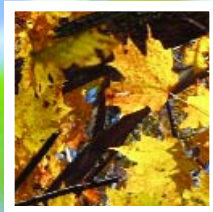
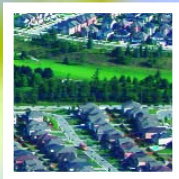
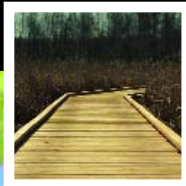


Oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat en zone urbaine



Pour renseignements :

Environnement Canada
Service canadien de la faune – Ontario
4905, rue Dufferin
Toronto ON M3H 5T4
Tél. : 416-739-5830; Fax : 416-739-5845; Courriel : Faune.Ontario@ec.gc.ca

Ce rapport est résumé dans la fiche d'information intitulée *Les oiseaux forestiers dans les zones urbaines : besoins des espèces sensibles à la superficie de l'habitat* (2006).

Une version électronique du document est accessible à l'adresse <http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/docs/habitatframework-f.html>.

Les publications du Service canadien de la faune sont accessibles en ligne, à l'adresse www.on.ec.gc.ca/faune.

Pour faciliter la consultation, toutes les publications sont offertes en formats HTML et PDF.

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2007.

N° de catalogue CW66-269/2007F-PDF

ISBN 978-0-662-09172-1

À propos d'Environnement Canada

Environnement Canada est responsable des questions de compétence fédérale touchant les espèces sauvages. Il est chargé notamment de la protection et la gestion des oiseaux migrateurs, des habitats canadiens d'importance nationale et des espèces en péril autant que d'autres questions fauniques d'importance nationale et internationale. De plus, le Ministère fait de la recherche dans de nombreux champs d'activités en biologie des espèces sauvages et établit des mesures incitatives pour les espèces sauvages et l'intendance de l'habitat.

Références photographiques :

Photo principale de la couverture avant : Walter B. Fechner

Couverture avant : *Promenade de bois* – Matt Young, *Érable à sucre* – Service canadien de la faune, *Circulation automobile* – Graham Bryan, *Forêt et zone urbaine* – Service canadien de la faune, *Fragmentation* – Service canadien de la faune

Sommaire

Les oiseaux forment sans doute la classe de vertébrés la plus facile à étudier et à recenser, ce qui explique pourquoi ils servent souvent de groupe substitutif aux autres espèces fauniques ou communautés naturelles. Les besoins biologiques des oiseaux forestiers ont été utilisés pour établir des lignes directrices de restauration des forêts dans le document *Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (Environnement Canada, 2004). On s'intéresse de plus en plus à l'applicabilité de ces lignes directrices ainsi qu'à la viabilité reproductrice des oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat dans un milieu urbain. L'abondance et la richesse spécifique de ces oiseaux dépendent de nombreux facteurs comme les agents de stress du milieu urbain, le couvert forestier régional et la qualité et l'étendue des îlots forestiers.

On a établi que les oiseaux forestiers des zones urbaines étaient soumis à treize grands agents de stress, dont les suivants seraient les plus importants pour les oiseaux nicheurs : la perturbation des processus écosystémiques, les prédateurs indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain, le bruit et les obstacles à la connectivité. En plus d'être soumis à ces agents de stress, les oiseaux forestiers sensibles à la superficie dépendent fortement d'autres paramètres de l'habitat forestier, notamment du pourcentage de couvert forestier et de la qualité des forêts. Les lignes directrices du *Cadre d'orientation* suivent les principes soutenant ceux-ci ainsi que d'autres critères. L'impact de l'un de ces paramètres, la taille des îlots, semble dépendre du couvert forestier, et gagne en importance dans les secteurs où celui-ci chute en deçà de 30 %.

L'impossibilité de rétablir le couvert forestier dans une matrice urbaine remet en cause la capacité des systèmes urbains de soutenir les espèces d'oiseaux forestiers sensibles à la superficie. Si on compare la richesse spécifique possible à la richesse spécifique actuelle, on constate que sur les 43 oiseaux forestiers sensibles à la superficie susceptibles de nicher à Toronto, seuls 14 le font avec une certaine régularité en milieu urbain et 29 espèces ont disparu ou ne se sont pas établies dans les forêts urbaines.

Comme il est impossible d'établir des parcelles forestières suffisamment grandes en milieu urbain, il semble plus réaliste et plus approprié de localiser les secteurs où le couvert forestier dépasse de loin le seuil des 30 % et de tenter de les protéger contre une urbanisation trop pressante afin de procurer des habitats convenables aux oiseaux forestiers sensibles à la superficie. Les lignes directrices du *Cadre d'orientation*, comme celle portant sur le couvert forestier minimal de 30 %, peuvent encore s'appliquer à l'intérieur des portions non urbanisées des bassins versants. Cette démarche n'exclut pas la restauration des zones à l'intérieur des secteurs urbains : bon nombre des efforts visant à améliorer l'habitat des oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie peuvent profiter aux autres espèces forestières indigènes au sein de la matrice urbaine tout en offrant un habitat aux oiseaux forestiers migrants sensibles à la superficie. La forêt urbaine assure en outre de nombreux et essentiels écoservices et

avantages pour les humains. Huit mesures seraient utiles à cet égard, notamment l'enrichissement des strates végétales, le maintien de la flore indigène et du bois mort et l'établissement de zones critiques adéquates.

D'autres recherches s'imposent en outre dans des domaines clés afin de mieux comprendre les oiseaux forestiers des secteurs urbains.

Remerciements

Textes : Brian Henshaw avec le concours de Rosalind Chaundy; compléments : Graham Bryan et Adrina Ambrosia.

Nous remercions sincèrement l'Office de protection de la nature de Toronto et de la région qui a analysé l'éventail d'espèces présenté et nous a permis de consulter ses données sur les oiseaux nicheurs. Les observations pertinentes que Sue Hayes, Stephanie Melles, Lyle Friesen, Paul Prior, Christine Vance, Donald Fraser, Ken Towle, Elizabeth Zajc et Andy Kenney ont formulées sur les versions antérieures du document ont été fort utiles, tout comme les commentaires émanant de Lesley Dunn, Kate Hayes et Shawn Meyer. Le Block 12 Landowner Group nous a généreusement transmis ses données sur les oiseaux nicheurs du programme de surveillance du bloc 12. Rosemary Speirs nous a laissé utiliser les registres de la réserve écologique de la forêt Altona. Des données sur les oiseaux nicheurs de Toronto ont également été tirées des bulletins mensuels du club d'ornithologie de Toronto.

Table des matières

1.	Introduction.....	1
2.	Agents potentiels de stress des oiseaux forestiers sensibles à la superficie en milieu urbain	4
2.1	Obstacles à la connectivité.....	5
2.2	Contaminants	7
2.3	Perturbation directe et sentiers	8
2.4	Perturbation des processus écosystémiques.....	10
2.5	Changements dans l’approvisionnement en nourriture	10
2.6	Perturbation de l’habitat	12
2.6.1	Perte de la végétation et des débris ligneux.....	12
2.6.2	Espèces envahissantes et plantes exotiques	13
2.6.3	Chicots et cavicoles compétiteurs	14
2.7	Lumière artificielle	14
2.8	Piratage des nids.....	15
2.9	Bruit.....	16
2.10	Prédateurs indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain	17
2.11	Prédateurs non indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain	19
2.12	Comportement psychologique et social.....	20
2.13	Retrait des prédateurs de niveau trophique supérieur	20
2.14	Résumé	21
3.	Lignes directrices sur l’habitat forestier	23
4.	Attentes à établir à l’égard des oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie dans les réserves forestières urbaines	26
4.1	Profils des oiseaux forestiers nicheurs sensibles à la superficie des forêts urbaines et suburbaines	26
4.1.1	Forêt Altona, ville de Pickering	26
4.1.2	High Park, ville de Toronto	27
4.1.3	Forêt Block 12-Vaughan.....	27
4.1.4	Données du TRCA sur les oiseaux nicheurs de la ville de Toronto.....	28
4.2	Oiseaux nicheurs sensibles à la superficie actuels et potentiels dans la ville de Toronto.....	29
5.	Les oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie peuvent-ils être maintenus au sein d’une matrice urbaine?	32
6.	Restauration et amélioration des forêts urbaines	36
7.	Applicabilité en zone urbaines des lignes directrices sur l’habitat forestier du <i>Cadre d’orientation</i>.....	39
8.	Documents cités.....	41
9.	Autres sources utiles	54
10.	Annexe 1 : Suggestions de questions de recherche.....	62

Liste des tableaux

Tableau 1. Agents potentiels de stress des oiseaux nicheurs associés à la forêt en milieu urbain	4
Tableau 2. Principaux agents de stress des oiseaux forestiers nicheurs sensibles à la superficie dans un environnement urbain	21
Tableau 3. Critères clés de l'habitat forestier	24
Tableau 4. Les oiseaux nicheurs sensibles à la superficie potentiels dans la RGT et leur statut de nidification actuel dans la ville de Toronto (<i>et les secteurs urbains contigus</i>).....	30
Tableau 5. Résumé des lignes directrices d'Environnement Canada sur l'habitat forestier (2004)	39

1. Introduction

Environnement Canada a publié récemment la deuxième édition du rapport intitulé *Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (2004). On y trouve des lignes directrices accompagnées de leurs justifications pour la restauration et le maintien des habitats humides, riverains et forestiers. Les lignes directrices du rapport portent sur le pourcentage du couvert forestier d'une région ainsi que sur la taille, la forme et l'emplacement dans le paysage des îlots forestiers. Ces lignes directrices se fondent sur les besoins des oiseaux forestiers nicheurs.

Les oiseaux forment sans doute la classe de vertébrés la plus facile à étudier et à recenser, ce qui explique pourquoi ils servent souvent de groupe substitutif aux autres espèces fauniques. Il existe une catégorie d'oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat. Ceux-ci ne peuvent vivre que dans des îlots forestiers relativement grands ou ils vivent en densité plus élevée dans les îlots plus gros. L'abondance et la richesse spécifique des oiseaux nichant dans la forêt en période de reproduction dépendent de nombreux facteurs, comme le couvert forestier régional et la qualité et l'étendue des îlots forestiers. On s'intéresse de plus en plus à l'étude de la viabilité des forêts protégées qui sont enclavées dans une matrice urbaine ou suburbaine d'occupation du sol.

La première édition du *Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (le *Cadre d'orientation*), publiée en 1998, est le fruit d'une collaboration entre le Service canadien de la faune et le Fonds d'assainissement du programme Grands Lacs 2000 (qui s'appelle aujourd'hui le Fonds de durabilité des Grands Lacs) d'Environnement Canada et les ministères des Richesses naturelles et de l'Environnement de l'Ontario. La deuxième édition du document, intitulée *Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs*, date de 2004. Le *Cadre d'orientation* guide le choix des habitats humides, riverains et forestiers dont le rétablissement est susceptible de se faire de la manière la plus efficace et la plus efficiente. Il s'appuie sur 18 lignes directrices qui peuvent être adoptées ou adaptées pour les bassins hydrographiques locaux, et sur de l'information de base issue de la documentation scientifique et des pratiques actuelles.

À l'origine, le *Cadre d'orientation* se voulait un outil pour guider les activités de rétablissement dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs. Depuis sa publication, cependant, il a été utilisé aussi pour encadrer et appuyer le rétablissement et la protection des habitats à l'extérieur des secteurs préoccupants. Il guide les décisions concernant :

- la quantité d'habitat suffisante pour soutenir un écosystème naturel et fonctionnel;
- la détermination des lieux prioritaires où protéger et restaurer les milieux humides, riverains et forestiers au sein d'un bassin hydrographique ou d'un écopaysage.

Le *Cadre d'orientation* est destiné à guider, mais non à dicter, les décisions prises au niveau local. Il donne des orientations générales, qui ne sont pas propres à un paysage, mais plutôt

destinées à être adaptées aux conditions locales. On peut obtenir le Cadre d'orientation ainsi que d'autres renseignements auprès d'Environnement Canada (voir les coordonnées indiquées plus haut).

Le présent rapport *Oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat en zone urbaine* vise essentiellement à orienter les attentes relatives à l'utilisation des forêts urbaines¹ que peuvent faire les espèces nicheuses sensibles à la superficie de l'habitat.

Voici quels sont ses grands objectifs :

- a) Décrire les principales caractéristiques des îlots forestiers susceptibles de servir d'habitat aux oiseaux nicheurs sensibles à la superficie au sein d'une matrice de grands centres urbains.
- b) Déterminer les mesures d'atténuation et de compensation de l'habitat perdu à prendre pour contrer les impacts du milieu urbain sur ces oiseaux et les résultats auxquels on peut raisonnablement s'attendre, et offrir des conseils sur les activités de rétablissement possibles destinées aux autres espèces forestières.
- c) Identifier les espèces d'oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat qui ont été chassées de Toronto.
- d) Discuter de l'utilité des lignes directrices sur l'habitat forestier énoncées dans le document *Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (le *Cadre d'orientation*) au sein d'une matrice urbaine.

Ce rapport ne porte pas sur l'impact de l'intégrité des îlots forestiers sur les autres groupes fauniques ni sur les bienfaits sociaux et économiques que l'homme peut retirer des terrains boisés de la matrice urbaine. Ces sujets sont cependant abordés au résumé de la page 3.

Oiseaux forestiers (oiseaux associés à la forêt, oiseaux nichant dans la forêt) :

Les oiseaux forestiers s'observent habituellement dans les habitats forestiers. Le Service canadien de la faune a dressé une liste des espèces forestières dans le cadre du Programme de surveillance des oiseaux forestiers.

Oiseaux nicheurs sensibles à la superficie de l'habitat :

Espèces nécessitant une parcelle d'habitat relativement importante pour se reproduire, ou qui s'observent en plus grands nombres dans de telles parcelles.

¹ Dans ce document, les expressions « forêts urbaines » et « fragments forestiers urbains » désignent les boisés vestigiaux au sein de la matrice urbaine ou en voie d'urbanisation plutôt que de renvoyer à la notion plus vaste de forêt urbaine, qui englobe habituellement les arbres, les boisés et les espaces verts à l'intérieur et aux abords des villes et des collectivités.

Les valeurs et les services écologiques des forêts urbaines outre l'habitat offert aux oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie – Un résumé

Les forêts urbaines sont utiles à bien des égards : elles apportent de multiples avantages, remplissent de nombreuses fonctions écologiques et sont indispensables à la préservation de la biodiversité.

Les boisés fournissent habitat et nourriture à divers groupes d'oiseaux, d'insectes, de petits mammifères et de poissons (Friesen et coll., 1995; Tilghman, 1987). Les forêts urbaines apportent ombre et fraîcheur aux cours d'eau; elles atténuent le bruit et absorbent la poussière (Harris, 1992), qui constituent des nuisances pour les populations fauniques et les humains. Les arbres améliorent la qualité de l'air en produisant de l'oxygène, en absorbant les polluants et en fixant le gaz carbonique (McPherson et Simpson, 1999; Nowak, 1992; Rowntree et Nowak, 1991). Ils aident à conserver l'énergie en atténuant indirectement les effets du climat : ils assurent un rafraîchissement par évaporation et font écran au vent et au soleil, ce qui réduit notre dépendance à l'égard de la production d'énergie (McPherson, 1994; Pouyat et McDonnell, 1991; Nowak, 1994). Les forêts urbaines améliorent l'eau en qualité et en quantité, car elles aident à réduire le ruissellement et les pointes de débit et à maintenir un débit de base, à contrer l'érosion des sols et à intercepter les précipitations (Peck et Callaghan, 1999; Bernatzky, 1983; Xiao et coll., 1998). Par ailleurs, elles contribuent à la santé physique, mentale et sociale (Sorte, 1995; Dwyer et coll., 1992; Grahn et Stigsdotter, 2003; Kuo, 2003), de même qu'à la prospérité économique issue de la hausse de la valeur foncière des terrains, et de leur attrait pour le marché immobilier (Ville de Toronto, 2003). Tous ces bienfaits ne nous sont peut-être pas étrangers, mais il faut en prendre mieux conscience et savoir les apprécier.

La gestion judicieuse des forêts urbaines repose en partie sur une compréhension des fonctions et des valeurs qu'elles possèdent et des services qu'elles rendent (Nowak, 2002). Il existe diverses mesures de conservation et d'amélioration des forêts urbaines qui permettent de maintenir leurs valeurs écologiques et d'enrichir la vie des citoyens et de la faune qui y résident. Il peut s'agir entre autres de la revalorisation écologique et de l'intendance, de la planification et de la gestion judicieuses, de l'adoption d'une réglementation protégeant les arbres et de l'éducation du public.

Plusieurs auteurs ont formulé des recommandations pour favoriser la conservation et la gestion des forêts urbaines (Kenney, 1996; Nilsson et coll., 2000; Konijendijk, 1999; Tschantz et Sacamano, 1994; Pouyat et Zipperer, 1992; Matheny et Clark, 1998). Ils ont suggéré entre autres d'accroître le nombre d'arbres sains et de maintenir la voûte forestière actuelle, d'instiller une compréhension de base des principes écologiques au sein des populations, d'adopter des politiques et des normes à l'échelon régional pour favoriser les meilleures pratiques de gestion, d'élaborer et de réaliser des plans de gestion stratégique s'appuyant sur les inventaires d'arbres et les technologies SIG, d'élargir la recherche sur la valeur des bienfaits écologiques qu'apportent les forêts urbaines et de mettre en place des stratégies d'aménagement urbain fonctionnel qui intègrent des bienfaits comme la connectivité écologique et l'ombrage.

(Ambrosia, 2005)

2. Agents potentiels de stress des oiseaux forestiers sensibles à la superficie en milieu urbain

À la lumière des grands objectifs visés par le document, il nous est apparu logique d'étudier tout d'abord les divers facteurs de stress susceptibles d'affecter les oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat dans une matrice urbaine². On trouvera au tableau 1 une liste de ces agents potentiels, qui a été dressée à partir de la documentation scientifique existante et d'une série de déductions appliquées au milieu urbain.

Tableau 1. Agents potentiels de stress des oiseaux nicheurs associés à la forêt en milieu urbain

1. Obstacles à la connectivité	8. Piratage des nids
2. Contaminants	9. Bruit
3. Perturbation directe et sentiers	10. Prédateurs indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain
4. Perturbation des processus écosystémiques	11. Prédateurs non indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain
5. Changements dans l'approvisionnement en nourriture	12. Comportement psychologique et social
6. Perturbation de l'habitat	13. Retrait des prédateurs de niveau trophique supérieur
7. Lumière artificielle	

Une analyse documentaire a été effectuée. Sans être exhaustive, elle visait à discerner les principaux agents de stress et à mieux comprendre (dans la mesure du possible) l'importance relative de ces facteurs ou à établir, le cas échéant, les lacunes à combler en matière de connaissances. Ces différents agents de stress potentiels sont traités successivement dans les sections qui suivent.

Marzluff et Ewing (2001) dressent un inventaire judicieux des effets du milieu urbain, qui s'expriment par la fragmentation des habitats d'origine anthropique, en s'attardant sur deux grandes caractéristiques du paysage qui modulent ces effets. La première est la fréquence et l'étendue spatiale des épisodes de perturbation naturelle. Celles-ci sont peu marquées dans le Sud de l'Ontario, de sorte que beaucoup d'espèces indigènes y vivant ne sont pas adaptées au changement rapide. Le deuxième facteur est l'uniformisation du couvert terrestre engendrée par l'antropoïsation du couvert naturel. La conversion des sols forestiers à la culture en rangs et au pâturage ou à l'occupation urbaine appauvrit la diversité de l'avifaune régionale. Facteur d'homogénéisation biotique, le morcellement urbain peut favoriser la diversité locale (p. ex. par

² Dans le présent rapport, les expressions « urbain ou urbaine », « environnement ou milieu urbain » et « suburbain ou suburbaine » sont toutes synonymes; afin d'éviter toute précision inutile, une définition stricte du mot « urbain » n'est pas présentée. Une telle définition serait difficile à établir étant donné que les travaux dont il est fait état dans le document utilisent une grande variété de paramètres pour définir les limites « urbaines ».

l'addition d'espèces associées à l'homme ou aux écotones), mais nuire à la diversité de l'avifaune régionale (Case, 1996 dans Crooks et coll., 2004).

Le présent document s'attarde aux effets du milieu urbain. Il faut cependant souligner l'importance des effets liés aux agents de stress de la matrice non urbaine ou agricole sur les oiseaux. Cet aspect ne doit pas être négligé étant donné que près du tiers de la surface terrestre est affectée à la culture en rangs ou au pâturage et que le Sud de l'Ontario, tout comme d'autres régions du monde, a connu une intensification des pratiques agricoles. L'agriculture transforme souvent le milieu en une matrice qui se distingue autant, sinon davantage, de la matrice naturelle que la matrice urbaine. Il est vrai qu'elle offre un certain couvert végétal dont le milieu urbain est souvent dépourvu, mais la conversion des terres à une matrice agricole entraîne une perturbation des cycles des éléments nutritifs, l'ajout de polluants et de pesticides et l'introduction ou la facilitation d'espèces fauniques et végétales allochtones (Newton, 1998, dans Marzluff et Ewing, 2001). Le fait que la matrice urbaine reprend rarement sa forme naturelle constitue sans doute ce qui la distingue le plus de la matrice agricole.

2.1 Obstacles à la connectivité

À l'intérieur d'une matrice non forestière, les oiseaux nicheurs associés à la forêt doivent parvenir à se disperser ou à se rétablir d'une parcelle d'habitat à l'autre. La théorie veut que la connectivité du paysage favorise la circulation des animaux entre les parcelles d'habitat (y compris les espèces non souhaitées comme les espèces envahissantes et les agents pathogènes), mais il existe peu d'études publiées sur la facilité relative avec laquelle les animaux (ou les plantes) spécialistes de la forêt traversent la matrice non forestière ou la survolent.

La présence de haies-corradors, par exemple, n'est guère utile aux espèces à faible pouvoir de dispersion, qui n'effectuent le plus souvent que de très courts trajets, d'une parcelle à une autre, en passant ou non par un habitat de liaison. Leur stratégie de non-dispersion les rend peu susceptibles d'être affectées par un habitat isolé *comme tel*. Pour les espèces très mobiles, on pense qu'une série de parcelles peut, selon leur proximité et les caractéristiques spécifiques, soutenir une grande population ou une série apparentée de populations localisées. Pour les espèces non dispersantes et les espèces très mobiles, il est probable que le maintien d'un habitat de qualité revêt davantage d'importance que la répartition particulière de l'habitat (Dawson, 1994).

Il y a lieu de croire que les espèces se situant entre ces deux extrêmes de mobilité doivent se disperser pour reconstituer les populations isolées (Dawson, 1994). On manque cependant de preuves scientifiques directes permettant de calculer la mobilité relative des espèces fauniques de cette catégorie. L'évaluation directe du potentiel de déplacement des oiseaux nicheurs forestiers s'avère particulièrement difficile. En zone tempérée, la majorité d'entre eux peut parcourir des centaines de kilomètres en une seule soirée, des centaines d'individus peuvent traverser un boisé isolé en cours de migration, et les grands traits de leur calendrier migratoire

(p. ex. les déplacements diurnes des migrants ou la dispersion des adultes et des jeunes après la période de reproduction) restent encore mal compris. Cela ne signifie pas forcément qu'une espèce de sous-bois sensible à la superficie comme la paruline bleue ne traversera jamais d'habitats inhospitaliers même si la présence d'un couvert naturel suffisant peut faciliter certains de ses déplacements ou certaines de ses stratégies de dispersion.

Une recherche empirique est récemment venue nuancer la notion voulant que les espèces sensibles à la superficie évitent les habitats en lisière ou ne traversent pas les milieux ouverts ou encore ont besoin de corridors pour se déplacer d'un îlot forestier à l'autre. On a en effet rapporté que le mâle de la Paruline à capuchon (*Wilsonia citrina*), mais pas la femelle, peut parcourir jusqu'à 465 m en plein champ et s'éloigner de 2,5 km de son îlot forestier, essentiellement dans le but de solliciter des copulations hors couple discrètes (Norris et Stutchbury, 2001). La présence de parulines à capuchon nidifiant avec succès dans des boisés de 20 ha du comté de Haldimand-Norfolk pourrait être attribuable à l'effet de contagion des boisés adjacents, surtout les « grands boisés » (le Wilson Tract, dans ce cas-ci) (Stephanie Melles et Lyle Friesen, comm. pers.).

Une autre étude importante, faisant appel aux techniques de radiorepérage, a révélé que les spécimens de Tangara écarlate (*Piranga olivacea*) se déplaçaient souvent et beaucoup entre les fragments forestiers de la Pennsylvanie (Fraser et Stutchbury, 2004). Selon ses auteurs :

Les trois espèces réputées sensibles à la superficie de l'habitat qui ont été étudiées jusqu'à maintenant n'expriment pas cette caractéristique lorsqu'on analyse leurs déplacements. Les espèces peuvent toutefois encore être considérées comme étant sensibles à la superficie si leur probabilité de présence augmente avec la superficie de la parcelle... cette catégorie d'espèces n'évite pas nécessairement les habitats en lisière ni les champs ouverts, et n'utilise pas obligatoirement les corridors.
[traduction]

Quelques expériences de passage de trouées à petite échelle ont été réalisées avec des oiseaux (p. ex. Desrochers et Hannon, 1997; Grubb et Doherty, 1999), mais elles ont aussi porté sur des oiseaux de boisés traversant des trouées en zones non urbaines. On ignore dans quelle mesure ces travaux, qui étaient surtout axés sur les mouvements dans la matrice non urbaine, peuvent s'appliquer à la matrice urbaine.

Dans la matrice urbaine, les routes peuvent constituer un obstacle infranchissable pour la faune (Clarke et coll., 1998). L'effet barrière combine des facteurs de perturbation et d'évitement (aspect comportemental), la présence d'écrans physiques et les pertes par mortalité routière. Cet effet de barrière peut également entraver les grands processus naturels comme l'écoulement des eaux souterraines, la propagation des feux, l'expansion des plantes et la circulation des animaux (Seiler, 2001). Les seuils écologiques liés à l'effet barrière des routes ont fait l'objet de très peu de recherches ou de quelques rares études, surtout axées sur les

reptiles, les amphibiens et les gros mammifères rares, groupes taxonomiques plus vulnérables aux obstacles routiers, et non sur les oiseaux.

On ignore si un lotissement, ou tout autre mode d'occupation urbaine du sol, constitue en soi un obstacle plus ou moins important qu'une route. Pour beaucoup, les caractéristiques des routes (p. ex. la présence de bruit, les entraves physiques et la mortalité routière) s'appliquent également aux autres infrastructures urbaines, qui peuvent même accentuer certains agents de stress. Une étude (Boal et Mannan, 1999) a révélé que près de 70 % des décès de spécimens d'Épervier de Cooper (*Accipiter cooperi*) en milieu urbain sont attribuables à des collisions, surtout contre des vitres de fenêtres.

Dans son étude sur les effets de la fragmentation de l'habitat, Andren (1994) signale que, dans les paysages formés d'habitats très morcelés, l'isolement (qui est le contraire de la connectivité) et la taille de la parcelle s'ajoutent à l'effet dû à la perte d'habitat. Le chercheur estime que l'importance relative de la perte nette en habitat comparée à la taille des parcelles ou à leur isolement varie selon le type de paysage, le point de partage se situant autour de 30 %.

En résumé, les effets de barrière se produisent en milieu urbain, mais on connaît très peu leur rôle limitatif exact sur le plan écologique. En outre, on comprend mal l'impact que peuvent avoir les couloirs pour atténuer les effets dus à l'isolement et les exemples s'accumulent, chez certaines espèces du moins (p. ex. les oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat), de déplacements effectués d'une parcelle d'habitat à une autre sans l'aide de corridors de liaison, du moins au sein d'une matrice agricole. L'impact limitatif de la connectivité durant la saison de reproduction ou encore durant les périodes de dispersion est moins bien saisi et il varie sans doute selon l'espèce. Le rôle facilitant de la connectivité pour les interactions sociales est un sujet d'étude assez nouveau. On pense que la connectivité (et la taille des parcelles) joue davantage lorsque le couvert forestier tombe en deçà de 30 %.

2.2 Contaminants

On mesure habituellement les contaminants chez les prédateurs de niveau supérieur en raison du phénomène de bioamplification des métaux et des autres contaminants le long de la chaîne alimentaire. La contamination, de type métallique, par exemple, est habituellement faible chez les oiseaux et se prolonge peu longtemps chez des oiseaux comme les passereaux, qui se situent au bas de la pyramide alimentaire. L'assimilation peut se faire par la consommation d'eau et les comportements de géophagie (Hui et Beyer, 1998). Les métaux et les pesticides ne sont que quelques-uns des contaminants susceptibles d'agir comme facteurs de stress courants chez les oiseaux dans les paysages urbains modelés par l'homme. La bioaccumulation des métaux dans l'organisme peut affecter le succès de reproduction des oiseaux, voire leur survie.

Une étude de Burger et coll. (2004) a révélé par l'analyse des concentrations en métaux et en métalloïdes dans les œufs de geai à gorge blanche (*Aphelocoma coerulescens*) une exposition aux contaminants chez les oiseaux d'un secteur résidentiel. L'influence de la densité résidentielle sur les teneurs en contaminants a été étudiée, et les teneurs chez les oiseaux des zones suburbaines ont été comparées à celles de spécimens capturés dans une réserve biologique. On a constaté avec étonnement que la densité d'habitation ne jouait pas sur les teneurs en contaminants, sauf pour le mercure. Curieusement, les teneurs en mercure étaient plus basses dans les zones à forte densité et plus élevées dans celles de densité moyenne. On a également constaté que les teneurs en cadmium, en plomb, en manganèse et en sélénium étaient significativement plus faibles dans les œufs prélevés en banlieue que dans ceux de la réserve (Burger et coll., 2004). Le succès de nidification se comparait d'un secteur à l'autre. Par contre, l'échec d'éclosion en milieu suburbain était deux fois plus marqué que dans la réserve. Tout compte fait, les études sur la contamination s'interprètent difficilement en raison des nombreux facteurs à prendre en compte, notamment la susceptibilité de la chaîne alimentaire, les tissus analysés (œufs, plumes), les caractéristiques naturelles du milieu environnant et les métaux ou métalloïdes particuliers de l'analyse.

Le plomb est un autre métal présent en milieu urbain et qui peut affecter les espèces fauniques, notamment les oiseaux. Dans les habitats perturbés (urbains/altérés), les teneurs de plomb dans l'air et le sol sont supérieures à celles mesurées dans les habitats non urbains. Chandler et coll. (2004) ont effectué une étude pour déterminer les risques de contamination au plomb de l'Épervier brun (*Accipiter striatus*). On a mesuré les teneurs en plomb dans le sang de spécimens de Moineau domestique (*Passer domesticus*), la proie de prédilection du rapace, afin d'établir si les éperviers étaient menacés. Les teneurs sanguines des moineaux étaient 4,5 fois supérieures en milieu urbain à celles du groupe témoin issu de l'extérieur (du secteur agricole dans cette étude). L'Épervier brun risque donc d'être exposé au plomb. Même si l'étude a démontré un risque d'exposition important, les conséquences pour les rapaces en milieu urbain restent difficiles à déterminer.

L'évaluation des risques d'exposition des espèces fauniques aux contaminants reste relativement difficile à faire en raison du manque de données empiriques et de la relative nouveauté de cette discipline scientifique.

2.3 Perturbation directe et sentiers

Il y a lieu de croire que les zones boisées au sein de la matrice urbaine sont plus fréquentées que les forêts des matrices non urbaines. Les gens, qu'ils se promènent le long des boisés, dans les sentiers ou à l'intérieur des zones boisées, peuvent déranger les oiseaux forestiers. Presque toutes les espèces spécialistes de la forêt fuient dès qu'on s'en approche trop, parce qu'elles perçoivent l'intrus comme une menace ou comme un prédateur potentiel. Les oiseaux qu'on dérange disposent de moins de temps pour effectuer leurs activités vitales comme se nourrir, protéger leur territoire et prendre soin des oisillons. En outre, les sentiers peuvent créer

des habitats de bordure où la prédation au nid s'accroît et qui favorisent le piétinement ainsi que le compactage et l'érosion des sols. Certaines activités, comme celle de nourrir les oiseaux, peuvent attirer les espèces fauniques résidentes qui deviennent prédatrices durant la saison de reproduction.

Dans les parcs boisés de Madrid, en Espagne, Fernández-Juricic (2000) a constaté que la fréquentation accrue des lieux affecte la richesse des oiseaux forestiers et l'abondance générale des espèces communes à l'intérieur d'un fragment forestier. Entre les fragments forestiers, il a également observé une perte de biodiversité associée au nombre accru de marcheurs, qui n'était pas liée à la taille des fragments. Seize des 17 espèces étudiées ont été affectées par une hausse de la fréquentation piétonnière.

La distance à partir de laquelle un oiseau perché fuit lorsqu'il est dérangé s'appelle la distance d'initiation de la fuite ou distance franche. Cette dernière varie énormément selon l'espèce, les oiseaux les plus gros ayant tendance à moins tolérer d'être dérangés (Blumstein et coll., 2003; Wang et coll., 2004; Fernández-Juricic et coll., 2001, 2004).

L'équipe de Miller (1998) a étudié l'influence des sentiers touristiques sur les communautés d'oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord. Elle s'est intéressée à la composition spécifique, à la prédation et au piratage des nids par le Vacher à tête brune (*Molothrus ater*). Miller a constaté que les transects témoins abritaient un nombre significativement plus élevé d'oiseaux que ceux le long des sentiers. Certaines espèces généralistes comme le Merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) étaient cependant beaucoup plus abondantes le long des sentiers que dans la forêt. Il a également établi une corrélation positive significative entre la distance par rapport aux sentiers et la survie au nid. La zone d'influence des sentiers sur la forêt a été estimée à 75 m environ et l'auteur a constaté des taux élevés de prédation au nid. Une étude semblable a révélé qu'un marcheur qui traverse le territoire d'un oiseau donné suffit à perturber ce dernier, et à réduire, par exemple, l'occurrence et le rythme de son chant primaire (Gutzwiller et coll., 1994 dans Miller et coll., 1998).

Les études publiées indiquent que les plus grosses espèces forestières nécessitant de grands espaces (comme les aigles et les strigidés) peuvent être perturbées au point d'être incapables de vivre ou de se reproduire dans certains boisés fréquentés par l'homme. La productivité des espèces plus petites très sensibles à la superficie peut également être affectée. Les déplacements plus rapides (p. ex. en vélos tout-terrain) peuvent engendrer d'autres types de perturbations, mais aucune étude sur le sujet n'a été recensée.

Il est intéressant de noter que certaines espèces parviennent à s'habituer à l'intrusion humaine (Miller et coll. 2001; Fernández-Juricic et coll., 2002). C'est le cas entre autres des espèces généralistes et des espèces associées au milieu urbain comme le Merle noir (*Turdus merula*) (un équivalent écologique du Merle d'Amérique) et le Moineau domestique. Les spécimens de merle observés près de Boulder, au Colorado, toléraient mieux l'intrusion lorsque la personne se trouvait sur un sentier (fuite autour de 10 m de la personne) que si elle était hors sentier

(fuite autour de 14 m de la personne) (Miller et coll., 2001). Par ailleurs, l'intrusion humaine semble être suffisante chez certaines espèces relativement sensibles – Pioui de l'Ouest (*Contopus sordidulus*), Bruant familier (*Spizella passerina*), Sittelle pygmée (*Sitta pygmaea*), Viréo à tête bleue (*Vireo solitarius*) et Solitaire de Townsend (*Myadestes townsendi*) – pour réduire leur présence de beaucoup près des sentiers (Miller et coll., 1998).

Pour conclure, il semble que la perturbation directe affecte la totalité des espèces, sauf les très tolérantes, et que cette nuisance peut contribuer à faire fuir certaines espèces des fragments forestiers en milieu urbain.

2.4 Perturbation des processus écosystémiques

Marzluff et Ewing (2001) soutiennent que la perturbation des cycles nutritifs et de l'eau par l'homme et le détournement de la productivité primaire constituent les effets à long terme les plus importants sur les oiseaux. La suppression des processus naturels comme le feu, la surutilisation des ressources en eau et la modification des cycles nutritifs ont profondément bouleversé de nombreux habitats aux abords des zones urbaines et ailleurs. Le fait que certains habitats (les tourbières ombrotrophes et minérotrophes pauvres en éléments nutritifs) puissent ne plus se reconstituer dans le Sud de l'Ontario en raison des retombées atmosphériques d'éléments nutritifs fournit un bon exemple des bouleversements potentiels. La perturbation de ces processus (p. ex. la hausse de la disponibilité en éléments nutritifs) pourrait expliquer en partie pourquoi certaines espèces allochtones de plantes envahissantes sont autant favorisées dans les paysages à caractère urbain au détriment des espèces qui se sont adaptées aux milieux pauvres, par exemple.

2.5 Changements dans l'approvisionnement en nourriture

Bon nombre d'oiseaux forestiers de taille petite à moyenne se nourrissent d'insectes et d'autres arthropodes. La fragmentation des forêts peut affecter ces organismes, et par ricochet, les sources alimentaires de l'avifaune.

Gunnarsson et Hake (1999) ont étudié l'effet de la prédation des communautés d'arthropodes de la voûte forestière par les oiseaux dans des parcs urbains de la Suède. Dans l'ensemble, ils ont constaté que l'activité prédatrice des oiseaux diminuait de façon importante les effectifs d'arthropodes sur les branches de bouleau et de chêne. Malgré la variation observée en fonction du site, les chercheurs ont conclu que le milieu urbain n'affectait pas beaucoup la prédation aviaire au sein du niveau trophique de la voûte.

Des chercheurs (Gibb et Hochuli, 2002) ont analysé les effets de la taille des parcelles forestières sur la composition des communautés arthropodiennes de la ville de Sydney, en Australie. Les gros fragments (plus de 80 km²) et les plus petits (moins de 4 km²) contenaient un nombre comparable d'espèces par unité de surface pour la plupart des groupes d'arthropodes, les petits fragments abritant même plus d'espèces de fourmi. Mais les

chercheurs ont constaté des variations des espèces rencontrées dans les zones boisées : les gros fragments abritaient des assemblages d'araignées et de fourmis significativement différents de ceux des petits fragments. L'étude ne portait pas sur l'abondance des arthropodes. Dans leurs travaux réalisés également en Australie, Zanette et Jenkins (2000) ont remarqué que la biomasse d'invertébrés des petits fragments (moins de 55 ha) était environ la moitié de celle des grandes forêts (plus de 400 ha). Constat plus important encore peut-être, les femelles du Miro à poitrine jaune (*Eopsaltria australis*) nichant dans les petites forêts recevaient environ 40 % moins de nourriture des mâles, elles quittaient le nid plus fréquemment pour s'alimenter et nourrissaient moins leurs petits, pour ne citer que quelques effets connexes.

Les effets de la fragmentation des forêts sur les communautés d'araignées tisseuses des zones urbaines du Japon ont été étudiés par Miyashita et ses collaborateurs (1998). Les fragments de petite taille abritaient moins d'espèces par unité de surface que les plus gros fragments. Donnée sans doute plus importante encore, les petits fragments contenaient une plus faible densité d'individus. En outre, à parcelle égale, on comptait plus d'espèces dans les fragments moins isolés de Yokohama que dans ceux plus isolés de Tokyo. Une espèce d'araignée commune était plus petite dans les petits fragments, ce qui pourrait être dû, selon le chercheur, au fait que les fragments de 1 ha étaient moins abondants en insectes volants que ceux de 10 ha (Miyashita, 1990 dans Miyashita et coll., 1998). Autrement dit, les chercheurs ont découvert que la taille de la parcelle, l'isolement (couvert forestier) et, par ricochet, la baisse des araignées-proies affectaient tous les araignées tisseuses de toile.

Burke et Nol (1998) ont constaté que la biomasse d'invertébrés de la litière (recueillie par tamisage de la litière de feuilles) était significativement supérieure dans les gros boisés (plus de 20 ha) que dans les parcelles plus petites. Dans le territoire de la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*), la biomasse de proie recueillie de cette manière était de 10 à 36 fois plus forte dans les gros boisés que dans les plus petits. Preuves à l'appui, les auteurs ont soutenu que cet effet était lié au dessèchement des arthropodes dans la litière des feuilles causé par l'effet de bordure et à la plus grande connectivité des paysages forestiers où subsistent des populations d'arthropodes de litière.

On s'inquiète depuis quelques années du déclin apparent des espèces s'alimentant en vol (p. ex. les hirondelles, l'Engoulevent bois-pourri (*Caprimulgus vociferus*), l'Engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*) et le Martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*)). Il se pourrait que la mauvaise qualité de l'air (en milieu urbain et ailleurs) affecte la qualité ou la quantité de nourriture à laquelle ont accès ces insectivores aériens. Au Royaume-Uni, on s'inquiète également d'un déclin généralisé des Lépidoptères (tout particulièrement les papillons nocturnes) qui pourrait être associé au même phénomène. Il se pourrait que les recherches actuelles sur les effets de la qualité de l'air sur la flore et la faune du Sud de l'Ontario nous aident à mieux en comprendre les causes; l'étude des effets consécutifs sur les oiseaux forestiers serait également utile.

L'hypothèse du déclin des communautés arthropodiennes dans les petits fragments forestiers urbains (moins de 20 à 50 ha) fait son chemin. On ignore cependant dans quelle mesure les oiseaux forestiers seraient affectés par le changement de la composition des espèces-proies

car ils ne semblent pas avoir, pour la plupart, d'espèces de prédilection. Un déclin général de la biomasse d'arthropodes dans les fragments urbains de l'Ontario semble cependant s'annoncer, un phénomène qui se répercutera sur la productivité et la présence de certains oiseaux nichant en forêt.

2.6 Perturbation de l'habitat

L'utilisation des forêts urbaines affecte l'habitat en modifiant la végétation, une perturbation qui risque fort probablement de se traduire par une perte de la complexité verticale de la forêt. Les forêts où le tapis végétal, les strates arbustives basse et haute, le sous-bois et la voûte forestière sont bien développés offrent habituellement un plus large éventail de niches écologiques aux oiseaux forestiers et une meilleure protection contre la prédation au nid.

Trois aspects particuliers de la perturbation de l'habitat sont présentés dans les sections suivantes. Les autres aspects tiennent davantage à la dégradation générale du milieu physique et affectent moins directement les oiseaux forestiers sensibles à la superficie (p. ex. le compactage et l'érosion du sol).

2.6.1 Perte de la végétation et des débris ligneux

La végétation des fragments forestiers de la matrice urbaine est vulnérable au piétinement par les nombreux piétons (parfois accompagnés de chiens) qui sortent des sentiers. La perte de la végétation basse qui en résulte se conjugue à la baisse du recrutement de nouvelles pousses de tous les types de plantes, ce qui risque de se traduire par une perte d'habitat pour certaines espèces d'oiseaux forestiers. Blakesley et Reese (1988) ont constaté, en comparant les oiseaux nicheurs riverains de terrains de camping à leurs congénères nichant dans d'autres types de lieux, que six espèces nichant au sol ou dans les arbustes ou se nourrissant au sol étaient absentes des terrains de camping. Ils ont attribué leur disparition aux différences dans la densité des arbustes et arbrisseaux, l'épaisseur de la litière et la quantité de débris ligneux. Poussés par un grand désir d'ordre, les campeurs enlèvent le bois mort et les débris en vue d'activités comme faire un feu de camp, ce qui risque d'affecter un large éventail d'organismes allant des champignons aux détritivores, en passant par les insectes et les vertébrés.

Ainsi, dans la région du Grand Toronto (RGT), on a coupé des arbres et des arbrisseaux et on a construit des cabanes en bois et des foyers, entre autres choses, dans la forêt Altona, à Pickering. Le passage des vélos tout-terrain sur les sols mouillés (p. ex. les sentiers et sauts) a accentué le piétinement des plantes et la perturbation des sols.

La perte de la diversité structurale des communautés forestières (les strates arbustives et le tapis végétal), qu'elle provienne directement des perturbations anthropiques ou indirectement de facteurs comme le surbroutage par le Cerf de Virginie (qu'on trouve souvent en grandes densités dans les boisés des zones suburbaines), entraîne un appauvrissement de la densité et de la richesse spécifique des oiseaux nicheurs forestiers (Allombert et coll., 2005).

L'absence de succession et de fermeture complète du couvert caractérisant de nombreuses forêts urbaines qui sont relativement peu aménagées (si ce n'est l'élimination des chicots) peut constituer un effet important quoique relativement peu étudié. Cette absence pourrait affecter un large éventail d'espèces (p. ex. la Grive des bois (*Hylocichla mustelina*) qui a besoin d'un sous-étage bien développé, comprenant des arbrisseaux ou des fourrés).

2.6.2 Espèces envahissantes et plantes exotiques

La flore allochtone (exotique), tout particulièrement les espèces envahissantes, peut coloniser les fragments forestiers des villes en raison de la proximité des jardins adjacents et de l'introduction physique de plantes le long des réseaux de sentiers. Ces espèces peuvent également être favorisées lorsque les conditions du sol, y compris les teneurs en éléments nutritifs, sont modifiées par l'homme.

Règle générale, les plantes allochtones sont beaucoup plus abondantes en ville qu'à la campagne. Ainsi, 40 % des espèces des communautés végétales de la côte californienne sont exotiques comparativement à 5 % dans les régions montagneuses de l'intérieur (Mooney et coll., 1986 dans Smallwood, 1994).

Selon les études, les plantes exotiques ont des effets souvent négatifs, parfois neutres, sur les communautés aviennes. Les travaux les plus intéressants à cet égard sont ceux de Schmidt et Whelan (1999), qui portent sur l'effet d'un chèvrefeuille exotique (*Lonicera maackii*) et d'un nerprun commun (*Rhamnus cathartica*), deux espèces arbustives présentes dans le Sud de l'Ontario, sur les taux de prédation au nid. Les auteurs ont constaté que la prédation des nids de Merle d'Amérique et de Grive des bois était plus forte lorsque les nids se trouvaient dans les arbustes allochtones. Ils ont attribué ce phénomène à l'absence de protection offerte par les espèces exotiques, qui sont dépourvues d'épines contrairement aux chèvrefeuilles indigènes (*Crataegus* sp.) ou à leur structure différente qui facilite l'accès des prédateurs aux nids.

Une étude ayant porté sur un gradient allant de zones urbaines à rurales dans la région de Seattle, dans l'État de Washington, a permis d'associer la diminution de l'avifaune forestière indigène à l'augmentation de la strate arbuste et des strates inférieures en espèces exotiques. Même si l'effet associé au paysage a été expliqué par la présence d'un tapis végétal et d'arbustes exotiques, l'étude n'a pas pu déterminer s'il y avait un lien avec un ou plusieurs autres facteurs urbains (Donnelly et Marzluff, 2004). Dans un secteur suburbain de l'Australie, les plantes nectarifères indigènes ont produit davantage de nectar et constituaient les sites d'alimentation de choix des oiseaux nectarivores comparativement aux plantes nectarifères allochtones (French et coll., 2004). Même si cette étude s'applique moins bien au Sud de l'Ontario, qui diffère beaucoup de l'Australie sur le plan écosystémique, et que l'Ontario est pauvre en nectarivores, elle illustre encore que les plantes allochtones conviennent moins aux oiseaux indigènes. Par contre, dans les divers habitats riverains du désert de Mojave, des chercheurs ont constaté que la présence d'une plante envahissante n'avait pas affecté la richesse spécifique des oiseaux indigènes (Fleishman et coll., 2003).

Il y aurait lieu d'étudier l'influence des espèces envahissantes communes (p. ex. l'Alliaire officinale (*Alliaria petiolata*) et le nerprun commun) sur des espèces comme la Grive des bois et la Paruline couronnée dans le Sud de l'Ontario.

2.6.3 Chicots et cavicoles compétiteurs

La majorité des oiseaux cavicoles (p. ex. sitelles et pics) aménagent leur nid dans des chicots. La compétition pour trouver une cavité peut s'avérer plus forte dans les secteurs urbains en raison de la présence d'autres cavicoles, allochtones, très abondants comme l'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) ou de la rareté des chicots qui ont été enlevés pour des raisons de sécurité publique.

La compétition entre l'Étourneau sansonnet et d'autres espèces d'oiseaux cavicoles pour les sites de nidification est largement documentée (Koenig, 2003). Koenig a étudié 27 oiseaux cavicoles d'Amérique du Nord en utilisant les données du Recensement des oiseaux de Noël et du Relevé des oiseaux nicheurs pour voir si les populations de ces 27 espèces avaient changé après l'arrivée de l'Étourneau sansonnet dans un secteur donné. Étonnamment, une seule espèce (le groupe des pics buveurs de sève) a affiché un déclin possiblement attribuable à l'étourneau. Rohila et Marzluff (2002) ont constaté que la compétition par l'étourneau affectait la productivité du Pic à poitrine rouge (*Sphyrapicus ruber*) à l'intérieur des secteurs résidentiels de Seattle, mais que ce n'était pas le cas dans les fragments forestiers d'une matrice urbaine. Cette concurrence peut expliquer le déclin apparent des populations de pics buveurs de sève, mais illustre par ailleurs que, dans une région du moins, les étourneaux ne constituaient pas d'importants compétiteurs pour les cavités dans les fragments forestiers. Ce n'est peut-être pas le cas en Ontario, car contrairement aux observations de Rohila et Marzluff (2002), les étourneaux fréquentent les fragments forestiers urbains, et ils se battent avec le Pic à tête rouge (*Melanerpes erythrocephalus*) pour les mêmes sites de nidification (B. Henshaw, comm. pers.).

Rohila et Marzluff (2002) ont étudié les densités de chicots dans une série de fragments forestiers allant de types urbain à non urbain, sans y constater de différences. Il n'y aurait donc pas nécessairement de perte de chicots par unité de forêt dans les fragments forestiers urbains. En outre, certaines municipalités de l'Ontario ont modifié leurs pratiques (c.-à-d. le retrait des arbres sur pied morts) afin d'accroître la densité des chicots. Mais, selon une source de cette province, même les forêts bien gérées des secteurs non urbains peuvent afficher des densités moindres de chicots (Elliott, 2004), une situation qui peut nuire aux oiseaux forestiers nichant dans des cavités.

2.7 Lumière artificielle

Les effets de la lumière artificielle sur la flore et la faune en milieu naturel, en général, et sur les oiseaux nicheurs, en particulier, ont été peu étudiés. Dans le résumé qu'il a fait du sujet, Outen (2002) estime qu'il est possible que la lumière puisse induire des changements

comportementaux tout particulièrement reliés au photopériodisme de la reproduction et aux occasions de quête de nourriture à la lumière. Outen signale également que les espèces nocturnes (p. ex. les strigidés) risquent davantage d'être perturbées par la présence d'une lumière vive.

Dans la documentation, il est surtout question du phénomène d'attraction des oiseaux, notamment des espèces migratrices, qui s'écrasent contre la façade des grands immeubles illuminés la nuit. Les oiseaux sont vulnérables à la lumière artificielle (qui peut modifier la qualité de leur habitat, provoquer des phénomènes d'attraction-répulsion-désorientation et perturber les rythmes biologiques), et l'effet dépend sans doute de la sensibilité de chaque espèce, des effets sur l'approvisionnement en nourriture et sur les risques de prédation au nid et des caractéristiques de la lumière (intensité, durée et longueur d'onde). Les effets de la lumière artificielle sur les insectes sont beaucoup mieux documentés et d'autres recherches s'imposent sur la plupart des autres groupes fauniques et dans la plupart des conditions.

2.8 Piratage des nids

L'anthropoïsation des habitats naturels entraîne souvent une diminution de la taille des parcelles et favorise, par ricochet, l'accroissement des trouées et des zones de lisière. Les oiseaux nicheurs sensibles à la superficie se trouvent ainsi souvent exposés au piratage des nids, à la prédation au nid et à la compétition. En Ontario, le Vacher à tête brune est le seul parasite obligatoire des nids. La femelle dépose ses œufs dans les nids de l'espèce hôte, qui élève ensuite les rejetons du parasite au détriment de sa propre progéniture.

Lorsque le Vacher à tête brune est à la recherche d'un habitat de nidification, il privilégie les lisières de broussailles et de forêts décidues le long des éclaircies, des couloirs de cours d'eau, des corridors de transport d'énergie ou des routes. Il affectionne les habitats abondants en plantules, arbrisseaux et chicots, moins susceptibles d'être observés au cœur de la forêt, à plus de 250 m de la lisière (Gates et Evans, 1998). Des travaux récents ont cependant révélé des taux de parasitisme supérieurs dans les communautés d'oiseaux de l'intérieur de la forêt comparativement à celles des lisières, ce qui indiquerait que les vachers peuvent changer d'habitat (Miller et coll., 1998).

En Ontario, des chercheurs ont constaté des taux élevés de parasitisme par le vacher sur deux espèces (le Viréo aux yeux rouges (*Vireo olivaceus*) et la Paruline couronnée), allant de 0 à 29 % selon la taille du fragment; l'échec de nidification complet dû au vacher était cependant peu élevé. Les taux de parasitisme étaient plus marqués dans les premiers 100 m des parcelles (Burke et Nol, 2000). On a également observé en Ontario que le parasitisme du vacher sur la Grise des bois augmentait lorsque les maisons étaient situées dans des boisés même si, dans tous les cas, les taux de parasitisme n'étaient pas assez importants pour nuire au succès de nidification. Dans une des deux régions d'étude (Peterborough, Ontario), on a cependant noté

une perte de productivité (baisse du nombre de jeunes à l'envol) attribuable aux vachers dans les boisés aménagés (Phillips et coll., 2005).

On a également avancé que la quête de nourriture attire les vachers vers les secteurs urbains (p. ex. les mangeoires et les gazons courts et humides des secteurs résidentiels) (Chace et coll., 2003). Il se peut également que l'abondance de structures pouvant servir de perchoirs attire cette espèce. Certains auteurs ont proposé de rendre les secteurs urbains moins attrayants pour les vachers en réduisant l'arrosage des pelouses, en coupant le gazon moins court et en limitant l'alimentation des oiseaux durant la saison de reproduction (Mayfield, 1965; Goguen et Mathews, 1999), même si on peut penser intuitivement que ces mesures d'atténuation ne risquent guère de constituer une stratégie efficace à la lumière de l'apparente adaptabilité du vacher.

Le vacher peut choisir de parasiter les nids à l'intérieur de la forêt ou le long des lisières selon le contexte urbain. S'il y a des trouées dans les îlots forestiers des secteurs urbains, les femelles peuvent s'en servir comme couloirs pour faciliter leur intrusion à l'intérieur de la forêt. On sait cependant que les vachers n'hésitent pas à pénétrer profondément en forêt pour y trouver des nids.

L'impact négatif que peuvent avoir les vachers sur la productivité de certaines des espèces hôtes et dans certains types de paysages est bien établi. Ce facteur de stress important pourrait s'ajouter aux autres agents stressants observés en milieu urbain. Il semble également que l'urbanisation vient exacerber l'impact des vachers, dans certaines régions du moins.

2.9 Bruit

Un bruit soudain, imprévisible, d'origine anthropique peut déclencher l'envol ou une réaction d'alerte des oiseaux, un trait comportemental sur lequel s'appuient plusieurs des mesures de lutte contre les espèces nuisibles. On ne sait pas encore si les oiseaux qui nichent en milieu urbain s'adaptent à ces perturbations ou si les seules espèces résiduelles des forêts urbaines sont celles qui tolèrent le bruit. Les études semblent cependant indiquer que le bruit de la circulation routière constitue un important agent de stress pour beaucoup d'espèces nicheuses du moins (spécialistes des forêts ou non), même si un lien de causalité directe n'a pas encore été établi. Le volume de circulation semble être le facteur à considérer pour déterminer l'importance et l'étendue géographique des zones de perturbation (Reijnen et Foppen, 1994a; 1994b; 1995 et Forman et coll., 2002, résumé dans Reijnen et coll., 1997).

Une étude réalisée au Massachusetts a révélé que le succès de reproduction des oiseaux prairiaux n'était pas affecté aux abords d'un chemin où passaient de 3 000 à 8 000 voitures par jour. Le succès diminuait cependant à 400 m d'une route empruntée par 8 000 à 15 000 voitures par jour, à 700 m d'une route où circulaient de 15 000 à 30 000 voitures par jour et à 1 200 m de la route utilisée par plus de 30 000 voitures par jour (Forman et coll., 2002).

Une étude similaire, réalisée aux Pays-Bas, a conclu que les populations d'oiseaux des prairies affichaient une baisse de densité aux abords des routes; le déclin s'étendait de 12 à 56 % dans les 100 premiers mètres des routes où circulaient 5 000 voitures par jour, et de 12 à 52 % dans les 500 premiers mètres des routes à 50 000 voitures par jour. Chez certaines espèces, les densités restaient basses jusqu'à 3,5 km de distance de la route (Reijnen et coll., 1996).

On a observé des effets d'ensemble comparables dans une étude portant sur les espèces forestières : on a noté une baisse de la densité des oiseaux nicheurs aux abords des routes où transitaient 10 000 véhicules par jour sur une distance atteignant 1,5 km de la route et cette profondeur a atteint 2,9 km aux abords des routes où circulaient jusqu'à 60 000 véhicules par jour (Reijnen et Foppen, 1994b). Selon les mesures effectuées, c'est plutôt la circulation bruyante que la perturbation visuelle, les polluants atmosphériques ou les prédateurs le long des routes qui constitue la principale cause du changement constaté dans la communauté aviaire (Reijnen et coll., 1997; Forman, 2000).

Le masquage acoustique pourrait être l'un des effets par lequel le bruit de la circulation nuit à la densité des oiseaux chanteurs (Rheindt, 2003; Katti et Warren, 2004). Ainsi, les oiseaux au chant aigu dont les fréquences sont nettement supérieures au bruit routier seraient moins sensibles aux nuisances sonores. Cette hypothèse est appuyée par le fait que certains oiseaux semblent modifier la fréquence de leur chant en réponse au bruit urbain (Slabbekoorn et Peet, 2003).

Le bruit en général, et le bruit routier en particulier, semble constituer un facteur limitant important chez beaucoup d'oiseaux nicheurs. Cet effet pourrait se limiter aux grandes artères (plus de 10 000 véhicules par jour), surtout celles utilisées par les banlieusards (p. ex. en Ontario, les routes de la série 400), où le bruit est constant, jour et nuit, et la période de pointe se situe tôt le matin, un moment qui coïncide avec d'intenses activités de chant.

2.10 Prédateurs indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain

Il est généralement acquis que la prédation constitue la principale cause d'échec de la nidification chez bon nombre d'espèces d'oiseaux forestiers (Burke et Nol, 2000). On sait que l'intrusion des prédateurs peut suffire à déclencher des effets critiques liés à la taille des parcelles chez les espèces proies (Cantrell et coll., 2001).

Plusieurs grands prédateurs de nid indigènes comme le Raton laveur (*Procyon lotor*), l'Écureuil gris (*Sciurus carolinensis*), le Renard roux (*Vulpes vulpes*), la Corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*) et le Geai bleu (*Cyanocitta cristata*), abondent dans les milieux urbanisés (Sorace, 2002). Peuvent également s'y ajouter le Quiscale bronzé (*Quiscalus quiscula*), le Tamia rayé (*Tamias striates*) et l'Écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*). Certaines de ses espèces sont à leur plus forte densité en milieu urbain et suburbain. Le Raton laveur (*Procyon lotor*), par exemple, préfère de loin la ville à la campagne (Ray, 2000). Une étude a révélé que

cette espèce était trois fois plus abondante dans les écotones des zones habitées que dans celles des zones sans maison (Danielson et coll., 1997, cité dans Kluza et coll., 2000). Des études ont démontré que la Corneille d'Amérique, le Quiscale bronzé et le Geai bleu atteignaient leurs plus fortes densités dans les habitats de lisière (Niemuth et Boyce, 1997 dans Kluza et coll., 2000).

Il existe une longue série d'études s'intéressant aux effets de la prédation au nid dans les fragments forestiers (voir Chalfoun et coll., 2002). Elles n'offrent cependant pas de conclusions probantes sur les taux de succès de la nidification à long terme dans les forêts urbaines. La majorité des travaux sur les effets de la prédation au nid dans les fragments forestiers indiquent que la prédation au nid est plus forte dans les plus petits fragments (Keyser, 2002) ou que les taux de prédation diminuent avec l'augmentation du couvert forestier (Hartley et Hunter, 1998). Certains des travaux ont été critiqués, soit parce que seuls des œufs de caille et des nids artificiels avaient été utilisés (Haskell, 1995), ou encore en raison d'autres faiblesses méthodologiques (Chalfoun et coll., 2002). Notons également, pour les fins du présent rapport, que la plupart des études ont été réalisées dans des matrices agricoles ou forestières. Chalfoun et coll. (2002) concluent que les réponses des prédateurs à la fragmentation sont propres au taxon et dépendent du contexte, ce qui exige d'orienter les mesures de gestion en fonction des conditions locales.

On trouve quelques études récentes sur les effets de la fragmentation urbaine sur la prédation au nid, qui n'ont cependant pas été menées dans le Nord-Est de l'Amérique du Nord. Thorington et Bowman (2003) ont constaté que la prédation au nid était plus marquée dans les zones plus densément peuplées d'un secteur urbain de la Floride que dans celles de moins forte densité. Par ailleurs, dans les grands fragments forestiers urbains de l'Alabama, c'est à la lisière de la forêt (de 1 à 15 m de profondeur plutôt que de 30 à 45 m) que la prédation était la plus marquée (Keyser, 2002).

Les populations locales de certaines espèces prédatrices ont accès à des sources supplémentaires de nourriture, particulièrement les mangeoires. Diverses études montrent l'importance de cet effet (Bock et Lepthien, 1976, dans Kluza et coll., 2000). Morneau et coll. (1999) ont fait l'hypothèse que les mangeoires d'oiseaux aménagées dans les parcs de Montréal ont contribué fortement à la hausse de plusieurs espèces, notamment du Geai bleu et de la Corneille d'Amérique. Ces deux espèces pourraient être d'importants prédateurs de nid dans les forêts urbaines.

Dans son analyse de la prédation au nid en ville, Shochat (2004) avance qu'il est difficile d'établir si les prédateurs abondent davantage en ville que dans la nature. La richesse spécifique de ce groupe est sans doute plus faible dans les zones urbaines étant donné que certains rapaces, les couleuvres et serpents et certains mammifères (comme les mustélidés) y sont pratiquement ou totalement absents. Mais la densité des bons prédateurs de nid qui *préfèrent* les milieux urbains et suburbains peut affecter les oiseaux qui tentent de nicher dans les forêts de la matrice urbaine. Pour être productifs, les oiseaux des forêts urbaines comme celle de High Park dans la RGT, qui abrite de grandes populations de prédateurs clés (p. ex.

des écureuils, des rats laveurs, des geais bleus, des corneilles d'Amérique et des quiscales bronzés), doivent pouvoir résister à des taux de prédation parfois très élevés.

2.11 Prédateurs non indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain

Dans le Sud de l'Ontario, les chats domestiques qui vont à l'extérieur, et peut-être les rats, sont les principaux prédateurs non indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain. On peut également inclure dans cette catégorie divers pathogènes allochtones qui peuvent affecter la survie et le succès reproducteur des oiseaux.

Les chats domestiques allant à l'extérieur sont nettement plus abondants dans les secteurs urbains que ruraux (Lepczyk et coll., 2003), mais leur rôle comme prédateur important des oiseaux forestiers reste mal compris. Les oiseaux constituent habituellement le deuxième groupe de proies de prédilection des chats, après les mammifères. Des études ont établi que les oiseaux formaient 24 % des proies relevées chez les chats (Woods et coll., 2003; Gillies et Clout, 2003). La plupart des chats mangent des oiseaux, à l'occasion du moins (47 % des chats chassent les oiseaux selon Lepczyk et coll., 2003, et la proportion peut atteindre 71 % selon Gillies et Clout, 2003). Le Moineau domestique (une espèce allochtone non forestière) constitue la proie usuelle en milieu urbain (Gillies et Clout, 2003). Cependant, les chats s'attaquent à de nombreuses autres espèces également (Gillies et Clout, 2003; Lepczyk et coll., 2003). Dans cette dernière étude, 23 espèces d'oiseaux ont été capturées dans des secteurs de type urbains à ruraux du Michigan. Même si la plupart des espèces identifiées n'étaient pas des oiseaux sensibles à la superficie de l'habitat, quelques-unes l'étaient ou auraient pu l'être (p. ex. les sitelles, le Roselin pourpré (*Carpodacus purpureus*)). Par ailleurs, Lepczyk et coll. (2003) ont estimé qu'un minimum d'environ un oiseau/km/jour (le long d'une route droite) était tué par les chats. Intuitivement, on pourrait supposer que les juvéniles sont plus vulnérables à la prédation par les chats qui s'aventurent dans les forêts urbaines. L'importance relative des juvéniles par rapport à l'ensemble de la population est cependant beaucoup moins élevée, car les taux de mortalité au sein de ce groupe sont, comme on le sait, très élevés.

Les chats qui vont à l'extérieur s'éloignent habituellement de 100 m à 200 m au maximum de leur foyer. Au total, malgré son abondance en milieu urbain, le chat n'est peut-être pas un prédateur très important des oiseaux forestiers. Dans son analyse, Shochat (2004) avance que, même si les chats ne s'attaquent pas beaucoup aux nids, ils peuvent « représenter un risque élevé pour les oiseaux adultes ». Il poursuit en disant : « ...leur cible n'est sans doute pas tant la population des oiseaux nicheurs, mais plutôt les oiseaux migrants moins expérimentés qui transitent par les habitats urbains » [*traduction*]. En Ontario, les chats ne s'attaquent sans doute pas beaucoup aux nids en hauteur, ni même aux autres nids comparativement aux espèces comme le Raton laveur et la Mouflon rayée (*Mephitis mephitis*).

On saisit encore moins bien le rôle que jouent les rats dans l'environnement urbain. On connaît bien l'influence considérable qu'ils peuvent avoir sur les communautés d'oiseaux océaniques

insulaires. Donnelly (2002) a fait l'hypothèse qu'ils étaient les principaux prédateurs des oiseaux nichant dans les arbustes, dans son étude sur les forêts urbaines de Seattle.

2.12 Comportement psychologique et social

Dans leur article sur les facteurs susceptibles d'expliquer la forte régression des oiseaux forestiers dans des parcelles en partie habitées, Friesen et coll. (1995) soulignent qu'il se peut que le besoin psychologique qu'a une espèce de se tenir à distance des maisons (Whitcomb et coll., 1981) puisse affecter la présence des oiseaux nicheurs. Cette hypothèse est reprise dans une étude sur des parulines vermivores nichant dans de petits boisés, qui a révélé que les oiseaux semblaient éviter les bâtiments, sans toutefois que ce comportement n'affecte le succès de la nidification (Gale et coll., 1997, dans Mancke et Gavin, 2000).

Morton (1992) signale également que les oiseaux migrants néotropicaux semblent être en quête, outre l'habitat, d'une population avec laquelle se reproduire et qu'un tel comportement social peut exiger la présence de congénères.

Même si ces comportements comptent parmi les plus difficiles à analyser et à étudier, ils pourraient dicter en partie les règles d'établissement des oiseaux forestiers. Cet effet potentiel est conforme à la relation établie entre le couvert forestier régional et la présence ou l'absence d'oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat.

Oiseaux migrants néotropicaux : oiseaux chanteurs qui migrent entre les écosystèmes tropicaux et tempérés des trois Amériques. (Riley et Mohr, 1994)

D'autres recherches s'imposent sur ces comportements psychologiques et sociaux, qui semblent avoir de l'importance chez les oiseaux forestiers de la matrice urbaine.

2.13 Retrait des prédateurs de niveau trophique supérieur

Selon la théorie du relâchement des mésoprédateurs, la disparition des grands prédateurs comme les gros canidés et félidés d'un environnement provoque l'explosion des populations de mésocarnivores (comme le Raton laveur). Deux études portant sur les effets de la présence du Coyote (*Canis latrans*) sur la survie au nid du Bruant chanteur (*Melospiza melodia*) au Michigan (Rogers et Caro, 1998) et sur les espèces d'oiseaux du chaparral dans les secteurs urbains de la Californie (Soule et coll., 1988, dans Diamond, 1988) ont constaté que la présence (comparativement à l'absence) de coyotes provoquait une baisse significative de la prédation au nid des espèces indigènes importantes, et, dans la seconde étude, favorisait la présence des espèces du chaparral.

Les gros prédateurs sauf le coyote ont disparu de la RGT, qu'il s'agisse des secteurs urbains ou ruraux. Les coyotes sont communs dans la campagne ontarienne, mais ils ne fréquentent habituellement pas les secteurs urbains, sauf dans la frange (cette tendance évolue

cependant). Ce facteur peut expliquer en partie la grande abondance du Raton laveur en ville, qui a été évoquée précédemment.

La perte des prédateurs supérieurs peut cependant favoriser la présence du Cerf de Virginie et, par ricochet, le broutement des strates herbacées et arbustives des forêts, du moins en-dehors des zones urbaines densément peuplées. DeCalesta (1994) a constaté une perte de la richesse et de l'abondance des espèces d'oiseaux chanteurs dans les forêts de la Pennsylvanie, qui a coïncidé avec un broutement accru. D'autres études ont observé le déclin des oiseaux chanteurs dans une matrice forestière ou en milieu rural (Fuller, 2001, Perrins et Overall, 2001, tous deux dans Rooney et Waller, 2003) ou dans une matrice suburbaine (Allombert et coll., 2005). Il existe peu d'études, voire aucune, sur les effets du broutement des cerfs sur les oiseaux forestiers dans une matrice à dominance urbaine. En outre, même si la RGT abrite des cerfs, ils ont habituellement déserté les secteurs urbains plus denses et les grands parcs urbains qui ne sont pas raccordés à des structures ravinées ou à d'autres liens naturels, bien davantage que les mésoprédateurs comme le Raton laveur.

2.14 Résumé

Le tableau 2 résume brièvement les conclusions du présent rapport. Il importe de comprendre que bon nombre des facteurs présentés sont reliés entre eux et que l'interaction de plusieurs agents de stress peut entraîner des effets très limitants même si chaque agent en soi n'est pas important. La notion « d'importance relative probable » est relève d'une analyse subjective très large des effets dans l'environnement urbain d'après la revue documentaire effectuée pour la rédaction du rapport.

Tableau 2. Principaux agents de stress des oiseaux forestiers nicheurs sensibles à la superficie dans un environnement urbain

Agent de stress	Importance relative probable	Notes
Perturbation des processus écosystémiques	Élevée à modérée	<ul style="list-style-type: none"> Comprend : la perturbation des cycles nutritifs et de l'eau ainsi que de la productivité.
Prédateurs indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain	Élevée à modérée	<ul style="list-style-type: none"> Comprend : le Geai bleu, la Corneille d'Amérique, le Quiscale bronzé, l'Écureuil gris, l'Écureuil roux, le Tamia rayé, le Raton laveur, la Mouffette rayée, le Renard roux. Les mangeoires peuvent y être pour quelque chose.
Bruit	Élevée à modérée	<ul style="list-style-type: none"> De plus en plus de données indiquent que le bruit, particulièrement le bruit intense de la circulation automobile, affecte les oiseaux nicheurs.
Obstacles à la connectivité	Modérée à élevée	<ul style="list-style-type: none"> Les obstacles peuvent s'accroître lorsque le couvert forestier baisse en deçà de 30 %; les conséquences réelles de ces obstacles sont mal définies pour les oiseaux et sont difficiles à distinguer des autres facteurs (dimension de parcelle et couvert forestier).
	Incertaine	<ul style="list-style-type: none"> L'importance des obstacles est plus incertaine lorsque le couvert forestier dépasse les 70 %.

Agent de stress	Importance relative probable	Notes
	Aucune	<ul style="list-style-type: none"> • Probablement aucun effet au-delà de 70 % de couvert.
Perturbation de l'habitat	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Comprend : perte de la végétation (compactage, dommages dus au piétinement, érosion, coupe, compostage), plantes non indigènes, perte de la structure forestière (p. ex. couvert fermé des forêts urbaines).
Perturbation directe	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Les marcheurs et les perturbations mécaniques (p. ex. vélos tout-terrain) gênent la reproduction des oiseaux sensibles; les sentiers très fréquentés peuvent déplacer encore plus d'oiseaux.
Piratage des nids	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Les études montrent que le piratage des nids entraîne une perte de productivité, même s'il ne s'agit pas du principal responsable; le parasitisme peut être favorisé dans la matrice urbaine.
Prédateurs non indigènes dont la présence est favorisée en milieu urbain	Modérée à faible	<ul style="list-style-type: none"> • Les chats d'extérieur chassent surtout de petits mammifères, mais ils peuvent avoir un impact sur certaines espèces.
Comportement psychologique et social	Incertaine, élevée?	<ul style="list-style-type: none"> • Il se peut que les oiseaux nicheurs doivent se tenir éloignés des infrastructures urbaines ou recherchent la présence de congénères.
Changements dans l'approvisionnement en nourriture	Incertaine, modérée?	<ul style="list-style-type: none"> • Les données recueillies montrent une corrélation entre l'abondance des oiseaux forestiers et l'approvisionnement en invertébrés et révèlent une réduction des effectifs d'invertébrés dans les forêts urbaines.
Lumière	Incertaine, faible?	<ul style="list-style-type: none"> • On dispose de données empiriques insuffisantes.
Retrait des prédateurs de niveau trophique supérieur	Incertaine, faible?	<ul style="list-style-type: none"> • Ce phénomène expliquerait le nombre important de certains prédateurs dont la présence est favorisée en milieu urbain.
Contaminants	Incertaine	<ul style="list-style-type: none"> • On dispose de données empiriques insuffisantes, l'effet sur les sources de nourriture est possiblement plus important; l'évaluation du risque écologique est une discipline relativement nouvelle.

3. Lignes directrices sur l'habitat forestier

Outre les agents de stress susceptibles d'affecter les oiseaux forestiers nicheurs dont il a été question dans le chapitre précédent, il importe d'analyser comment la configuration globale de l'habitat influe sur la communauté des oiseaux nicheurs. Il semble évident que le résultat (c.-à-d. la présence ou l'absence de populations productrices d'oiseaux forestiers nicheurs sensibles) découle de tous ces facteurs (et d'autres). Sans doute reste-t-il encore des interdépendances et des effets complémentaires à décrire. Les critères clés de l'habitat sont discutés séparément des agents de stress potentiels même si le critère d'habitat peut être la cause à la base de la plupart, voire de la totalité, des agents de stress.

Un examen de la documentation récente portant sur un éventail de paramètres de l'habitat forestier a été réalisé pour la deuxième édition de *Quand l'habitat est-il suffisant : Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (Environnement Canada, 2004). En voici un extrait :

La littérature récente indique qu'il existe un lien complexe entre l'importance relative du couvert forestier total et la taille des îlots boisés et la réaction finale de chaque espèce sauvage (Lee et coll., 2002). En fin de compte, il appert que l'axiome « plus c'est grand, mieux c'est » est en voie d'être remplacé par « plus le pourcentage de couvert forestier est élevé dans la mosaïque paysagère, mieux c'est » (voir Austen et coll., 2001; Golet, 2001; Fahrig, 2002; Lindenmayer et coll., 2002; Trzcinski et coll., 1999; Friesen et coll., 1998; Friesen et coll., 1999; Rosenburg et coll., 1999). Ces études et analyses ont montré ou suggéré que la taille des îlots boisés et la forme de la forêt jouent un moins grand rôle dans le maintien de la biodiversité que le pourcentage de couvert forestier total, mais que les trois paramètres sont néanmoins interdépendants jusqu'à un certain point.

Les études empiriques ayant comparé les effets indépendants de la perte d'habitat à ceux de la fragmentation de l'habitat indiquent que le premier phénomène intervient bien davantage que le second dans la distribution et l'abondance des oiseaux (Fahrig, 2002).

Les vastes secteurs boisés et les secteurs à fort couvert forestier sont davantage susceptibles de regrouper une diversité de conditions de microhabitats (qui sont souvent désignées sous le vocable de caractéristiques de qualité). Ces conditions incluent les peuplements anciens, le type de sous-étage-forêt, les stades de succession, les types de communautés et les types d'habitat adjacents. Par exemple, il est peu probable qu'une superficie de l'habitat forestier en milieu raviné, à Toronto, offre un jour l'éventail des conditions d'habitat propres aux forêts en terrain plat.

Il est probable que chaque espèce ou guildes d'espèces réagit à ces paramètres et aux agents de stress associés au milieu urbain à sa façon, ainsi que l'indiquent les données empiriques

dont on dispose. Comme les divers paramètres de l'habitat et les agents de stress urbains se chevauchent et qu'ils sont, bien souvent, interconnectés, il s'avère très difficile, voire impossible, de déterminer avec certitude leur relative importance pour chaque espèce, surtout lorsqu'on étudie la productivité plutôt que la seule présence ou absence dans le paysage.

Il est utile d'établir l'importance relative des quatre critères du *Cadre d'orientation* pour l'habitat forestier (couvert, qualité, taille des îlots et connectivité) afin de déterminer les exigences à remplir pour maintenir les oiseaux forestiers sensibles à la superficie au sein de la matrice urbaine. On trouvera au tableau suivant une évaluation subjective de l'importance relative des critères sur lesquels se fondent les lignes directrices, à partir de la revue documentaire effectuée durant la rédaction de la deuxième édition du *Cadre d'orientation* (2004).

Tableau 3. Critères clés de l'habitat forestier

Catégorie générale	Importance relative probable	Observations
Pourcentage de couvert forestier	Très élevée	<ul style="list-style-type: none"> Le seuil pourrait se situer autour de 30 % pour les oiseaux forestiers nicheurs, seuil en dessous duquel le nombre de ces oiseaux diminue et d'autres facteurs relatifs à l'habitat commencent à jouer un rôle plus important (p. ex. taille de l'îlot, connectivité)
Qualité de l'habitat	Élevée	<ul style="list-style-type: none"> Concept général qui intègre une gamme de facteurs tels que la forme, l'intérieur, l'âge, la composition, la structure, les espèces envahissantes.
Taille de l'îlot	Couvert forestier inférieur à 30 % : élevée	<ul style="list-style-type: none"> Dans les paysages fragmentés dont le couvert forestier est inférieur à 30 %, ce facteur pourrait jouer un rôle plus important. Les publications fournissent peu de recommandations quant à l'effet des îlots boisés de taille supérieure sur les oiseaux forestiers; cet effet dépend probablement du paysage et des espèces et ne se fait ressentir qu'à partir de superficies de l'ordre de milliers d'hectares.
	Couvert forestier supérieur à 30 % : modérée	<ul style="list-style-type: none"> Dans les paysages dont le couvert forestier est supérieur à 30 %, la taille de l'îlot semble être moins cruciale, mais il est difficile d'isoler l'effet associé à la taille de l'îlot des autres facteurs clés.
	Plus de 70 % : aucune	<ul style="list-style-type: none"> Dans les paysages dont le couvert forestier est supérieur à 70 %, la taille de l'îlot pourrait ne pas être importante.
Connectivité	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> Peu d'études empiriques démontrent l'importance de la connectivité pour les oiseaux forestiers, de sorte qu'il a été difficile de distinguer l'importance relative du couvert forestier et celle de la connectivité; les mécanismes écologiques et les effets associés à la fragmentation sont peu compris. Paramètre vraisemblablement plus important une fois que le couvert forestier est inférieur à 30 %, et moins important lorsqu'il est supérieur à 70 %.

Il semble évident que, dans un contexte urbain, deux des trois critères les plus importants, le couvert forestier total suffisant et la taille des îlots, peuvent difficilement être respectés par la conduite d'efforts de restauration, ni peut-être même être maintenus par de bonnes pratiques de gestion. Souvent, le critère le moins important, la connectivité, est le seul à être maintenu dans une certaine mesure à l'intérieur des systèmes urbains. Cela remet en doute la capacité des systèmes urbains à soutenir certaines espèces d'oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat et pave la voie aux approches à long terme qui assurent le maintien des secteurs à couvert forestier important et des « grands boisés ».

4. Attentes à établir à l'égard des oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie dans les réserves forestières urbaines

Avant de répondre à la question posée par le rapport *Quand l'habitat est-il suffisant?* pour les oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat, il faut d'abord comprendre la communauté actuelle de cette catégorie d'oiseaux en milieu urbain. Voici quelques données sur le sujet.

4.1 Profils des oiseaux forestiers nicheurs sensibles à la superficie des forêts urbaines et suburbaines

On a analysé un certain nombre d'études récentes portant sur les forêts de la matrice urbaine de la région du Grand Toronto afin de recenser les données accumulées sur les oiseaux nichant dans ces milieux. Ces études sont brièvement présentées dans les sections qui suivent.

4.1.1 Forêt Altona, ville de Pickering

On a cartographié de façon détaillée les territoires des oiseaux nicheurs de cette forêt en 1949-1950, 1994-1995, 1997 et 2000-2001 (Henshaw, 2001). La forêt occupe aujourd'hui environ 45 ha; elle était plus vaste avant 1994, mais des secteurs ont été aménagés depuis. Environ 18 % du territoire de la ville de Pickering est recouvert de forêts, dont la plupart se trouvent au nord de la forêt Altona.

Après normalisation des données pour la superficie recensée (qui couvre actuellement une portion centrale d'environ 9,9 ha de la forêt), on constate que les espèces résidentes du secteur (y compris celles associées à la forêt) sont restées relativement constantes pendant la période de relevé. Cette situation se démarque considérablement du déclin de 70 % observé dans le nombre de territoires des migrants néotropicaux associés à la forêt. Le nombre d'espèces néotropicales est également passé d'entre sept à neuf en 1949-1950 à trois ou quatre en 2000-2001. Exception faite du Viréo aux yeux rouges, les espèces recensées se situaient toutes en deçà des densités les plus faibles habituellement signalées dans la documentation. On pense que si les conditions ne se modifient pas, les deux seules espèces de migrants néotropicaux qui persisteront à long terme dans la forêt Altona seront le Viréo aux yeux rouges et le Tyran huppé (*Myiarchus crinitus*).

Voici les espèces forestières sensibles à la superficie qui sont susceptibles de persister dans la forêt Altona :

- Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) (une paire)
- Sittelle à poitrine blanche (*Sitta carolinensis*) (une à trois paires)
- Grive des bois (une à deux paires)

Voici les espèces nicheuses résidentes associées à la forêt qui dominent à cet endroit : le Geai bleu, le Merle d'Amérique, la Mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*), la Corneille d'Amérique, le Pic mineur (*Picoides pubescens*) et le Cardinal rouge (*Cardinalis cardinalis*).

4.1.2 High Park, ville de Toronto

High Park occupe quelque 150 ha, dont 47 environ sont boisés (un bloc de 30 ha, un bloc de 13 ha et des plus petites parcelles disséminées). On trouve en outre de grands arbres matures à feuilles caduques (surtout du chêne) en divers endroits autour du parc. Un examen des relevés actuels et antérieurs des oiseaux nicheurs a été entrepris en 2001 (Gartner Lee Limited, 2001). Même si le couvert foliacé peut atteindre 20 % dans la ville (lorsqu'on inclut les secteurs résidentiels bien boisés), la superficie en habitats forestiers est bien inférieure, se situant probablement à moins de 5 % (elle est d'environ 3 % aux abords de Mississauga). En outre, bon nombre des parcelles forestières sont de faible qualité et parcourues de nombreuses entailles dominées par des espèces allochtones.

On sait quelles sont les espèces qui nichent aujourd'hui dans le parc et celles qui le faisaient auparavant, même si on ne dispose pas de données de recensement ni d'information officielles sur les quantités. À l'heure actuelle, de sept à neuf espèces migrantes néotropicales y nichent chaque année et la plupart d'entre elles ne sont représentées que par une ou deux paires (p. ex. la Grive des bois, le Tyran huppé, le Pioui de l'Est (*Contopus virens*) et l'Oriole des vergers (*Icterus spurius*)). Il n'y a pas de parulines ni de tangaras sensibles à la superficie, et très peu de moucherelles ou de grives. On compte de 14 à 16 autres espèces d'oiseaux nicheurs associés à la forêt. Les espèces dominantes les plus probables sont : le Geai bleu, la Mésange à tête noire, le Pic mineur, le Merle d'Amérique, l'Étourneau sansonnet et le Quiscale bronzé.

Voici les espèces forestières sensibles à la superficie qui nichent habituellement dans High Park :

- Pic chevelu (*Picoides villosus*) (une à deux paires)
- Sittelle à poitrine blanche (plusieurs paires)
- Gobemouche gris-bleu (*Poliophtila caerulea*) (plusieurs paires)
- Grive des bois (une à deux paires)

4.1.3 Forêt Block 12-Vaughan

Cette forêt mixte et décidue d'arbres matures est située dans un secteur à urbanisation rapide. Des bâtiments se trouvent à proximité immédiate et à l'intérieur de la forêt. On prévoit effectuer des aménagements au cours des prochaines années sur des terres adjacentes actuellement vouées à l'agriculture. Une route passante (la rue Dufferin) longe la portion ouest de la forêt Block 12 en direction nord-sud. Un large secteur boisé est situé immédiatement de l'autre côté (ouest) de la rue Dufferin. Lors d'activités de surveillance préalables à la construction, on a

étudié récemment les oiseaux nicheurs pendant une période de trois ans (Gartner Lee Limited, 2003). On a effectué environ sept relevés de surveillance par année sur des parcours aléatoires ou des transects fixes répétés.

À chaque année, entre 11 et 19 territoires d'oiseaux forestiers sensibles à la superficie ont été observés pour 8 à 14 espèces. De ces espèces, entre 4 et 10 étaient représentées par des paires seules et dans le cas d'un Moucherolle vert, par un mâle non accouplé. Seulement deux espèces, la Sittelle à poitrine blanche et la Grive des bois, comptaient systématiquement des paires multiples.

Voici les espèces forestières sensibles à la superficie qui sont recensées habituellement en paires multiples dans la forêt Block 12 :

- Pic chevelu (une à deux paires)
- Sittelle à poitrine blanche (plusieurs paires)
- Grimpereau brun (*Certhia americana*) (une à deux paires)
- Grive des bois (plusieurs paires)
- Paruline à gorge noire (*Dendroica virens*) (aucune à deux paires)
- Paruline noir et blanc (*Mniotilta varia*) (aucune à deux paires)

4.1.4 Données du TRCA sur les oiseaux nicheurs de la ville de Toronto

L'Office de protection de la nature de Toronto et de la région (TRCA – *Toronto and Region Conservation Authority*) effectue des recensements d'oiseaux nicheurs depuis quelques années dans de nombreuses forêts urbaines de son territoire. Ses données multiannuelles (habituellement 2000, 2001, 2004) sont accessibles sur format SIG et les auteurs du présent document y ont eu accès pour les analyser. Une analyse détaillée des oiseaux de chaque boisé n'a pas été effectuée et il se peut donc que certains lieux de nidification ou certaines paires individuelles soient comptabilisés plus d'une fois. Les registres de nidification avec la mention « possible » ont été inclus dans cette analyse. Toutes les données d'un vaste secteur du territoire urbanisé de la ville de Toronto (c.-à-d. de la promenade Lakeshore à l'avenue Steeles, et depuis la route 27 jusqu'au chemin Markham) sont incluses dans cette brève analyse. Tous les points cartographiés de la base de données du TRCA portent la mention « possible », « probable » ou « confirmé » et ces données pourraient être analysées plus en profondeur.

Une vingtaine de sites sur un nombre inconnu de lieux recensés dans des parcelles boisées de taille très variable renfermaient au moins un oiseau forestier sensible à la superficie sur la liste potentielle ou éventail des oiseaux forestiers sensibles à la superficie dans la région de Toronto. On trouve habituellement les espèces suivantes sur l'ensemble des oiseaux forestiers sensibles; les chiffres indiqués concernent les effectifs connus du TRCA dans l'ensemble de la région décrite (*er non* le nombre par boisé) :

- Épervier de Cooper (une paire, une seule fois)

- Pic chevelu (17 observations, possiblement des mêmes oiseaux, pour les deux années)
- Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) (six observations, sur deux ans)
- Moucherolle tchébec (*Empidonax minimus*) (quatre paires, sur deux ans)
- Sittelle à poitrine rousse (huit observations, sur deux ans)
- Sittelle à poitrine blanche (18 paires sur cinq ans)
- Gobemouche gris-bleu (*Poliophtila caerulea*) (cinq à six paires sur deux ans)
- Grive des bois (14 observations sur trois ans)
- Paruline des pins (*Dendroica pinus*) (une paire, une seule fois)
- Paruline flamboyante (*Setophaga ruticilla*) (trois paires, deux spécimens étaient des mâles immatures)
- Tangara écarlate (deux territoires en 2004)

Si on prend en compte qu'il s'agit de données recueillies sur plusieurs années et d'observations répétées, le nombre d'individus contacté est très faible pour la superficie recensée, et il concorde avec les autres sources revues pour la rédaction du présent document. Une analyse plus poussée des données du TRCA pourrait nous aider à mieux comprendre la distribution des oiseaux nicheurs dans un milieu urbain du Sud de l'Ontario.

Une autre étude a porté sur la richesse spécifique des oiseaux nicheurs forestiers dans le territoire du TRCA au moyen des données de présence-absence (Zajc et Murphy, 2005). Seulement 12 espèces forestières sensibles à la superficie ont été relevées dans l'ensemble de la base de données et, sur les 485 îlots boisés qui ont été recensés, 80 % n'abritaient aucune espèce de ce type. Cette étude a constaté que les variables relatives aux îlots et au paysage peuvent influencer certaines espèces d'oiseaux et que l'urbanisation constituait une variable d'importance. Il se peut cependant que la définition adoptée pour l'urbanisation et que l'échelle des relevés (c.-à-d. des parcelles de 800 m de conférence constituaient la « superficie de paysage ») aient influé sur les résultats.

4.2 Oiseaux nicheurs sensibles à la superficie actuels et potentiels dans la ville de Toronto

À partir des données sur les oiseaux nicheurs des sous-sections précédentes, d'autres informations publiées sur les oiseaux nicheurs de la RGT, des bulletins mensuels du club d'ornithologie de Toronto et des observations de Paul Prior de l'Office de protection de la nature de Toronto et de la région, on a réuni un éventail d'oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie de l'habitat pour la région de Toronto (tableau 4). Cet outil vise à fournir des données empiriques supplémentaires sur les espèces forestières sensibles à la superficie qui sont susceptibles d'être observées dans les forêts de cette matrice urbaine.

Seules les espèces qui nichent actuellement dans le Centre-Sud de l'Ontario ont été incluses dans la liste potentielle des oiseaux nicheurs sensibles à la superficie. Les espèces ont été choisies à partir de la liste des espèces sensibles à la superficie figurant dans le document du

ministère des Richesses naturelles de l'Ontario intitulé *Significant Wildlife Habitat Technical Manual* (2000), et d'autres espèces y ont été ajoutées si Henshaw (observations personnelles) estimait qu'elles étaient sensibles à ce paramètre dans la région – comme la Gélinothe huppée (*Bonasa umbellus*), le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*), le Bruant à gorge blanche (*Zonotrichia albicollis*) et le Roselin pourpré – et/ou qu'elles étaient considérées comme telles par d'autres sources comme Freemark et Collins (1992) – Pic à ventre roux (*Melanerpes carolinus*), Grive des bois, Paruline à flancs marron (*Dendroica pensylvanica*), Paruline des ruisseaux (*Seiurus noveboracensis*), Paruline hochequeue (*Seiurus motacilla*), Paruline triste (*Oporornis philadelphia*) et Paruline à capuchon.

Tableau 4. Les oiseaux nicheurs sensibles à la superficie potentiels dans la RGT et leur statut de nidification actuel dans la ville de Toronto (et les secteurs urbains contigus)

Nom commun	Nom scientifique	Statut de nidification actuel dans la ville de Toronto
Épervier brun	<i>Accipiter striatus</i>	✓, irrégulier, rare
Épervier de Cooper	<i>Accipiter cooperi</i>	✓, irrégulier, rare
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	X, généralement absent
Buse à épaulettes	<i>Buteo lineatus</i>	X, généralement absent
Petite Buse	<i>Buteo platypterus</i>	X, généralement absent
Gélinothe huppée	<i>Bonasa umbellus</i>	X, généralement absent
Chouette rayée	<i>Strix varia</i>	X, généralement absent
Pic maculé	<i>Sphyrapicus varius</i>	X, généralement absent (occasionnel dans le territoire)
Pic à ventre roux	<i>Melanerpes carolinus</i>	✓, irrégulier, rare
Pic chevelu	<i>Picooides villosus</i>	✓, régulier, peu fréquent
Grand Pic	<i>Dryocopus pileatus</i>	✓, régulier, mais rare
Moucherolle vert	<i>Empidonax virescens</i>	X, généralement absent
Moucherolle tchébec	<i>Empidonax minimus</i>	✓, régulier, très rare
Sitelle à poitrine rousse	<i>Sitta canadensis</i>	✓, régulier, peu fréquent
Sitelle à poitrine blanche	<i>Sitta carolinensis</i>	✓, régulier, fréquent
Mésange bicolore	<i>Baeolophus bicolor</i>	X, généralement absent (occasionnel dans le territoire)
Grimpereau brun	<i>Certhia americana</i>	X, généralement absent
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	X, généralement absent
Roitelet à couronne dorée	<i>Regulus satrapa</i>	X, généralement absent
Gobemoucheron gris-bleu	<i>Polioptila caerulea</i>	✓, régulier, peu fréquent
Grive fauve	<i>Catharus fuscescens</i>	X, généralement absent (occasionnel dans le territoire)
Grive solitaire	<i>Catharus guttatus</i>	X, généralement absent
Grive des bois	<i>Hylocichla mustelina</i>	✓, régulier, fréquent
Viréo à gorge jaune	<i>Vireo flavifrons</i>	X, généralement absent
Viréo à tête bleue	<i>Vireo solitarius</i>	X, généralement absent
Paruline orangée	<i>Protonotaria citrea</i>	X, généralement absent
Paruline à flancs marron	<i>Dendroica pensylvanica</i>	X, généralement absent (occasionnel dans le territoire)
Paruline bleue	<i>Dendroica caerulescens</i>	X, généralement absent
Paruline à gorge noire	<i>Dendroica virens</i>	X, généralement absent

Nom commun	Nom scientifique	Statut de nidification actuel dans la ville de Toronto
Paruline à gorge orangée	<i>Dendroica fusca</i>	X, généralement absent
Paruline des pins	<i>Dendroica pinus</i>	✓, régulier mais très rare
Paruline azurée	<i>Dendroica cerulea</i>	X, généralement absent
Paruline noir et blanc	<i>Mniotilta varia</i>	X, généralement absent
Paruline flamboyante	<i>Setophaga ruticilla</i>	✓, régulier, très rare, probablement surtout des mâles de deux ans
Paruline couronnée	<i>Seiurus aurocapillus</i>	X, mâles chanteurs occasionnels mais qui ne se reproduisent probablement pas
Paruline des ruisseaux	<i>Seiurus noveboracensis</i>	X, généralement absent
Paruline hochequeue	<i>Seiurus motacilla</i>	X, généralement absent
Paruline triste	<i>Oporornis philadelphia</i>	✓, irrégulier, rare
Paruline du Canada	<i>Wilsonia canadensis</i>	X, généralement absent
Paruline à capuchon	<i>Wilsonia citrina</i>	X, généralement absent
Tangara écarlate	<i>Piranga olivacea</i>	✓, irrégulier, rare, probablement surtout des spécimens non reproducteurs
Bruant à gorge blanche	<i>Zonotrichia albicollis</i>	X, généralement absent
Roselin pourpré	<i>Carpodacus purpureus</i>	X, généralement absent

Nota : ✓ inscrit comme nicheur récent, X non inscrit comme nicheur récent. La mention « régulier » indique des nicheurs annuels. La mention « fréquent » indique des densités faibles, l'espèce étant souvent présente si l'habitat convient. La mention « peu fréquent » indique des densités très faibles, mais l'espèce peut habituellement être observée si l'habitat convient. La mention « rare » indique que de une à plusieurs paires ont été relevées dans toute la ville. La mention « irrégulier » indique une activité de nidification de faible densité et peu fréquente, parfois aucune n'étant observée durant l'année. La mention « très rare » indique des densités très faibles, l'espèce est difficile à observer.

Sur les 43 oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie de l'habitat répertoriés, seulement 14 nichent avec une certaine régularité en milieu urbain et 29 espèces ont été perdues ou n'ont pas colonisé les forêts urbaines. Sur ces 14, 9 nichent régulièrement et 5 ont le statut de nicheur « occasionnel » ou « fréquent ».

À titre d'exemple, une région moins urbanisée et plus petite (d'environ 2 000 ha), qui est boisée et se trouve sur la moraine d'Oak Ridges (également située dans la RGT), abrite environ 33 des espèces figurant sur la liste, dont 30 s'y reproduisent régulièrement, et environ 24 y sont au moins « fréquentes » (sans inclure les rapaces à faible densité) (B. Henshaw, données non publiées).

5. Les oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie peuvent-ils être maintenus au sein d'une matrice urbaine?

Le présent rapport s'intéresse surtout à la viabilité des populations d'oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie de l'habitat. Le *Cadre d'orientation* propose un couvert forestier minimal de 30 % du paysage comme ligne directrice. Ce pourcentage constitue le seuil fonctionnel de subsistance dans le paysage de nombreux nicheurs forestiers sensibles à la superficie (et par association, de nombreuses autres espèces fauniques).

Comme il s'avère difficile de conserver ou de restaurer un couvert forestier de 30 % dans les secteurs urbains et compte tenu des incertitudes entourant la viabilité de certaines fonctions écologiques au sein de la matrice urbaine, l'évaluation de la qualité des forêts urbaines comme habitat pour les oiseaux nicheurs sensibles à la superficie doit se faire séparément.

Le présent document passe en revue les travaux sur les effets de l'urbanisation sur les oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie de l'habitat; on y examine divers ensembles de données ainsi que les études récentes sur les oiseaux nicheurs de la RGT, et on y compare les données empiriques à un éventail d'espèces nicheuses susceptibles de s'y retrouver. Cette dernière étape est particulièrement utile car elle peut aider à rattraper le décalage générationnel; on a souvent tendance à comparer les conditions biologiques d'aujourd'hui à celles prévalant il y a quelques décennies seulement, plutôt qu'à celles des générations précédentes. À l'époque de la colonisation par les Européens, les espèces d'oiseaux nicheurs qui dominaient alors les terres aujourd'hui occupées par la ville de Toronto étaient les parulines, les viréos et les moucherelles plutôt que les étourneaux, les bruants et les pigeons.

Le résumé des 13 principaux agents de stress sur les oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie de l'habitat présenté au tableau 2 montre amplement l'existence d'effets, qui même sans interagir entre eux, peuvent constituer des facteurs limitatifs suffisants pour les espèces sensibles. Si on tient compte des incertitudes entourant certains de ces effets, et des résultats des études publiées, il semble fort peu probable que les secteurs urbains assurent une quantité suffisante d'habitat de nidification viable aux oiseaux forestiers sensibles à la superficie.

L'une après l'autre, les études viennent renforcer l'idée que les fragments de forêts urbaines sont peu favorables aux oiseaux nicheurs sensibles à la superficie. Donnelly (2002) a signalé que les espèces disparaissent habituellement lorsque le couvert urbain dépasse 52 % et a indiqué que les espèces les plus sensibles peuvent partir dès les premières perturbations.

Des travaux ayant porté sur le Tangara écarlate (Rosenberg et coll., 1999) ont établi une échelle de progression dans laquelle les individus ne présentent presque aucune sensibilité à la superficie de l'habitat si le couvert forestier atteint 70 %, mais sont peu susceptibles d'être présents lorsque ce paramètre tombe en deçà de la barre des 20 à 30 %. Le Tanager Project a

également utilisé les données afin de calculer ce type d'échelle pour les effets de l'isolement. On a constaté que la limite *inférieure* de présence du Tangara était de 20 à 30 % de couvert forestier. L'espèce prospère nettement lorsque le couvert forestier dépasse 70 % et le couvert minimal fonctionnel pour cette espèce dans le Sud de l'Ontario (à l'extérieur du Bouclier canadien) pourrait se situer entre 40 et 50 %.

Crooks et coll. (2004) indiquent que l'urbanisation provoque une homogénéisation biotique, qui peut se traduire par une biodiversité locale accrue, mais un appauvrissement à l'échelle régionale. Une corrélation inverse généralisée a été constatée entre les migrants néotropicaux et la densité de rues, et entre les espèces allochtones et les vachers et le couvert forestier (Hennings et Edge, 2003). Citons également les travaux bien connus de Friesen et coll. (1995) ainsi que ceux réalisés dans des habitats non forestiers; on constate que les communautés arbustives des côtes californiennes se caractérisent par une grande diversité spécifique associée à de faibles abondances à un extrême (secteurs centraux) et par une abondance élevée de quelques espèces, notamment allochtones, à l'autre extrémité (matrice urbaine) (Crooks et coll., 2004).

Dans les environnements urbains de la RGT, les données présentées dans le document, qui sont issues de plusieurs fragments relativement bien étudiés, révèlent la rareté des oiseaux forestiers sensibles à la superficie. Les données d'ensemble du TRCA vont dans le même sens. Les espèces qui s'y trouvent affichent des densités faibles, et les relevés de présence-absence surestiment probablement leur productivité réelle au sein de la matrice urbaine.

L'essentiel des données présentées et l'analyse des effets liés aux agents de stress nous portent à conclure à l'incompatibilité entre les oiseaux forestiers sensibles à la superficie et l'urbanisation (nous ne tentons pas de définir la notion de secteurs suburbains-urbains).

Mais, la question reste entière : quelle taille devrait avoir un îlot forestier (c.-à-d. les « grands boisés ») pour assurer la subsistance de ce type d'espèces? Une forêt continue assez grande offre sans doute une superficie suffisante. Répondre à cette question présente cependant des difficultés réelles. D'abord, on dispose de très peu de données utiles sur le succès reproducteur individuel des oiseaux dans les fragments forestiers urbains. Deuxièmement, les estimations réalisées à ce jour proviennent d'une diversité de paysages situés dans des endroits variés et les résultats obtenus ne sont pas toujours applicables ailleurs. Par exemple, Burke et Nol (2000) recommandent de conserver des bandes d'au moins 500 ha de superficie pour empêcher les déclinés des populations locales. Leurs recommandations se fondent sur des travaux entrepris dans des environnements majoritairement non urbains, où les pressions sur les oiseaux nicheurs forestiers sensibles à la superficie étaient probablement moins limitatives; la superficie minimale est donc susceptible d'être supérieure dans la matrice urbaine. Dans l'État du Maryland, les lignes directrices suggèrent de préserver des parcelles de 3 000 ha de forêts matures (Maryland Partners in Flight, 1997).

Attardons-nous aux travaux et à l'analyse de Mancke et Gavin (2000), qui soulignent l'importance des « grands boisés » (> 5 000 ha), même si leur étude ne visait pas à établir la superficie requise de ce type d'habitat. Les chercheurs signalent en effet que la taille du fragment forestier ne constitue pas nécessairement le bon outil pour l'analyse des paysages et ils lui préfèrent des paramètres comme « la distance par rapport aux grands boisés » ou plus précisément « la distance par rapport à un endroit produisant des oiseaux qui se dispersent ». La distance avec la lisière est également plus utile que la superficie boisée étant donné que cette dernière ne peut rendre compte des effets de lisière (après tout, les oiseaux ne connaissent pas la taille de la parcelle dans une forêt mesurant 500 m de large par 50 km de long).

Mancke et Gavin (2000) signalent également que « certaines espèces ne coexisteront pas avec les bâtiments (ou l'interaction biotique négative en découlant) ». Ce constat est conforme aux conclusions d'autres études.

Même s'il était possible de déterminer la superficie forestière susceptible d'assurer la viabilité des populations de ce type d'oiseaux dans la matrice urbaine, il faudrait quand même gérer certains des agents de stress indissociables d'une population humaine importante dans un milieu naturel attrayant. Il suffit de visiter le populaire parc de la rivière Rouge à Scarborough, ou d'autres aires de conservation au sein de la RGT, pour réaliser à quel point la présence humaine constitue un facteur perturbant réel dans les lieux à proximité ou au sein des grands secteurs peuplés.

Pourquoi tenter d'établir si la superficie de forêt requise est de 1 000 ha ou de 3 000 ha en utilisant des seuils de qualité et de quantité d'habitat propres aux espèces? Ne vaudrait-il pas mieux reconnaître le fait qu'il est peu réaliste de rétablir des secteurs forestiers de cette envergure à l'intérieur de la matrice urbaine actuelle?

À la lumière de notre analyse, il nous semble plus pratique et utile de localiser les secteurs où le couvert forestier dépasse de loin le seuil des 30 % et de les protéger contre une urbanisation trop pressante pour procurer des habitats convenables aux oiseaux forestiers sensibles à la superficie. À cet objectif pourrait s'ajouter la prise en compte d'autres variables du couvert forestier, comme la présence de grands boisés et le regroupement des parcelles (agrégation); des études ont révélé que les espèces forestières indigènes, tout particulièrement les migrants sur longue distance, étaient présentes et plus abondantes lorsque le pourcentage d'agrégation dépassait 64 % (Donnelly 2002). Cela n'exclut pas complètement de rétablir et de valoriser les parcelles urbaines actuelles pour soutenir d'autres espèces d'oiseaux associées à la forêt et qui sont tolérantes au milieu urbain ou de restaurer des forêts urbaines en raison des autres écoservices qu'elles peuvent rendre.

Les régions boisées ont tendance à faire l'objet d'évaluations dans les zones où le couvert forestier est le plus faible, ce dernier étant alors considéré comme le facteur le plus significatif, comparativement aux régions boisées situées dans des zones où le couvert forestier est encore

relativement fort. C'est l'opposé qui semble se produire, du moins pour les oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat. Les couverts forestiers denses et les grands boisés sont probablement plus importants pour la conservation des oiseaux forestiers du Sud de l'Ontario que l'existence de fragments reliés entre eux.

Depuis quelques années, on recourt davantage aux mesures législatives (p. ex. la *Loi sur la conservation de la moraine d'Oak Ridges*) pour protéger les milieux naturels ou ruraux contre la conversion à des utilisations urbaines. Ces initiatives ont conduit à l'adoption de mécanismes de planification accrus visant de larges secteurs de la moraine d'Oak Ridges, et, en 2005, d'une loi sur la protection de la ceinture verte et d'un plus vaste plan d'aménagement pour la grande région du Golden Horseshoe, qui s'étend au delà de la Moraine. Même si les secteurs urbains bâtis actuels offrent très peu d'habitat potentiel viable pour les oiseaux forestiers sensibles à la superficie, il est encore possible d'en trouver dans les portions non encore aménagées de nombreux bassins versants de type urbain (c.-à-d., au-delà des limites actuelles des villes). Ces bassins versants possèdent bien souvent suffisamment de terres non urbanisées dans les secteurs non encore aménagés pour permettre d'atteindre le seuil de 30 %. Ces zones pourraient, dans une certaine mesure, contribuer à compenser un peu l'absence de cet habitat dans la portion urbaine du bassin; l'habitat forestier ainsi préservé ou restauré compenserait alors en partie la perte définitive de ce type d'habitat dans les secteurs urbains.

6. Restauration et amélioration des forêts urbaines

Soulignons d'abord que les forêts au sein de la matrice urbaine procurent une gamme étendue de bénéfices à de nombreuses espèces d'oiseaux non forestiers, à des oiseaux migrants et à certaines espèces d'oiseaux nicheurs associés à ce milieu; elles rendent aussi une foule de services écologiques et environnementaux et offrent de nombreux avantages sociaux aux populations urbaines. Il n'est cependant pas possible d'inclure de façon certaine à cette liste l'habitat de nidification pour les oiseaux forestiers sensibles à la superficie. Il serait peut-être plus juste d'employer l'expression « oiseaux sensibles au milieu urbain », car il est probable que d'autres oiseaux non inclus dans la présente étude (comme les oiseaux forestiers qui ne sont pas sensibles à la superficie de l'habitat), fuient également les forêts enclavées dans la matrice urbaine.

Pourtant, les efforts en vue d'améliorer l'habitat des autres oiseaux nicheurs forestiers peuvent bénéficier à une variété d'espèces indigènes spécialistes des forêts au sein de la matrice urbaine, notamment les migrants nicheurs forestiers sensibles à la superficie de l'habitat. Des mesures locales comme la plantation d'arbustes et d'arbres et l'augmentation de la diversité végétale (p. ex. en créant des trouées dans les forêts denses) peuvent favoriser la diversité avienne dans les secteurs urbains (Clergeau et coll., 2001). En effet, certaines espèces associées à la forêt (non sensibles à la superficie) affectionnent les secteurs à couvert intermédiaire (p. ex. la Mésange à tête noire, les pics et la Sittelle à poitrine rousse) (Rohila, 2002, dans Donnelly, 2002), et accroître le couvert forestier urbain peut aider certains oiseaux forestiers indigènes (Hennings et Edge, 2003). Certaines espèces fauniques recherchées peuvent prospérer dans les boisés urbains bien aménagés.

Même si les petites réserves urbaines peuvent n'offrir aucun habitat de nidification convenable à certaines espèces d'oiseaux forestiers indigènes sensibles à la superficie (Donnelly et Marzluff, 2004), il convient de souligner le rôle utile que les petites réserves (de moins de 40 ha) peuvent continuer à jouer dans les stratégies de conservation axées sur la préservation de la biodiversité ainsi que les perspectives éducatives et le rôle scientifique qui leur sont associés (Shafer, 1995). Elles peuvent offrir des haltes précieuses aux oiseaux migrateurs transitant par le Sud de l'Ontario au printemps et à l'automne.

Bon nombre d'auteurs de recherches apparentées formulent des recommandations précises à partir des résultats de leurs travaux. Cela dit, celles-ci sont souvent propres aux conditions de leur étude, et une synthèse de la documentation s'impose. Marzluff et Ewing (2001) proposent une analyse et des suggestions excellentes pour restaurer la fonction écologique des paysages urbains. Leurs observations visent essentiellement le rétablissement du succès reproducteur individuel des oiseaux forestiers, qui constitue, à leur avis, le déterminant ultime de la composition des communautés. Leurs propos portent directement sur les fragments forestiers et les secteurs urbains environnants.

L'exposé qui suit se fonde sur les travaux de Marzluff et Ewing (2001), mais il est adapté aux conditions du Sud de l'Ontario et intègre d'autres éléments tirés des chapitres précédents du document.

Enrichir les strates végétales

Le maintien ou la restauration des couches de végétation indigène (tapis végétal, arbustes, sous-bois et voûte) et de la diversité structurelle, notamment aux étages inférieurs, sont particulièrement importants pour de nombreux oiseaux forestiers sensibles à la superficie de l'habitat. Certains aspects structurels peuvent être sélectionnés en vue d'une gestion préférentielle (p. ex. exploitation forestière) pour attirer certaines espèces dont la prise en charge soulève des inquiétudes. La diversité structurelle pourrait également constituer un critère utile pour établir des priorités relatives aux programmes d'acquisition de terrains.

Maintenir la végétation indigène et le bois mort

La végétation envahissante a été associée à une diminution du nombre d'oiseaux forestiers indigènes. Le bois mort est une composante essentielle de l'habitat pour de nombreuses espèces fauniques. Lorsque c'est indiqué, la gestion des ressources forestières devrait permettre une augmentation de la quantité de bois mort et porter sur la plantation et la stimulation des espèces indigènes.

Établir des zones critiques adéquates

Les zones critiques (voir Environnement Canada, 2004) s'étendent au-delà des limites physiques d'un habitat dans la matrice urbaine environnante. Les zones critiques des fragments forestiers sont souvent plutôt étroites (elles englobent les zones racinaires essentielles par exemple).

Établir des zones de protection adéquates

Les zones de protection sont situées à l'extérieur des zones critiques; elles permettent de gérer l'intrusion des perturbations provenant de la matrice urbaine et influençant l'habitat forestier. Elles doivent être conçues de manière à ce que les effets de lisière soient gérés, ce qui peut nécessiter des mesures qui éviteront d'attirer un grand nombre d'espèces spécialistes de la lisière, comme les plantations denses de forêts simplement structurées. Des clôtures et autres obstacles peuvent servir à limiter l'impact de la présence de personnes, du bruit, de la lumière, des eaux de ruissellement et même de certains animaux domestiques.

Reconnaître que les perturbations anthropiques ne sont peut-être pas compatibles avec les conditions de l'intérieur

L'utilisation par les humains de zones naturelles, même dans le cadre d'activités « passives » comme la marche sur des sentiers naturels, a un impact sur la faune (voir la section intitulée « Perturbations directes et sentiers »). Cela est particulièrement manifeste dans les zones urbaines où de telles utilisations sont relativement intenses. L'intrusion humaine est habituellement incompatible avec une utilisation optimale de la forêt par la faune dans des secteurs où cet aspect constitue une priorité de gestion. La conception minutieuse des sentiers,

le recours à des techniques visant à limiter le flux piétonnier à certains endroits et l'identification ainsi que le clôturage des zones d'exclusion sont autant de mesures d'atténuation à envisager.

Aménager la matrice urbaine pour qu'elle ressemble aux fragments de forêt

Verdir davantage l'environnement urbain peut réduire l'impact des discontinuités entre les fragments. Il a été démontré que le couvert forestier en zone urbaine augmentait les populations de certains oiseaux forestiers à l'intérieur des régions boisées adjacentes (Hennings et Edge, 2003).

Dissuader l'aménagement de parterres gazonnés

Les pelouses recouvrent de vastes zones du Sud de l'Ontario et pourraient être très utiles si elles étaient converties en habitats fauniques propices. Les mesures possibles incluent la plantation d'arbres indigènes, l'introduction d'une structure végétale (étages de végétation) et la réduction ou l'élimination des surfaces pelousées.

Réaliser que les habitats fragmentés pourraient ne pas abriter toutes les espèces cibles

Les espèces qui ne sont pas sensibles à la superficie de l'habitat (p. ex. le Tyran huppé et le Pioui de l'Est (*Contopus virens*)) devraient être visées par des mesures de gestion, et ce, d'autant plus que la conservation de certaines de ces espèces soulève des inquiétudes. Des chercheurs ont même suggéré que les responsables de la gestion des terres et de la faune en paysages fragmentés (de manière chronique) se concentrent sur les oiseaux des zones arbustives et de prairie puisque la conservation des oiseaux forestiers est improbable.

Élaborer des programmes de surveillance et des programmes de recherche portant sur le succès reproducteur

Il faut mettre en œuvre des programmes de surveillance dans le Sud de l'Ontario axés sur les grandes questions relatives à la reproduction, à la survie et à la dispersion afin de pouvoir gérer adéquatement les zones naturelles. Ces études pourraient bien nous fournir de l'information précieuse sur la viabilité à long terme des oiseaux nicheurs forestiers au sein d'une matrice urbaine. Les données accumulées sur les populations et les besoins en habitat propres aux espèces dans une matrice urbaine pourront permettre d'élaborer des modèles de seuil critique pour les populations et les habitats. Ces acquis permettront également d'orienter les efforts de restauration dans les secteurs les plus importants du point de vue écologique et fourniront les orientations nécessaires pour adapter les habitats résiduels afin de maintenir ou d'accroître la diversité des oiseaux forestiers. Les études de présence-absence seules n'indiquent pas toujours les tendances au sein des populations avant que celles-ci n'atteignent leur seuil critique.

7. Applicabilité en zone urbaine des lignes directrices sur l'habitat forestier du Cadre d'orientation

La deuxième édition du document *Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* (Environnement Canada, 2004) propose des lignes directrices sur l'habitat forestier qui visent en premier lieu les secteurs préoccupants, même si leurs principes peuvent s'appliquer à de nombreux autres endroits en Ontario. On trouvera un exposé de ces lignes directrices au tableau 5.

Tableau 5. Résumé des lignes directrices d'Environnement Canada sur l'habitat forestier (2004)

Paramètre	Ligne directrice
Pourcentage de couvert forestier	<ul style="list-style-type: none"> Le couvert forestier devrait représenter au moins 30 % du bassin versant.
Taille du plus grand îlot boisé	<ul style="list-style-type: none"> Un bassin versant ou tout autre unité de territoire devrait avoir au moins un îlot boisé de 200 ha d'une largeur minimale de 500 m.
Pourcentage du couvert forestier du bassin versant situé à 100 m et à 200 m de la lisière de la forêt	<ul style="list-style-type: none"> Dans un bassin versant, plus de 10 % du couvert forestier devrait être situé à 100 m ou plus de la lisière de la forêt. Dans un bassin versant, plus de 5 % du couvert forestier devrait être situé à 200 m ou plus de la lisière.
Forme de la forêt	<ul style="list-style-type: none"> 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.
Proximité des autres îlots boisés	<ul style="list-style-type: none"> Les îlots boisés devraient se trouver à moins de 2 km de distance les uns des autres ou d'autres habitats pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui vivent à l'intérieur de la forêt.
Paysages fragmentés et rôle des couloirs	<ul style="list-style-type: none"> La largeur de couloirs variera selon les objectifs du projet et les caractéristiques des nœuds qui seront reliés. Les couloirs destinés à faciliter les déplacements des espèces devraient avoir une largeur minimale d'entre 50 m et 100 m. Les couloirs destinés à fournir un habitat de reproduction aux espèces spécialistes doivent être adaptés aux besoins de ces espèces cibles.
Qualité de la forêt – composition des espèces et structure d'âge	<ul style="list-style-type: none"> Le couvert forestier d'un bassin versant devrait être représentatif de toute la gamme des types forestiers présents à cette latitude.

Le *Cadre d'orientation* peut être revu périodiquement (comme cela a été fait en 2004) afin de lui conserver sa pertinence scientifique et d'y intégrer la meilleure compréhension de la dynamique des paysages et des systèmes écologiques.

Même si le *Cadre d'orientation* propose des activités de restauration sans les imposer, il faut se doter d'objectifs en matière d'habitat pour pouvoir atteindre un certain degré de fonctionnement écologique. Il est évident que certains de ces critères ne pourront être respectés au sein de la matrice urbaine. Par exemple, le couvert forestier des secteurs urbains de la RGT se situe

souvent entre 3 et 7 %, et il s'avérera impossible d'atteindre l'objectif de 30 %, du moins dans les secteurs urbanisés du bassin.

Même si certains des critères sont impossibles à respecter, on peut suivre, en tout ou en partie, les lignes directrices du *Cadre d'orientation*. Certaines d'entre elles gagneront en importance, et le poids relatif de chacune évoluera avec la composition des paysages. Ainsi, le *Cadre d'orientation* actuel ne traite pas directement de l'importance relative du couvert forestier et du rôle des couloirs, par exemple. Dans ce cas-ci, les lignes directrices portant sur la forme de la forêt et les liens entre parcelles prendront davantage d'importance lorsque les autres conditions, comme le couvert forestier total, sont moins favorables. Ainsi, la plus grande importance accordée au pourcentage de couvert forestier rendra le *Cadre d'orientation* plus facile à appliquer pour la restauration et la conservation de l'habitat forestier.

À l'échelle du bassin versant, la plupart des lignes directrices du *Cadre d'orientation* peuvent encore s'appliquer dans les portions non urbanisées restantes des bassins des secteurs préoccupants par l'adoption de mesures de protection et de restauration de l'habitat forestier. Mais cette possibilité risque fort d'être perdue à jamais si l'urbanisation des terres des bassins se poursuit. L'élargissement des efforts de protection et de restauration dans les portions non urbanisées des bassins pourra même atténuer et compenser la perte de l'habitat des oiseaux forestiers dans les portions urbanisées du bassin, même si ces efforts ne portent pas sur l'ensemble des biorégions du bassin (p. ex. la zone carolinienne au sein du secteur préoccupant de Toronto).

En ce qui concerne les forêts urbaines, leur incapacité à soutenir l'éventail original des oiseaux forestiers sensibles à la superficie, même après des efforts pour atténuer les impacts et restaurer les lieux, n'enlève rien à leurs autres valeurs et fonctions écologiques. Comme le souligne le *Cadre d'orientation* : « *Il faudra donc définir de nouvelles conditions de base pour décrire les fonctions des habitats et des écosystèmes et concevoir des systèmes innovateurs afin de compenser la perte d'habitats et d'atténuer l'impact des centres urbains sur les paysages environnants* ». Les forêts urbaines doivent être évaluées en fonction d'attentes et d'objectifs écologiques réalistes dans le contexte des « écosystèmes » urbains.

8. Documents cités

Allombert, S., A. J. Gasteon et J.-L. Martin. 2005.

« A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations », *Biological Conservation*, vol. 126(1), p. 1-13.

Ambrosia, A. 2005.

The Ecological Values and Services of Urban Forests Beyond Area-Sensitive Bird Breeding Habitat. Rapport non publié, Environnement Canada, Downsview. 17 p.

Andren, H. 1994.

« Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review », *Oikos*, vol. 71, p. 355-366.

Austen, M.J.W., C.M. Francis, D. M. Burke et M.S. Bradstreet. 2001.

« Landscape context and fragmentation effects on forest birds in southern Ontario », *Condor*, vol. 103 (4), p. 704-714.

Bernatzky, A. 1983.

The Effects of Trees on Urban Climate. Trees in the 21st Century, Berkhamster Academic Publishers, p. 59-76.

Blakesley, J.A. et K.P. Reese. 1988.

« Avian use of campground and noncampground sites in riparian zones », *Journal of Wildlife Management*, vol. 52 (3), p. 399-402.

Blumstein, D. T., L.L. Anthony, R. Harcourt et G. Ross. 2003.

« Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species specific trait? », *Biological Conservation*, vol. 110 (1), p. 97-100.

Boal, C.W. et R.W. Mannan. 1999.

« Comparative breeding ecology of Cooper's Hawks in urban and exurban areas of southeastern Arizona », *Journal of Wildlife Management*, vol. 63 (1), p. 77-84.

Bock, C.E. et L.W. Lepthien. 1976.

« Changing winter distribution and abundance of the Blue Jay », *Am. Midl. Nat.*, vol. 96: 232-236.

Burger, J., R. Bowman, G. E. Woolfenden et M. Gochfeld. 2004.

« Metal and metalloid concentrations in the eggs of threatened Florida scrub-jays in suburban habitat from south-central Florida », *Science of the Total Environment*, vol. 328, p. 185-193.

Burke, D.M. et E. Nol. 1998.

« Influence of food abundance, nest site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds », *Auk*, vol. 115 (1), p. 96-104.

Burke, D.M. et E. Nol. 2000.

« Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario », *Ecological Applications*, vol. 10 (6), p. 1749-1761.

Cantrell, R.S., C. Cosner et W.F. Fagan. 2001.

« How predator incursions affect critical patch size: the role of the functional response », *American Naturalist*, vol. 158 (4), p. 368-375.

Case, T.J. 1996.

« Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds », *Biological Conservation*, vol. 78, p. 69-96.

Chace, J.F., J.J Walsh, A. Cruz, J.W Prather et H. Swanson. 2003.

« Spatial and temporal activity patterns of the brood parasitic brown-headed cowbird at an urban/wildland interface », *Landscape and Urban Planning*, vol. 64, p. 179-190.

Chalfoun, A. D., M. J. Ratnaswamy et F. R. Thompson. 2002.

« Songbird nest predators in forest-pasture edge and forest interior in a fragmented landscape », *Ecological Applications*, vol. 12 (3), p. 858-867.

Chandler, R.B., A.M. Strong et C.C. Kaufman. 2004.

« Elevated lead levels in urban House Sparrows: A threat to Sharp-shinned Hawks and Merlins? », *Journal of Raptor Research*, vol. 38 (1), p. 62-68.

Clarke, G. P., P.C.L. White et S. Harris. 1998.

« Effects of Roads on Badger *Meles meles* Populations in Southwest England », *Biological-Conservation*, vol. 86 (2), p. 117-124.

Clergeau, P., J. Jokimaki et J.-P.L. Savard. 2001.

« Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? », *Journal of Applied Ecology*, vol. 38 (5), p. 1122-1134.

Crooks, K.R., A.V. Suarez et D.T. Bolger. 2004.

« Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape », *Biological-Conservation*, vol. 115 (3), p. 451-462.

- Danielson, W.R., R.M. DeGraaf et T.K. Fuller. 1997.
« Rural and suburban forest edges: effects on egg predators and nest predation rates », *Landscape and Urban Planning*, vol. 38(1), p. 25-36.
- Dawson, D. 1994.
« Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence », *English Nature Research Report*, vol. 94, p. 85
- DeCalesta, D.S. 1994.
« Impact of White-Tailed Deer on Songbirds within Managed Forests in Pennsylvania », *Journal of Wildlife Management*, vol. 58, p. 711-718.
- Desrochers, A. et S.J. Hannon. 1997.
« Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period », *Conservation Biology*, vol. 11 (5), p. 1204-1210.
- Diamond, J.M. 1988.
« Urban Extinction of Birds », *Nature*, vol. 333 (6172), p 393-394.
- Donnelly, R. 2002.
Design of Habitat Reserves and Settlements for Bird Conservation in the Seattle Metropolitan Area, mémoire de doctorat en philosophie, Université de Washington.
- Donnelly, R. et J.M. Marzluff. 2004.
« Importance of Reserve Size and Landscape Context to Urban Bird Conservation », *Conservation Biology*, vol. 18 (3), p. 733-745.
- Dwyer, J., E. McPherson, H. Schroeder et R. Rowntree. 1992.
« Assessing the benefits and costs of the urban forest », *Journal of Arboriculture*, vol 18, p. 227–234.
- Elliott, K. 2004.
« Can forest birds cope in managed woodlots? », *S&W Report*, bulletin de la Ontario Woodlot Association, printemps-été, vol. 35, p. 7-14.
- Environnement Canada. 2004.
Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs, Service canadien de la faune, publication d'Environnement Canada.
- Fahrig, L. 2002.
« Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis », *Ecological Applications*, vol. 12 (2), p. 346-353.

Fernández-Juricic, E. 2000.

« Local and regional effects of pedestrians on forest birds in a fragmented landscape », *The Condor*, vol. 102 (2), p. 247-255.

Fernández-Juricic, E., M. D. Jimenez et E. Lucas. 2001.

« Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design », *Environmental Conservation*, vol. 28 (3), p. 263-269.

Fernández-Juricic, E., M. D. Jimenez et E. Lucas. 2002.

« Factors affecting intra- and inter-specific variations in the difference between alert distances and flight distances for birds in forested habitats », *Revue canadienne de zoologie*, vol. 80, p. 1212-1220.

Fernández-Juricic, E., R. Vaca et N. Schroeder. 2004.

« Spatial and temporal responses of forest birds to human approaches in a protected area and implications for two management strategies », *Biological-Conservation*, vol 117, p. 407-416.

Fleishman, E., N. Mcdonal, R. Mac Nally, D.D. Murphy, J. Walters et T. Floyd. 2003.

« Effects of floristic, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed », *Journal of Animal Ecology*, vol. 72 (3), p. 484-490.

Forman, R.T. 2000.

« Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States », *Conservation Biology*, vol. 14 (1), p. 31-35.

Forman, R.T.T., B. Reineking et A.M. Hersperger. 2002.

« Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape », *Environmental Management*, vol. 29 (6), p. 782-800.

Fraser, G.S. et B.J.M. Stutchbury. 2004.

« Area sensitive forest birds move extensively among forest patches », *Biological Conservation*, vol. 118(3), p. 377-387.

Freemark, K. et B. Collins. 1992.

« Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments », p. 443 – 451, dans J.M. Hagen et D.W. Johnston (éd.), *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. The Manomet Bird Observatory.

French, K., R. Major et K. Hely. 2004.

« Use of native and exotic garden plants by suburban nectarivorous birds », *Biological Conservation*, vol. 121 (4), p. 545-559.

- Friesen, L., M.D. Cadman et R.J. MacKay. 1998.
« Nesting success of neotropical migrant songbirds in a highly fragmented landscape », *Conservation Biology*, vol. 13 (2), p. 338-346.
- Friesen, L. E., P. F. J. Eagles et R. J. MacKay. 1995.
« Effects of residential development on forest dwelling neotropical migrant songbirds », *Conservation Biology*, vol. 9 (6), p. 1408-1414.
- Friesen, L.E., V.E. Wyatt et M.D. Cadman. 1999.
« Pairing success of Wood Thrushes in a fragmented agricultural landscape », *Wilson Bulletin* vol. 111 (2), p. 279-281.
- Fuller, R.J. 2001.
« Responses of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms », *Forestry* 74, 289–298. ., en Rooney, T.P et D.M. Waller. 2003. « Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems », *Forest Ecology and Management* 181 (2003) 165–176
- Gale, G. A., L.A. Hanners et S.R. Patton. 1997.
Reproductive success of Worm-eating Warblers in a forested landscape », *Conservation Biology*, vol. 8, p. 286-290.
- Gartner Lee Limited. 2001.
Wildlife at High Park and its Response to Proscribed Burns, rapport produit par Brian Henshaw pour le service de foresterie, Ville de Toronto, 23 p. et annexes.
- Gartner Lee Limited. 2003.
Block 12 Wildlife Monitoring, rapport annuel et résumé préalable au projet, produit par Brian Henshaw et Rosalind Chaundy pour le Block 12 Landowner Group.
- Gates, J.E. et D.R. Evans. 1998.
« Cowbirds breeding in the central Appalachians: Spatial and temporal patterns and habitat selection », *Ecological Applications*, vol. 8 (1), p. 27-40.
- Gibb, H. et D.F. Hochuli. 2002.
« Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages », *Biological-Conservation*, vol. 106, p. 91-100.
- Gillies, C. et M. Clout. 2003.
« The prey of domestic cats (*Felis catus*) in two suburbs of Auckland City, New Zealand », *Journal of Zoology* (Londres), vol. 259 (3), p. 309-315.

- Goguen, C. B. et N. E. Mathews. 1999.
« Review of the causes and implications of the association between cowbirds and livestock », *Stud. Avian Biol.*, vol. 18, p. 10-17.
- Golet, F.H., Y. Wang, J.D. Merrow et W.R. DeRagon. 2001.
« Relationship between habitat and landscape features and the avian community of red maple swamps in southern Rhode Island », *Wilson Bulletin*, vol. 113 (2), p. 217-227.
- Grahn, P. et U. Stigsdotter. 2003.
« Landscape Planning and Stress », *Urban Forestry and Urban Greening*, vol. 2, p. 1-18.
- Grubb, T.C. et P.F. Doherty. 1999.
« On home-range gap-crossing », *The Auk*, vol. 116 (3), p. 618-628.
- Gunnarsson, B. et M. Hake. 1999.
« Bird predation affects canopy-living arthropods in city parks », *Canadian Journal of Zoology*, vol 77 (9), p. 1419-1428.
- Gutzwiller, K.J., R.T. Wiedsenmann, K.L. Clements et S.H. Anderson. 1994.
« Effects of human intrusion on song occurrence and singing consistency in subalpine birds », *Auk*, vol. 111, p. 28-37.
- Harris, R. 1992.
Arboriculture: integrated management of landscape trees, shrubs and vines, Englewood Cliffs, NJ, Prentice Hall, 674 p.
- Hartley, M.J. et M.L. Hunter. 1998.
« A meta-analysis of forest cover, edge effects and artificial nest predation rates », *Conservation Biology*, vol. 12 (2), p. 465-469.
- Haskell, D.G. 1995.
« A reevaluation of the effects of forest fragmentation on rates of bird-nest predation », *Conservation Biology*, vol. 9 (5), p. 1316-1318.
- Hennings, L.A. et W.D. Edge. 2003.
« Riparian bird community structure in Portland, Oregon: Habitat, urbanization, and spatial scale patterns », *Condor*, vol. 105 (2), p. 288-302.
- Henshaw, B. 2001.
Breeding birds in an urban forest: Altona Forest Pickering 2001, rapport produit par J. Murray Speirs et Rosemary Speirs, non publié.

Hui, C.A. et W.N. Beyer. 1998.

« Sediment ingestion of two sympatric shorebird species », *Science of the Total Environment*, vol 224, p. 227-233.

Katti, M. et P.S. Warren. 2004.

« Tits, noise and urban bioacoustics », *Trends in Ecology and Evolution*, 19 (3), p. 109-110.

Kenney, A. 1996.

The State of Canada's Municipal Forests, Urban Forests Centre, Université de Toronto.

Keyser, A.J. 2002.

« Nest predation in fragmented forests: landscape matrix by distance from edge interactions », *Wilson Bulletin*, vol. 114 (2), p. 186-191.

Kluza, D.A., C. R. Griffin et R. M. DeGraaf. 2000.

« Housing developments in rural New England: effects on forest birds », *Animal Conservation*, vol. 3, p. 15-26 (partie 1).

Koenig, W. D. 2003.

« European Starlings and their effect on native cavity-nesting birds », *Conservation Biology*, vol. 17 (4), p. 134-1140.

Konijendijk, C. 1999.

« Urban Forestry: Comparative Analysis of Policies and Concepts in Europe », *Contemporary Urban Forest Policy-Making in Selected Cities and Countries in Europe*, document de recherche de l'IFE n° 20, Institut Forestier Européen.

Kuo, F. 2003.

« Social Aspects of Urban Forestry: The role of arboriculture in a healthy social ecology », *Journal of Arboriculture*, vol. 29 (3), p. 148–155.

Lee, M., L. Fahrig, K. Freemark et D.J. Currie. 2002.

« Importance of patch scale vs. landscape scale on selected forest birds », *Oikos*, vol. 96 (1), p. 110-118.

Lepczyk, C. A., A. G. Mertig et J. Liu. 2003.

« Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes », *Biological Conservation*, vol. 115, p. 191-201.

Mancke, R.G. et T.A. Gavin. 2000.

« Breeding bird density in woodlots: effects of depth and buildings at the edges », *Ecological Applications*, vol. 10 (2), p, 598-611.

Maryland Partners in Flight. 1997.

Habitat management guidelines for the benefit of land birds in Maryland, Chesapeake Bay Critical Areas Commission, Annapolis, MD.

Marzluff, J. M et K. Ewing. 2001.

« Restoration of fragmented landscapes: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes », *Restoration Ecology*, vol. 9 (3), p. 280-292.

Matheny, N. et J. Clark. 1998.

Trees and Development: A Technical Guide to Preservation of Trees During Land Development, International Society of Arboriculture.

Mayfield, H. F. 1965.

« The Brown-headed Cowbird, with new and old hosts », *Living Bird*, vol. 4, p. 13-18.

McPherson, E. 1994.

« Energy-saving potential of trees in Chicago », dans McPherson, E., Nowak, D. and Rowntree, R. (éditeurs). *Chicago's urban forest ecosystem: results of the Chicago Urban Forest Climate Project.*, USDA Forest Service.

McPherson, E. et J. Simpson. 1999.

Carbon Dioxide Reductions Through Urban Forestry: Guidelines for Professional and Volunteer Tree Planters, USDA Forest Service.

Miller, S.G., R.L. Knight et C.K. Miller. 1998.

« Influence of recreational trails on breeding bird communities », *Ecological Applications*, vol. 8 (1), p. 162-169.

Miller, S.G., R.L. Knight. et C.K. Miller. 2001.

« Wildlife responses to pedestrians and dogs », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 29 (1), p. 124-132.

Miyashita, T. 1990.

« Decreased reproductive rate of the spider, *Nephila clavata*, inhabiting small woodlands in urban areas », *Ecological Research*, vol. 5, p. 341-351.

Miyashita, T., A. Shinkai et T. Chida. 1998.

« The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas », *Biological Conservation*, vol. 86 (3), p. 357-364.

Mooney, H.A., S.P. Hamburg et J.A. Drake. 1986.

« The invasion of plants and animals into California », dans *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, Springer-Verlag, New York.

- Morneau, F., R. Decarie, R. Pelletier, D. Lambert, J-L. DesGranges et J-P. Savard. 1999.
« Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years », *Landscape and Urban Planning*, vol. 44 (2-3), p. 111-121.
- Morton, E. 1992.
« What do we know about the future of migrant birds? », p. 579-589, dans Hagen, J. M. III et D. W. Johnston (éd.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds* (d'après le colloque du Manomet Bird Observatory, déc. 1989), Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Newton, I. 1998.
« Bird conservation problems resulting from agricultural intensification in Europe », p.307-322, dans Marzluff. J. M. et R. Sallabanks (éd.), *Avian Conservation: research and management*, Island Press, Washington, D.C.
- Niemuth, N.D. et M.S. Boyce. 1997.
« Edge-related nest losses in Wisconsin pine barrens », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 1234-1239.
- Nilsson, K., T. Randrup et B. Wandall. 2000.
Trees in the Urban Environment, The Forest Handbook, Blackwell Science, Oxford.
- Norris, D.R. et B.J.M. Stutchbury. 2001.
« Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape », *Conservation Biology*, vol. 15 (3), p. 729-736.
- Nowak, D. 1992.
« Urban forest structure and the functions of hydrocarbon emissions and carbon storage », dans *Proceedings of the fifth National Urban Forestry Conference*, American Forestry Association, p. 48-51.
- Nowak, D. 1994.
« Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Chicago's Urban Forest », dans McPherson, E., 1999.
- Nowak, D. 2002.
The effects of urban trees on air quality, USDA Forest Service.
- Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO). 2000.
Significant Wildlife Habitat Technical Guide (Appendix G), province de l'Ontario, Toronto. 151 p et annexes.

Outen, A. 2002.

«The Possible Ecological Implications of Artificial Lighting », dans Sherwood, B. D Cutler, J. Burton (éd.), *Wildlife and Roads, the Ecological Impact.*, Imperial College Press, Londres, 299 p.

Peck, S. et C. Callaghan. 1999.

Des toitures vertes et des billets verts : Un nouveau secteur d'activité au Canada, Société canadienne d'hypothèques et de logement.

Perrins, C.M. et R. Overall. 2001.

« Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England », *Forestry*, vol. 74, p. 299-309,

Phillips J., E. Nol, D. Burke et W. Dunford. 2005.

« Impacts of housing development on Wood Thrush nesting success in hardwood forest fragments », *The Condor*, vol. 107, p. 97-106.

Pouyat, R. et M. McDonnell. 1991.

« Heavy metal accumulation in forest soils along an urban-rural gradient in southern New York, USA », *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 57-58, p. 797-807.

Pouyat, R. et W. Zipperer. 1992.

« The Uses and Management of Urban Woodlands », dans Proceedings of the Fifth National Urban Forest Conference, Rodbell, P. (éd.), American Forestry Association, p. 26-29.

Ray, J.C. 2000.

Mesocarnivores of northeastern North America: Status and Conservation Issues, document de recherche n° 15 de la WCS.

Reijnen, R. et R. Foppen. 1994a.

« The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland (I) evidence of reduced habitat quality for Willow Warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway », *Journal of Applied Ecology*, vol. 31 (1), p. 85-94.

Reijnen, R., R. Foppen, C. Ter-Braak et J. Thissen. 1994b.

« The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland: (II) breeding dispersal of Male Willow Warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway », *Journal of Applied Ecology*, vol. 31, p. 95-101.

Reijnen, R. et R. Foppen. 1995.

« The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland (IV) influence of population size on the reduction of density close to a highway », *Journal of Applied Ecology*, vol. 32, (3), p. 481-491.

- Reijnen, R., R. Foppen et H. Meeuwsen. 1996.
« The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands », *Biological-Conservation*, vol. 75 (3), p. 255-260.
- Reijnen, R., R. Foppen et G. Veenbaas. 1997.
« Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors », *Biodiversity and Conservation*, vol. 6 (4), p. 567-581.
- Rheindt, F. 2003.
« The impact of roads on birds: does song frequency play a role in determining susceptibility to noise pollution? », *Journal Fur Ornithologie*, vol. 144 (3), p. 295-306.
- Rogers, C.M. et M.J. Caro. 1998.
« Song Sparrows, top carnivores and nest predation: A test of the mesopredator release hypothesis », *Oecologia*, vol. 116 (1-2), p. 227-233.
- Rohila, C.M. 2002.
Urbanization in the greater Seattle, Washington area: impacts on vegetation, snags and cavity-nesting birds, thèse de maîtrise, Université de Washington, Seattle.
- Rohila, C.M. et J. Marzluff. 2002.
Landscape and Local Effects on Snags and Cavity-Nesting Birds in an Urbanizing Area.
[Http://www.urbanecology.washington.edu/products/Rohila_urban_bird_snag_thesis2002.pdf](http://www.urbanecology.washington.edu/products/Rohila_urban_bird_snag_thesis2002.pdf).
- Rooney, T.P. et D.M. Waller. 2003.
« Direct and indirect effects of deer in forest ecosystems », *Forest Ecology and Management* vol. 181, p. 165-176.
- Rosenberg, K.V., R.W. Rohrbaugh, S.E. Barker, J.D. Lowe, R.S. Hames, et A.A. Dhondt. 1999.
A land manager's guide to improving habitat for scarlet tanagers and other forest-interior birds, The Cornell Laboratory of Ornithology, New York.
- Rowntree, R. et D. Nowak. 1991.
« Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbon dioxide », *Journal of Arboriculture*, vol. 17, (10), p. 269–275.
- Schmidt, K.A. et C.J. Whelan. 1999.
« Effects of exotic *Lonicera* and *Rhamnus* on songbird nest predation », *Conservation Biology*, vol. 13 (6), p. 1502-1506.
- Seiler, A. 2001.
Ecological Effects of Roads: A Review, Literature Review, Department of Conservation Biology - Uppsala (Suède).

Shafer, C.L. 1995.

« Values and shortcomings of small reserves », *BioScience*, vol. 45 (2), p. 80-88.

Shochat, E. 2004.

« Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds », *Oikos*, vol.106 (3), p. 622-626.

Slabbekoorn, H. et M. Peet. 2003.

« Ecology: birds sing at a higher pitch in urban noise: Great tits hit the high notes to ensure that their mating calls are heard above the city's din », *Nature*, vol. 424 (6946), p. 267-267.

Sorace, A. 2002.

« High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance », *Ornis Fennica*, vol.131 (2), p. 269-278.

Sorte, G. 1995.

The Value of Nature and Green Spaces to the Urban Resident: Homo urbanensis, Proceedings of the IFPRA World Congress.

Soule, M. E., D. T. Bolger, A. C. Alberts, J. Wrights, M. Sorice et S. Hill. 1988.

« Reconstructed Dynamics of Rapid Extinctions of Chaparral-Requiring Birds in Urban Habitat Islands », *Conservation Biology*, vol 2 (1), p. 75-92.

Thorington, K. K. et R. Bowman. 2003.

« Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats », *Ecography*, vol. 26 (2), p. 188-196.

Tilghman, N. 1987.

« Characteristics of Urban Woodlands Affecting Breeding Bird Diversity and Abundance », *Landscape and Urban Planning*, vol. 14, p. 481-495.

Tschantz, B. et P. Sacamano. 1994.

Municipal Tree Management in the United States, International Society of Arboriculture.

Ville de Toronto. 2003.

Tree Advocacy Planting Program. http://www.city.toronto.on.ca/parks/pdf/tap_sponsorship.pdf

Wang, P. Y., C. S. Hua et D. Ping. 2004.

« Flush distance: Bird tolerance to human intrusion in Hangzhou », *Zoological Research*, vol. 25 (3), p. 214-220.

Whitcomb, R. F., C. S. Robbins, J. F. Lynch, B. L. Whitcomb, M. K. Klimkiewicz et D. Bystrak. 1981.

« Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest », p. 125-205, dans R. L. Burgess et D. M. Sharpe, (éd.), *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*, Springer-Verlag, New York, 1981.

Woods, M. R. A. McDonald et S. Harris. 2003.

« Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain », *Mammal Review*, vol. 33 (2), p. 174-188.

Xiao, Q., E. McPherson, J. Simpson et S. Ustin. 1998.

« Rainfall interception by Sacramento's urban forest », *Journal of Arboriculture*, vol. 24, p 235–244.

Zajc, E. L., et S. D. Murphy. 2005.

Modeling native bird diversity in the Greater Toronto Area, Ontario, Canada., thèse de maîtrise, Environment and Resource Studies, Faculty of Environmental and Resource Studies, Université de Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.

Zanette, L., et B. Jenkins. 2000.

« Nesting success and nest predators in forest fragments: A study using real and artificial nests », *Auk*, vol. 117 (2), p. 445-454.

9. Autres sources utiles

Bakre, P.P. et A. Sharma. 1995.

« Lead concentrations in House Sparrow (*Passer domesticus*) collected from urban area of Jaipur », *Journal of Environmental Biology*, vol. 16 (1), p. 15-17.

Belisle, M. et A. Desrochers. 2002.

« Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models », *Landscape Ecology*, vol. 17 (3), p. 219-231.

Bergen, F. et M. Abs. 1997.

« Etho-ecological study of the singing activity of the Blue Tit (*Parus caeruleus*), Great Tit (*Parus major*) and Chaffinch (*Fringilla coelebs*) », *Journal Fur Ornithologie*, vol. 138 (4), p. 451-467.

Blake, J.G. 1991.

« Nested subsets and the distribution of birds on isolated woodlots », *Conservation Biology*, vol. 5 (1), p. 58-66.

Bollinger, E.K. et P.V. Switzer. 2002.

« Modelling the impact of edge avoidance on avian nest densities in habitat fragments », *Ecological Applications*, vol. 12 (6), p. 1567-1575.

Boulinier, T., J.D. Nichols, J.E. Hines, J.R. Sauer C.H. Flather et K. H. Pollock. 2001.

« Forest fragmentation and bird community dynamics: Inference at regional scales », *Ecology*, vol. 82 (4), p. 1159-1169.

Boutin, C. et B. Jobin. 1998.

« Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats », *Ecological Applications*, vol. 8 (2), p. 544-557.

Canterbury, G.E., T.E. Martin, D.R. Petit, L.J. Petit et D.E. Bradford. 2000.

« Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring », *Conservation Biology*, vol. 14 (2), p. 544-558.

Chalfoun, A.D., F.R. Thompson et M. J. Ratnaswamy. 2002.

« Nest predators and fragmentation: a review and meta analysis », *Conservation Biology*, vol. 16 (2), p. 306-318.

Collinge, S.K. 1996.

« Ecological consequences of habitat fragmentation: Implications for landscape architecture and planning », *Landscape and Urban Planning*, vol. 36 (1), p. 59-77.

Crooks, K.R., A.V. Suarez et D. Bolger. 2001.

« Extinction and colonization of birds on habitat islands », *Conservation Biology*, vol. 15 (1), p. 159-172.

Dale, S. 2001.

« Female biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, et the extinction of small and isolated bird populations », *Oikos*, vol. 92 (2): 344-356.

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*, vol. 121 (4), p. 1130-1145.

Dawson, D.G. 2002.

« Roads and habitat Corridors for animals and plants », dans Sherwood, B. D Cutler, J. Burton (éd.), *Wildlife and Roads, the Ecological Impact*, Imperial College Press, Londres, 299 p.

Debinski, D.M., et R.D. Holt. 2000.

« A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments », *Conservation Biology*, vol. 14 (2), p. 342-355.

Donovan, T.M., et F.R. Thompson. 2001.

« Modelling the ecological trap hypothesis: a habitat and demographic analysis for migrant songbirds », *Ecological Applications*, vol. 11 (3), p. 871-882.

Dowd, C. 1992.

« Effect of development on bird species composition of two urban forested wetlands in Staten Island », *New York Journal of Field Ornithology*, vol. 63 (4), p. 455-461.

Drapeau, P., et J.F. Giroux. 1999.

Landscape-scale changes in the forest cover of eastern boreal mixed-wood forests and their effects on bird communities, Réseau de gestion durable des forêts, rapport de projet, 1999.

Drolet, B., A. Desrochers et M. J. Fortin. 1999.

« Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest », *The Condor*, vol. 101 (3), p. 699-704.

Dunford, W., D. M. Burke et E. Nol. 2002.

« Assessing edge avoidance and area sensitivity of Red eyed Vireos in Southcentral Ontario », *Wilson Bulletin*, vol. 114 (1), p. 79-86.

Edgar, D. R. et G. P. Kershaw. 1994.

« The density and diversity of the bird populations in three residential communities in Edmonton, Alberta », *Canadian Field Naturalist*, vol. 108 (2), p. 156-161.

Fahrig, L. 1997.

« Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction », *Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 603-610.

Feldman, R. E., et P. G. Krannitz. 2004.

« Bird composition of oak ecosystem fragments in an urbanized setting: the influence of adjacent coniferous forest fragments », *Ecoscience*, vol. 11 (3), p. 338-346.

Fernández-Juricic, E. 2000.

« Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape », *Conservation Biology*, vol. 14 (2), p. 513-521.

Fernández-Juricic, E. 2000.

« Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation », *Ecological Research*, vol. 15 (4), p. 373-383.

Fernández-Juricic, E. 2002.

Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments », *Oecologia*, vol. 131 (2), p. 269-278.

Fernández-Juricic, E. 2004.

« Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban fragmented landscape (Madrid, Spain) implications for local and regional bird conservation », *Landscape and Urban Planning*, vol. 69 (1), p. 17-32.

Fernández-Juricic, E., et J. Jokimaki. 2001.

« A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe », *Biodiversity and Conservation*, vol. 10 (12), p. 2023-2043.

Hames, R.S., K.V. Rosenberg, J.D. Lowe et A.A. Dhondt. 2001.

« Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory », *Journal of Animal Ecology*, vol. 70 (2), p. 182-190.

Hannon, S.J. et F. K.A. Schmiegelow. 2002.

« Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds », *Ecological Applications*, vol. 12 (5), p. 1457-1468.

- Hoover, J.P., M.C. Brittingham et L.J. Goodrich. 1995.
« Effects of forest patch size on nesting success of wood thrushes », *Auk*, vol. 112 (1), p. 146-155.
- Hostetler, M., K. Knowles et K. Knowles-Yanez. 2003.
« Land use, scale, and bird distributions in the Phoenix metropolitan area », *Landscape and Urban Planning*, vol. 62 (2), p. 55-68.
- Howe, R.R., G.J. Davies et V. Mosca. 1991.
« Demographic significance of sink populations », *Biological-Conservation*, vol. 57, p. 239-255.
- Ikuta, L.A., et D.T. Blumstein. 2003.
« Do fences protect birds from human disturbance? », *Biological-Conservation*, vol. 112, p. 447-452.
- Jokimaki, J., et E. Huhta. 2000.
« Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient », *Condor*, vol. 102 (4), p. 838-847.
- Jokimaki, J., et J. Suhonen. 1993.
« Effects of urbanization on breeding bird species richness in Finland – a biogeographical comparison », *Ornis Fennica*, vol. 70 (2), p. 71-77.
- Kucera, E. 1987.
« Brain cholinesterase activity in birds after a city-wide aerial application of malathion », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 38, p. 456-460.
- Lepczyk, C.A., A.G. Mertig et J.G. Liu. 2004.
« Assessing landowner activities related to birds across rural to urban landscapes », *Environmental Management*, vol. 33 (1), p. 110-125.
- Lichstein, J.W., T.R. Simons et K.E. Franzreb. 2002.
« Landscape effects on breeding songbird abundance in managed forests », *Ecological Applications*, vol. 12 (3), p. 838-857.
- Lindenmayer, D.B., R.B. Cunningham, C.F. Donnelly, H. Nix et B.D. Lindenmayer. 2002.
« Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context », *Ecological Applications*, vol. 72 (1), p. 1-18.
- Lindsay, A.R., S.S. Gillum et M.W. Meyer. 2002.
« Influence of lakeshore development on breeding bird communities in a mixed northern forest », *Biological Conservation*, vol. 107 (1), p. 1-11.

Marzluff, J.M. et R. Donnelly. (non daté).

« Conserve native birds in residential neighborhoods by managing neighborhood forest and limiting surrounding development ».

<http://www.cfr.washington.edu/research.urbaneco/products/FactSheetSettle.pdf>

McGarigal, K., et S. A. Cushman. 2002.

« Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects », *Ecological Applications*, vol. 12 (2), p. 335-345.

Melles, S., S. Glenn et K. Martin. 2003.

« Urban bird diversity and landscape complexity: Species environment associations along a multiscale habitat gradient », *Conservation Ecology*, 7 (1).

Miller, J., R. Hobbs et N. Thompson. 2000.

« Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas », *Landscape and Urban Planning*, vol. 50 (4), p. 227-236.

Miller, J.R., J.A. Wiens, N.T. Hobbs et D.M. Theobald. 2003.

« Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA) », *Ecological Applications*, vol. 13 (4), p. 1041-1059.

Morrison, S.A. et D.T. Bolger. 2002.

« Lack of an urban edge effect on reproduction in a fragmentation sensitive sparrow », *Ecological Applications*, vol. 12 (2), p. 298-411.

Mortberg, U.M. 2001.

« Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives », *Landscape Ecology*, vol. 16 (3), p. 193-203.

Mortberg, U., et H.G. Wallentinus. 2000.

« Red listed forest bird species in an urban environment: assessment of green space corridors », *Landscape and Urban Planning*, vol. 50 (4), p. 215-226.

Natuhara, Y., et C. Imai. 1999.

« Prediction of species richness of breeding birds by landscape level factors of urban woods in Osaka Prefecture, Japan », *Biodiversity and Conservation*, vol. 8 (2), p. 239-253.

Norris, D.R., et B.J.M. Stutchbury. 2001.

« Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape », *Conservation Biology*, vol. 15 (3), p. 729-736.

- O' Connell, T.J., L.E. Jackson et R.P. Brooks. 2000.
« Bird guilds as indicators of ecological condition in the central Appalachians », *Ecological Applications*, vol. 10 (6), p. 1706-1721.
- Odell, E.A., et R.L. Knight. 2001.
« Songbird and medium sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado », *Conservation Biology*, vol. 15 (4), p. 1143-1150.
- Opdam, P. 1991.
« Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies », *Landscape Ecology*, vol. 5, p. 93-106.
- Park, C.R., et W.S. Lee. 2000.
« Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea », *Landscape and Urban Planning*, vol. 51 (1), p. 29-36.
- Parody, J.M., F.J. Cuthbert et E.H. Decker. 2001.
« The effect of 50 years of landscape change on species richness and community composition », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 10 (3), p. 305-313.
- Paton, P. 1994.
« The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? », *Conservation Biology*, vol. 8 (1), p. 17-26.
- Patten, M.A., et D.T. Bolger. 2003.
« Variation in top down control of avian reproductive success across a fragmentation gradient », *Oikos*, vol. 101 (3), p. 479-488.
- Rich, A.C., D.S. Dobkin et L.J. Niles. 1994.
« Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey », *Conservation Biology*, vol. 8 (4), p. 1109-1121.
- Riley, J.L. et P. Mohr. 1994.
The Natural Heritage of Southern Ontario's Settled Landscapes, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto, 78 p.
- Rodewald, A.D. 2003.
« The importance of land uses within the landscape matrix », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 31 (2), p. 586-592.

- Rolando, A., G. Maffei, C. Pulcher et A. Giuso. 1997.
« Avian community structure along an urbanization gradient », *Italian Journal of Zoology*, vol. 64 (4), p. 341-349.
- Savard, J-P-L., P. Clergeau et G. Mennechez. 2000.
« Biodiversity concepts and urban ecosystems », *Landscape and Urban Planning*, vol. 48 (3-4), p. 131-142.
- Schmidt, K. A., et C. J. Whelan. 1999.
« The relative impacts of nest predation and brood parasitism on seasonal fecundity in songbirds », *Conservation Biology*, vol. 13 (1), p. 46-57.
- Skagen, S.K. et T.R. Stanley. 1999.
« Do mammalian nest predators follow human scent trails in the shortgrass prairie? », *Wilson Bulletin*, vol. 111 (3), p. 415-420.
- Solonen, T. 2001.
« Breeding of the Great Tit and Blue Tit in urban and rural habitats in southern Finland », *Ornis Fennica*, vol. 78 (2), p. 49-60.
- Sorace, A. 2001.
« Value to wildlife of urban agricultural parks: a case study from Rome urban area », *Environmental Management*, vol. 28 (4), p. 547-560.
- Traut, A.H. et M.E. Hostetler. 2003.
« Urban lakes and waterbirds: Effects of development on avian behaviour », *Waterbirds*, vol. 26 (3), p. 290-302.
- Traut, A.H. et M.E. Hostetler. 2004.
« Urban lakes and waterbirds: effects of shoreline development on avian distribution », *Landscape and Urban Planning*, vol. 69 (1), p. 69-85.
- Trzcinski, M.K., L. Fahrig et G. Merriam. 1999.
« Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds », *Ecological Applications*, vol. 9 (2), p. 586-593.
- VanHorn, M.A., R.M. Gentry et J. Faaborg. 1995.
« Patterns of ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) pairing success in Missouri forest tracts », *Auk*, vol. 112 (1), p. 98-106.
- Vengerov, P.D. 1992.
« Comparison of oomorphological parameters of birds from natural and urbanized habitats », *Soviet Journal of Ecology*, vol. 23 (1), p. 16-21.

Villard, M.A. 1998.

« On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity and dogmas in avian conservation *The Auk*, vol. 115, p. 801-805.

Villard, M.A., M.K. Trzcinski et G. Merriam. 1999.

« Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover configuration on landscape occupancy », *Conservation Biology*, vol. 13 (4), p. 774-783.

Warne, R., et D.N. Jones. 2003.

« Habitat fragmentation effects on birds in southern California: contrast to the "top down" paradigm », *Studies in Avian Biology*, vol. 25, p.141-157.

Wienburg, C.L., et R.F. Shore. 2004.

« Factors influencing liver PCB concentrations in Sparrowhawks (*Accipiter nisus*), Kestrels (*Falco tinnunculus*) and Herons (*Ardea cinerea*) in Britain », *Environmental Pollution*, vol. 132 (1), p. 41-50.

Woolfenden, B.E., H.L. Gibbs, C.M. McLaren et S.G. Sealy. 2004.

« Community-level patterns of parasitism: use of three common hosts by a brood parasitic bird, the brown-headed cowbird », *Ecoscience*, vol. 11 (2), p. 238-248.

Yahner, R.H., A.D. Rodewald et S.C. Talbott. 2001.

« Edge-related nest predation associated with the retention of residual trees in harvested hardwood stands », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 115, p. 82-87.

Zanette, L., Doyle, P. et S.M. Tremont. 2000.

« Food shortage in small fragments: evidence from an area sensitive passerine », *Ecology*, vol. 81 (6), p. 1654-1666.

10. Annexe 1 : Suggestions de questions de recherche

Lors de la rédaction du rapport, plusieurs grandes questions sont revenues, soit parce qu'elles étaient soulevés dans la documentation (p. ex. Marzluff et Ewing, 2001), soit parce que les informations manquaient à leur sujet. Chercher à répondre aux questions qui suivent pourra faire avancer l'étude et la conservation des oiseaux nicheurs forestiers dans la matrice urbaine.

Couloirs

- Dans quelle mesure les couloirs jouent-ils un rôle important pour les oiseaux forestiers, selon le pourcentage de couvert forestier? Comment les espèces nuisibles de faune et de flore utilisent-elles les corridors et quel est l'avantage net pour les oiseaux nicheurs?

Prédateurs

- Quels sont les principaux prédateurs au nid des forêts urbaines; les taux de prédation sont-ils élevés et comment sont-ils favorisés au sein de la matrice urbaine? Quel rôle jouent les mangeoires d'oiseaux ou les sources supplémentaires de nourriture à cet effet?
- Le Vacher à tête brune est-il plus abondant en milieu urbain; si tel est le cas, quelles en sont les raisons? L'espèce a-t-elle un impact marqué sur les oiseaux forestiers?
- Les forêts urbaines sont-elles des pièges pour les oiseaux forestiers en raison des taux élevés de prédation dont ils font l'objet?

Ressources alimentaires

- Quel est l'effet de l'environnement urbain sur les assemblages d'insectes des boisés urbains?
- Dans quelle mesure les contaminants urbains (y compris les contaminants atmosphériques) limitent-ils directement ou indirectement la productivité des oiseaux forestiers?
- Quel est l'effet des espèces de plantes envahissantes sur l'habitat forestier et la fécondité des oiseaux nicheurs?

Planification écologique

- Quel est l'effet d'un verdissement urbain accru (c.-à-d. plus d'arbres de ville, d'aires naturelles à l'intérieur de la matrice urbaine) sur les oiseaux forestiers du Sud de l'Ontario?
- Quelle est la différence de viabilité des oiseaux forestiers dans les fragments adjacents aux lieux d'habitation dispersés et les lotissements plus denses?
- Parmi les oiseaux forestiers, pourquoi les migrants néotropicaux sont-ils particulièrement sensibles aux secteurs résidentiels? Quel rôle joue le comportement psychologique et/ou social?
- Quelles lignes directrices peuvent être appliquées à la conception des zones de protection entourant les fragments forestiers pour favoriser le plus possible le succès reproducteur des oiseaux sans nuire à la circulation entre parcelles?
- La pollution lumineuse urbaine affecte-t-elle les oiseaux nicheurs?
- Quels sont les effets des bruits routiers d'intensité différente sur les oiseaux nicheurs des paysages du Sud de l'Ontario?