îlots de 200 hectares dans une région donnée ou un bassin hydrographique donné, et au moins un îlot qui serait plus grand (c.-à-d. plus près de 500 hectares). Cela tient compte plus précisément du fait que les îlots ne sont pas longs et minces, mais qu'ils contiennent une bonne proportion d'habitat « essentiel » relativement non perturbé.

Tableau 11. Réponse prévue des oiseaux forestiers à la taille du plus vaste îlot boisé

Taille du plus grand îlot boisé*	Réponse des oiseaux forestiers nicheurs
200 hectares	Soutient environ 80 % des espèces de l'intérieur des forêts, y compris les espèces les plus sensibles à la superficie de l'habitat.
100 hectares	Soutient environ 60 % des espèces de l'intérieur des forêts, y compris les espèces les plus sensibles à la superficie de l'habitat.
50 à 75 hectares	Soutient certaines espèces sensibles à la superficie de l'habitat, mais pas toutes, et plusieurs espèces tolérant la lisière des forêts dominant.
20 à 50 hectares	Peut soutenir certaines espèces sensibles à la superficie de l'habitat.
< 20 hectares	Peu ou pas d'espèces tributaires de la superficie de l'habitat. Prédominance des espèces tolérant la lisière des forêts.

* Suppose des îlots de forme circulaire ou carrée avec certains habitats principaux, non des îlots linéaires étroits.

2.3.3 Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 mètres de la lisière de la forêt

> Ligne directrice

Dans un bassin hydrographique, plus de 10 % du couvert forestier devrait être situé à 100 m ou plus de la lisière de la forêt.

> Justification

De manière générale, on continue de s'accorder sur le fait que la structure et les fonctions des bordures de l'habitat sont intrinsèquement différentes de celles dans les habitats essentiels et, par conséquent, ces zones ont tendance à soutenir un nombre et une gamme d'espèces différents (Ewers et Didham, 2006). Toutefois, il subsiste une incertitude sur les endroits où les « habitats de lisière » d'un îlot boisé se terminent, et des preuves contradictoires relatives à la mesure dans laquelle la présence d'habitats de lisière en eux-mêmes a une incidence sur la persistance à long terme des espèces forestières dans un paysage fragmenté.

La source principale de données pour les « effets de bordure » provient d'études sur des espèces d'oiseaux sylvicoles. Dans une étude du sud de l'Ontario, Sandilands et Hounsell (1994) ont déterminé que certaines espèces d'oiseaux évitaient les lisières de forêt dans des petites forêts lorsqu'elles se reproduisaient. Dans les grandes forêts, une guildes (ou groupe) d'espèces nichait en général à 100 mètres ou plus de la lisière, tandis qu'une deuxième guildes nichait constamment à 200 mètres ou plus de la lisière. Les travaux subséquents ont appuyé ces résultats. Par exemple, Austen *et al.* (2001) ont découvert que le nombre d'espèces qui ne tolèrent pas la lisière de l'habitat a augmenté et que le nombre d'espèces qui tolèrent la lisière de l'habitat a diminué, avec une hausse de la superficie des terrains boisés

de la taille et de la zone centrale, tandis que Driscoll *et al.* (2005) ont découvert que pour la Grive des bois, une distance accrue par rapport à la lisière du terrain ou de la forêt constituait une des quatre mesures clés liées à une nidification réussie.

Les « effets de bordure » ont été consignés et peuvent s'étendre de quelques mètres dans un îlot boisé à plus de plusieurs centaines de mètres, selon l'agent stressant. L'effet est mesuré tout comme le type d'habitat en cause et la sensibilité de l'attribut (p. ex., Batáry et Báldi, 2004; Murcia, 1995; Wood *et al.*, 2006). Toutefois, dans les études scientifiques et techniques, une distance de 100 m par rapport à la lisière de la forêt est généralement utilisée comme mesure générique de l'endroit où les « effets de bordure » s'estompent, et où des conditions d'habitat « essentiel » moins perturbées commencent (p. ex., Dunford et Freemark, 2004; Driscoll *et al.*, 2005; Nol *et al.*, 2005; Weber *et al.*, 2008). Bien que cette distance de 100 mètres ne soit pas nécessairement la mesure la plus exacte, et qu'on ne parvienne pas à prendre en compte les effets de perturbations qui peuvent être propres à un îlot boisé (p. ex., en raison de l'utilisation de sentiers par l'homme), elle fournit une mesure utile pour évaluer de manière générale l'étendue globale de l'habitat « essentiel » dans un paysage donné en fonction de l'étendue des habitats de lisières forestières.

L'augmentation des prédateurs aviaires est également bien documentée dans les lisières de forêts, et elle est considérée comme étant la raison pour laquelle certaines espèces ont de plus en plus de mal à se reproduire dans ces zones. Des études ont démontré que les parasites de couvées, tels que le Vacher à tête brune et que les prédateurs aviaires comme les couleuvres, peuvent être plus abondants dans les lisières des forêts (Batáry et Báldi, 2004; Chalfoun *et al.*, 2002a), et que la profondeur ou la distance par rapport à la lisière peut avoir une incidence sur l'abondance et la diversité des oiseaux nicheurs forestiers (Mancke et Gavin, 2000).

Certaines études indiquent des réponses contradictoires relatives aux espèces d'oiseaux forestiers dans les habitats de la lisière des forêts. Par exemple, Chapa-Vergas et Robinson (2007) ont signalé que les Moucherolles verts semblent préférer les habitats de lisières, et démontrent qu'il n'y a aucun effet négatif avec une diminution ou une extension des centres, tandis que Hoover *et al.* (2006) ont observé les « effets de bordure » pour cette même espèce (p. ex., piratage des nids par le Vacher à tête brune s'étendant sur 600 mètres dans la lisière de la forêt, mais plus prononcé à 250 mètres de la lisière). De la même manière, Kaiser et Lindell (2007) et Friesen *et al.* (1999) n'ont révélé aucun effet sur la survie de la Grive des bois qui découlerait du type de lisière ou de la distance par rapport à la lisière. Certaines études ont révélé que l'évitement des lisières est lié à la densité générale de l'espèce dans la parcelle (Bollinger et Switzer, 2002). Bien que les études soient relativement uniformes en ce qui concerne l'augmentation des effets négatifs des prédateurs aviaires et du piratage des nids par le Vacher à tête brune sur les oiseaux nichant

dans les lisières, Chalfoun *et al.* (2002b) ont découvert qu'il n'y avait aucune différence d'abondance des prédateurs mammifères de petite taille et de taille moyenne entre l'habitat des lisières et l'habitat principal forestier. Une étude récente a indiqué que l'abondance des espèces potentielles de prédateurs de nids ne traduisait pas nécessairement un risque réel de prédation pour une espèce d'oiseau chanteur, et que la liste des espèces régulièrement identifiées comme étant des prédateurs communs de nids dans les zones urbaines et fragmentées peut nécessiter une révision en ce qui concerne leur importance individuelle (L. Friesen, Service canadien de la faune, Burlington, comm. pers., 2012).

Peut-être que l'explication de la variation entre les résultats de ces études dépend plus de la nature de la matrice. Ewers et Didham (2006) concluent après leur examen que plus la matrice diffère de la parcelle d'habitat, plus les effets de bordure seront évidents. Les résultats contradictoires des études pourraient également s'expliquer par la théorie selon laquelle, à l'échelle de la communauté, les oiseaux des sites plus productifs se différencient dans un gradient de lisière, alors que ce n'est pas le cas pour les communautés d'oiseaux de sites moins productifs (McWethy *et al.*, 2009). Ils peuvent également s'expliquer par des hypothèses inexactes sur les réponses attendues de certaines espèces aux différents scénarios de l'habitat (p. ex., peut-être que le Moucherolle vert et la Grive des bois sont plus généralistes que ce que l'on pensait auparavant), ou encore par un manque d'attention à la matrice (p. ex., les résultats actuels laissent entendre que les « effets de bordure » diminuent à mesure que l'ensemble du couvert forestier augmente, comme il a été mentionné à la section 2.3.1).

Tableau 12. Nombre d'espèces d'oiseaux forestiers dans cinq régions du sud de l'Ontario en fonction du pourcentage de couvert forestier (corrigé selon les aires de reproduction possibles dans un habitat d'avant la colonisation)

	Ottawa-Carleton	Haldimand-Norfolk	Waterloo et Wellington	Middlesex	Essex
Pourcentage de couvert forestier	29,4	16,2	14,8/18,2	13,5	3,0
Nombre total d'espèces prévues dans l'aire de reproduction	94	102	100	102	102
Nombre d'espèces présentes	94	98	88	83	63
Pourcentage d'espèces dans l'aire de reproduction qui sont présentes	100	96,1	88	81,5	61,7
Nombre d'espèces de l'intérieur/de la lisière des forêts et de l'intérieur des forêts prévues dans l'aire de reproduction	60	66	64	61	66
Nombre d'espèces de l'intérieur/de la lisière des forêts et de l'intérieur des forêts qui sont présentes	60	62	54	50	36
Pourcentage d'espèces de l'intérieur/de la lisière des forêts et de l'intérieur des forêts prévues dans l'aire de reproduction qui sont présentes	100	93,9	84,4	82	54,5
Nombre d'espèces de l'intérieur des forêts prévues dans l'aire de reproduction	18	20	20	20	20
Nombre d'espèces de l'intérieur des forêts présentes	18	19	15	16	4
Pourcentage d'espèces de l'intérieur des forêts prévues dans l'aire de reproduction qui sont présentes	100	95	75	80	20

Source : Cadman *et al.* (1987); Riley et Mohr (1994)

Le tableau 12 indique la façon dont les espèces d'oiseaux forestiers peuvent être touchées par les différentes proportions de couvert non

forestier. En particulier, lorsque le couvert forestier diminue à environ 15 % (en combinaison avec la fragmentation de l'habitat

en plus petits îlots boisés), de 20 à 25 % des espèces sensibles à la superficie disparaissent. Haldimand et Norfolk constituent une exception, car cette étude continue de soutenir un pourcentage élevé d'oiseaux nicheurs forestiers, même à des niveaux relativement faibles de couvert forestier général. Toutefois, cela peut s'expliquer en partie par le fait que ces comtés contiennent plusieurs forêts importantes (c.-à-d. plus de 1 000 hectares) relativement proches les unes des autres, et plusieurs zones dans le comté contiennent plus de 30 % de couvert forestier, ce qui confirme une fois de plus la ligne directrice relative à la superficie de l'îlot (à la section 2.3.2).

Quelles que soient nos lacunes en matière de compréhension de ce problème, la présence d'un niveau adéquat d'habitat « essentiel » est toujours considérée comme une mesure utile à utiliser dans le cadre de la planification du patrimoine naturel à l'échelle du paysage (p. ex.,

Nol *et al.*, 2005; Tate, 1998; Weber *et al.*, 2008). Cela tient en grande partie du fait que les zones forestières avec de grandes zones « centrales » (et moins de « lisière ») ont également, par défaut, tendance à être des habitats plus diversifiés, capables de soutenir une plus grande variété d'habitats et d'espèces, et ont également tendance à être moins perturbées et donc plus à même de soutenir des espèces qui sont sensibles aux perturbations d'origine humaine (Imbeau *et al.*, 2003). De telles zones peuvent accueillir une gamme d'habitats et de microhabitats créés par des phénomènes stochastiques (p. ex., les chutes d'arbres), ainsi qu'un éventail de stades de succession de chaque type d'habitat, chacun ayant le potentiel d'assurer la subsistance de différentes espèces. La présence de ces éléments dans un paysage ou dans un bassin hydrographique améliore la biodiversité et augmente la résilience face aux agents stressants naturels tels que les maladies ou les infestations d'insectes.

2.3.4 Forme de la forêt

> Ligne directrice

Les îlots boisés devraient être de forme circulaire ou carrée pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui nichent à l'intérieur des forêts et qui ne tolèrent pas les habitats de lisière.

> Justification

Même si la forme de la forêt, comme mesure indépendante, a été trop peu étudiée (Ewers et Didham, 2006), il est généralement admis que la forme est directement liée à la notion des « effets de bordure » et à l'étendue d'habitat principal contigu, comme il a été mentionné dans les sections précédentes. La figure 13, qui porte sur la détermination de la surface de l'habitat principal en fonction de la forme de la forêt, illustre la manière dont la forme de l'habitat peut avoir une influence sur la superficie de l'habitat principal; les habitats circulaires ou carrés fournissent les superficies les plus importantes d'habitat principal par rapport à la superficie de l'habitat qui est influencée par les lisières, alors que les habitats de taille similaire linéaire ou de forme irrégulière peuvent contenir peu ou pas d'habitat principal.

Les îlots boisés de forme linéaire ou irrégulière dans un paysage fragmenté ont tendance à être colonisés plus fréquemment et plus largement par les prédateurs (en particulier dans les environnements urbains) et à être plus vulnérables aux espèces envahissantes, en plus d'être sujets à une baisse des taux de

reproduction et à une plus grande émigration des espèces sauvages (Batáry et Báldi, 2004; Bowles, 1999; Deng et Gao, 2005; Hylander *et al.*, 2002; Weldon, 2006). Il en a résulté une réduction de la persistance de la population d'espèces indigènes adaptées aux habitats forestiers.

Cela va sans dire que les îlots boisés de forme linéaire ou irrégulière ne fournissent pas d'habitat pour une variété d'espèces. En effet, il a été démontré que les îlots boisés dominés par les habitats de lisière et de régénération fournissaient un excellent habitat pour les espèces dont les exigences sont moins spécialisées, ainsi que pour celles qui s'épanouissent dans les zones de régénération

(Angold *et al.*, 2006; Carafagno et Weatherhead, 2006; Chapa-Vargas et Robinson, 2007; Imbeau *et al.*, 2003; Rioux *et al.*, 2009). Toutefois, une prépondérance de ces types d'îlots boisés exclut les espèces et guildes qui nécessitent une superficie d'habitat forestier principal plus étendue pour s'alimenter et se reproduire.

De ce point de vue, il est clair que, en ce qui concerne les occasions de restauration, le « remplissage » d'îlots boisés irréguliers peut offrir certains avantages potentiels à la faune, notamment une augmentation de l'étendue de l'habitat principal (et une baisse de l'étendue des habitats de lisière).

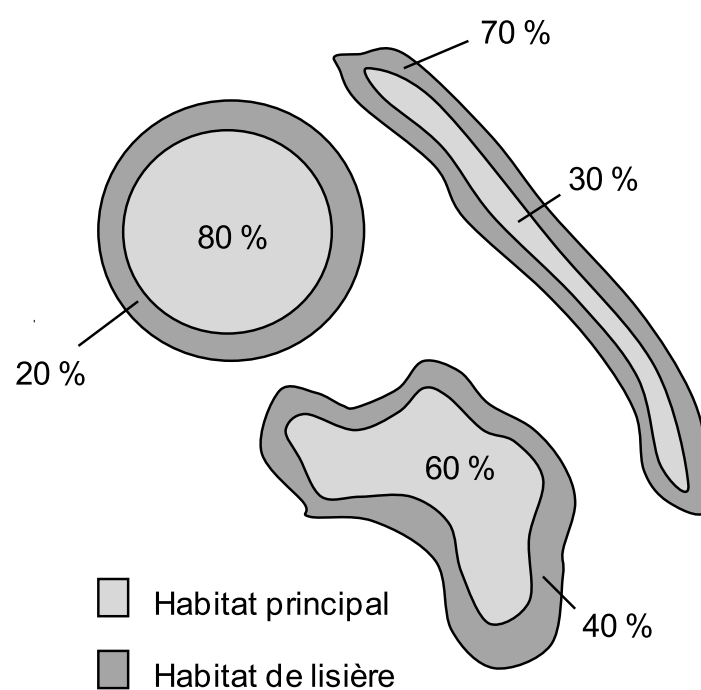


Figure 13. La forme de la forêt détermine la surface de l'habitat principal – Pour avoir un maximum d'habitat principal, éviter les forêts étroites et de forme linéaire (Kennedy *et al.*, 2003)

2.3.5 Proximité d'autres îlots boisés

> Ligne directrice

Les îlots boisés devraient se trouver à moins de deux kilomètres les uns des autres ou d'autres habitats pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui vivent à l'intérieur de la forêt et aux autres espèces fauniques ayant besoin de vastes étendues de forêt.

Les zones de grandes forêts, qui représentent une concentration d'îlots boisés petits et grands, devraient être la pierre angulaire des efforts de protection et de valorisation des bassins hydrographiques et des autres unités de territoire.

> Justification

Cette ligne directrice traite de quatre mesures :

1) les distances minimales entre les îlots, 2) l'éloignement par rapport à l'îlot productif le plus proche, 3) les différentes mobilités des différentes espèces ou des différents groupes taxonomiques, et 4) la matrice en tant qu'obstacle (p. ex., les routes très fréquentées peuvent présenter un obstacle important entre les habitats pour la plupart de l'herpétofaune sylvicole, mais dans une moindre mesure pour la plupart des oiseaux forestiers).

L'hypothèse sous-jacente à cette ligne directrice est que l'un des principaux effets de la fragmentation de l'habitat est l'isolation des îlots d'habitat les uns par rapport aux autres, notamment lorsque les niveaux globaux de couverture diminuent, perturbant ainsi la répartition des espèces naturelles ainsi que les habitudes migratoires, et forçant les individus en dispersion ou les graines, les spores, les bulbes ou les racines à traverser une matrice de séparation. L'isolement de l'habitat dans l'espace et le temps perturbe les modèles de répartition de l'espèce, ce qui a des effets sur la dynamique et la structure génétique de la métapopulation des populations vivant dans les îlots (Ewers et Didham, 2006).

Pour les oiseaux forestiers, cette distance entre les îlots est liée à la théorie des sources et des puits de populations. Il s'agit d'une théorie relativement ancienne qui a récemment été réexaminée pour les oiseaux forestiers dans le paysage fragmenté du sud de l'Ontario (p. ex., Nol *et al.*, 2005). Cette théorie est la suivante : pour certaines espèces d'oiseaux forestiers, la productivité est beaucoup plus élevée dans les grands îlots boisés que dans les petits îlots boisés, et elle est plus élevée que le niveau nécessaire pour remplacer les individus au sein des îlots plus importants. Ces îlots servent ensuite de « sources » pour le peuplement d'îlots environnants plus petits (« puits ») où la productivité est plus faible et insuffisante pour assurer un remplacement.

La plupart des plantes de forêt ont des capacités de dispersion limitées et requièrent des conditions précises pour l'établissement des semis (Honnay *et al.*, 2002; Jacquemyn *et al.*, 2003), ce qui les rend vulnérables à l'isolement dans le cadre de la fragmentation. Emdels *et al.* (2007) ont examiné les espèces de sous-étage dans une forêt belge avec de longs passés de perturbations et ont découvert que les herbes qui fleurissent au printemps (avec de grosses graines et une dispersion non assistée) ont été

isolées efficacement en raison de leur capacité limitée à coloniser les jeunes forêts.

Pour les oiseaux forestiers, des recherches ont révélé que les habitats à proximité d'autres zones naturelles soutiennent plus d'espèces que des habitats isolés de la même taille, et que certaines des espèces présentes dans des domaines vitaux étendus peuvent utiliser plusieurs îlots au lieu d'une vaste zone. On a démontré que la recolonisation des parcelles d'habitat par les Pirangas écarlates (une espèce des forêts intérieures) diminuait au fur et à mesure que l'isolement des îlots augmentait (Hames *et al.*, 2001). Austen et Bradstreet (2006) ont découvert qu'un couvert forestier abondant dans un rayon de deux kilomètres d'un îlot boisé précis était un prédicteur important de la présence d'espèces d'oiseaux préférant les habitats de l'intérieur des forêts dans le comté de Norfolk. Nol *et al.*, (2005) ont découvert que pour la Paruline couronnée, la Grive des bois, la Grive fauve et le Cardinal à poitrine rose, chaque fois que la distance à partir d'un grand îlot augmentait d'un kilomètre, la probabilité de présence de ces oiseaux dans de petits îlots diminuait et que les petits îlots occupés étaient presque tous situés à 14 kilomètres ou moins, et en moyenne, à environ 5 kilomètres, les uns des autres. Driscoll *et al.* (2005) ont constaté que l'une des quatre variables clés influant sur le succès de la nidification de la Grive des bois dans une région rurale de New York (possédant un peu plus de 50 % de couvert forestier) était la quantité totale d'habitat principal situé dans un rayon de cinq kilomètres.

Les amphibiens forestiers pourraient être plus vulnérables à l'isolement de l'habitat que les oiseaux dans le contexte de la fragmentation de l'habitat en raison de leur mobilité relativement plus restreinte. Toutefois, les quelques exemples pertinents des recherches menées à de grandes

échelles montrent qu'ils ont une capacité étonnante de se déplacer sur des distances relativement longues, même dans des paysages fragmentés. On a remarqué que les tritons verts avaient besoin d'un habitat propice pour satisfaire leurs besoins relatifs au cycle de vie dans un rayon de 5 000 mètres de leurs bassins de reproduction d'origine (Rinehart *et al.*, 2009), tandis que Hermann *et al.* (2005) ont signalé que les amphibiens qui se reproduisent dans les étangs ont besoin d'un habitat forestier dans un rayon de 1 000 mètres de leur bassin de reproduction pour assurer des niveaux sains de diversité et d'abondance à l'échelle locale. Dans une étude portant sur les tendances de la population de grenouilles sur une vaste zone et sur une période de 30 ans, Gibbs *et al.* (2005) ont découvert que les processus de la métapopulation de grenouilles s'effectuaient à des échelles bien plus importantes que prévu (c'est-à-dire jusqu'à 10 kilomètres).

Dans les paysages ayant un couvert forestier relativement faible dans l'ensemble, la diversité des espèces et le taux de survie augmentent lorsque les parcelles d'habitat restantes sont plus importantes et plus concentrées ou regroupées. Dans les forêts d'eucalyptus d'Australie, Radford *et al.* (2005) ont découvert que les paysages ayant moins d'îlots vastes et ce, dans un mode de répartition concentrée, avaient tendance à avoir un seuil d'extinction moins prononcé lorsque le taux de perte d'habitat était plus élevé. Donnelly et Marzluff (2006) ont signalé que dans le milieu urbain de Seattle, dans l'État de Washington, la diversité des espèces d'oiseaux était élevée, et de nombreuses espèces de plantes indigènes des forêts ont été conservées lorsque le couvert forestier à l'échelle du paysage était d'au moins 48 % (y compris les arbres en dehors des zones naturelles) et que le reste de la forêt était regroupé à au moins 64 % dans l'ensemble du

paysage. Dans leur examen des données sur les oiseaux nicheurs dans l'est de l'Amérique du Nord sur une période de 20 ans, réalisé à l'aide d'analyses faites à l'échelle de 25 kilomètres carrés, Zuckerberg et Porter (2010) ont constaté que parmi les 22 espèces d'oiseaux forestiers ayant des seuils de persistance, 16 étaient fortement soutenues par l'inclusion de la variable « regroupement » dans le modèle relatif au seuil, ce qui indique une préférence pour les zones où les habitats forestiers étaient concentrés.

D'après la quantité limitée de données scientifiques disponibles, l'isolement entre les îlots boisés pour les oiseaux forestiers se produit

en général à environ cinq kilomètres, mais pour les amphibiens, ce serait plutôt d'un à deux kilomètres. Dans le cas des plantes de forêts, un certain degré de proximité immédiate est nécessaire étant donné que la colonisation efficace d'un grand nombre de zones printanières éphémères ne se fera pas de manière efficace dans des conditions de fragmentation de l'habitat; c'est pour cela que les îlots doivent être reliés par des corridors boisés (comme il est décrit dans la section 2.3.6). Pour des paysages ayant un couvert forestier relativement faible, la diversité des espèces et le taux de survie s'améliorent lorsque les parcelles d'habitat restantes sont plus étendues et plus concentrées ou regroupées.

Zones de grandes forêts

Les études insistent fortement sur l'importance des concentrations d'îlots boisés et sur l'inclusion de plus grandes parcelles d'habitat dans les paysages qui serviraient de sources et de réserves pour les espèces ayant des exigences spécialisées ou les espèces sensibles à la superficie de l'habitat. Le concept de « grandes forêts » (Mancke et Gavin, 2000) reconnaît et renforce l'importance de l'agrégation des îlots boisés et peut fournir une orientation pour les futurs efforts de remplacement. Deux mesures connexes sont à la base de l'approche relative aux grandes forêts : le regroupement des îlots boisés et l'identification des plus grands îlots boisés. Des mesures supplémentaires pour évaluer la fonction des forêts peuvent inclure la mesure de la « distance par rapport aux grandes forêts les plus proches » et le niveau de perturbation à l'intérieur des « grandes forêts ».

Une variante de cette méthode a été utilisée dans le réseau de patrimoine naturel du bassin du lac Simcoe (Beacon Environmental et LSRCA, 2007) et le réseau de patrimoine naturel d'East Gwillimbury, où une politique relative aux zones de grandes forêts a été établie dans le plan officiel afin de mettre l'accent sur l'importance des îlots boisés plus petits dans les zones où le couvert forestier est important, ainsi que de fournir des secteurs prioritaires pour les activités de restauration.

2.3.6 Paysages fragmentés et rôle des couloirs

> Ligne directrice

La largeur des couloirs variera selon les objectifs du projet et les caractéristiques des nœuds qui seront reliés entre eux. Les couloirs destinés à faciliter les déplacements des espèces devraient avoir une largeur minimale variant entre 50 m et 100 m. Les couloirs devant fournir un habitat de reproduction aux espèces spécialistes devraient être adaptés aux besoins de ces espèces et tenir compte des effets des espaces communs (matrice).

> Justification

La dispersion entre les parcelles d'habitat forestier est reconnue comme étant essentielle à la persistance à long terme des métapopulations d'espèces dans les paysages fragmentés (Noss et Harris, 1986; Riley et Mohr, 1994). Le principe de base selon lequel une stratégie de conservation efficace relie les nœuds de haute qualité existants à l'aide des couloirs réels et potentiels persiste toujours (Townsend et Levey, 2005). Déterminer la nature de ces connexions, en fonction du comportement de l'espèce et du cycle biologique, demeure un défi. On se repose actuellement sur l'hypothèse de la « théorie des circuits » qui laisse entendre que pour la plupart des espèces, il existe une multitude de voies de connexion possibles (McRae et Beier, 2007) et que certaines parties d'un paysage offrent différents degrés de résistance et de possibilités de déplacement des espèces. Contrairement aux humains, un animal qui utilise un couloir n'a probablement aucun itinéraire prévu; il se déplace vers l'avant instinctivement et est confronté à plusieurs décisions séquentielles pour choisir la meilleure voie immédiate en fonction du « coût le moins élevé » que cela lui engendre.

L'utilité des couloirs pour faciliter le déplacement des espèces forestières entre les zones forestières dans un paysage fragmenté

continue de faire l'objet de débats (p. ex., Angold *et al.*, 2006; Beier et Brost, 2010; Hannon et Schmiegelow, 2002; Whitfield, 2001). De nouvelles preuves indiquent que même si les couloirs peuvent être utilisés par un grand nombre d'espèces pour faciliter le déplacement, ils ne sont pas nécessaires pour toutes les espèces ou dans tous les paysages (Davies et Pullin, 2007; Falcy et Estades, 2007). Ces mêmes preuves montrent que l'utilisation de couloirs désignés peut varier en fonction de la perméabilité de la matrice (p. ex., l'utilisation des couloirs dans les paysages urbains peut être plus évidente et importante que dans les paysages ruraux, où les espèces peuvent se déplacer sur des habitats de succession ouverts ou résiduels) (Gilbert-Norton *et al.*, 2009; Rizkalla et Swihart, 2007).

Certaines espèces sont obligées d'utiliser les couloirs, car elles dépendent totalement de ces derniers pour passer d'une parcelle naturelle à une autre ou parce qu'elles préfèrent largement les utiliser pour parcourir le paysage. La connectivité de l'habitat et les couloirs dans les paysages fragmentés ont un effet bénéfique sur un certain nombre de groupes d'espèces (p. ex., certaines plantes, certains amphibiens et certains reptiles) (Damschen *et al.*, 2006; Damschen *et al.*, 2008; Haddad *et al.*, 2003; Milne et Bennett, 2007; Veysey *et al.*, 2009). Gilbert-Norton *et al.* (2009) ont découvert, dans leur

métab-analyse d'études portant sur 35 couloirs, que les couloirs peuvent augmenter les déplacements entre les parcelles d'environ 50 % par rapport aux parcelles non reliées. Ils ont également découvert que les couloirs étaient plus importants pour les déplacements des invertébrés, les vertébrés non aviaires et les plantes que pour les oiseaux.

Les couloirs peuvent également faciliter le déplacement de certaines espèces indésirables (p. ex., les plantes envahissantes et les agents pathogènes), peuvent augmenter les risques d'exposition aux prédateurs (p. ex., Weldon, 2006) et peuvent avoir une utilisation limitée pour les oiseaux, certaines plantes des forêts et certains mammifères. En présence d'un couvert forestier régional de près de 40 % ainsi que d'îlots boisés d'une superficie de 3 à 165 hectares séparés de 325 mètres ou moins, les Pirangas écarlates observées dans un paysage rural n'utilisaient pas les couloirs pour faciliter les déplacements entre les îlots (Fraser et Stutchbury, 2004). Honnay *et al.* (2002) ont découvert que presque toutes les espèces de plantes des forêts (85 %) affichaient un taux de réussite extrêmement faible pour ce qui est de la colonisation de nouveaux habitats forestiers solitaires convenables, même après 40 ans. Dans un paysage doté d'une meilleure connectivité forestière, la réussite de la colonisation était meilleure, mais encore insuffisante, pour assurer une colonisation à grande échelle. Certaines espèces, comme le renard roux et le coyote, se déplacent souvent par l'entremise de l'habitat ouvert, tandis que le cerf de Virginie a tendance à se déplacer dans les habitats ouverts, le long des couloirs ou en bordure des couloirs de l'habitat s'il se dirige vers un habitat qui offre de la nourriture, des abris ou d'autres avantages.

La détermination de la largeur optimale des couloirs pour la migration des animaux sauvages est difficile, et les études offrent très peu d'orientation en ce qui concerne les rapports largeur-longueur, les longueurs ou les largeurs minimums. Les couloirs boisés de 50 mètres de largeur peuvent faciliter le déplacement des espèces généralistes. En ce qui concerne les couloirs des cours d'eau, des largeurs de 75 à 175 mètres ont été suggérées pour les espèces d'oiseaux nicheurs, et des largeurs de 10 à 30 m ont été jugées suffisantes pour inclure l'habitat de 90 % des espèces de plantes vivant en bordure des cours d'eau (Spackman et Hughes, 1995). Mason *et al.* (2007) ont examiné la présence d'espèces dans de longs couloirs verts étroits et largement boisés dans un milieu urbain en Caroline du Nord et ont découvert que les espèces qui se sont adaptées au milieu urbain et les oiseaux vivant dans les lisières (p. ex., la Tourterelle triste, le Troglodyte familial, le Roselin familial et l'Étourneau sansonnet) ont été le plus souvent observés dans les couloirs de verdure de moins de 100 mètres de large, tandis que les espèces forestières (p. ex., le Moucherolle vert, le Pic chevelu et la Grive des bois) n'ont pas été observées dans les couloirs de verdure de moins de 50 mètres de large, mais plutôt dans les couloirs de verdure de plus de 100 mètres de large. D'autres espèces forestières (y compris les oiseaux qui nichent à terre, comme la Paruline noir et blanche, la Paruline hochequeue et la Paruline couronnée) n'ont été observées que dans des couloirs de verdure de plus de 300 mètres de large. La nécessité d'évaluer les besoins de chaque espèce et la gamme de facteurs à retenir est illustrée par Veysey *et al.* (2009) qui ont observé que les salamandres maculées étaient en mesure d'entrer dans les zones de coupe à blanc et de les traverser entre des îlots boisés pouvant atteindre 100 mètres de

large, mais seulement dans des conditions de précipitations adéquates.

La détermination de la longueur et de la largeur est encore plus compliquée en raison de la différence entre les valeurs intrinsèques de l'habitat qui peuvent être présentes dans des parcelles d'habitats linéaires (p. ex., les habitats de reproduction pour les oiseaux nicheurs sensibles à la superficie de l'habitat) et la fonction de déplacement plus étroite (p. ex., par les plantes, moyennant la pollinisation et la dissémination des graines, ou par des animaux) le long d'une voie qui facilite le déplacement d'un nœud à l'autre. Une zone de seulement un mètre de largeur peut être utilisée comme un couloir de déplacement par certaines espèces sauvages, tandis que d'autres espèces qui doivent se reproduire dans les couloirs (p. ex., certaines salamandres, des petits mammifères ou des insectes) peuvent nécessiter des caractéristiques beaucoup plus larges qui soutiendront un habitat de reproduction productif.

En fin de compte, la largeur des couloirs doit être déterminée en fonction d'une évaluation fonctionnelle de ce à quoi le couloir devrait servir, et des espèces qui devraient s'y trouver. Si l'on tient compte uniquement des déplacements, une ligne directrice minimale de 50 à 100 mètres est justifiable. Pour fournir un habitat de reproduction aux espèces cibles, il faut connaître l'exigence relative à la taille de la parcelle et effectuer une analyse des effets de bordure possibles. Dans les paysages ruraux, on suggère que les couloirs soient d'au moins 500 mètres de large pour les espèces spécialistes, bien que l'approche relative à la fonction de

couloir commence à empiéter sur les autres fonctions telles que la taille et la forme de la parcelle d'habitat. Intuitivement, dans les milieux urbains, des couloirs plus larges seraient nécessaires pour offrir le même niveau fonctionnel afin de contrer les effets urbains.

Les couloirs pour les espèces sauvages doivent également fournir un habitat propice pour les espèces qui se déplacent le long de ces derniers. Idéalement, la composition de la végétation dans le couloir devrait être semblable à celle des nœuds de couloirs (ou refléter les conditions historiques ou celles du sol), devrait être continue entre les nœuds et devrait être d'une largeur minimale sur toute la longueur. Les études actuelles soulignent également la meilleure efficacité (p. ex., les niveaux d'utilisation) des caractéristiques naturelles ou existantes par rapport aux couloirs créés à des fins précises; on préfère donc la préservation et l'intégration des fragments d'habitat restants (zones riveraines boisées, utilisation de terrains boisés de départ, haies, etc.) à la création de nouveaux couloirs, surtout lorsqu'il s'agit de faciliter le déplacement des espèces sylvicoles (Gilbert-Norton *et al.*, 2009).

En général, l'élaboration d'une stratégie relative aux couloirs doit tenir compte des caractéristiques et des attributs du paysage (comme le couvert naturel et la composition de la matrice environnante), des différentes capacités de dispersion et de la mobilité des différentes espèces présentes, des possibilités et des contraintes relatives aux couloirs, ainsi que des résultats écologiques potentiels positifs et négatifs découlant de la création d'un couloir.

2.3.7 Qualité de la forêt : composition des espèces et structure par âge

> Ligne directrice

Le couvert forestier du bassin hydrographique devrait représenter toute la gamme des types forestiers naturellement présents dans l'écorégion. Cela devrait comprendre des éléments de forêt mature et de forêt ancienne.

> Justification

En utilisant la télédétection et le Système d'information géographique (SIG), on peut facilement obtenir des mesures quantitatives comme le pourcentage de couvert forestier ou la proportion de couvert forestier dans un rayon de 100 mètres d'une lisière de parcelle. Cependant, il faut recueillir des données propres aux sites et vérifier ces dernières sur le terrain pour obtenir des données qualitatives telles que la composition des espèces, la structure et la structure par âge d'une forêt, une entreprise généralement plus coûteuse en argent et en temps que les analyses de télédétection. Toutefois, cette information peut être aussi importante, voire plus importante, au moment de l'évaluation complète de la capacité d'un bassin hydrographique donné ou d'une région à soutenir différentes espèces. Par exemple, le couvert forestier peut être abondant dans un bassin hydrographique précis, mais pourrait être dominé par des communautés végétales au stade de succession initial ou intermédiaire, des plantations de conifères et une variété d'espèces non indigènes et, par conséquent, il pourrait être limité en ce qui a trait à l'éventail de biodiversité qu'il peut soutenir.

Cushman *et al.* (2008) ont découvert que les types de couvert forestier dans l'ouest de l'Oregon, déterminés à partir d'imagerie par satellite, ont un faible impact sur l'habitat, et sont à l'origine de seulement 4 % de la variance de l'abondance des espèces d'oiseaux. Par

conséquent, il est important de recueillir et d'intégrer tous les renseignements supplémentaires sur la nature du couvert forestier dans la planification du patrimoine naturel dans la mesure du possible.

Les études traitent de l'importance de la composition de la forêt et de la présence de plantes indigènes en ce qui concerne la diversité des espèces de plantes, d'oiseaux et d'insectes dans des paysages ruraux et urbains. Dans les environnements urbains, Angold *et al.* (2006) ont trouvé que les couloirs de verdure linéaires ayant un plus grand nombre d'espèces indigènes et une plus grande diversité structurelle ont été utilisés par une plus grande diversité d'insectes, alors que Donnelly et Marzluff (2004, 2006) ont remarqué des corrélations positives entre les proportions d'espèces de végétation indigène et l'abondance des espèces d'oiseaux indigènes. Austen et Bradstreet (1996) ont déterminé que les différences de composition des espaces boisés – définies par la proportion de feuillus et de conifères et par le rapport marécage/forêt de haute terre – étaient des facteurs importants pour certaines espèces d'oiseaux. Par exemple, la Grive fauve et la Paruline flamboyante ont été observées dans les parcelles ayant un plus grand couvert d'arbres à feuilles caduques, tandis que la Paruline à gorge orangée, la Paruline des pins et la Paruline couronnée ont été observées le plus souvent dans les terrains

boisés où les forêts de conifères étaient davantage présentes.

Les études soulignent également l'importance des forêts matures pour certaines espèces, et l'importance d'une structure de forêt diversifiée. Betts et Villard (2009) ont trouvé une forte corrélation entre cinq Parulines de la forêt et la présence de forêts matures, tandis que Ritchie *et al.* (2009) ont observé des écureuils volants plus souvent dans les parcelles de forêts matures que dans les parcelles de forêts en régénération, et Baldwin *et al.* (2006a) ont remarqué que la richesse des salamandres maculées était associée à des forêts matures possédant plus de litière forestière et plus de matières organiques. Jaquemyn *et al.* (2003) ont signalé que 50 sur 59 espèces de plantes forestières étudiées se trouvaient davantage dans les îlots boisés anciens que dans les îlots boisés en régénération, ce qui indique qu'il y a un décalage entre la régénération de la parcelle et la colonisation efficace des parcelles restaurées pour la plupart des plantes de la forêt. L'acidité des sols tout comme les niveaux d'éléments nutritifs et d'humidité sont tous des facteurs importants. La présence d'une couche d'arbustes a également été souvent liée à une augmentation de la diversité des oiseaux forestiers et à la réussite de la nidification (Donnelly et Marzluff, 2004; Driscoll *et al.*, 2005; McWethy *et al.*, 2009).

Weber *et al.* (2008) ont mené une étude sur la présence des populations d'oiseaux forestiers dans les blocs de forêt de taille variable dans un réseau de conservation dans le Maryland et ont constaté que la richesse des oiseaux forestiers était plus élevée dans les sites où : la perturbation était minimale (c'est-à-dire pas plus de 5 % de la superficie); les arbres à feuilles caduques étaient dominants; des milieux humides inondés en permanence ou la moitié

du temps étaient présents, selon la saison; de l'eau pérenne, y compris des cours d'eau, des étangs ou des milieux humides inondés en permanence, étaient présents; et les peuplements forestiers étaient relativement matures (p. ex., le diamètre moyen du couvert à hauteur de poitrine était d'au moins 40,6 centimètres et les arbrisseaux étaient moins abondants). La richesse des oiseaux forestiers a également été associée positivement à la diversité des arbres du couvert forestier, de même qu'à la longueur des cours d'eau et à la superficie des milieux humides dans un rayon d'un kilomètre.

Ces études indiquent un soutien relativement uniforme pour une plus grande diversité d'espèces, et en particulier pour la diversité des oiseaux relativement bien étudiés, dans des îlots boisés où le niveau de maturité est plus élevé, où il y a plus d'espèces indigènes, et qui contiennent (ou qui sont à la veille de contenir) plus de caractéristiques d'eau intermittente ou permanente. Milne et Bennett (2007) ont également constaté qu'un plus grand nombre de forêts de feuillus indigènes contiguës soutenait un plus grand nombre d'oiseaux forestiers que d'autres terrains boisés dans un bassin hydrographique du sud de l'Ontario, mais ils ont noté que les plantations de conifères fournissaient également un habitat de reproduction pour un certain nombre d'espèces d'oiseaux (p. ex., la Paruline à croupion jaune, la Paruline des pins, le Roitelet à couronne dorée).

Les conditions du site, comme le sol et la topographie, devraient également jouer un rôle important dans la détermination des types d'habitats à restaurer dans une zone précise. Afin de guider la restauration des forêts et des milieux humides dans le secteur préoccupant de la rivière Niagara, Environnement Canada a utilisé les catégories de drainage du sol pour

déterminer la proportion originale des hautes terres par rapport aux forêts de basse terre présentes (Snell *et al.*, 1998). En raison des pertes très importantes de forêts de haute terre, ils ont recommandé que la restauration soit axée davantage sur les communautés de végétation plus sèches. Pour déterminer quels types de

forêts sont prioritaires pour la restauration, il faut se familiariser avec le paysage qui existait avant la colonisation; de la même façon, une analyse des effets cumulatifs a été recommandée pour les milieux humides avant de prendre des décisions sur les projets de restauration de ces milieux (Bedford, 1999).

2.4 Lignes directrices sur les prairies

Une prairie est définie ici comme une zone dont le couvert d'arbres et d'arbustes est inférieur à 35 % et qui est composée de prairies indigènes, de savanes, de terres stériles et de prés, de pâturages et de foin. Les alvars sont un habitat connexe; les alvars ouverts du type pré partagent plusieurs caractéristiques avec les prairies, l'intérêt scientifique et les préoccupations en matière de conservation, et sont considérés comme des habitats de prairie aux fins du présent rapport. Les caractéristiques de prairies des alvars arbustifs et arborés doivent être évaluées localement à l'échelle d'un site. Parmi tous les prétendus habitats de milieu ouvert, seules les terres arbustives dont le couvert arbustif, de vergers, de cultures en rangs et de déboisés est supérieur à 35 % sont exclues de cette discussion.

Le sud de l'Ontario a toujours été un environnement en constante évolution, de la glaciation à un biome forestier parsemé de parcelles de prairie, et de paysages à la matrice de terres agricoles que l'on peut voir dans de nombreuses régions aujourd'hui. Plus récemment, la mesure dans laquelle les Premières Nations ont manipulé le biome forestier à des fins agricoles a été remise en question. Il existe des preuves démontrant que de grandes zones du paysage ont été défrichées afin de cultiver du maïs, et à d'autres fins. Dans un exemple, on a pensé que l'ampleur estimée de l'activité agricole associée à un groupe de la colonisation des Premières Nations près de Stouffville, en Ontario, s'était étendue sur plus de 40 kilomètres carrés (R. Williamson, Archaeological Services Inc., Toronto, comm. pers., 2012). Bien qu'il existe des incertitudes quant à la mesure dans laquelle les prairies ont formé le couvert terrestre local dominant, il est

probable que de grandes zones actuelles du sud de l'Ontario étaient des habitats propices aux oiseaux de prairie avant l'arrivée des Européens.

Environ 100 000 hectares de prairies à herbes hautes occupaient autrefois le sud de l'Ontario, alors qu'aujourd'hui, il reste moins de 3 000 hectares (Tallgrass Ontario, www.tallgrassontario.org). Cela représente probablement moins de 0,15 % des habitats de prairie présents aujourd'hui. Par exemple, en 2011, environ 1,5 million d'hectares en Ontario étaient des prés de fauche, des pâturages ou terres en jachère selon le ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario (www.omafra.gov.on.ca/french/stats/agriculture_summary.htm). Si on prend en compte les prairies non agricoles, on compterait probablement, en 2011, plus de 2 millions d'hectares d'habitats de prairie (tel qu'il est défini ci-dessous) dans le sud de l'Ontario seulement. De toute évidence, même par rapport à l'étendue d'origine de la prairie à herbes hautes, les habitats agricoles (souvent appelés habitats « substitués ») sont le facteur le plus important pour les oiseaux nicheurs des prairies aujourd'hui, et ils continueront probablement de l'être dans l'avenir.

Les prairies en tant qu'utilisation unique des terres et couverture des terres

Bien que la composition exacte de la couverture terrestre de l'Ontario avant l'arrivée des Européens soit inconnue, il n'existe à l'heure actuelle aucun doute sur le fait que les milieux ouverts soient le paysage prédominant dans de

nombreuses régions de l'écozone des plaines à forêts mixtes. Une bonne partie des milieux ouverts actuels sont principalement non indigènes et ont été obtenus principalement à partir de l'agriculture (Neave et Baldwin, 2011). De nombreuses espèces de prairies, notamment les oiseaux, utilisent cette couverture des terres non indigènes abondante en tant qu'habitat, tandis que d'autres espèces, notamment les plantes et les insectes, préfèrent les vestiges de prairies, de savanes et d'alvars ou elles y sont confinées.

Pour les espèces qui s'épanouissent dans les paysages agricoles, leur présence et leurs populations futures seront déterminées par leur adaptation à l'utilisation changeante des terres et à la couverture des terres. Presque toutes les parcelles de prairie sont utilisées simultanément par la faune et les hommes, et la couverture des terres est fortement liée à l'utilisation des terres. D'autres habitats dans les plaines à forêts mixtes n'ont pas forcément le même niveau d'utilisation concurrente par les humains.

Dans la plupart des cas, l'habitat de prairie est maintenu par l'entremise d'activités de perturbation, y compris l'utilisation agricole des terres. Contrairement aux forêts, les prairies peuvent être éphémères, en cours de formation et perdues au cours de la même année ou au cours de plusieurs semaines, et l'emplacement des parcelles peut varier d'une saison à l'autre. Dans le cadre de ce régime de perturbation, on peut observer un détachement temporel entre l'utilisation des terres et la couverture des terres. Par exemple, un terrain peut être en production de foin toute la saison, mais la véritable couverture des terres par des herbes hautes et la valeur connexe de l'habitat peuvent changer subitement tout au long de la saison en fonction de la fréquence et des moments de récolte du foin.

La région relative consacrée à différentes cultures agricoles et pratiques agricoles est déterminée par les forces économiques et sociales. Ces forces agissent à l'échelle locale, provinciale, nationale et internationale. Les zones urbaines et rurales de l'Ontario ont subi des changements importants au cours du siècle dernier. Tout au long du XX^e siècle, l'expansion et la contraction de l'agriculture ont eu lieu. Les forêts et les terres arbustives se sont rétablies dans la plupart des terres agricoles abandonnées. La région relative consacrée aux cultures agricoles en rangs, notamment le maïs, le blé et le soja, par opposition aux cultures fourragères, comme les prairies de fauche et les pâturages, changera au gré de la demande économique. Le nombre de fermes et la population humaine qui est activement engagée dans l'agriculture ont diminué à cause de l'efficacité croissante et de la spécialisation, alors que la population rurale des zones non agricoles a augmenté de façon considérable. Tous ces facteurs influent sur la nature et l'étendue des prairies.

La planification de l'utilisation des terres peut être utilisée pour limiter les activités afin de maintenir la couverture des terres naturelles comme les forêts et les milieux humides, mais elle n'a pas été utilisée traditionnellement pour exiger des activités telles que le broutage ou le gel des terres, afin de créer ou de maintenir une couverture des terres ou un habitat faunique. Étant donné que l'habitat de prairie agricole est une couverture terrestre créée et gérée, les régimes de planification ou de réglementation insistent rarement sur sa conservation ou sa création. Cela dit, il existe de nombreux exemples de programmes ayant précisément cet objectif, poursuivis par la voie de politiques ou de mesures incitatives, en Amérique du Nord (p. ex., le Programme canadien d'établissement

d'un couvert végétal permanent) et ailleurs (p. ex., en Europe).

Introduction des lignes directrices sur les prairies

La question de l'habitat des prairies n'a pas encore été traitée dans la série *Quand l'habitat est-il suffisant?* Malgré les réalités susmentionnées, dans cette édition, le sujet est abordé en mettant l'accent sur les prairies indigènes tout en sachant que, étant donné que notre compréhension du rôle du paysage agricole évolue, les lignes directrices devront être approfondies. L'orientation cible donc les terres publiques ou privées ayant un potentiel

de conservation. Bien que ce fondement vise à cibler la perte de diversité des prairies indigènes en péril et des espèces qui en dépendent, on s'attend à ce qu'elles servent de complément à la discussion plus générale concernant la quantité totale de prairies non indigènes.

Par nécessité, dans l'est de l'Amérique du Nord, la majeure partie des études portent sur le paysage agricole et les oiseaux qui l'occupent. Plus précisément, ces lignes directrices concernent le type d'habitat, la quantité et l'étendue, ainsi que la configuration du paysage et la taille des îlots.

Tableau 13. Sommaire des lignes directrices sur les prairies

Paramètre	Ligne directrice
Éléments à protéger et restaurer	Revaloriser les habitats de prairies existantes et en créer de nouveaux.
Superficie et type d'habitat	Maintenir, restaurer et créer des îlots de prairies indigènes selon leur type et leur étendue historique à l'échelle du comté, de la municipalité ou du bassin hydrographique en tenant compte des conditions locales passées et présentes.
Configuration, diversité et connectivité du paysage	Les îlots de prairies devraient être regroupés, et la couverture terrestre commune devrait être ouverte ou semi-ouverte afin de faciliter les déplacements de la faune.
Taille de l'îlot	Entretenir et créer des îlots petits et grands dans les paysages de prairie existants et potentiels, dont la superficie moyenne est de 50 ha ou plus et qui comprennent au moins un îlot de 100 hectares.
Diversité du paysage	Certaines prairies devraient être situées près de haies et d'habitats riverains et humides pour les espèces nécessitant divers types d'habitat à proximité.

Milieux ouverts

Le document *Quand l'habitat est-il suffisant?* traite des habitats de prairie qui font partie d'une catégorie de couverture terrestre et d'utilisation des terres connue sous le nom de milieux ouverts. Les milieux ouverts sont la matrice dominante du paysage de l'écozone des plaines à forêts mixtes et sont composés de toute communauté végétale où la couverture combinée d'arbres et d'arbustes de plus d'un mètre de hauteur est inférieure à 60 %. Les milieux ouverts peuvent être définis en tant qu'utilisation des terres (p. ex. un pré de fauche) ou en tant que couverture des terres (p. ex. herbe ou foin). Dans le cadre de cette catégorie, il existe une variété d'utilisations de couvertures de terre, y compris les pâturages, les prés de fauche, les terres stériles, les prairies et les savanes, les alvars, les landes de roches, les zones brûlées, les céréales, les taillis et les terres arbustives. Tous les milieux ouverts n'ont pas la même valeur en tant qu'habitat : par exemple, certaines cultures en rangs, notamment le maïs, ont une valeur très limitée en tant qu'habitat pour les oiseaux nicheurs, mais les sauvagines en migration et en période d'hivernage utiliseront les restes de grains d'après-récolte pour se nourrir.

2.4.1 Éléments à protéger et restaurer

> Ligne directrice

Revaloriser les habitats des prairies existantes et en créer de nouveaux.

> Justification

Parmi tous les types d'habitats indigènes et d'écosystèmes représentés dans les plaines à forêts mixtes, il n'y en a aucun dont l'étendue a autant diminué que les communautés de prairies indigènes. Quatre-vingt-dix-sept pour cent (97 %) de l'habitat de prairies indigènes d'origine dans le sud de l'Ontario a été perdu (Bakowsky et Riley, 1994). Dans cette ligne directrice, la restauration et la création de parcelles de prairies sont principalement axées sur les paysages des prairies locales existantes et potentielles : celles où des communautés de prairies indigènes sont, ou ont déjà été, la caractéristique dominante de la végétation locale ou celles qui ont un potentiel de rétablissement élevé.

Les paysages de prairies locales existantes et potentielles :

- ont une prairie indigène ancienne ou existante qui était une caractéristique majeure ou dominante de l'habitat local;
- sont des zones où il existe des populations d'espèces des prairies, en particulier des espèces en péril;
- ont des conditions actuelles favorables et des utilisations de terres favorables pour maintenir, gérer ou restaurer de grandes zones de prairies.

Ces zones cibles sont celles auxquelles l'orientation initiale du présent rapport doit être appliquée.

Historiquement, les paysages comme la plaine de Carden présentaient souvent de vastes zones de prairies indigènes et ils comprennent aujourd'hui de grandes parcelles de prairies indigènes et agricoles. Ces zones ne sont généralement pas des terres agricoles de premier choix ou elles soutiennent des activités comme les pâturages ou les cultures fourragères, tout en offrant une valeur réelle ou potentielle en tant qu'habitat de prairies

agricoles. Dans ces régions, il peut y avoir de plus grandes possibilités de restauration et d'entretien des prairies. De même, dans ces paysages de prairies, il se peut que les cibles de remise en état forestières soient moins applicables à l'échelle locale, qu'elles soient déjà atteintes, ou du moins qu'il faille les équilibrer en tenant compte des considérations relatives aux prairies.

2.4.2 Superficie et type d'habitat

> Ligne directrice

Maintenir, restaurer et créer des îlots de prairies indigènes selon leur type et leur étendue historique à l'échelle du comté, de la municipalité ou du bassin hydrographique en tenant compte des conditions locales passées et présentes.

> Justification

Les prairies indigènes sont rares à l'échelle régionale, mais font partie de l'écosystème plus vaste et répondent ainsi à un ensemble donné de conditions environnementales. Elles contribuent à la portée et à la diversité de l'écozone, car elles abritent des espèces uniques. Même si certains oiseaux utiliseront à la fois des habitats indigènes et des habitats agricoles, d'autres groupes ont moins de flexibilité. Par exemple, de nombreux invertébrés ont des exigences particulières en ce qui concerne les plantes hôtes, qui sont uniquement respectées dans les habitats indigènes (p. ex., le bleu mélissa par rapport aux lupins vivaces et le grand porte-queue par rapport au ptéléa trifolié). En outre, d'autres espèces dépendent de la diversité structurelle et des espèces que l'on trouve dans les parcelles d'habitats de prairies indigènes. Ces parcelles sont précieuses qu'elles fassent partie des paysages de prairies locales ou encore de prés d'origine naturelle ou d'autres ouvertures dans les paysages boisés.

Historiquement, les prairies indigènes n'ont pas été importantes dans l'écozone des plaines à forêts mixtes, étant donné qu'on ne compte qu'environ 100 000 hectares de prairies dans le sud de l'Ontario (Neave et Baldwin, 2011), ainsi que certains alvars dominés par les prés et par les graminées. Aujourd'hui, de nombreuses espèces de plantes et d'insectes des prairies, tout comme certains oiseaux, sont rares ou en voie de disparition. La quantité minimale de prairies indigènes nécessaire pour que ces espèces prospèrent est en grande partie inconnue. Cependant, il est probable que de nombreuses espèces préoccupantes en matière de conservation qui dépendent de l'habitat de prairies indigènes en Ontario sont déjà en deçà des seuils théoriques de population et d'habitat pour ce qui est de la persistance à long terme. Toute augmentation de la quantité de prairies indigènes devrait avoir des effets positifs sur les populations d'espèces autres que les oiseaux.

Au-delà des paysages locaux et des prairies indigènes

En ce qui concerne les oiseaux, les paysages ayant une plus grande superficie de prairies indigènes ou non indigènes contiennent une plus grande diversité aviaire que les paysages dominés par d'autres couverts agricoles tels que les cultures en rangs (Best *et al.*, 2000; Lindsay *et al.*, en cours d'examen). Des études sur les changements dans les populations d'oiseaux depuis le début du Conservation Reserve Program aux États-Unis et du Programme d'établissement d'une couverture végétale permanente au Canada montrent la valeur que représente les prairies pour les paysages. Les oiseaux ont des taux d'abondance, de densité et de reproduction plus élevés dans ces prairies restaurées que dans les terres cultivées qu'elles ont remplacées (Best *et al.*, 1997; Johnson et Igl, 1995; King et Savidge, 1995; Patterson et Best, 1996). Par exemple, dans l'Illinois, la création d'un habitat de prairie non perturbé par le Conservation Reserve Program a entraîné une multiplication par dix de la population de Bruants de Henslow et une multiplication par cinq de la population de Bruants sauterelles (Herkert, 1997; Herkert, 1998; Herkert *et al.*, 2003). Dans le Minnesota, Haroldson *et al.* (2006) ont découvert que pour chaque augmentation de 10 % de la couverture d'herbe dans le paysage, les dénombrements de Sturnelles au cours de l'été augmentaient en moyenne de 11,7 oiseaux par voie. Pour cinq espèces de

canards, Reynolds *et al.* (2001) ont remarqué une plus grande réussite de la nidification et du recrutement dans les terres assujetties au Conservation Reserve Program. Dans les prairies canadiennes, McMaster et Davis (2001) ont constaté que neuf des dix oiseaux de prairies les plus couramment observés étaient plus abondants sur les sites assujettis au Programme d'établissement d'une couverture végétale permanente que sur les sites de terres cultivées, et que ce programme offrait une plus grande richesse d'espèces d'oiseaux que les terres cultivées. Les études relatives au Conservation Reserve Program et au Programme d'établissement d'une couverture végétale permanente indiquent la valeur des prairies en matière d'habitat.

En général, la probabilité de présence des espèces, l'abondance des espèces ou la productivité des nids ont augmenté avec la quantité de prairies ou la baisse de l'agriculture intensive sur le paysage (tableau 14). Tews (2008a) a découvert qu'une proportion de 6,5 % d'habitat propice au sein d'un paysage de 100 kilomètres carrés était nécessaire au maintien de la population de Goglu des prés, le taux de probabilité d'extinction étant inférieur à 5 % sur une période de 50 ans, et que cette proportion est passée à 30 % d'habitat propice au sein d'un paysage de 100 kilomètres carrés afin de maintenir une population fonctionnelle.

Tableau 14. Paramètres liés à la présence, à l'abondance ou à la population d'espèces, et quantité d'habitat dans le paysage

Espèces	Rapport avec la surface de l'habitat dans le paysage
Busard Saint-Martin	L'abondance est liée positivement aux pâturages et aux prés de fauche (2); Corrélation positive avec une surface de prairie à l'échelle de 800 m (1)
Bruant des prés	L'abondance est liée positivement à la quantité de pâturages naturels et ensemencés et diminuait quand l'aire de récolte dépassait 60 à 70 % de la surface totale des terres agricoles (l'abondance augmentait de 0,53/ha dans les terres ayant 0,1 à 3 % de pâturages et passait à 0,69/ha dans les terres qui avaient de 8 à 28 % de pâturages; l'abondance augmentait de 0,35/ha dans les terres ayant 1 à 20 % de récoltes et passait à 0,87/ha dans les terres où cette proportion se situait entre 53 et 84 % (3); Présence liée négativement au pourcentage d'arbres et d'arbustes dans le paysage (4); Présence liée positivement à la répartition des prairies dans un paysage de 32 km ² (5)
Sturnelle des prés	L'abondance est liée positivement à la quantité de pâturages naturels et ensemencés et diminuait quand l'aire de récolte était supérieure à 40 % dans les terres agricoles; L'abondance relative augmentait de 0,11/ha dans les terres ayant 0,1 à 3 % de pâturages et passait à 0,39/ha dans les terres qui avaient de 8 à 28 % de pâturages (3)
Sturnelle de l'Ouest	Présence liée positivement à la répartition des prairies et des foins sur 8 km ² (5); L'abondance est liée positivement la répartition des prairies (6)
Goglu des prés	L'abondance est liée positivement à la quantité de pâturages naturels et ensemencés et diminuait quand l'aire de récolte était supérieure à 40 % dans les terres agricoles; L'abondance relative augmentait de 0,23/ha dans les terres ayant 0,1 à 3 % de pâturages et passait à 0,78/ha dans les terres ayant de 8 à 28 % de pâturages (3); Présence liée positivement aux prairies et aux prés de fauche (8); L'abondance est liée positivement aux prairies dans un paysage de 0,5 km (5); Une population viable a besoin de 6,5 % d'habitat dans un paysage de 100 km ² et une taille moyenne de l'îlot supérieure à 50 ha; Une population stable a besoin de 23 % d'habitat dans un paysage de 100 km ² et une taille moyenne de l'îlot supérieure à 125 ha; Une population fonctionnelle a besoin de 30 % d'habitat dans un paysage de 100 km ² et une taille moyenne de l'îlot supérieure à 150 ha (7)
Bruant vespéral	L'abondance est liée positivement à l'aire de récoltes dans les terres agricoles; L'abondance relative augmentait de 0,03/ha dans les subdivisions ayant 1 à 20 % de récoltes et passait à 0,13/ha dans les terres qui avaient 53 à 84 % de récoltes (3)
Bruant de Le Conte	L'abondance est liée positivement aux prairies dans un paysage de 32 km ² (5)
Crécerelle d'Amérique	L'utilisation des boîtes à nid est liée positivement à la quantité de pâturage et de pré de fauche dans un rayon d'un kilomètre (9)

Espèces	Rapport avec la surface de l'habitat dans le paysage
Gibier d'eau	Le taux de survie quotidienne des nids est plus élevé quand il y a 45 à 55 % de prairies dans un paysage de 41 km ² comparé à 15 à 20 % de prairies dans le paysage (11); La survie des nids est liée positivement à la répartition des prairies dans des paysages de 10,4 et 41,4 km ² (12)
Bruant des plaines, Goglu des prés, Bruant des prés et Carouge à épaulettes	Le parasitisme des nids par le Vacher à tête brune est négativement lié au couvert arboré dans un rayon de 2 km (13)
Tourterelle triste	L'abondance est liée positivement à la quantité de prairies et de terres cultivées dans le paysage (14)
Hirondelle bicolore	Le nombre d'oisillons et le premier envol ont probablement diminué avec l'intensification de l'utilisation des terres agricoles, mais ont augmenté avec la quantité de vastes pâturages, de jachère et de prés de fauche dans un rayon de 5 km (distance de ravitaillement maximum) (15)

Références bibliographiques : (1) Niemuth *et al.*, 2005; (2) Kreuzberg et Lindsay, 2010; (3) Données non publiées de Kreuzberg et Lindsay; (4) Winter *et al.*, 2006a; (5) Quamen, 2007; (6) Haroldson *et al.*, 2006; (7) Neave *et al.*, 2009; (8) Ribic et Sample, 2001; (9) Smallwood *et al.*, 2009; (10) Jobin *et al.*, 2005; (11) Horn *et al.*, 2005; (12) Stephens *et al.*, 2005; (13) Pietz *et al.*, 2009; (14) Elmore *et al.*, 2007; (15) Ghilain et Bélisle, 2008.

Dans la partie supérieure du Midwest des États-Unis, Meehan *et al.* (2010) ont montré qu'il y avait un seuil de diversité des espèces d'oiseaux par rapport à la quantité d'agriculture intensive exercée sur le paysage. Ils ont remarqué que la diversité des espèces d'oiseaux dans un paysage de 25 kilomètres carrés augmentait de façon linéaire en présence de zones de cultures à faible rendement et de grande diversité (généralement des pâturages); cependant, lorsque plus de 40 % du paysage était composé de cultures à haut rendement et à faible diversité (habituellement des cultures en rangs), la diversité des espèces d'oiseaux chutait de façon considérable. La diversité des espèces

augmentait également de façon linéaire en fonction de la quantité de couvert forestier dans le paysage.

La superficie totale de prairies dans un paysage est le facteur clé de la diversité et de l'abondance des oiseaux de prairies. Toutefois, bien qu'il y ait eu une augmentation du nombre d'études traitant des seuils d'habitat de prairies, le nombre d'études applicables aux régions des plaines à forêts mixtes est limité et basé sur un petit nombre d'espèces. Cela empêche actuellement l'établissement d'un seuil pour l'étendue des prairies, selon les populations actuelles et la diversité des oiseaux de prairies.

2.4.3 Configuration, diversité et connectivité du paysage

> Ligne directrice

Les îlots de prairies devraient être regroupés et la couverture terrestre commune devrait être ouverte ou semi-ouverte afin de faciliter les déplacements de la faune.

> Justification

Les espèces affichent des réponses différentes et interactives à la taille et à la proximité des îlots. Dans le cas des espèces d'oiseaux, la plupart sont sensibles non seulement à la superficie d'habitat existant dans le paysage, mais aussi à la manière dont l'habitat est organisé sur le plan spatial et à la facilité de déplacement entre les parcelles. D'autres oiseaux sont sensibles à la superficie en présence ou non de prairies avoisinantes. Tout comme pour l'utilisation de petits îlots boisés par les espèces sauvages forestières, dans certains cas, des petites parcelles de prairie seront utilisées lorsqu'elles sont intégrées dans un paysage dont l'habitat de prairie est abondant. Le regroupement de parcelles de prairies sera bénéfique pour les espèces qui sont influencées par la proximité de la parcelle, en particulier pour les espèces autres que les oiseaux à mobilité limitée, et il fera augmenter la proportion de prairies dans la matrice de couverture des terres locale. En outre, une couverture terrestre commune perméable dans le paysage est préférable.

La détermination des seuils de réponse à la taille de l'îlot peut être difficile. Ribic *et al.* (2009) ont examiné plusieurs études et déterminé la relation entre les tailles des îlots pour 14 espèces d'oiseaux des prairies présentes dans l'écozone des plaines à forêts mixtes (voir le tableau 15); cependant, bon nombre de ces études ne contrôlaient pas la structure de la végétation à l'échelle locale ou la quantité d'habitats convenables disponibles dans le paysage, ce qui

pourrait entraîner une confusion dans la relation des espèces par rapport à la taille des îlots (Bakker *et al.*, 2002; Winter *et al.*, 2006b). De nombreuses études d'oiseaux dans les paysages de prairies n'ont pas tenu compte du fait que la fragmentation (configuration du paysage) est confondue avec la quantité d'habitat (voir Fahrig, 2003). Par exemple, dans les prairies mixtes et d'herbes hautes du sud-est du Dakota du Sud, les taux d'occupation laissent entendre que le Troglodyte de carex et le Bruant des plaines ne font pas de différence entre les grandes et petites parcelles si celles-ci ont été intégrées dans une matrice du paysage dominée par les prairies (Bakker *et al.*, 2002). En effet, plus d'individus ont été découverts dans de petites parcelles au sein des paysages (parcelles environnantes de 400 à 1 600 mètres) dominés par des prairies que dans de vastes parcelles où la couverture terrestre de prairie était faible. Pour les oiseaux des terres arbustives en Ohio, les densités de la plupart des espèces étaient plus élevées dans les parcelles où plus de 10 % du paysage dans un rayon de 1 km étaient à un stade de régénération précoce (Lehnen, 2008). En revanche, d'autres espèces (Bruant sauterelle, Dickcissel d'Amérique dans la prairie mixte et Bruant des prés dans des prairies d'herbes hautes) avaient des taux d'occupation élevés dans de vastes parcelles de prairies, quelle que soit la prédominance des prairies dans le paysage. Cela indique le besoin de prendre en considération les avantages d'avoir des parcelles d'habitat au sein d'une matrice de paysage plus « ouvert » qui contiendrait

d'autres parcelles ouvertes, afin de pouvoir accueillir des oiseaux qui réagissent positivement au fait d'être dans une matrice de prairies. De même, au lieu d'une matrice de prairies, la présence de parcelles proches ou adjacentes complémentaires « ouvertes » aura probablement des effets bénéfiques. Le « regroupement » ou l'agrégation de parcelles ouvertes serait une mesure positive. Cela pourrait consister à chercher des occasions autour de vastes parcelles de prairie d'« ancrage » tout en évitant la fragmentation de l'habitat forestier.

La densité des populations régionales, la qualité de l'habitat et les facteurs relatifs à la population peuvent également avoir une incidence sur les relations entre les tailles de parcelles. Par exemple, la sensibilité de la zone peut varier d'une région à l'autre (Johnson et Igl, 2001). Par exemple, lorsque les densités de population du Bruant de Henslow augmentent dans le paysage, les oiseaux nicheurs occupent de plus petites parcelles de prairies (Herkert, 1994a; Herkert, 1994b).

Pour les oiseaux des prairies dans les paysages hétérogènes, la distance entre les parcelles d'habitat et la qualité de la matrice commune déterminent si des parcelles seront occupées ou non, de même que la viabilité de chaque parcelle. Par exemple, les parcelles de prairies séparées par plus de 15 kilomètres de terres cultivées ou de forêt se trouvaient au-delà de la distance de dispersion de la plupart des Goglus des prés, et provoqueraient un isolement des populations (Tews, 2008b). De même, les parcelles séparées par moins de 15 kilomètres peuvent être propices à de nombreuses autres espèces d'oiseaux des prairies, y compris la Maubèche des champs et le Bruant de Henslow.

Les oiseaux migrateurs sont plus mobiles que la plupart des groupes d'espèces, ce qui rend les

couloirs plus importants pour les invertébrés, les vertébrés non aviaires et les plantes (Gilbert-Norton *et al.*, 2009). Lorsqu'on examine les écosystèmes locaux, les seuils relatifs à la connectivité et à la configuration des parcelles de prairies seront fixés en fonction des exigences relatives aux espèces moins mobiles. Cela est particulièrement pertinent dans le cas des parcelles indigènes de prairies et de savanes, étant donné que ces parcelles sont plus susceptibles de fournir un habitat pour une plus grande diversité des espèces ayant une mobilité limitée que des habitats de substitution.

L'utilité des couloirs pour une variété d'habitats a fait l'objet de débats dans les études (Gilbert-Norton *et al.*, 2009). En général, les couloirs sont jugés bénéfiques si des espèces et des attributs de l'habitat précis sont pris en compte, en particulier en ce qui concerne la connectivité des habitats forestiers. En ce qui concerne les couloirs d'habitat de prairies, les études sont limitées et il n'existe aucune indication claire sur les avantages des couloirs de connexion entre les parcelles de prairie. Compte tenu de ces incertitudes, une autre approche qui permettrait de répondre aux besoins en matière de connectivité consisterait à minimiser les distances entre les parcelles et à maintenir une matrice perméable aux espèces en dispersion.

La valeur des couloirs pour les plantes n'est pas claire non plus. Van Dorp *et al.* (1997) considèrent la valeur des couloirs comme étant évasive, tandis que Tikka *et al.* (2001) ont conclu que les couloirs routiers et ferroviaires servent de couloirs de dispersion pour les plantes des prairies. Dans le cas des animaux, les zones tampons étroites peuvent augmenter leur prédation lorsqu'ils sont présents dans le couloir (État du Kentucky, 2010). Dans le cas des insectes, Öckinger et Smith (2007) affirmaient que « les couloirs n'ont pas toujours d'effets positifs sur la dispersion des insectes »,

tandis que Haddad (1999) a constaté que les couloirs facilitaient la dispersion de deux espèces de papillons. Dans une étude de trois ans portant sur les déplacements des insectes entre les parcelles, Collinge (2000) laisse entendre que les couloirs pourraient avoir un certain potentiel pour promouvoir le déplacement des individus, mais que leur utilisation doit tenir compte des caractéristiques des espèces, de la nature du paysage, de la taille de la parcelle et de la variation environnementale. Il est important d'avoir une matrice complémentaire, notamment pour le rôle positif qu'elle joue dans la dispersion et le déplacement (Baum *et al.*, 2004). L'effet négatif des couloirs à l'origine des invasions biologiques est largement inconnu. Bier et Noss (1998) font état d'un manque d'études sur le

sujet (peu d'études auraient été réalisées depuis). Damschen *et al.* (2006) ont découvert que les couloirs ne favorisent pas directement l'invasion par des espèces exotiques. Cependant, Hansen et Clevenger (2005) affirment que les lisières des couloirs forestiers et les habitats de prairie agissent comme des microhabitats pour les espèces non indigènes et sont plus sujets à l'invasion par des espèces exotiques que les forêts, surtout s'ils sont perturbés.

Le maintien d'une matrice perméable est une stratégie plus attrayante compte tenu du risque de prédation dans les couloirs, des incertitudes relatives à l'utilité des couloirs pour les espèces des prairies et du rôle des couloirs en ce qui a trait aux invasions biologiques.

Tableau 15. Preuves de sensibilité à la superficie chez les espèces d'oiseaux des prairies présentes dans les plaines à forêts mixtes

Espèces	Présence ^a	Référence ^b	Densité ^c	Référence ^d	Seuil (référence) ^e
Chardonneret jaune	Positive	23			
Crécerelle d'Amérique	Positive	20			Supérieur à 1 000 ha pour ce qui est de la plus haute densité d'occupation dans les boîtes à nid (20)
Goglu des prés	Positive Négative	1, 2, 7, 10 13	Positive Variable	3, 7, 11, 12, 18 16	Supérieur à 50 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (1)
Moqueur roux	Négative	2			
Vacher à tête brune	Négative	7, 9	Négative	13	
Bruant des plaines	Positive	7	Positive	7	
Paruline masquée			Positive	22	Le taux de capture est plus élevé dans les îlots de 13 à 16 ha comparativement aux îlots de 4 à 8 ha. (22)
Dickcissel d'Amérique	Positive	5, 8			La taille de l'îlot n'a pas influé sur le succès de la nidification. (25)
Tyran tritri	Positive	23			
Sturnelle des prés	Positive	1, 2, 10	Positive	18	Supérieur à 5 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (1); la taille de l'îlot n'a pas influé sur le succès de la nidification (25)

Espèces	Présence ^a	Référence ^b	Densité ^c	Référence ^d	Seuil (référence) ^e
Bruant sauterelle	Positive Variable	1, 2, 9, 10, 14 7	Positive Variable	3, 8, 9, 11, 13, 18 7	Supérieur à 12 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (19); supérieur à 15 ha pour ce qui est de l'occurrence (14); supérieur à 30 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % de maximum (1); supérieur à 100 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % de maximum (2)
Bruant de Henslow	Positive	1, 5	Positive	3, 6	Supérieur à 55 ha pour ce qui est de la présence; 50 % du maximum (1), taille moyenne de l'îlot occupé 421 ha (26)
Alouette hausse-col	Positive	13	Positive	13	
Bruant de Le Conte	Positive	7			
Pie-grièche migratrice					Supérieur à 4,6 ha pour ce qui est de l'occurrence (21)
Canard colvert	Positive	23			Succès de la nidification plus élevé dans les îlots plus grands (24)
Tourterelle triste	Négative	7	Négative	7	
Busard Saint-Martin			Positive	7, 12	Supérieur à 100 ha pour ce qui est de l'occurrence (7)
Bruant des prés	Positive Variable Négative	1, 2 8 7	Positive Variable	3, 7, 18 16	Supérieur à 10 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (2); supérieur à 40 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (1); le succès de la nidification augmentait proportionnellement à la taille de l'îlot (15)
Troglodyte à bec court	Positive	7, 8, 23	Variable	7	
Hibou des marais					Supérieur à 100 ha pour ce qui est de l'occurrence (7)
Maubèche des champs	Positive	2	Positive	3	Supérieur à 50 ha pour ce qui est de l'occurrence, supérieur à 200 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (2)
Bruant vespéral	Positive	2			Supérieur à 20 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (2)
Sturnelle de l'Ouest			Positive Négative	4, 7, 8 15	Supérieur à 5 ha pour ce qui est de l'occurrence, 50 % du maximum (19)
Viréo aux yeux blancs			Positive	22	Le taux de capture est plus élevé dans les îlots de 13 à 16 ha comparativement aux îlots de 4 à 8 ha (22)

^a = Occurrence en lien avec la taille de l'îlot; ^b = Références connexes; ^c = Densité en lien avec la taille de l'îlot; ^d = Références connexes; ^e = Référence pour les seuils

Références bibliographiques de Ribic *et al.* (2009) : (1) Herkert, 1994b; (2) Vickery *et al.*, 1994; (3) Bollinger, 1995; (4) Bolger *et al.*, 1997; (5) Winter, 1998; (6) Winter et Faaborg, 1999; (7) Johnson et Igl, 2001; (8) Bakker *et al.*, 2002; (9) Horn *et al.*, 2002; (10) Renfrew, 2002; (11) Renfrew et Ribic, 2002; (12) Skinner, 2004; (13) Dejong *et al.*, 2004; (14) Davis, 2004; (15) Davis *et al.*, 2006; (16) Winter *et al.* 2006b; (17) Winter *et al.*, 2006a; (18) Renfrew et Ribic, 2008.

Autres sources bibliographiques : (19) Helzer et Jelinski, 1999; (20) Smallwood *et al.*, 2009; (21) Jobin *et al.*, 2005; (22) Rodewald et Vitz, 2005; (23) Riffell *et al.*, 2001; (24) Horn *et al.*, 2005; (25) Walk *et al.*, 2010; (26) Herkert, 1994a.

2.4.4 Taille de l'îlot

> Ligne directrice

Entretien et créer des îlots petits et grands dans les paysages de prairie existants et potentiels, dont la superficie moyenne est de 50 ha ou plus et qui comprennent au moins un îlot de 100 hectares.

> Justification

Les exigences des îlots en matière de qualité, de taille et d'influence de la couverture terrestre environnante varient selon les espèces d'oiseaux et la région. Dans le cadre d'une gestion de la diversité des espèces, le maintien d'une diversité de tailles et de types de parcelles de prairies permettra de répondre aux besoins de nombreuses espèces, et le déploiement d'efforts pour conserver des superficies moyennes élevées de parcelles permettra de soutenir des espèces d'oiseaux sensibles à la superficie.

Très peu d'études ont examiné la sensibilité relative à la superficie chez les oiseaux des prairies en Ontario. Toutefois, les recherches menées dans d'autres régions géographiques laissent entendre que la Maubèche des champs et le Bruant de Henslow ont besoin de très vastes parcelles de prairies pour établir leurs territoires (plus de 50 ha et préférablement plus - au moins 200 hectares pour la Maubèche des champs). Tews (2008b) a découvert que les populations viables de Goglu des prés ont été soutenues dans un paysage dont la superficie moyenne était supérieure ou égale à 50 hectares. La Crécerelle d'Amérique préfère les nichoirs dans les grandes parcelles (Smallwood *et al.*, 2009). D'autres oiseaux des prairies sont potentiellement sensibles à la superficie, mais ont des exigences relativement faibles en ce qui concerne la superficie des parcelles, notamment 4,6 hectares pour la Pie-grièche migratrice (Jobin *et al.*, 2005) et 5 hectares pour la Sturnelle des

prés (Herkert, 1994b) et la Sturnelle de l'Ouest (Helzer et Jelinski, 1999).

Pour certaines espèces ayant des exigences minimales relativement plus faibles en ce qui concerne la superficie des parcelles, des études signalent des effets positifs sur la présence et la réussite de la nidification lorsque la superficie des parcelles est plus importante, par exemple, la réussite de la nidification du Bruant des prés dépendant des prairies augmentait proportionnellement à la taille de la parcelle (Davis *et al.*, 2006).

Winter *et al.* (2006b) ont laissé entendre que les exigences particulières pour la taille d'une parcelle d'habitat de prairie varieront d'une région à l'autre, en fonction : (1) de la qualité de l'habitat dans la parcelle; (2) de la quantité d'arbres et d'arbustes indigènes dans le paysage environnant; et (3) de la communauté locale de prédateurs. Dans un compte non publié de l'État de New York, des parcelles de 30 à 100 acres (12 à 40 hectares) ont été recommandées pour « protéger un vaste regroupement d'espèces dépendantes des prairies » tout en reconnaissant qu'une parcelle plus grande est nécessaire pour protéger les oiseaux de proie également (Bittner, 2011).

Les défis associés à l'établissement de seuils uniformes en matière de superficie de parcelle pour les espèces des prairies semblent indiquer que les recommandations relatives à la taille des parcelles devraient reconnaître la valeur des

parcelles plus petites (voir Quamen, 2007; Winter *et al.*, 2006b) et plus grandes, la superficie moyenne des parcelles étant déterminée par l'espèce dont la sensibilité connue à la superficie est la plus importante. Des parcelles plus étendues offrent également un habitat à un plus grand nombre d'individus provenant d'une espèce particulière et peuvent soutenir une communauté d'oiseaux locale moins variable, voire plus viable.

Disposer d'une parcelle d'au moins 100 hectares permettra d'augmenter les chances que les oiseaux les plus sensibles à la superficie soient présents dans un paysage local, et disposer d'une parcelle de 200 hectares augmentera les chances de persistance pour les espèces d'oiseaux nicheurs les plus sensibles à la superficie (tableau 15).

2.4.5 Diversité du paysage

> Ligne directrice

Certains habitats de prairie devraient être situés près des haies, des habitats riverains et humides pour les espèces nécessitant divers types d'habitat à proximité.

> Justification

Les espèces des prairies nécessitent souvent une variété d'habitats complémentaires pour terminer leur cycle de vie (Justus et Sarkar, 2002; Pressey *et al.*, 1993), et de nombreux oiseaux des prairies ont besoin que ces parcelles soient proches l'une de l'autre pour soutenir toutes les étapes du cycle de vie (voir le tableau 16). Plusieurs espèces de sauvagines, par exemple, font leurs nids dans les prairies de haute terre adjacentes aux milieux humides, et les espèces d'oiseaux qui s'alimentent dans les terres cultivées nichent généralement dans les caractéristiques linéaires adjacentes telles que des haies, des clôtures ou des brise-vents (Best *et al.*, 1990; Best *et al.*, 1995; Rodenhouse et Best, 1983). D'autres espèces, comme le Colin de Virginie ou le Faisan de Colchide introduit, nécessitent un mélange de couverts pour construire leurs nids et se mettre à l'abri des prédateurs, ainsi que des prairies et des terres cultivées pour s'alimenter (Burger *et al.*, 2006).

Il y a eu beaucoup de discussions sur les avantages des éléments isolés ou linéaires du paysage, comme les haies. Ces caractéristiques peuvent fournir des sources de nourriture, un abri, des sites de nidification, de repos et d'alimentation ainsi que des perchoirs pour de nombreux oiseaux des prairies (Best, 1983; Cassell et Wiehe, 1980; Conover, 2005; Conover *et al.*, 2009; Johnson et Beck, 1988; Marcus *et al.*, 2000; Martin et Vohs, 1978; Smith *et al.*, 2005; Yahner, 1982; Yahner, 1983). On sait que les caractéristiques structurelles (largeur et hauteur) et que la richesse floristique influencent la composition des espèces d'oiseaux (et d'autres taxons). En règle générale, des haies plus larges et plus diversifiées, ainsi que celles qui sont adjacentes aux îlots boisés et aux terres arbustives, soutiennent plus d'espèces d'oiseaux (Best, 1983).

À l'inverse, d'autres études indiquent que les éléments linéaires comportant de la végétation ligneuse peuvent contribuer à réduire la qualité des types d'habitats ouverts (p. ex., prairies)

adjacents pour les oiseaux nicheurs, bien que les répercussions sur la densité et la réussite de la nidification puissent être liées à la quantité totale d'arbres et d'arbustes dans le paysage (Winter *et al.*, 2006b). La prédation des nids et le parasitisme des couvées par le Vacher à tête brune peuvent être plus élevés dans un habitat

ouvert adjacent aux zones recouvertes de végétation ligneuse. Cependant, l'importance de la prédation peut être difficile à prévoir, car la répartition des prédateurs de nids dans les prairies peut être complexe (Bergin *et al.*, 2000; Chalfoun *et al.*, 2002b; Winter *et al.*, 2006b).

Tableau 16. Espèces exigeant un mélange d'habitats (prairie et autres types d'habitat)

Espèces	Habitat ouvert	Autres types d'habitat	Notes
Corneille d'Amérique	Tous les habitats ouverts	Forêt	Fait son nid dans les arbres, se ravitaille en milieu ouvert (1)
Bécasse d'Amérique	Terres stériles	Maquis, forêt au stade pionnier, milieux humides	Diverses forêts anciennes au stade initial de succession sur des lots de 200 à 400 hectares, de préférence séparés par des distances de 1 à 3 km (2) (plus d'habitats ouverts sont également utilisés en Ontario)
Oriole du Nord	Prairies	Forêt et lisières boisées/arbustives	Habite principalement les forêts, les haies et les lisières (3)
Effraie des clochers	Tous les habitats ouverts	Grange, arbre creux ou boîte à nid	(4)
Hirondelle rustique	Prairies	Grange et basse-cour, avec bétail de préférence	(5)
Hirondelle de rivage	Prairies	Habitat riverain ou rive de lac. Exige un substrat pour la nidification	La probabilité d'extinction baisse avec la proximité des prairies (6)
Quiscale de Brewer	Prairies	Perchoirs (clôtures, haies, etc.) et eau	(7)
Moqueur roux	Terres stériles	Arbustes et lisières arbustives (8)	Habite principalement les haies et le maquis
Hirondelle à front blanc	Prairies	Les coupe-vent, les arbres et l'eau (9) doivent avoir une structure pour la nidification.	Une colonie de taille moyenne est reliée positivement à une quantité d'eau mouvante/constante et reliée négativement à des terres cultivées dans le rayon d'alimentation. Les très grandes colonies sont associées à des paysages très diversifiés (9)
Gibier d'eau (Canard d'Amérique, Sarcelle à ailes bleues, Canard chipeau, Canard colvert, Canard souchet)	Prairies	Milieux humides	90 % des nids se trouvent dans les prairies à moins de 200 m d'une terre humide, moyenne de 96 m (10)

Espèces	Habitat ouvert	Autres types d'habitat	Notes
Perdrix grise	Prairies, terres cultivées	Lisières arbustives (clôtures, haies, etc.)	(11)
Colin de Virginie	Prairies, terres cultivées	Maquis/forêt	(11)
Buse à queue rousse	Prairies, terres cultivées	Forêt, lisières boisées	(11)
Faisan de Colchide	Prairies, terres cultivées	Petites terres à bois dispersées	(11)
Grue du Canada	Prairies	Milieus humides	(11)
Bruant vespéral	Terres cultivées/prairies	Haies d'arbustes	Les mâles arrivaient plus tôt et avaient plus de succès dans l'appariement quand les clôtures étaient composées d'arbustes et que les terres cultivées contenaient des résidus (12)
Dindon sauvage	Prairies/terres cultivées/terres stériles	Forêt	Le mélange optimal peut comporter 50 % de forêt, 10 % de culture en rangées, 22 % de pâturages et 13 % de terre stérile (11)

Références bibliographiques : (1) Whitney et Marzluff, 2009; (2) DeGraaf et Yamasaki, 2003; (3) Cadman *et al.*, 2007; (4) Sandilands, 2010; (5) Ambrosini *et al.*, 2002; (6) Moffatt *et al.*, 2005; (7) Dunn et Gordon, 2007; (8) Vickery *et al.*, 1994, (9) Brown *et al.*, 2002; (10) Henshaw et Leadbeater, 1998; (11) Sandilands, 2005; (12) Best et Rodenhouse, 1984.

2.4.6 Autres points à considérer pour les prairies

Densité des lisières et végétation ligneuse

Il y a eu beaucoup de discussions dans les études scientifiques sur les effets positifs et négatifs de la végétation ligneuse et des lisières sur les espèces des prairies. En ce qui concerne les lisières, certaines variations observées dans la taille minimale des parcelles peuvent être liées à la portée des effets de bordure dans différents paysages. Par le passé, de nombreux chercheurs pensaient que les espèces issues de forêts au stade de succession initial ou de terres arbustives n'étaient pas sensibles à la taille des parcelles et pouvaient vivre dans les lisières des habitats. Toutefois, une méta-analyse récente de 17 espèces de terres arbustives présentes dans les zones de coupe à blanc au sein d'un paysage forestier a démontré que toutes les espèces étaient plus abondantes dans le centre, plutôt que dans la lisière des parcelles, et que les effets de bordure étaient significatifs pour huit espèces (Schlossberg et King, 2008). Bien que l'étude ait eu lieu au sein d'un paysage forestier, des schémas semblables peuvent se produire dans les paysages fragmentés ou de prairies, ce qui laisse entendre que de plus grandes parcelles d'habitat sont nécessaires pour soutenir les territoires de reproduction.

Dans les paysages de prairies, les lisières peuvent être prononcées et sont souvent « plus robustes » et plus permanentes que dans les paysages boisés. Cela tient du fait que les utilisations des terres humaines créent des caractéristiques linéaires qui subissent des changements abrupts d'un type de végétation à l'autre. Le rôle des lisières multiples sur les processus écologiques dans les paysages fragmentés est en grande partie inconnu; toutefois, les lisières multiples augmentaient

l'ampleur et la portée de l'effet de bordure sur le Goglu des prés dans l'Iowa (Fletcher, 2005).

Les lisières ont également des microclimats différents (p. ex., lumière ou humidité) des habitats intérieurs et, par conséquent, ils peuvent avoir une incidence sur l'approvisionnement en nourriture pour les diverses espèces et peuvent finir par avoir une incidence sur l'utilisation de l'espèce, même si cela s'applique surtout aux lisières de forêts attenantes aux habitats ouverts (Austen *et al.*, 2001; Burke et Nol, 2000). Certaines espèces d'oiseaux montrent une réticence à traverser les espaces ouverts entre une lisière linéaire non cultivée et une zone hostile plus ouverte (comme un champ cultivé), car cela les expose aux prédateurs (Bélisle, 2005; Bélisle *et al.*, 2001; Bélisle et St. Clair, 2001). La qualité de la lisière peut également avoir une incidence sur l'utilisation par les oiseaux de l'habitat adjacent; par exemple, certaines études ont démontré que plus la végétation de lisière était complexe, moins il était probable qu'un oiseau s'aventure hors de celle-ci pour se rendre dans une terre cultivée (Conover *et al.*, 2009). À l'inverse, d'autres espèces sont attirées par les lisières telles que les clôtures, car elles servent de perchoirs à partir desquels elles peuvent s'alimenter, ainsi que de couverture végétale pour les sites de nidification (Best et Rodenhouse, 1984). L'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales recommande que les petites parcelles de prairie indigène (de 1 à 100 hectares) soient entourées d'une zone tampon située à 50 m ou plus et composée de graminées vivaces indigènes et de plantes herbacées non graminoides, mais dépourvue de végétation ligneuse et de structures verticales

(p. ex., des clôtures ou des bâtiments)
(McPherson *et al.*, 2009).

Les caractéristiques linéaires situées à l'intérieur des parcelles d'habitat ouvert, ou les séparant, comme les haies et les brise-vents, ont une incidence mixte, et ce qui constitue un obstacle ou un couloir n'est pas toujours clair. Par exemple, dans une étude sur les effets de la couverture terrestre des prairies adjacentes, Bakker *et al.* (2002) ont traité les brise-vents ou les rideaux d'arbres de largeur égale ou supérieure à 20 mètres comme des barrières et ne tenaient pas compte des routes et des clôtures exigeant un entretien minimum. En ce qui concerne l'utilisation des caractéristiques linéaires ou isolées, les espèces des prairies comme la Pie-grièche migratrice utiliseront des haies et des arbres ou des arbustes isolés qui, autrement, pourraient être considérés comme incompatibles avec des parcelles d'habitat de prairie. Toutefois, les lisières sont évitées par de nombreuses espèces d'oiseaux, car elles attirent de nombreux prédateurs, y compris des oiseaux, des mammifères et des reptiles qui utilisent les caractéristiques linéaires comme couloirs dans les paysages des prairies (Bergin *et al.*, 2000).

Les décisions de restauration et de gestion des terres relatives aux lisières, en particulier les caractéristiques linéaires telles que des haies, doivent tenir compte des besoins des espèces des prairies et des autres espèces, ainsi que de la mise à disposition d'autres fonctions écologiques, telles que le contrôle de l'érosion du sol. Dans le cadre de la gestion de grandes parcelles, il convient de noter que les haies, les brise-vents et d'autres éléments ligneux isolés et linéaires ne constituent pas nécessairement une cassure au sein d'une parcelle et ne créent pas un effet de bordure négatif. Ces caractéristiques

doivent généralement être conservées dans le cadre d'autres préoccupations.

Échéancier

La reproduction de cycles naturels d'habitats saisonniers peut régler le problème de déconnexion temporelle entre les utilisations des terres par les hommes et par les espèces sauvages. L'hétérogénéité temporelle dans les paysages des prairies doit être maintenue par l'entremise de perturbations périodiques, et les parcelles d'herbes hautes, moyennes et courtes doivent être représentées et rester en place jusqu'à la mi-juillet aux fins d'utilisation par les oiseaux nicheurs. D'autres habitats de prairies comme les terres stériles devront être renouvelés sur un plus long cycle.

De petits changements relatifs au moment de la réalisation des activités pourraient grandement contribuer au maintien de la viabilité de la population et à l'amélioration des habitats pour les oiseaux. Le fauchage, par exemple, peut créer un habitat-puits ou un piège écologique (une zone apparemment productive qui produit en réalité une perte nette pour l'espèce). Cela se produit dans les prés de fauche, sauf si la date de fauchage est ajustée (p. ex., après le 7 juillet, Nocera *et al.*, 2005; après le 15 juillet, Dale *et al.*, 1997; Quamen, 2007). Le fauchage avant ces dates peut entraîner pas moins de 94 % de mortalité chez les oiseaux juvéniles et les oisillons (Bollinger *et al.*, 1990; Dale *et al.*, 1997). Les recommandations de Herkert (1998) visant à adopter une gestion par rotation tout en évitant le fauchage avant la mi-juillet peuvent être un moyen de réduire les répercussions. Les lignes directrices relatives à l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (Neave *et al.*, 2009) présentent de nombreuses pratiques de gestion exemplaires pour les habitats de prairie.

3. Ouvrages cités

2degreesC. 2007. "Climate change: Impacts and adaptations for terrestrial and aquatic ecosystems and species in the Credit Valley." *Prepared for Credit Valley Conservation Authority*. pp. 82. Mississauga, Ontario.

Allan, J. D. 2004. "Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 254-84.

Allan, J. D., D. L. Erickson, and J. Fay. 1997. "The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales." *Freshwater Biology* 37(1): 149-61.

Almendinger, J. E. 1999. "A method to prioritize and monitor wetland restoration for water-quality improvement." *Wetlands Ecology and Management* 6(4): 241-52.

Ambrosini, R., A.-M. Bolzern, L. Canova, S. Arieni, A. P. Møller, and N. Saino. 2002. "The distribution and colony size of barn swallows in relation to agricultural land use." *Journal of Applied Ecology* 39(3): 524-34.

Anacostia Restoration Team. 1992. "Watershed Restoration Source Book." *Metropolitan Washington Council of Governments (MWCOG)*. pp. 268. Washington, DC.

Andrén, H. 1994. "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review." *Oikos* 71: 355-66.

Andrén, H. 1996. "Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis." *Oikos* 76(2): 235-42.

Angold, P. G., J. P. Sadler, M. O. Hil, A. Pullin, S. Rushton, K. Austin, E. Small, B. Wood, R. Wadsworth, R. Sanderson, and K. Thompson. 2006. "Biodiversity in urban habitat patches." *Science of the Total Environment* 360(1-3): 196-204.

Arnold, C. L. and C. J. Gibbons. 1996. "Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator." *Journal of the American Planning Association* 62(2): 243-58.

Attum, O., Y. M. Lee, J. H. Roe, and B. A. Kingsbury. 2007. "Upland-wetland linkages: relationship of upland and wetland characteristics with watersnake abundance." *Journal of Zoology* 271(2): 134-39.

Attum, O., Y. M. Lee, J. H. Roe, and B. A. Kingsbury. 2008. "Wetland complexes and upland-wetland linkages: landscape effects on the distribution of rare and common wetland reptiles." *Journal of Zoology* 275(3): 245-51.

Austen, M. J. W. and M. S. W. Bradstreet. 1996. *The effects of fragmentation on forest birds and plants in southern Ontario: Recommendations for woodland conservation and restoration*. Port Rowan, Ontario: Long Point Bird Observatory.

- Austen, M. J. W., C. M. Francis, D. M. Burke, and M. S. W. Bradstreet. 2001. "Landscape context and fragmentation effects on forest birds in southern Ontario." *Condor* 103(4): 704-14.
- Babbitt, K. J. 2005. "The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA." *Wetlands Ecology and Management* 13(3): 269-79.
- Bakker, K. K., D. E. Naugle, and K. F. Higgins. 2002. "Incorporating landscape attributes into models for migratory grassland bird conservation." *Conservation Biology* 16(6): 1638-46.
- Bakowsky, W. and J. L. Riley. 1994. "A Survey of the Prairies and Savannas of Southern Ontario." In *Thirteenth North American Prairie Conference*, edited by R. G. Wickett, P. D. Lewis, A. Woodliffe, and P. Pratt, pp. 7-16. Windsor, ON: Department of Parks and Recreation.
- Baldwin, R. F., A. J. K. Calhoun, and P. G. deMaynadier. 2006a. "Conservation Planning for Amphibian Species with Complex Habitat Requirements: A Case Study Using Movements and Habitat Selection of the Wood Frog, *Rana sylvatica*." *Journal of Herpetology* 40(4): 442-53.
- Baldwin, R. F., A. J. K. Calhoun, and P. G. deMaynadier. 2006b. "The significance of hydroperiod and stand maturity for pool-breeding amphibians in forested landscapes." *Canadian Journal of Zoology* 84(11): 1604-15.
- Basnyat, P., L. D. Teeter, K. M. Flynn, and B. G. Lockaby. 1999. "Relationships between landscape characteristics and non-point source pollution inputs to coastal estuaries." *Environmental Management* 23(4): 539-49.
- Batáry, P. and A. Báldi. 2004. "Evidence of an edge effect on avian nest success." *Conservation Biology* 18(2): 389-400.
- Bauer, D. M., P. W. C. Paton, and S. K. Swallow. 2010. "Are wetland regulations cost effective for species protection? A case study of amphibian metapopulations." *Ecological Applications* 20(3): 798-815.
- Baum, K. A., K. J. Haynes, F. P. Dilleuth, and J. T. Cronin. 2004. "The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones." *Ecology* 85(10): 2671-76.
- Beacon Environmental. 2012. "How Much Disturbance is Too Much?: Habitat Conservation Guidance for the Southern Canadian Shield. Unpublished report." *Prepared for Environment Canada*. pp. 76. Markham, ON.
- Beacon Environmental and Lake Simcoe Region Conservation Authority (LSRCA). 2007. "Natural Heritage System for the Lake Simcoe Watershed." *Prepared for the Lake Simcoe Region Conservation Authority and the Lake Simcoe Environmental Management Strategy*. pp. 179.
- Bedford, B. L. 1999. "Cumulative effects on wetland landscapes: Links to wetland restoration in the United States and Southern Canada." *Wetlands* 19(4): 775-88.
- Beier, P. and B. Brost. 2010. "Use of land facets to plan for climate change: Conserving the arenas not the actors." *Conservation Biology* 24(3): 701-10.

- Beier, P. and R. F. Noss. 1998. "Do Habitat Corridors Provide Connectivity?" *Conservation Biology* 12(6): 1241-52.
- Bélisle, M. 2005. "Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology." *Ecology* 86(8): 1988-95.
- Bélisle, M., A. Desrochers, and M. J. Fortin. 2001. "Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment." *Ecology* 82(7): 1893-904.
- Bélisle, M. and C. C. St.Clair. 2001. "Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds." *Conservation Ecology* 5(2): 9. [online] URL: www.consecol.org/vol5/iss2/art9
- Bentrup, G. 2008. "Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors, and greenways." pp. 110. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station: Gen. Tech. Rep. SRS-109. Asheville, NC.
- Bergin, T. M., L. B. Best, K. E. Freemark, and K. J. Koehler. 2000. "Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a Midwestern agroecosystem: a multiscale analysis." *Landscape Ecology* 15(2): 131-43.
- Best, L. B. 1983. "Bird use of fencerows: Implications of contemporary fencerow management practice." *Wildlife Society Bulletin* 11(4): 343-47.
- Best, L. B., T. M. Bergin, and K. E. Freemark. 2000. "Influence of landscape composition on bird use of Iowa rowcrop fields." *Journal of Wildlife Management* 65(3): 442-49.
- Best, L. B., H. Campa III, K. E. Kemp, R. J. Robel, M. R. Ryan, J. A. Savidge, H. P. Weeks Jr., and S. R. Winterstein. 1997. "Bird abundance and nesting CRP fields and cropland in the Midwest: a regional approach." *Wildlife Society Bulletin* 25(4): 864-77.
- Best, L. B., K. E. Freemark, J. J. Dinsmore, and M. Camp. 1995. "A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa." *American Midland Naturalist* 134(1): 1-29.
- Best, L. B. and N. L. Rodenhouse. 1984. "Territory preference of Vesper Sparrow in cropland." *Wilson Bulletin* 96(1): 72-82.
- Best, L. B., R. C. Whitmore, and G. M. Booth. 1990. "Use of cornfields by birds during the breeding season: The importance of edge habitat." *American Midland Naturalist* 123(1): 84-99.
- Betts, M. G., G. J. Forbes, and A. W. Diamond. 2007. "Thresholds in songbird occurrence in relation to landscape structure." *Conservation Biology* 21(4): 1046-58.
- Betts, M. G. and M.-A. Villard. 2009. "Landscape thresholds in species occurrence as quantitative targets in forest management: generality in space and time?" In *Setting Conservation Targets for Managed Forest Landscapes*, edited by M.-A. Villard and B. G. Jonsson, pp. 185-206. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Bharati, L., K.-H. Lee, T. M. Isenhardt, and R. C. Schultz. 2002. "Soil-water infiltration under crops, pasture, and established riparian buffer in Midwestern USA." *Agroforestry Systems* 56(3): 249-57.

Bittner, T. 2011. As in "Cornell University Faculty and Staff Comments on the revised draft version of the New York Department of Environmental Conservation's Supplemental Generic Environmental Impact Statement on horizontal drilling and high-volume hydraulic fracturing." Faculty and staff, Cornell University, New York.

Bolger, D. T., T. A. Scott, and J. T. Rotenberry. 1997. "Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California." *Conservation Biology* 11(2): 406-21.

Bollinger, E. K. 1995. "Successional changes and habitat selection in hayfield bird communities." *Auk* 112(3): 720-30.

Bollinger, E. K., P. B. Bollinger, and T. A. Gavin. 1990. "Effects of hay-cropping on eastern populations of the Bobolink." *Wildlife Society Bulletin* 18(2): 142-50.

Bollinger, E. K. and P. V. Switzer. 2002. "Modeling the impact of edge avoidance on avian nest densities in habitat fragments." *Ecological Applications* 12(6): 1567-75.

Bonifait, S. and M-A. Villard. 2010. "Efficiency of buffer zones around ponds to conserve odonates and songbirds in mined peat bogs." *Ecography* 33(5): 913-20.

Booth, D. B. 1991. "Urbanization and the natural drainage system – impacts, solutions, and prognoses." *Northwest Environmental Journal* 7(1): 93-118.

Booth, D. B. 2000. "Forest cover, impervious-surface area, and the mitigation of urbanization impacts in King County, Washington." pp. 18. Seattle, WA: King County Water and Land Resources Division.

Booth, D. B., D. Hartley, and R. Jackson. 1994. "Forest cover, impervious surface-area, and the mitigation of stormwater impacts." *Journal of the American Water Resources Association* 38(3): 835-45.

Booth, D. B., J. Leavitt, and K. Peterson. 1997. "The University of Washington Permeable Pavement Demonstration Project – Background and First-Year Field Results." pp. 22. Seattle, WA: Center for Urban Water Resources Management, Department of Civil Engineering, University of Washington.

Borgmann, K. L. and A. D. Rodewald. 2004. "Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs." *Ecological Applications* 14(6): 1757-65.

Boutin, C. and B. Jobin. 1998. "Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats." *Ecological Applications* 8(2): 544-57.

Bowles, J. 1999. "Forest fragments and plants. Southern Ontario Woodlands: The Conservation Challenge. Conference Casebook." pp. 164: Federation of Ontario Naturalists.

Brabec, E. A. 2009. "Imperviousness and Land use Policy: Toward an effective approach to watershed planning." *Journal of Hydrologic Engineering* 14(4): 425-33.

- Bried, J. T. and G. N. Ervin. 2006. "Abundance Patterns of Dragonflies along a Wetland Buffer." *Wetlands* 26(3): 878-83.
- Broadmeadow, S. and T. R. Nisbet. 2004. "The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice." *Hydrology and Earth System Sciences* 8(3): 286-305.
- Brown, C. R., C. M. Sas, and M. B. Brown. 2002. "Colony choice in Cliff Swallows: Effects of heterogeneity in foraging habitat." *Auk* 119(2): 446-60.
- Brown, M. T., J. Schaefer, and K. Brandt. 1990. "Buffer zones for water, wetlands and wildlife in east central Florida." *Prepared for the East Central Florida Regional Planning Council*. pp. 202.
- Brown, W. P. 2007. "Body mass, habitat generality, and avian community composition in forest remnants." *Journal of Biogeography* 34(12): 2168-81.
- 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: 107-15.
- Burger Jr., L. W., D. McKenzie, R. Thackson, and S. J. Demaso. 2006. "The role of farm policy in achieving large-scale conservation: Bobwhite and buffers." *Wildlife Society Bulletin* 34(4): 986-93.
- Burke, D. M. and E. Nol. 2000. "Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario." *Ecological Applications* 10(6): 1749-61.
- Buttle, J. M. and R. A. Metcalfe. 2000. "Boreal forest disturbance and streamflow response, northeastern Ontario." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(2): 5-18.
- Cadman, M. D., P. F. J. Eagles, and F. M. Helleiner. 1987. "Atlas of the Breeding Birds of Ontario." pp. 617. Waterloo, ON: University of Waterloo Press.
- Cadman, M. D., D. A. Sutherland, G. G. Beck, D. Lepage, and A. R. Couturier. 2007. "Atlas of the Breeding Birds of Ontario, 2001-2005." pp. 728. Toronto, ON: Bird Studies Canada, Environment Canada, Ontario Field Naturalists, Ontario Ministry of Natural Resources, and Ontario Nature, Toronto.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. "Canadian Environmental Quality Guidelines Volume 1." Winnipeg, MB.
- Cappiella, K. and L. Fraley-McNeal. 2007. "The Importance of Protecting Vulnerable Streams and Wetlands at the Local Level." *Article 6 of the Wetlands and Watersheds Article Series. Prepared for the Office of Wetlands, Oceans and Watersheds, U.S. Environmental Protection Agency*. pp. 48. Washington, DC.
- Cappiella, K., T. Schueler, and T. Wright. 2005. "Urban Watershed Forestry Manual. Part 1: Methods for Increasing Forest Cover in a Watershed." *Prepared for the U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Area*. pp. 140. Newton Square, PA.
- Carfagno, G. L. F. and P. J. Weatherhead. 2006. "Intraspecific and interspecific variation in use of forest-edge habitat by snakes." *Canadian Journal of Zoology* 84(10): 1440-52.

- Cassel, J. F. and J. M. Wiehe. 1980. "Uses of shelterbelts by birds." In *Management of Western Forests and Grasslands for Nongame birds*, edited by R. M. DeGraaf, pp. 78-87. General Technical Report INT-86. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.
- Castelle, A. J. and A. W. Johnson. 2000. "Riparian Vegetation Effectiveness." *Technical Bulletin No. 799*. pp. 36. Research Triangle Park, NC: National Council for Air and Stream Improvement Inc.
- Castelle, A. J., A. W. Johnson, and C. Conolly. 1994. "Wetland and stream buffer size requirements - a review." *Journal of Environmental Quality* 23(5): 878-82.
- Chalfoun, A. D., M. J. Ratnaswamy, and F. R. Thompson III. 2002a. "Songbird nest predators in forest-pasture edge and forest interior in a fragmented landscape." *Ecological Applications* 12(3): 858-67.
- Chalfoun, A. D., F. R. Thompson III, and M. J. Ratnaswamy. 2002b. "Nest predators and fragmentation: A review and meta-analysis." *Conservation Biology* 16(2): 306-18.
- Chang, M. 2006. *Forest Hydrology: An Introduction to Water and Forests*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Chapa-Vargas, L. and S. K. Robinson. 2007. "Nesting success of Acadian flycatchers (*Empidonax virescens*) in floodplain forest corridors." *Auk* 124(4): 1267-80.
- Christens, E. and J. R. Bider. 1987. "Nesting activity and hatching success of the painted turtle (*Chrysemys picta marginata*) in southwestern Quebec." *Herpetologica* 43(1): 55-65.
- Clewell, A., J. Aronson, and K. Winterhalder. 2004. "The SER International Primer on Ecological Restoration." Washington, DC: Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group.
- Cohen, M. J. and M. T. Brown. 2007. "A model examining hierarchical wetland networks for watershed stormwater management." *Ecological Modelling* 201(2): 179-93.
- Coles, J. F., T. F. Cuffney, G. McMahon, and C. J. Rosiu. 2010. "Judging a brook by its cover: the relation between ecological condition of a stream and urban land cover in New England." *Northeastern Naturalist* 17(1): 29-48.
- Collinge, S. K. 2000. "Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns." *Ecology* 81(8): 2211-26.
- Comer, P., K. Goodin, A. Tomaino, G. Hammerson, G. Kittel, S. Menard, C. Nordman, M. Pyne, M. Reid, L. Sneddon, and K. Snow. 2005. "Biodiversity Values of Geographically Isolated Wetlands in the United States." NatureServe, pp. 55. Arlington, VA.
- Conover, R. R. 2005. "Avian response to field borders in the Mississippi Alluvial Valley." *Biology*. pp. 109. Mississippi State, MS: Mississippi State University.
- Conover, R. R., L. W. Burger Jr., and E. T. Linder. 2009. "Breeding bird response to field border presence and width." *Wilson Journal of Ornithology* 121(3): 548-55.

Cottam, M. R., S. K. Robinson, E. J. Heske, J. D. Brawn, and K. C. Rowe. 2009. "Use of landscape metrics to predict avian nest survival in a fragmented midwestern forest landscape." *Biological Conservation* 142(11): 2464-75.

Credit Valley Conservation Authority (CVC) and Toronto and Region Conservation Authority (TRCA). 2010. "Low impact development stormwater management planning and design guide." *Version 1.0*. pp. 300. Toronto, ON.

Crick, H. Q. P. 2004. "The impact of climate change on birds." *International Journal of Avian Science* 146(Suppl. 1): 48-56.

Crosbie, B. and P. Chow-Fraser. 1999. "Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes basin." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(10): 1781-91.

Cushman, S. A., K. S. McKelvey, C. H. Flather, and K. McGarigal. 2008. "Do forest community types provide a sufficient basis to evaluate biological diversity?" *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 13-17.

Dale, B. C., P. A. Martin, and P. S. Taylor. 1997. "Effects of hay management on grassland songbirds in Saskatchewan." *Wildlife Society Bulletin* 25(3): 616-26.

Damschen, E. I., L. A. Brudvig, N. M. Haddad, D. J. Levey, J. L. Orrock, and J. J. Tewksbury. 2008. "The movement ecology and dynamics of plant communities in fragmented landscapes." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(49): 19078-83.

Damschen, E. I., N. M. Haddad, J. L. Orrock, J. J. Tewksbury, and D. J. Levey. 2006. "Corridors increase plant species richness at large scales." *Science* 313(5791): 1284-86.

Davies, Z. G. and A. S. Pullin. 2007. "Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach." *Landscape Ecology* 22(3): 333-51.

Davis, S. K. 2004. "Area sensitivity in grassland passerines: Effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan." *Auk* 121(4): 1130-45.

Davis, S. K., R. M. Brigham, J. A. Shaffer, and P. C. James. 2006. "Mixed-grass prairie passerines exhibit weak and variable responses to patch size." *Auk* 123(3): 807-21.

Davis, S. K. and D. C. Duncan. 1999. "Grassland songbird occurrence in native and crested wheatgrass pastures of southern Saskatchewan." *Studies in Avian Biology* 19: 211-18.

DeGraaf, R. M. and M. Yamasaki. 2003. "Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastern United States." *Forest Ecology and Management* 185(1-2): 179-91.

DeJong, J. R., D. E. Naugle, K. K. Bakker, F. R. Quamen, and K. F. Higgins. 2004. "Impacts of agricultural tillage on grassland birds in western South Dakota." In *Proceedings of the North American Prairie Conferences*, edited by, pp. 76-80. Madison, WI.

- DeLaney, T. A. 1995. "Benefits to downstream flood attenuation and water quality as a result of constructed wetlands in agricultural landscapes." *Journal of Soil and Water Conservation* 50(6): 620-26.
- Deng, W. H. and W. Gao. 2005. "Edge effects on nesting success of cavity-nesting birds in fragmented forests." *Biological Conservation* 126(3): 363-70.
- Detenbeck, N. E., S. M. Galatowitsch, J. Atkinson, and H. Ball. 1999. "Evaluating perturbations and developing restoration strategies for inland wetlands in the Great Lakes Basin." *Wetlands* 19(4): 789-820.
- Donnelly, R. and J. M. Marzluff. 2004. "Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation." *Conservation Biology* 18(3): 733-45.
- Donnelly, R. and J. M. Marzluff. 2006. "Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments." *Urban Ecosystems* 9(2): 99-117.
- Dosskey, M. G., K. D. Hoagland, and J. R. Brandle. 2007. "Change in filter strip performance over ten years." *Journal of Soil and Water Conservation* 62(1): 21-32.
- Dosskey, M. G., P. Vidon, N. P. Gurwick, C. J. Allan, T. P. Duval, and R. Lowrance. 2010. "The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams." *Journal of the American Water Resources Association* 46(2): 261-77.
- Driscoll, M. J. L., T. Donovan, R. Mickey, A. Howard, and K. K. Fleming. 2005. "Determinants of wood thrush nest success: a multi-scale, model selection approach." *Journal of Wildlife Management* 69(2): 699-709.
- Ducks Unlimited Canada. 2010. "Southern Ontario Wetland Conversion Analysis: Final Report." pp. 51. Barrie, Ontario.
- Ducros, C. M. J. and C. B. Joyce. 2003. "Field-based evaluation tool for riparian buffer zones in agricultural catchments." *Environmental Management* 32(2): 252-67.
- Dunford, W. and K. Freemark. 2004. "Matrix matters: Effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada." *Landscape Ecology* 20(5): 497-511.
- Dunn, E. H. and A. G. Gordon. 2007. "Brewer's Blackbird." In *Atlas of the Breeding Birds of Ontario, 2001-2005*, edited by M. D. Cadman, D. A. Sutherland, G. G. Beck, D. Lepage, and A. R. Couturier, pp. 598-99. Toronto, ON: Bird Studies Canada, Environment Canada, Ontario Field Naturalists, Ontario Ministry of Natural Resources, and Ontario Nature.
- Dunne, T. and L. B. Leopold. 1978. *Water in environmental planning*. New York, NY: W.H. Freeman and Company.
- Eaglin, G. S. and W. A. Hubert. 1993. "Effects of logging and roads on substrate and trout in streams of the Medicine Bow National Forest, Wyoming." *North American Journal of Fisheries Management* 13(4): 844-46.

- Eigenbrod, F., S. J. Hecnar, and L. Fahrig. 2008. "The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations." *Biological Conservation* 141(1): 35-46.
- Elmore, R. D., F. J. Vilella, and P. D. Gerard. 2007. "Landscape correlates along Mourning Dove call-count routes in Mississippi." *Journal of Wildlife Management* 71(2): 422-27.
- Endels, P., A. D., R. M. Bekker, I. C. Knevel, G. Decocq, and M. Hermy. 2007. "Groupings of life-history traits are associated with distribution of forest plant species in a fragmented landscape." *Journal of Vegetation Science* 18(4): 499-508.
- England, L. E. and A. D. Rosemond. 2004. "Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams." *Freshwater Biology* 49(6): 721-34.
- Environment Canada. 2012. Bird Conservation Strategy for Ontario's Bird Conservation Region 13: Lower Great Lakes/St. Lawrence Plain. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario. 168 pp.
- Erwin, R. M. 1989. "Responses to human intruders by birds nesting in colonies: Experimental results and management guidelines." *Colonial Waterbirds* 12(1): 104-08.
- Everett, R., P. Hessburg, M. Jensen, and B. Bormann. 1994. "Eastside Forest Ecosystem Health Assessment: Executive Summary, Volume 1." *General Technical Report PNW-317*. pp. 61. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Ewers, R. M. and R. K. Didham. 2006. "Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation." *Biological Reviews* 81(1): 117-42.
- Expert Panel on Climate Change for Ontario. 2009. "Adapting to Climate Change in Ontario: Towards the Design and Implementation of a Strategy and Action Plan." pp. 88: Report to the Minister of the Environment, Queen's Press for Ontario, November 2009.
- Faccio, S. D. 2003. "Postbreeding Emigration and Habitat Use by Jefferson and Spotted Salamanders in Vermont." *Journal of Herpetology* 37(3): 479-89.
- Fahrig, L. 1997. "Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction." *Journal of Wildlife Management* 61: 603-10.
- Fahrig, L. 2002. "Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis." *Ecological Applications* 12(2): 346-53.
- Fahrig, L. 2003. "Effects of habitat fragmentation on biodiversity." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Fairbairn, S. E. and J. J. Dinsmore. 2001. "Local and landscape-level influences on wetland bird communities of the prairie pothole region of Iowa, USA." *Wetlands* 21(1): 41-47.
- Falcy, M. R. and C. F. Estades. 2007. "Effectiveness of corridors relative to enlargement of habitat patches." *Conservation Biology* 21(5): 1341-46.

- Fischer, R. A. 2000. "Widths of Riparian Zones for Birds." *Prepared for the U.S. Army Engineer Research and Development Center*. pp. 7. Vicksburg, MS: EMRRP Technical Notes Collection (TN EMRRP-SI-09).
- Fischer, R. A. and J. C. Fischenich. 2000. "Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips." *Prepared for the U.S. Army Engineer Research and Development Center*. pp. 17. Vicksburg, MS: EMRRP Technical Notes Collection (TN-EMRRP-SR-24).
- Fitzpatrick, F. A., B. C. Scudder, B. N. Lenz, and D. J. Sullivan. 2001. "Effects of multi-scale environmental characteristics on agriculture stream biota in eastern Wisconsin." *Journal of the American Water Resources Association* 37(6): 1489-507.
- Flanagan, N. E. and C. J. Richardson. 2010. "A multi-scale approach to prioritize wetland restoration for watershed-level water quality improvement." *Wetlands Ecology and Management* 18(6): 695-706.
- Fletcher Jr., R. J. 2005. "Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes." *Journal of Animal Ecology* 74(2): 342-52.
- Fraser, G. S. and B. J. M. Stutchbury. 2004. "Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches." *Biological Conservation* 118(3): 377-87.
- Freemark, K. 1988. "Landscape ecology of forest birds in the Northeast." *Is Forest Fragmentation a Management Issue in the Northeast? General Technical Report NE-140*. R. M. DeGraaf and W. M. Healy, pp. 7-12. Rochester, NY: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station.
- Friesen, L., M. D. Cadman, and R. J. MacKay. 1998. "Nesting success of neotropical migrant songbirds in a highly fragmented landscape." *Conservation Biology* 13(2): 338-46.
- Frimpong, E. A., T. M. Sutton, K. J. Lim, P. J. Hrodey, B. A. Engel, T. P. Simon, J. G. Lee, and D. C. Le Master. 2005. "Determination of optimal riparian forest buffer dimensions for stream biota-landscapes association models using multimetric and multivariate responses." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(1): 1-6.
- Gartner Lee Limited. 1997a. "Wetland and Riparian Targets Pilot Application – Hogg Creek Watershed, Severn Sound Remedial Action Plan." *Prepared for the Severn Sound Environmental Association*. pp. 46.
- Gartner Lee Limited. 1997b. "Severn Sound Habitat Restoration Strategy, Final Report, Severn Sound Remedial Action Plan." *Prepared for the Severn Sound Environmental Association*. pp. 42.
- Ghilain, A. and M. Bélisle. 2008. "Breeding success of tree swallows along a gradient of agricultural intensification." *Ecological Applications* 18(5): 1140-54.
- Gibbons, J. W., C. T. Winne, D. E. Scott, J. D. Willson, X. Glaudas, K. M. Andrews, B. D. Todd, L. A. Fedewa, L. Wilkinson, R. N. Tsaliagos, S. J. Harper, J. L. Greene, T. D. Tuberville, B. S. Metts, M. E. Dorcas, J. P. Nestor, C. A. Young, T. Akre, R. N. Reed, K. A. Buhlmann, J. Norman, D. A. Croshaw, C. Hagen, and B. B. Rothermel. 2006. "Remarkable amphibian biomass and abundance in an isolated wetland: implications for wetland conservation." *Conservation Biology* 20(5): 1457-65.

- Gibbs, J. P., K. K. Whiteleather, and F. W. Schueler. 2005. "Changes in frog populations over 30 years in New York state." *Ecological Applications* 15(4): 1148-57.
- Gilbert-Norton, L., R. Wilson, J. R. Stevens, and K. H. Beard. 2009. "A meta-analytic review of corridor effectiveness." *Conservation Biology* 24(3): 660-68.
- Goetz, S. J., R. K. Wright, E. Zinecker, and E. Schaub. 2003. "IKONOS imagery for resource management: Tree cover, impervious surfaces, and riparian buffer analyses in the mid-Atlantic region." *Remote Sensing of Environment* 88(1-2): 195-208.
- Golet, F. C., Y. Wang, J. S. Merrow, and W. R. DeRagon. 2001. "Relationship between habitat and landscape features and the avian community of red maple swamps in southern Rhode Island." *Wilson Bulletin* 113(2): 217-27.
- Government of Canada. 2002. "Species at Risk Act." pp. 104. Ottawa, Ontario.
- Government of Ontario. 2007. "Endangered Species Act, 2007." Toronto, Ontario.
- Greiner, M. and C. Hershner. 1998. "Analysis of wetland total phosphorus retention and watershed structure." *Wetlands* 18(1): 142-49.
- 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(3): 745-54.
- Gurnell, A. M. 1998. "The hydrogeomorphological effects of beaver dam building activity." *Progress in Physical Geography* 22(2): 167-89.
- Gurnell, A. M., K. J. Gregory, and G. E. Petts. 1995. "The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: Implications for management." *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5(2): 143-66.
- Gutrich, J. J. and F. J. Hitzhusen. 2004. "Assessing the substitutability of mitigation wetlands for natural sites: estimating wetland restoration lag costs of wetland mitigation." *Ecological Economics* 48(4): 409-24.
- Haddad, N. M. 1999. "Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies." *Ecological Applications* 9(2): 612-22.
- Haddad, N. M., D. R. Bowne, A. Cunningham, B. J. Danielson, D. J. Levey, S. Sargent, and T. Spira. 2003. "Corridor use by diverse taxa." *Ecology* 84(3): 609-15.
- Hames, R. S., K. V. Rosenberg, J. D. Lowe, and A. A. Dhondt. 2001. "Site reoccupation in fragmented landscapes: Testing predictions of metapopulation theory." *Journal of Animal Ecology* 70(2): 182-90.
- Hannon, S. J. and F. K. A. Schmiegelow. 2002. "Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds." *Ecological Applications* 12(5): 1457-68.

Hansen, A. J., R. L. Knight, J. M. Marzluff, S. Powell, K. Brown, P. H. Gude, and K. Jones. 2005. "Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs." *Ecological Applications* 15(6): 1893-905.

Hansen, M. J. and A. P. Clevenger. 2005. "The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors." *Biological Conservation* 125(2): 249-59.

Harding, J. S., E. F. Benfield, P. V. Bolstad, G. S. Helfman, and E. B. D. Jones. 1998. "Stream biodiversity: the ghost of land use past." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95(5): 14843-47.

Harding, J. S., R. G. Young, J. W. Hayes, K. A. Shearer, and J. D. Stark. 1999. "Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum." *Freshwater Biology* 42(2): 345-57.

Haroldson, K. J., R. O. Kimmel, M. R. Riggs, and A. H. Berner. 2006. "Association of Ring-necked Pheasant, Gray Partridge, and Meadowlark abundance to Conservation Reserve Program grasslands." *Journal of Wildlife Management* 70(5): 1276-84.

Harper, E. B., T. A. G. Rittenhouse, and R. D. Semlitsch. 2008. "Demographic consequences of terrestrial habitat loss for pool-breeding amphibians: predicting extinction risks associated with inadequate size of buffer zones." *Conservation Biology* 22(5): 1205-15.

Haspel, C. and R. E. Calhoun. 1991. "Ecology and behavior of free-ranging cats in Brooklyn, New York." In *Wildlife Conservation in Metropolitan Environments*, edited by L. W. Adams and D. L. Leedy, pp. 27-30. Columbia, MD: National Institute for Urban Wildlife Symposium.

Hawes, E. and M. Smith. 2005. "Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths." *Prepared for the Eightmile River Wild and Scenic Study Committee by Yale School of Forestry and Environmental Studies*. pp. 15.

Helms, B. S., J. E. Schoonover, and J. W. Feminella. 2009. "Seasonal variability of landuse impacts on macroinvertebrate assemblages in streams of western Georgia, USA." *Journal of the North American Benthological Society* 28(4): 991-1006.

Helzer, C. J. and D. E. Jelinski. 1999. "The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds." *Ecological Applications* 9(4): 1448-58.

Henderson, L. E., L. J. Farrow, and H. G. Broders. 2008. "Intra-specific effects of forest loss on the distribution of the forest-dependent northern long-eared bat (*Myotis septentrionalis*)." *Biological Conservation* 141(7): 1819-28.

Henshaw, B. E. and D. A. Leadbeater. 1998. "The Spatial Distribution of Waterfowl Nests and Predation Patterns in the Vicinity of Oshawa Second Marsh and Lynde Shores Conservation Area." *Prepared for the Friends of Second Marsh and Lynde Shores Conservation Area*. pp. 33.

Herkert, J. R. 1994. "The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities." *Ecological Applications* 4(3): 461-71.

- Herkert, J. R. 1994. "Status and habitat selection of the Henslow's Sparrow in Illinois." *Wilson Bulletin* 106(1): 35-45.
- Herkert, J. R. 1997. "Population trends of the Henslow's sparrow in relation to the Conservation Reserve Program in Illinois, 1975-1995." *Journal of Field Ornithology* 68(2): 235-44.
- Herkert, J. R. 1998. "Effects of management practices on grassland birds: Henslow's Sparrow." pp. 17. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center.
- Herkert, J. R., D. L. Reinking, D. A. Wiedenfeld, M. Winter, J. L. Zimmerman, W. E. Jensen, E. J. Finck, R. R. Koford, D. H. Wolfe, S. K. Sherrod, M. A. Jenkins, J. Faaborg, and S. K. Robinson. 2003. "Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States." *Conservation Biology* 17(2): 587-94.
- 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(2): 139-49.
- Hey, D. L. and J. A. Wickencamp. 1996. "Effects of wetlands on modulating hydrologic regimes in nine Wisconsin Watersheds." In *Water Resources and the Urban Environment*, edited by, pp. 339-44. Chicago, Illinois.
- Hicks, A. L. and J. S. Larson. 1997. "The impact of urban stormwater runoff on freshwater wetlands and the role of aquatic invertebrate bioassessment." In *Effects of Watershed Development and Management on Aquatic Ecosystems*, edited by L. A. Roesner, pp. 386-401. New York, NY: American Society of Civil Engineers.
- Homan, R., B. S. Windmiller, and J. M. Reed. 2004. "Critical thresholds associated with habitat loss for two Vernal pool-breeding amphibians." *Ecological Applications* 14(5): 1547-53.
- Honnay, O. K., J. Verheyen, J. Butaye, H. Jacquemyn, B. Bossuyt, and M. Hermy. 2002. "Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species." *Ecology Letters* 5(4): 525-30.
- Hook, P. B. 2003. "Sediment retention in rangeland riparian buffers." *Journal of Environmental Quality* 32(3): 1130-37.
- Hoover, J. P., T. Tear, and M. E. Baltz. 2006. "Edge effects reduce the nesting success of Acadian flycatchers in a moderately fragmented forest." *Journal of Field Ornithology* 77(4): 425-36.
- Horn, D. J., R. R. Koford, and M. L. Braland. 2002. "Effects of field size and landscape composition on grassland birds in south-central Iowa." *Journal of the Iowa Academy of Science* 109(1-2): 1-7.
- Horn, D. J., M. L. Phillips, R. R. Koford, W. R. Clark, M. A. Sovada, and R. J. Greenwood. 2005. "Landscape composition, patch size, and distance to edges: interactions affecting duck reproductive success." *Ecological Applications* 15(4): 1367-76.

- Horner, R. R., D. B. Booth, A. Azous, and C. W. May. 1997. "Watershed determinants of ecosystem functioning." In *Effects of Watershed Development and Management on Aquatic Ecosystems*, edited by L. A. Roesner, pp. 251-74. New York, NY: American Society of Civil Engineers.
- Hough Woodland Naylor Dance Limited and Gore and Storrie Limited. 1995. "Restoring Natural Habitats: A Manual for Habitat Restoration in the Greater Toronto Bioregion." *Prepared for the Waterfront Regeneration Trust*. pp. 179.
- Houlahan, J. E. and C. S. Findlay. 2003. "The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(9): 1078-94.
- Howe, R. W., G. J. Davis, and V. Mosca. 1991. "Demographic significance of 'sink' populations." *Biological Conservation* 57(3): 239-55.
- Hylander, K., B. G. Jonsson, and C. Nilsson. 2002. "Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators." *Ecological Applications* 12(3): 797-806.
- Imbeau, L., P. Drapeau, and M. Mönkkönen. 2003. "Are forest birds categorised as 'edge species' strictly associated with edges?" *Ecography* 26(4): 514-20.
- Imhof, J. G., J. Fitzgobbon, and W. K. Annable. 1996. "A hierarchical evaluation system for characterizing watershed ecosystems for fish habitat." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(1): 312-26.
- Iwata, T., J. Urabe, and H. Mitsuhashi. 2010. "Effects of Drainage-Basin Geomorphology on Insectivorous Bird Abundance in Temperate Forests." *Conservation Biology* 24(5): 1278-89.
- Jacquemyn, H., J. Butaye, and M. Hermy. 2003. "Influence of environmental and spatial variables on regional distribution of forest plant species in a fragmented and changing landscape." *Ecography* 26(6): 768-76.
- Janisch, J. E., A. D. Foster, and W. J. Ehinger. 2011. "Characteristics of small headwater wetlands in second-growth forests of Washington, USA." *Forest Ecology and Management* 261(7): 1265-74.
- Jobin, B., M. Grenier, and P. Laporte. 2005. "Using satellite imagery to assess breeding habitat availability of the endangered Loggerhead Shrike in Québec." *Biodiversity and Conservation* 14(1): 81-95.
- Johnson, C. W. and S. Buffler. 2008. "Riparian Buffer Design Guidelines for Water Quality and Wildlife Habitat Functions on Agricultural Landscapes in the Intermountain West." *General Technical Report RMRS-GTR-203*. pp. 53. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Johnson, D. H. and L. D. Igl. 1995. "Contribution of the Conservation Reserve Program to populations of breeding birds in North Dakota." *The Wilson Bulletin* 107(4): 709-18.
- Johnson, D. H. and L. D. Igl. 2001. "Area requirements of grassland birds: A regional perspective." *Auk* 118(1): 24-34.

- Johnson, R. J. and M. M. Beck. 1988. "Influences of shelterbelts on wildlife management and biology." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23: 301-35.
- Johnston, C. A., N. E. Detenbeck, and G. J. Niemi. 1990. "The cumulative effects of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach." *Biogeochemistry* 10(2): 105-41.
- Johnston, C. A. and R. J. Naiman. 1990. "Aquatic patch creation in relation to beaver population trends." *Ecology* 71(4): 1617-21.
- Johnston, C. A. and B. A. Shmagin. 2008. "Regionalization, seasonality, and trends of streamflow in the US Great Lakes Basin." *Journal of Hydrology* 362(1-2): 69-88.
- Joyal, L. A., M. McCollough, and M. L. Hunter Jr. 2001. "Landscape ecology approaches to wetland species conservation: A case study of two turtle species in southern Maine." *Conservation Biology* 15(6): 1755-62.
- Jude, D. J. and J. Pappas. 1992. "Fish utilization of Great Lakes coastal wetlands." *Journal of Great Lakes Resources* 18(4): 651-72.
- Justus, J. and S. Sarkar. 2002. "The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: A preliminary history." *Journal of Biosciences* 27(4): 421-35.
- Kaiser, S. A. and C. A. Lindell. 2007. "Effects of distance to edge and edge type on nestling growth and nest survival in the wood thrush." *Condor* 109(2): 288-303.
- Keast, A., J. Harker, and D. Turnbull. 1978. "Nearshore fish habitat utilization and species associations in Lake Opinicon (Ontario, Canada)." *Environmental Biology of Fishes* 3(2): 173-84.
- Keddy, P. A. 2010. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*: Cambridge University Press.
- Keddy, P. A. and L. H. Fraser. 2000. "Four general principles for the management and conservation of wetlands in large lakes: The role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization." *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 5(3): 177-85.
- Keddy, P. A. and L. H. Fraser. 2002. "The management of wetlands for biological diversity: four principles." In *Modern Trends in Applied Aquatic Ecology*, edited by R. S. Ambast and N. K. Ambast, pp. 21-42. New York, NY: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- Keddy, P. A. and A. A. Reznicek. 1986. "Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds." *Journal of Great Lakes Research* 12(1): 25-36.
- Keller, G. S. and R. H. Yahner. 2007. "Seasonal forest-patch use by birds in fragmented landscapes of south-central Pennsylvania." *The Wilson Journal of Ornithology* 119(3): 410-18.
- Kennedy, C., J. Wilkinson, and J. Balch. 2003. "Conservation Thresholds for Land Use Planners." pp. 55. Washington, D.C.: Environmental Law Institute.

Kettlewell, C. I., V. Bouchard, D. Porej, M. Micacchion, J. J. Mack, D. White, and L. Fay. 2008. "An assessment of wetland impacts and compensatory mitigation in the Cuyahoga River Watershed, Ohio, USA." *Wetlands* 28(1): 57-67.

Kilgour, B. W. and L. W. Stanfield. 2001. "A protocol for delineating, characterizing and classifying valley segments." *Prepared for the Region of Ottawa Carlton and the Ontario Ministry of Natural Resources*. pp. 50. Glenora, ON.

Kilgour, B. W. and L. W. Stanfield. 2006. "Hindcasting reference conditions in streams." In *Landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society, Symposium 48*, edited by R. M. Hughes, L. Wang, and P. W. Seelbach, pp. 623-39. Bethesda, MD.

King, J. W. and J. A. Savidge. 1995. "Effects of the Conservation Reserve Program on wildlife in Southeast Nebraska." *Wildlife Society Bulletin* 23(3): 377-85.

King, R. S., M. E. Baker, P. F. Kazzyak, and D. E. Weller. 2011. "How novel is too novel? Stream community thresholds at exceptionally low levels of catchment urbanization." *Ecological Applications* 21(5): 1659-78.

Klein, R. D. 1979. "Urbanization and stream quality impairment." *Journal of the American Water Resources Association* 15(4): 948-63.

Knight, K. W., R. C. Schultz, C. M. Mabry, and T. M. Isenhardt. 2010. "Ability of remnant riparian forests, with and without grass filters, to buffer concentrated surface runoff." *Journal of the American Water Resources Association* 46(2): 311-22.

Knutson, M. G., J. R. Sauer, D. A. Olsen, M. J. Mossman, L. M. Hemesath, and M. J. Lannoo. 2000. "Landscape associations of frog and toad species in Iowa and Wisconsin, U.S.A." *Journal of the Iowa Academy of Science* 107(3-4): 134-45.

Knutson, K. L. and V. F. Naef. 1997. "Management recommendations for Washington's priority habitats: riparian." *Washington Department of Fish and Wildlife*. pp. 181. Olympia, WA.

Kreuzberg, E. M. 2010. "Effects of landscape structure and agricultural practices on farmland birds in Ontario." pp. 198. Ottawa, ON: Carleton University.

Lamoureux, V. S., J. C. Maerz, and D. M. Madison. 2002. "Premigratory autumn foraging forays in the Green Frog, *Rana clamitans*." *Journal of Herpetology* 36(2): 245-54.

Lee, H., W. Bakowsky, J. Riley, J. Bowles, M. Puddister, P. Uhlig, and S. McMurray. 1998. "Ecological Land Classification for Southern Ontario, First Approximation and Its Application." Ontario Ministry of Natural Resources. Southcentral Science Section, Science Development and Transfer Branch, SCSS Field Guide FG-02.

Lee, K. H., T. M. Isenhardt, and R. C. Schultz. 2003. "Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer." *Journal of Soil and Water Conservation* 58(1): 1-8.

- Lee, M., L. Fahrig, K. Freemark, and D. J. Currie. 2002. "Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds." *Oikos* 96(1): 110-18.
- Lehnen, S. E. 2008. "An evaluation of survivorship and habitat use of early-successional birds during the breeding season: implications for conservation." *Natural Resources*. pp. 169. Columbus, OH: Ohio State University.
- Lehtinen, R. M. and S. M. Galatowitsch. 2001. "Colonization of restored wetlands by Amphibians in Minnesota." *American Midland Naturalist* 145(2): 388-96.
- Lichstein, J. W., T. R. Simons, and K. E. Franzreb. 2002. "Landscape effects on breeding songbird abundance in managed forests." *Ecological Applications* 12(3): 836-57.
- Limburg, K. E. and R. E. Schmidt. 1990. "Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries: response to an urban gradient?" *Ecology* 71(4): 1238-45.
- Lindenmayer, D. B., R. B. Cunningham, C. F. Donnelly, H. Nix, and B. D. Lindenmayer. 2002. "Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context." *Ecological Monographs* 72(1): 1-18.
- Lindenmayer, D. B., J. Fischer, and R. B. Cunningham. 2005. "Native vegetation cover thresholds associated with species responses." *Biological Conservation* 124(3): 311-16.
- Lindsay, K. F., D. A. Kirk, T. M. Bergin, L. B. Best, J. C. Sifneos, and J. Smith. In review. "Assessing effects of farmland heterogeneity on birds in American mid-west watersheds." *Submitted to American Midland Naturalist*.
- Lowrance, R., S. Dabney, and R. Schultz. 2002. "Improving water and soil quality with conservation buffers." *Journal of Soil and Water Conservation* 57(2): 36A-43A.
- Mancke, R. G. and T. A. Gavin. 2000. "Breeding bird density in woodlots: Effects of depth and buildings at the edges." *Ecological Applications* 10(2): 598-611.
- Marcus, J. F., W. E. Palmer, and P. T. Bromley. 2000. "The effects of farm field borders on overwintering sparrow densities." *Wilson Bulletin* 112(4): 517-23.
- Martin, T. E. and P. A. Vohs. Year. "Configuration of shelterbelts for optimum utilization by birds." In *Proceedings for the 30th Annual Meeting for the Great Plains Agricultural Council*, edited by R. W. Tinus, pp. 79-88. Tulsa, OK: Great Plains Agricultural Council.
- Mason, J., C. Moorman, G. Hess, and K. Sinclair. 2007. "Designing suburban greenways to provide habitat for forest-breeding birds." *Landscape and Urban Planning* 80(2): 153-64.
- Matlack, G. R. 1993. "Sociological edge effects: Spatial distribution of human impacts in suburban forest fragments." *Environmental Management* 17(6): 829-35.
- May, C. W., R. R. Horner, J. R. Karr, B. W. Mar, and E. B. Welch. 1997. "Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound Ecoregion." *Watershed Protection Techniques* 2(4): 483-94.

- Mazerolle, M. J., A. Desrochers, and L. Rochefort. 2005. "Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability." *Ecological Applications* 15(3): 824-34.
- McGarigal, K. and S. A. Cushman. 2002. "Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects." *Ecological Applications* 12(2): 335-45.
- McKinney, R. A. and M. A. Charpentier. 2009. "Extent, properties, and landscape setting of geographically isolated wetlands in urban southern New England watersheds." *Wetlands Ecology and Management* 17(4): 331-44.
- McMaster, D. G. and S. K. Davis. 2001. "An evaluation of Canada's Permanent Cover Program: habitat for grassland birds?" *Journal of Field Ornithology* 72(2): 195-210.
- McPherson, M., C. Nielsen, and K. Proudlock. 2009. "The Development of Tier 1 generalized habitat-based standards for ecozones in agricultural regions of Canada." *National Agri-Environmental Standards Initiative Synthesis Report No. 3*. Environment Canada, pp. 137. Gatineau, QC.
- McRae, B. H. and P. Beier. 2007. "Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(50): 19885-90.
- McWethy, D. B., A. J. Hansen, and J. P. Verschuyf. 2009. "Edge effects for songbirds vary with forest productivity." *Forest Ecology and Management* 257(2): 665-78.
- Meehan, T. D., A. H. Hurlbert, and C. Gratton. 2010. "Bird communities in future bioenergy landscapes of the Upper Midwest." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107(43): 18533-38.
- Mensing, D. M., S. M. Galatowitsch, and J. R. Tester. 1998. "Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape." *Environmental Management* 53(4): 349-77.
- Merriam, G. 1988. "Landscape dynamics in farmland." *Trends in Ecology and Evolution* 3(1): 16-20.
- Meyer, J. L., R. Beilfuss, Q. Carpenter, L. A. Kaplan, D. Newbold, R. Semlitsch, D. L. Strayer, M. C. Watzin, C. J. Woltemade, J. B. Zedler, and P. H. Zedler. 2003. "Where Rivers are Born: The Scientific Imperative for Defending Small Streams and Wetlands." *American Rivers and Sierra Club*. pp. 28. Washington, DC.
- Meyer, J. L., D. Strayer, J. B. Wallace, S. L. Eggert, G. S. Helfman, and N. E. Leonard. 2007. "The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks." *Journal of the American Water Resources Association* 43(1): 86-103.
- Meyer, S. W., S. S. Badzinski, S. A. Petrie, and C. D. Ankney. 2010. "Seasonal Abundance and Species Richness of Birds in Common Reed Habitats in Lake Erie." *Journal of Wildlife Management* 74(7): 1559-67.
- Milam, J. C. and S. M. Melvin. 2001. "Density, habitat use, movements, and conservation of spotted turtles (*Clemmys guttata*) in Massachusetts." *Journal of Herpetology* 35(3): 418-27.

- Milne, R. J. and L. P. Bennett. 2007. "Biodiversity and ecological value of conservation lands in agricultural landscapes of southern Ontario, Canada." *Landscape Ecology* 22(5): 657-70.
- Ministry of Municipal Affairs and Housing (MMAH). 2005. "Provincial Policy Statement." pp. 42. Toronto, Ontario.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. "The value of wetlands: Importance of scale and landscape setting." *Ecological Economics* 35(1): 25-33.
- Moffatt, K. C., E. E. Crone, K. D. Holl, R. W. Schlorff, and B. A. Garrison. 2005. "Importance of hydrologic and landscape heterogeneity for restoring Bank Swallow (*Riparia riparia*) colonies along the Sacramento River, California." *Restoration Ecology* 13(2): 391-402.
- Morisawa, M. and E. LaFlure. 1979. "Hydraulic geometry, stream equilibrium, and urbanization." In *Adjustments of the Fluvial System: A Proceedings Volume of the Tenth Annual Geomorphology Symposia Series Held at Binghamton, New York, September 21-22, 1979*, edited by D. D. Rhodes and G. P. Williams, pp. 333-50. Dubuque, IA: Kendall-Hunt.
- Mörtberg, U. M. 2001. "Resident bird species in urban forest remnants: landscape and habitat perspectives." *Landscape Ecology* 16(3): 193-203.
- Murcia, C. 1995. "Edge effects in fragmented forests: implications for conservation." *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 58-62.
- Naiman, R. J. and H. Décamps. 1997. "The ecology of interfaces: Riparian zones." *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-58.
- Naiman, R. J., C. A. Johnston, and J. C. Kelley. 1988. "Alteration of North American streams by beaver." *BioScience* 38(11): 753-62.
- Nakano, S. and M. Murakami. 2001. "Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98(1): 166-70.
- Neave, E. and D. Baldwin. 2011. "Mixedwood Plains and Southern Boreal Shield Open Country Birds Habitat Assessment: History and Trends." *Prepared for Environment Canada*. Unpublished Report, pp. 75. Toronto, ON.
- Neave, E., D. Baldwin, and C. Nielsen. 2009. "Tier 2 and 3 Standards – Developing landscape-specific, habitat-based standards using multiple lines of evidence." *National Agri-Environmental Standards Initiative Synthesis Report No. 4*. Environment Canada, pp. 138. Gatineau, QC.
- Nichols, S. S., J. M. McElfish, and R. L. Kihlsinger. 2008. "Planner's Guide to Wetland Buffers for Local Governments." pp. 25. Washington, D.C.: Environmental Law Institute.
- Niemuth, N. D., M. E. Estey, and C. R. Loesch. 2005. "Developing Spatially Explicit Habitat Models for Grassland Bird Conservation Planning in the Prairie Pothole Region of North Dakota." *General Technical Report PSW-GTR-191*. pp. 469-77: U.S. Department of Agriculture, Forest Service.

- Niven, D. K., G. S. Butcher, G. T. Bancroft, W. B. Monahan, and G. Langham. 2009. "Birds and Climate Change – Ecological Disruption in Motion." *National Audubon Society*. pp. 15. New York, NY.
- Nocera, J. J., G. J. Parsons, G. R. Milton, and A. H. Fredeen. 2005. "Compatibility of delayed cutting regime with bird breeding and hay nutritional quality." *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107(2-3): 245-53.
- Nol, E., C. M. Francis, and D. M. Burke. 2005. "Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks." *Conservation Biology* 19(3): 836-44.
- Norman, A. J. 1996. "The use of vegetative buffer strips to protect wetlands in southern Ontario." In *Wetlands Environmental Gradients, Boundaries, and Buffers*, edited by G. Mulamootil, B. G. Warner, and E. A. McBean, pp. 263-78. Niagara Falls, Ontario: CRC Press Inc.
- North-South Environmental. 2010. "Fostering Collaboration Among Stakeholders in Sustainable landscape Planning in Southern Ontario: A discussion paper for the Stewardship Network of Ontario." pp. 64: Stewardship Network of Ontario.
- Norton, M. M. and T. R. Fisher. 2000. "The effects of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the Chesapeake Bay." *Ecological Engineering* 14(4): 337-62.
- Noss, R. F. and L. D. Harris. 1986. "Nodes, networks and MUMS: Preserving biodiversity at all scales." *Environmental Management* 10(3): 299-309.
- O'Laughlin, J. and G. H. Belt. 1995. "Functional approaches to riparian buffer strip design." *Journal of Forestry* 93(2): 29-32.
- Öckinger, E. and H. G. Smith. 2008. "Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? ." *Landscape Ecology* 23(1): 27-40.
- Oldham, M. J. 1983. "Environmentally Significant Areas of the Essex Region: a background report to the Essex Region Conservation Plan." *Prepared for the Essex Region Conservation Authority*. pp. 426. Essex, ON.
- Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (OMAFRA). "Statistical Summary of Ontario Agriculture" [accessed on February 2012]. Available at: www.omafra.gov.on.ca/english/stats/agriculture_summary.htm.
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 1994. "Ontario Wetland Evaluation System – Southern Manual." pp. 246. 3rd Edition.
- Opdam, P. 1991. "Metapopulation theory and habitat fragmentation: A review of holarctic breeding bird studies." *Landscape Ecology* 5(2): 93-106.
- Palmer, M. A. 2008. "Reforming Watershed Restoration: Science in Need of Application and Applications in Need of Science." *Estuaries and Coasts* 32(1): 1-17.

- Passeport, E., J. Tournebize, S. Jankowfsky, B. Promse, C. Chaumont, Y. Coquet, and J. Lange. 2010. "Artificial wetland and forest buffer zone: Hydraulic and tracer characterization." *Vadose Zone Journal* 9(1): 73-84.
- Patterson, M. P. and L. B. Best. 1996. "Bird abundance and nesting success in Iowa CRP fields: the importance of vegetation structure and composition." *American Midland Naturalist* 135(1): 153-67.
- Pearce, C. M., M. B. Green, and M. R. Baldwin. 2007. "Developing habitat models for waterbirds in urban wetlands: A log-linear approach." *Urban Ecosystems* 10(3): 239-54.
- Perkins, D. W. and M. L. Hunter Jr. 2006. "Effects of riparian timber management on amphibians in Maine." *Journal of Wildlife Management* 70(3): 657-70.
- Petzold, M. 1996. "An investigation of the effects of fish habitat modification in Batchawana Bay, Lake Superior. Draft." Ontario Ministry of Natural Resources, Lake Superior Management Unit.
- Pietz, P. J., D. A. Buhl, J. A. Shaffer, M. Winter, and D. H. Johnson. 2009. "Influence of trees in the landscape of parasitism rates of grassland passerine nests in southeastern North Dakota." *Condor* 111(1): 36-42.
- Polyakov, V., A. Fares, and M. H. Ryder. 2005. "Precision riparian buffers for control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review." *Environmental Reviews* 13(3): 129-44.
- Pope, S. E., L. Fahrig, and H. G. Merriam. 2000. "Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations." *Ecology* 81: 2498-508.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright, and P. H. Williams. 1993. "Beyond opportunism – Key principles for systematic reserve selection." *Trends in Ecology and Evolution* 8(4): 124-28.
- Price, K., R. Holt, and L. Kremsater. 2007. "Representative forest targets: Informing threshold refinement with science." *Prepared for the Rainforest Solutions Project (RSP) and Coast Forest Conservation Initiative (CFCI)*. pp. 55.
- Prisloe, S., Y. Lei, and J. Hurd. 2001. "Interactive GIS-based impervious surface model." *American Society of Photogrammetry and Remote Sensing (ASPRS) 2001 Annual Convention*. pp. 9. St. Louis, MO, April 23-27, 2001.
- Puric-Mladenovic, D. and S. Strobl. 2006. "Delineating conservation areas on the Oak Ridges Moraine." *The Forestry Chronicle* 82(3): 395-402.
- Quamen, F. R. 2007. "A Landscape Approach to Grassland Bird Conservation in the Prairie Pothole Region of the Northern Great Plains." *Fish and Wildlife Biology*. pp. 150. Missoula, MT: University of Montana.
- Radford, J. Q., A. F. Bennett, and G. J. Cheers. 2005. "Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds." *Biological Conservation* 124(3): 317-37.

Regosin, J. V., B. S. Windmiller, and J. M. Reed. 2003. "Terrestrial Habitat Use and Winter Densities of the Wood Frog (*Rana sylvatica*)."
Journal of Herpetology 37(2): 390-94.

Renfrew, R. B. 2002. "The influence of patch and landscape characteristics on grassland passerine density, nest success, and predators in southwestern Wisconsin pastures." pp. 180. Madison, WI: University of Wisconsin.

Renfrew, R. B. and C. A. Ribic. 2002. "Influence of topography on density of grassland passerines in pastures." *American Midland Naturalist* 147(2): 315-25.

Renfrew, R. B. and C. A. Ribic. 2008. "Multi-scale models of grassland passerine abundance in a fragmented system in Wisconsin." *Landscape Ecology* 23(2): 181-93.

Reynolds, R. E., T. L. Shaffer, R. W. Renner, W. E. Newton, and B. D. J. Batt. 2001. "Impact of the Conservation Reserve Program on duck recruitment in the U.S. Prairie Pothole Region." *Journal of Wildlife Management* 65(4): 765-80.

Ribic, C. A., R. R. Koford, J. R. Herkert, D. H. Johnson, N. D. Niemuth, D. E. Naugle, K. K. Bakker, D. W. Sample, and R. B. Renfrew. 2009. "Area sensitivity in North American grassland birds: Patterns and processes." *Auk* 126(2): 233-44.

Ribic, C. A. and D. W. Sample. 2001. "Associations of grassland birds with landscape factors in southern Wisconsin." *American Midland Naturalist* 146(1): 105-21.

Richardson, C. J., N. E. Flanagan, M. Ho, and J. W. Pahl. 2011. "Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape." *Ecological Engineering* 37(1): 25-39.

Riffell, S. K., B. E. Keas, and T. M. Burton. 2001. "Area and habitat relationships of birds in Great Lakes coastal wet meadows." *Wetlands* 21(4): 492-507.

Riley, J.L. 1988. "Southern Ontario bogs and fens off the Canadian Shield." In *Wetlands: Inertia or Momentum*, edited by M. J. Bardecki and N. Patterson, pp. 355-68. Federation of Ontario Naturalists, Don Mills, Ontario.

Riley, J. L. and P. Mohr. 1994. "The Natural Heritage of Southern Ontario's Settled Landscapes: A Review of Conservation and Restoration Ecology for Land use and Landscape Planning." Ontario Ministry of Natural Resources, Southern Region, and Science and Technology Transfer Unit, pp. 78. Technical Report TR-001. Aurora, ON.

Rinehart, K. A., T. M. Donovan, B. R. Mitchell, and R. A. Long. 2009. "Factors Influencing Occupancy Patterns of Eastern Newts across Vermont." *Journal of Herpetology* 43(3): 521-31.

Rioux, S., M. Bélisle, and J. F. Giroux. 2009. "Effects of landscape structure on male density and spacing patterns in wild turkeys (*Meleagris gallopavo*) depend on winter severity." *Auk* 126(3): 673-83.

- Ritchie, L. E., M. G. Betts, G. J. Forbes, and K. Vernes. 2009. "Effects of landscape composition and configuration on northern flying squirrels in a forest mosaic." *Forest Ecology and Management* 257(9): 1920-29.
- Riva-Murray, K., R. Riemann, P. Murdoch, J. M. Fischer, and R. Brightbill. 2010. "Landscape characteristics affecting streams in urbanizing regions of the Delaware River Basin (New Jersey, New York, and Pennsylvania, U.S.)." *Landscape Ecology* 25(10): 1489-503.
- Rizkalla, C. E. and R. K. Swihart. 2007. "Explaining movement decisions of forest rodents in fragmented landscapes." *Biological Conservation* 140(3-4): 339-48.
- Robbins, C. S., D. K. Dawson, and B. A. Dowell. 1989. "Habitat Area Requirements of Breeding Forest Birds of the Middle Atlantic States." *Wildlife Monographs* 103: 3-34.
- Rodenhouse, N. L. and L. B. Best. 1983. "Breeding ecology of Vesper Sparrows in corn and soybean fields." *American Midland Naturalist* 110(2): 265-75.
- Rodewald, A. D. and A. C. Vitz. 2005. "Edge and area-sensitivity of shrubland birds." *Journal of Wildlife Management* 69(2): 681-88.
- Rodgers Jr., J. A. and S. T. Schwikert. 2002. "Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats." *Conservation Biology* 16(1): 216-24.
- Rodgers Jr., J. A. and H. T. Smith. 1995. "Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida." *Conservation Biology* 9(1): 89-99.
- Roe, A. W. and K. L. Grayson. 2008. "Terrestrial Movements and Habitat Use of Juvenile and Emigrating Adult Eastern Red-Spotted Newts, *Notophthalmus viridescens*." *Journal of Herpetology* 42(1): 22-30.
- Roe, J. H. and A. Georges. 2007. "Heterogeneous wetland complexes, buffer zones and travel corridors: Landscape management for freshwater reptiles." *Biological Conservation* 135(1): 67-76.
- Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté, and W. D. Robinson. 2010. "Conserving biodiversity in managed forest landscapes: The use of critical thresholds for habitat." *The Forestry Chronicle* 86(5): 589-96.
- Rosenberg, K. V., R. W. Rohrbaugh Jr., S. E. Barker, J. D. Lowe, R. S. Hames, and A. A. Dhondt. 1999. "A land manager's guide to improving habitat for Scarlet Tanagers and other forest-interior birds." *The Cornell Lab of Ornithology*. pp. 23. Ithaca, NY.
- Roy, A. H., B. J. Freeman, and M. C. Freeman. 2007. "Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams." *Landscape Ecology* 22(3): 385-402.
- Russell, K. R., D. C. Guynn Jr., and H. G. Hanlin. 2002. "Importance of small isolated wetlands for herpetofaunal diversity in managed, young growth forests in the Coastal Plain of South Carolina." *Forest Ecology and Management* 163(1-3): 43-59.

Sandilands, A. P. 2005. *The birds of Ontario: habitat requirements, limiting factors and status. Nonpasserines: waterfowl through cranes.* Vancouver, BC: UBC Press.

Sandilands, A. P. 2010. *The birds of Ontario: habitat requirements, limiting factors and status. Nonpasserines: Shorebirds through woodpeckers.* Vancouver, BC: UBC Press.

Sandilands, A. P. and S. W. Hounsell. 1994. "The effects of 500kV transmission facilities on forest birds in two wetland forest systems in southern Ontario – testing for the edge effect." In *Wetland Impacts Workshop*, edited by J. W. Snodgrass, pp. 1-12. Cambridge, ON: Grand River Conservation Authority.

Schlossberg, S. and D. I. King. 2008. "Are shrubland birds edge specialists?" *Ecological Applications* 18(6): 1325-30.

Schueler, T. 1994. "The importance of imperviousness." *Watershed Protection Techniques* 1(3): 100-11.

Schueler, T. R. 2003. "Impacts of Impervious Cover on Aquatic Systems." *Watershed Protection Research Monograph No. 1, Center for Watershed Protection.* Ellicott, MD.

Seelbach, P. W., M. J. Wiley, J. C. Kotanchik, and M. E. Baker. 1997. "A landscape based ecological classification system for river valley segments in lower Michigan (MIVSEC Version 1.0)." *Fisheries Research Report 2036. Michigan Department of Natural Resources.* pp. 53. Ann Arbor, MI.

Semlitsch, R. D. 1998. "Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders." *Conservation Biology* 12(5): 1113-19.

Semlitsch, R. D. 2008. "Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians." *Journal of Wildlife Management* 72(1): 260-67.

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(5): 1219-28.

Shaver, E. J. and J. R. Maxted. 1995. "The use of impervious cover to predict ecological condition of wadable nontidal streams in Delaware." *Delaware County Planning Department.* pp. 7. Ellicott City, MD.

Sheldon, D., T. Hruba, P. Johnson, K. Harper, A. McMillian, T. Granger, S. Stanley, and E. Stockdale. 2005. "Wetlands in Washington State, Volume 1: A Synthesis of the Science." *Washington State Department of Ecology.* Publication #05-06-006. Olympia, WA.

Skagen, S. K., C. P. Melcher, and D. A. Haukos. 2008. "Reducing sedimentation of depressional wetlands in agricultural landscapes." *Wetlands* 28(3): 594-604.

Skelton, Brumwell and Associates Inc. and Savanta Inc. 2009. "SAROS Paper 6: Rehabilitation – state of the Aggregate Resource in Ontario Study." *Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources.* pp. 638. Peterborough, Ontario.

Skidds, D. E., F. C. Golet, P. W. C. Paton, and J. C. Mitchell. 2007. "Habitat correlates of reproductive effort in Wood Frogs and Spotted Salamanders in an urbanizing watershed." *Journal of Herpetology* 41(3): 439-50.

- Skinner, S. P. 2004. "Linking decision support systems for ducks with relative abundance of other grassland bird species." *Biology*. pp. 126. Saskatoon, SK: University of Saskatchewan.
- Smallwood, J. A., P. Winkler, G. I. Fowles, and M. A. Craddock. 2009. "American Kestrel breeding habitat: The importance of patch size." *Journal of Raptor Research* 43(4): 308-14.
- Smith, L. A. and P. Chow-Fraser. 2010. "Impacts of Adjacent Land Use and Isolation on Marsh Bird Communities." *Environmental Management* 45(5): 1040-51.
- Smith, M. D., P. J. Barbour, L. W. Burger Jr., and S. J. Dinsmore. 2005. "Density and diversity of overwintering birds in managed field borders in Mississippi." *Wilson Bulletin* 117(3): 258-69.
- Snell, E. A. 1987. *Wetland Distribution and Conversion in Southern Ontario*. Burlington, Ontario: Inland Waters and Land Directorate, Environment Canada.
- Snell, E. A., L. Hua, and B. McHattie. 1998. "Wetland Extent Guidelines: Application to the Niagara River Area of Concern." *Great Lakes 2000 Cleanup Fund*. pp. 14. Burlington, ON.
- Snodgrass, J. W. 1992. "Proposed environmental guidelines for land use planning in new urban developments." In *Implementation of pollution control measures for urban stormwater runoff*, edited by J. W. Snodgrass and J. C. P'ng, pp. 313-48. Downsview, Ontario: University of Toronto Press.
- Snodgrass, J. W., M. J. Komoroski, A. L. Bryan Jr., and J. Burger. 2000. "Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: Implications for wetland regulations." *Conservation Biology* 14(2): 414-19.
- Snyder, C. D., J. A. Young, R. Villella, and D. P. Lemarié. 2003. "Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity." *Landscape Ecology* 18(7): 647-64.
- Spackman, S. C. and J. W. Hughes. 1995. "Assessment of minimum corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA." *Biological Conservation* 71(3): 325-32.
- Stanfield, L. W., S. F. Gibson, and J. A. Borwick. 2006. "Using a landscape approach to identify the distribution and density patterns of salmonids in Lake Ontario tributaries." In *Landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society, Symposium 48*, edited by R. M. Hughes, L. Wang, and P. W. Seelbach, pp. 601-21. Bethesda, MD.
- Stanfield, L. W. and D. A. Jackson. 2011. "Understanding the Factors That Influence Headwater Stream Flows in Response to Storm Events." *Journal of the American Water Resources Association* 47(2): 315-36.
- Stanfield, L. W. and B. W. Kilgour. 2006. "Effects of percent impervious cover on fish and benthos assemblages and instream habitats in Lake Ontario tributaries." In *Landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society, Symposium 48*, edited by R. M. Hughes, L. Wang, and P. W. Seelbach, pp. 577-99. Bethesda, MD.
- Stantec. 2007. "Upland Land Cover Influences on Aquatic Habitat: Literature Review." *Prepared for Environment Canada*. pp. 37. Guelph, ON.

State of Kentucky. 2010. "Wildlife Corridors" [accessed on December, 2010]. Available at: <http://fw.ky.gov/wildcorr.asp>.

Steedman, R. J. 1987. "Comparative analysis of stream degradation and rehabilitation in the Toronto area." pp. 344. Toronto, ON: University of Toronto.

Stephens, S. E., J. J. Rotella, M. S. Lindberg, M. L. Taper, and J. K. Ringelman. 2005. "Duck nest survival in the Missouri Coteau of North Dakota: Landscape effects at multiple spatial scales." *Ecological Applications* 15(6): 2137-49.

Stephenson, J. M. and A. Morin. 2009. "Covariation of stream community structure and biomass of algae, invertebrates and fish with forest cover at multiple spatial scales." *Freshwater Biology* 54(10): 2139-54.

Stephenson, T. D. 1990. "Fish reproductive utilization of coastal marshes of Lake Ontario near Toronto." *Journal of Great Lakes Research* 16(1): 71-81.

Stevens, C. E., A. W. Diamond, and T. S. Gabor. 2002. "Anuran Call Surveys on Small Wetlands in Prince Edward Island, Canada Restored by Dredging of Sediments." *Wetlands* 22(1): 90-99.

Stranko, S. A., R. H. Hilderbrand, R. P. Morgan II, M. W. Staley, A. J. Becker, A. Roseberry-Lincoln, E. S. Perry, and P. T. Jacobson. 2008. "Brook Trout Declines with Land Cover and Temperature Changes in Maryland." *North American Journal of Fisheries Management* 28(4): 1223-32.

Strayer, D. L., R. E. Beighley, L. C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay, and R. J. Naiman. 2003. "Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues." *Ecosystems* 6(5): 407-23.

Swanston, D. N. 1985. "Proceedings of a workshop on slope stability: problems and solutions in forest management." *General Technical Report PNW-180*. pp. 63. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station.

Taki, H., P. G. Kevan, and Y. Yamaura. 2008. "Effects of Forest Cover on Fruit Set in the Woodland Herb, *Maianthemum canadense* (Liliaceae)." *The Canadian Field-Naturalist* 122(3): 234-38.

Tate, D. P. 1998. "Assessment of the Biological Integrity of Forest Bird Communities: A Draft Methodology and Field Test in the Severn Sound Area of Concern." *Prepared for the Canadian Wildlife Service, Ontario Region*. Severn Sound RAP Technical Report. Downsview, ON.

Taylor, B., K. Ludwa, and R. Horner. 1995. "Urbanization effects on wetland hydrology and water quality." *Proceedings of the Third Puget Sound Research Meeting*. Olympia, WA: Puget Sound Water Quality Authority.

Tews, J. 2008a. "Population viability and sensitivity analysis for Marsh Wren, Ovenbird, Red-Shouldered Hawk, and Bobolink in the Quebec pilot study area in support of NAESI habitat-based biodiversity standards." pp. 81: National Agri-Environmental Standards Initiative Technical Report No. 4-12.

- Tews, J. 2008b. "Population viability analysis for the Quebec pilot study area in support of NAESI habitat-based biodiversity standards." pp. 93: National Agri-Environmental Standards Initiative Technical Report No. 4-11.
- Thompson, D. G., B. F. Wojtaszek, B. Staznik, D. T. Chartrand, and G. R. Stephenson. 2004. "Chemical and biomonitoring to assess potential acute effects of Vision® herbicide on native amphibian larvae in forest wetlands." *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(4): 843-49.
- Tikka, P. M., H. Högmander, and P. S. Koski. 2001. "Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants." *Landscape Ecology* 16(7): 659-66.
- Townsend, C. R., S. Dolédec, R. Norris, K. Peacock, and C. Arbuckle. 2003. "The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction." *Freshwater Biology* 48(5): 768-85.
- Townsend, P. A. and D. J. Levey. 2005. "An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer." *Ecology* 86(2): 466-75.
- Trebitz, A. S., J. C. Brazner, N. P. Danz, M. S. Pearson, G. S. Peterson, D. K. Tanner, D. L. Taylor, C. W. West, and T. P. Hollenhorst. 2009. "Geographic, anthropogenic, and habitat influences on Great Lakes coastal wetland fish assemblages." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66(8): 1328-42.
- Trzcinski, M. K., L. Fahrig, and G. Merriam. 1999. "Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds." *Ecological Applications* 9(2): 586-293.
- United States Department of Agriculture (USDA). 2007. "A Guide for Planning Riparian Treatments in New Mexico." *USDA New Mexico Natural Resources Conservation Service and the New Mexico Association of Conservation Districts*. pp. 44. Albuquerque, NM.
- Utz, R. M., R. H. Hilderbrand, and D. M. Boward. 2009. "Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients." *Ecological Indicators* 9(3): 556-67.
- Utz, R. M., R. H. Hilderbrand, S. A. Stranko, and R. L. Raesly. 2010. "Regional differences in patterns of fish species loss with changing land use." *Biological Conservation* 143(3): 688-99.
- van der Merwe, J. H. and G. Lohrentz. 2001. "Demarcating coastal vegetation buffers with multicriteria evaluation and GIS at Saldanha Bay, South Africa." *Ambio* 30(2): 89-95.
- van Dorp, D., P. Schippers, and J. M. van Groenendael. 1997. "Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model." *Landscape Ecology* 12(1): 39-50.
- Vance, M. D., L. Fahrig, and C. H. Flather. 2003. "Effect of reproductive rate on minimum habitat requirements of forest-breeding birds." *Ecology* 84(10): 2643-53.
- Varrin, R., J. Bowman, and P. Gray. 2009. "The Known and Potential Effects of Climate Change on Biodiversity in Ontario's Terrestrial Ecosystems: Case Studies and Recommendations for Adaptation."

Ontario Ministry of Natural Resources, pp. 58. Climate Change Research Report CCRR-09, Peterborough, Ontario.

Verhoeven, J. T. A., M. B. Soons, R. Janssen, and N. Omtzigt. 2008. "An Operational Landscape Unit approach for identifying key landscape connections in wetland restoration." *Journal of Applied Ecology* 45(5): 1496-503.

Veysey, J. S., K. J. Babbitt, and A. Cooper. 2009. "An experimental assessment of buffer width: Implications for salamander migratory behaviour." *Biological Conservation* 142(10): 2227-39.

Vickery, P. D., M. L. Hunter, and S. M. Melvin. 1994. "Effects of habitat area on the distribution of grassland birds in Maine." *Conservation Biology* 8(4): 1087-97.

Villard, M.-A., M. K. Trzcinski, and G. Merriam. 1999. "Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover configuration on landscape occupancy." *Conservation Biology* 13(4): 774-83.

Wagner, K. I., S. K. Gallagher, M. Hayes, B. A. Lawrence, and J. B. Zedler. 2008. "Wetland Restoration in the new millennium: Do research efforts match opportunities?" *Restoration Ecology* 16(3): 367-72.

Walk, J. W., E. L. Kershner, T. J. Benson, and R. E. Warner. 2010. "Nesting success of grassland birds in small patches in an agricultural landscape." *Auk* 127(2): 328-34.

Wang, L. and P. Kanehl. 2003. "Influences of watershed urbanization and instream habitat on macroinvertebrates in cold water streams." *Journal of the American Water Resources Association* 39(5): 1181-96.

Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl, and R. Gatti. 1997. "Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams." *Fisheries* 22(6): 6-11.

Wang, L., J. Lyons, P. Rasmussen, P. Seelbach, T. Simon, M. Wiley, P. Kanehl, E. Baker, S. Niemela, and P. M. Stewart. 2003. "Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, U.S.A." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(5): 491-505.

Wang, L., P. Seelbach, and J. Lyons. 2006. "Effects of Levels of Human Disturbance on the Influence of Catchment, Riparian, and Reach-Scale Factors on Fish Assemblage." In *Landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society, Symposium 48*, edited by R. M. Hughes, L. Wang, and P. W. Seelbach, pp. 199-219. Bethesda, MD.

Ward, J. and K. Tockner. 2001. "Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology." *Freshwater Biology* 46(6): 807-19.

Ward, J. V., K. Tockner, and F. Schiemer. 1999. "Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity." *Regulated Rivers: Research & Management* 15(1-3): 125-39.

Watling, J. I. and M. A. Donnelly. 2006. "Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness." *Conservation Biology* 20(4): 1016-25.

- Weaver, L. A. 1991. "Low-intensity watershed alteration effects on fish assemblage structure and function in a Virginia Piedmont Stream." pp. 154. Richmond, VA: Virginia Commonwealth University.
- Webb, E. B., L. M. Smith, M. P. Vrtiska, and T. G. Lagrange. 2010. "Effects of local and landscape variables on wetland bird habitat use during migration through the rainwater basin." *Journal of Wildlife Management* 74(1): 109-19.
- Weber, T. C., P. J. Blank, and A. Sloan. 2008. "Field validation of a conservation network on the eastern shore of Maryland, USA, using breeding birds as bio-indicators." *Environmental Management* 41(4): 538-50.
- Weldon, A. J. 2006. "How corridors reduce indigo bunting nest success." *Conservation Biology* 20(4): 1300-05.
- Werner, E. E., D. K. Skelly, R. A. Relyea, and K. L. Yurewicz. 2007. "Amphibian species richness across environmental gradients." *Oikos* 116(10): 1697-712.
- Whitfield, J. 2001. "Urban wildlife may not use green corridors." *Nature News Service*. Macmillan Magazines Ltd.
- Wilkerson, E., J. M. Hagan, D. Siegel, and A. A. Whitman. 2006. "The effectiveness of different buffer widths for protecting headwater stream temperature in Maine." *Forest Science* 52(3): 221-23.
- Winter, M. 1998. "Effects of habitat fragmentation on grassland-nesting birds in southwestern Missouri." pp. 430: University of Missouri-Columbia.
- Winter, M. and J. Faaborg. 1999. "Patterns of area sensitivity in grassland-nesting birds." *Conservation Biology* 13(6): 1424-36.
- Winter, M., D. H. Johnson, J. A. Shaffer, T. M. Donovan, and W. D. Svedarsky. 2006a. "Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds." *Journal of Wildlife Management* 70(1): 158-72.
- Winter, M., D. H. Johnson, and J. A. Shaffer. 2006b. "Does body size affect a bird's sensitivity to patch size and landscape structure?" *Condor* 108(4): 808-16.
- Wipfli, M. S. 2005. "Trophic linkages between headwater forests and downstream fish habitats: implications for forest and fish management." *Landscape and Urban Planning* 72(1-3): 205-13.
- Wood, P. B., S. B. Bosworth, and R. Dettmers. 2006. "Cerulean warbler abundance and occurrence relative to large-scale edge and habitat characteristics." *Condor* 108(1): 154-65.
- Woodard, S. E. and C. A. Rock. 1995. "Control of residential stormwater by natural buffer strips." *Lake and Reservoir Management* 11(1): 37-45.
- Wooster, D. E. and S. J. DeBano. 2006. "Effect of woody riparian patches in croplands on stream macroinvertebrates." *Archiv für Hydrobiologie* 165(2): 241-68.

Yahner, R. H. 1982. "Avian use of vertical strata and plantings in farmstead shelterbelts." *Journal of Wildlife Management* 46(1): 50-60.

Yahner, R. H. 1983. "Seasonal dynamics, habitat relationships, and management of avifauna in farmstead shelterbelts." *Journal of Wildlife Management* 47(1): 85-104.

Yoder, C. O. and E. T. Rankin. 1995. "Biological response signatures and the area of degradation value: new tools for interpreting multinumeric data." In *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*, edited by W. S. Davis and T. P. Simmons, pp. 263-86. Boca Raton, FL: CRC Press.

Zedler, J. B. 2000. "Progress in wetland restoration ecology." *Trends in Ecology and Evolution* 15(10): 402-07.

Zedler, J. B. 2003. "Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale." *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(2): 65-72.

Zuckerberg, B. and W. F. Porter. 2010. "Thresholds in the long-term responses of breeding birds to forest cover and fragmentation." *Biological Conservation* 143(4): 952-62.

www.ec.gc.ca

Pour des renseignements supplémentaires :

Environnement Canada

Informatèque

10, rue Wellington, 23^e étage

Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800

Télécopieur : 819-994-1412

ATS : 819-994-0736

Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca