
Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de
différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire
Rapport synthèse 1997-1999

Marcel Darveau
Marylène Boulet
Christine Vallières
Louis Bélanger
Jean-Claude Ruel

Université Laval
Centre de recherche en biologie forestière et
Département des sciences du bois et de la forêt

pour le ministère des Ressources naturelles du Québec

Québec 

Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents
Scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire

Rapport synthèse 1997-1999

Unité de gestion de Saint-Félicien
Aire commune 25-03
Secteur du lac Montréal

Marcel Darveau, Ph. D.
Marylène Boulet, M. Sc.
Christine Vallières, M. Sc.
Louis Bélanger, Ph. D.
Jean-Claude Ruel, Ph. D.

Université Laval
Centre de recherche en biologie forestière et
Département des sciences du bois et de la forêt

pour le ministère des Ressources naturelles du Québec
Direction de l'environnement forestier

Sainte-Foy, avril 2001

Pour plus de renseignements :

Normand Bertrand
Direction de l'environnement forestier
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Téléphone : (418) 627-8646 poste 4159
Courriel : normand.bertrand@mrn.gouv.qc.ca

Diffusion :

Direction des communications
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Gouvernement du Québec
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau B-302
Charlesbourg (Québec) G1H 6R1
Téléphone : (418) 627-8600 ou 1-866-CITOYEN
1-866-248-6939

Courriel : service.citoyen@mrn.gouv.qc.ca

Site internet : www.mrn.gouv.qc.ca

© Gouvernement du Québec
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2001
ISBN : 2-550-38320-6
Code de diffusion : 2001-3081

Remerciements

Nous remercions Nancy Bergeron, Isabelle Chouinard, Patrick Filiatrault, Caroline Fournier, Isabelle Gilbert, Claudie Latendresse, Dominique Lavoie et Christine Martineau pour leur aide sur le terrain et Normand Bertrand, Paul Patry et François Potvin pour leur collaboration. Nous remercions aussi C. Barrette et G. Rochette pour le prêt des crânes de mammifères et de spécimens naturalisés d'oiseaux. Cette étude sur les oiseaux, réalisée par l'Université Laval, était financée par le Réseau de centres d'excellence sur la gestion durable des forêts (Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie) et le Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier-volet 1 (ministère des Ressources naturelles du Québec), en collaboration avec les Produits forestiers Donohue et le ministère de l'Environnement et de la Faune (Société de la faune et des parcs du Québec). M. Boulet a bénéficié d'une bourse de 2^e cycle du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie et d'une bourse de la Fondation Alfred B. Kelly de la Société québécoise pour la protection des oiseaux.

Avertissement

Ce projet a été réalisé en partie grâce à une subvention du *Programme de mise en valeur du milieu forestier* (volet 1) du ministère des Ressources naturelles du Québec et à la collaboration de la compagnie Abitibi-Consolidated (Produits forestiers Donohue, Saint-Félicien). Les opinions exprimées dans ce document n'engagent que ses auteurs et non le ministère des Ressources naturelles.

Sommaire

Le règlement sur les normes d'interventions en forêt publique québécoise limite la superficie des aires de coupe d'un seul tenant. Entre deux aires de coupe, on doit conserver soit une lisière boisée de 60 à 125 m de largeur selon la dimension des coupes adjacentes, soit un bloc de forêt d'au moins 3 m de hauteur d'une superficie équivalente à la plus grande des aires déboisées. On ignore la capacité de ces deux types de paysages forestiers à maintenir la biodiversité. Un dispositif expérimental constitué de cinq séparateurs de coupes riverains (60 m de largeur), cinq séparateurs non riverains (60 m de largeur), cinq blocs résiduels (200-300 m de largeur) et cinq témoins (massifs > 5 km²), a été installé en 1997 par le ministère des Ressources naturelles et le ministère de l'Environnement et de la Faune (Société de la faune et des parcs du Québec) en collaboration avec Produits forestiers Donohue, dans l'aire commune 25-03 (secteur du lac Montréal, comté de Roberval). Ce site est partagé par différentes équipes de recherche en écologie animale. Notre équipe y a étudié les communautés d'oiseaux. Dans ce rapport, nous présentons une synthèse des résultats des années 1997-1999 portant sur cinq objectifs spécifiques et nous formulons des recommandations concernant des indicateurs pour la certification et l'aménagement.

Le premier objectif était de déterminer l'influence de la composition et de la structure du paysage sur la composition des communautés d'oiseaux. En 1997 et 1998, nous avons échantillonné respectivement 59 et 65 points dans une grille de 7 x 9 km chevauchant le dispositif principal de l'étude. La présence des oiseaux était fortement corrélée aux variables du peuplement local et aux variables du paysage dans un rayon de 1 km. Les cinq espèces les plus associées au couvert forestier étaient la mésange à tête brune, la paruline à joues grises, le roitelet à couronne rubis, le roitelet à couronne dorée et la paruline à poitrine baie. En revanche, le bruant à gorge blanche, le junco ardoisé et le bruant de Lincoln réagissaient positivement à la présence de coupe avec protection de la régénération et des sols.

Le deuxième objectif était de comparer l'utilisation par les oiseaux de cinq séparateurs de coupes non riverains, cinq séparateurs de coupes riverains, cinq blocs résiduels et cinq massifs témoins. Nous avons installé de deux à trois points d'inventaires d'oiseaux dans chacune de ces 20 unités expérimentales et effectué des relevés de 1997 à 1999. Nous avons effectué des analyses de structure de communautés en comparant trois groupes d'oiseaux : les oiseaux résidants (présents à l'année ; surtout des spécialistes des forêts matures), les migrants de courte distance (hivernant aux États-Unis ; généralistes d'habitat) et les migrants néotropicaux (hivernant au Mexique et plus au sud ; spécialistes des forêts matures). Les densités de couples d'oiseaux néotropicaux étaient significativement plus faibles ($P < 0,05$) dans les séparateurs non riverains (0,3 couple par point d'écoute), les séparateurs riverains (0,5) et les blocs résiduels (0,7) que dans les massifs témoins (1,4). De même, les densités d'oiseaux résidants montraient de plus faibles densités dans les séparateurs non-riverains (0,5) et riverains (0,4) que dans les massifs témoins (0,8) et des densités intermédiaires dans les blocs résiduels. Les migrants de courte distance étaient plus abondants dans les séparateurs riverains (2,5)

en comparaison des séparateurs non riverains (2,0), des blocs résiduels (1,6) et des massifs témoins (1,9).

Le troisième objectif était de déterminer l'influence de la composition et de la structure du paysage sur le succès de nidification des oiseaux. En 1997-1998, aux mêmes points d'échantillonnage que pour les communautés d'oiseaux, nous avons évalué le risque de prédation des nids artificiels placés au sol et à 5 m de hauteur, et garnis d'un œuf de caille de blés et d'un œuf de plasticine. L'incidence de prédation était élevée partout. Les principaux prédateurs étaient le mésangeai du Canada et l'écureuil roux. La végétation locale expliquait mal le risque de prédation en général. À l'échelle du paysage, la prédation par l'écureuil était par contre positivement associée à la superficie en épinettes et en parterres de coupe. La prédation par le mésangeai du Canada était aussi corrélée à la présence de plans d'eau. À court terme, nos résultats indiquent que la récolte forestière ne semble pas augmenter la prédation des nids par l'attraction de prédateurs généralistes.

Le quatrième objectif visait à comparer le succès de nidification des oiseaux dans des séparateurs de coupes non riverains, des séparateurs de coupes riverains, des blocs résiduels et des massifs témoins. En 1997-1998, nous avons comparé le statut de nidification (possible vs probable) des oiseaux présents dans les lambeaux et les massifs. Puisque la prédation des nids est la principale cause d'insuccès de nidification et qu'elle varie avec la structure de l'habitat, nous avons aussi comparé le risque de prédation entre les traitements en utilisant des nids artificiels. La proportion des oiseaux forestiers nicheurs probables était moindre dans les séparateurs de coupes non riverains en 1997 et dans les séparateurs riverains et les blocs de forêt en 1998, même si la prédation des nids artificiels était élevée (69 %) et comparable entre les lambeaux de forêt et les massifs.

Le cinquième objectif, ajouté en 1999, était d'évaluer, en regard des oiseaux, le couvert latéral de séparateurs de coupes de différents types (séparateurs riverains et non riverains de 60 m en épinette noire et bandes riveraines de 20 m en pin gris et en épinette noire). L'obstruction visuelle latérale a été réalisée selon deux méthodes : 1) à l'aide d'un panneau gradué de 50 cm de largeur et de 6 m hauteur, gradué aux 50 cm et 2) grâce à des photographies latérales des bandes et dont on a mesuré la porosité optique au moyen d'un logiciel de traitement d'images. L'analyse des données de ce volet, qui a fait l'objet d'un projet de maîtrise, s'est terminée à l'automne 2000. En bout de ligne, les résultats de ce volet permettront de vérifier si l'évitement des séparateurs de coupes étroits par certaines espèces d'oiseaux est lié au couvert. Ces résultats pourraient aussi servir à déterminer les largeurs de séparateurs requises pour créer des écrans, dans un contexte de maintien de la qualité esthétique des paysages.

Dans notre aire d'étude, la récolte ligneuse selon le système à une passe (grandes coupes à blanc délimitées par des séparateurs de coupes) peut mener jusqu'au prélèvement de 85 % de la forêt mature. Les lambeaux de forêt qui restent sous forme de séparateurs de coupes ont des densités d'oiseaux de forêt mature de 2 à 4 fois plus faibles que les grands massifs forestiers. Certaines espèces, comme la paruline à poitrine baie, sont quasi absentes des séparateurs non riverains et riverains (0,00 et 0,02 oiseaux par point). Cette paruline était présente dans les blocs résiduels, mais à des densités 4 fois plus faibles que

les témoins (0,11 vs 0,40 oiseaux par point, $P = 0,005$). Il apparaît donc évident que, à composition forestière égale, les séparateurs de coupes et les blocs résiduels de 10 ha ont des communautés d'oiseaux différentes de celles des témoins et qu'ils n'assurent pas le maintien de la biodiversité. Une stratégie prudente serait de diversifier les systèmes de récolte ligneuse sur les territoires de coupe. L'utilisation d'espèces d'oiseaux indicatrices comme la paruline à poitrine baie pourrait permettre d'évaluer l'aptitude de nouveaux systèmes de récolte à maintenir la biodiversité dans la pessière noire à mousses.

Référence : Darveau, M., M. Boulet, C. Vallières, L. Boulanger et J.-C. Ruel, 2001. *Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire : rapport synthèse 1997-1999*, Sainte-Foy, Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, code de diffusion 2001-3081, 42 p.

Table des matières

Introduction	1
1. Aire d'étude	3
2. Méthodes.....	5
2.1 Végétation locale et structure du paysage autour des points d'écoute.....	5
2.2 Communautés d'oiseaux	7
2.3 Risque de prédation de nids artificiels	11
2.4 Succès de nidification des oiseaux	12
2.5 Couvert latéral et obstruction visuelle des séparateurs de coupes et bandes riveraines	13
3. Résultats.....	15
3.1 Communautés d'oiseaux dans la grille LSBP	15
3.2 Communautés d'oiseaux dans le dispositif expérimental	17
3.3 Succès de nidification des oiseaux dans la grille LSBP.....	21
3.4 Succès de nidification des oiseaux dans le dispositif expérimental.....	23
3.5 Couvert latéral des séparateurs de coupes.....	27
4. Discussion.....	29
4.1 Particularités régionales des communautés d'oiseaux	29
4.2 Réponse des communautés d'oiseaux aux coupes forestières	29
4.3 Succès de nidification des oiseaux.....	31
4.4 Couvert latéral	31
5. Conséquences pour l'aménagement.....	33
5.1 Séparateurs riverains et non riverains	33
5.2 Blocs résiduels.....	33
5.3 Systèmes de récolte à une, deux ou trois passes	34
5.4 Indicateurs de développement durable.....	36
5.5 Besoins de recherche.....	37
Bibliographie.....	39

Liste des tableaux

Tableau 1	Classification du couvert forestier utilisée pour les analyses de composition du paysage de l'aire d'étude située dans le secteur du lac Montréal, Québec	6
Tableau 2	Variables décrivant le peuplement et sélectionnées pour les analyses à l'échelle locale. Ces variables sont les moyennes de quadrats de 10 X 20 m pour chaque point d'échantillonnage situé dans le secteur du lac Montréal, Québec	7
Tableau 3	Résultats des régressions logistiques à effets aléatoires par étape incluant des variables locales seules, puis des variables de paysage seules et les modèles complets incluant toutes les variables locales et les trois classes de paysage pour 18 espèces d'oiseaux et pour deux années dans les points de la grille LSBP du secteur du lac Montréal, Québec.....	9
Tableau 4	Résultats des régressions logistiques à effets fixes (4 traitements) et à mesures répétées (3 ans) pour 13 espèces d'oiseaux dans le dispositif expérimental du lac Montréal, Québec	20
Tableau 5	Résultats des régressions logistiques par étape qui ont entré des variables de composition du paysage ou de végétation locale pour (1) tous les cas de prédation, (2) la prédation par les écureuils et (3) la prédation par le mésangeai, dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec	25

Liste des figures

- Figure 1 Corrélations canoniques entre les communautés d'oiseaux et la végétation locale et à l'échelle du paysage (rayon de 1 000 m) dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, 1998. Les codes de variables sont donnés aux tableaux 1 à 3. Pour faciliter la compréhension, les vecteurs d'habitat (Figure 1a) et d'oiseaux (Figure 1b) sont présentés comme sur deux acétates..... 16
- Figure 2 Densités d'espèces et de couples (moyennes de 3 ans de 5 répliquats contenant chacun 3 points d'écoute) d'oiseaux nicheurs par statut migratoire (résidants, migrateurs de courte distance et migrateurs néotropicaux) pour quatre traitements (séparateurs de coupes non riverains et riverains, blocs résiduels et massifs témoins) dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec, 1997-1999..... 18
- Figure 3 Distribution de fréquence des prédateurs qui ont laissé des marques sur des œufs de plasticine placés dans des nids artificiels, en relation avec la hauteur du nid, dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec..... 22
- Figure 4 Proportion moyenne de nids au sol et à 5 m de hauteur attaqués par des prédateurs dans cinq séparateurs de coupes non riverains, cinq séparateurs riverains, cinq blocs résiduels et cinq massifs témoins, dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec..... 24
- Figure 5 Obstruction visuelle latérale moyenne en fonction de la distance et de la hauteur selon la méthode du panneau. À gauche : bandes riveraines de 20 m de largeur en pin gris (PIG) ($n=15$) et en épinette noire (EPN) ($n=20$). À droite : séparateurs de coupes non riverains (nriv) ($n=18$) et riverains (riv) ($n=16$)..... 28
- Figure 6 Exemple de deux photographies latérales de porosité optique moyenne pour le secteur du lac Montréal : à gauche, une bande de 20 m en pin gris et à droite, un séparateur de coupes riverain de 60 m en épinette noire..... 28

Introduction

Le développement durable de la forêt est devenu un objectif prioritaire de la société et de l'industrie forestière, comme en témoignent des initiatives comme la certification environnementale. La compréhension des processus naturels des écosystèmes et l'établissement de pratiques forestières qui maintiennent ces processus constituent des prérequis au développement forestier durable.

Le gouvernement du Québec a adopté en 1996 un nouveau règlement sur les normes d'interventions (RNI) qui limite la superficie des aires de coupes d'un seul tenant dans les forêts du domaine public québécois (Gouvernement du Québec, 1996). Entre deux aires de coupes, on doit conserver soit une lisière boisée de 60 à 125 m de largeur selon la dimension des coupes adjacentes, soit un bloc de forêt d'au moins 3 m de hauteur d'une superficie équivalente à la plus grande des aires déboisées. On ignore la capacité de ces deux types de paysages forestiers à maintenir la biodiversité. Un dispositif expérimental a été installé en 1997 par le ministère des Ressources naturelles et le ministère de l'Environnement et de la Faune (Société de la faune et des parcs) en collaboration avec Produits forestiers Donohue (Abitibi-Consolidated) pour évaluer l'utilisation par la faune des séparateurs de coupes et des blocs résiduels. Des chercheurs de différents ministères et universités du Québec étudient divers groupes d'espèces d'oiseaux et de mammifères. Notre équipe s'intéressait aux oiseaux forestiers.

Parallèlement à ce projet, le Réseau de centres d'excellence sur la gestion durable des forêts a initié le « Landscape Structure and Biodiversity Project » (LSBP), un projet qui examine les contributions relatives de la structure et de la composition des peuplements et du paysage sur la présence/absence, l'abondance et la dynamique de plusieurs espèces de vertébrés et d'invertébrés dans des paysages forestiers naturels ou aménagés. Ce projet regroupe des chercheurs de l'Alberta, du Nouveau-Brunswick et du Québec. Notre équipe de recherche a aussi participé à ce projet. Le site d'étude était le même que pour l'autre projet et le groupe faunique visé était également les oiseaux forestiers.

Ce rapport présente les résultats de l'ensemble des trois campagnes de terrain (1997, 1998 et 1999) réalisées dans le cadre de ces deux projets complémentaires. Les objectifs de l'étude sont : 1) déterminer l'influence de la composition et de la structure du paysage sur la composition des communautés d'oiseaux ; 2) comparer l'utilisation par les oiseaux des séparateurs de coupes non riverains, des séparateurs de coupes riverains, des blocs résiduels et des massifs témoins ; 3) déterminer l'influence de la composition et de la structure du paysage sur le succès de nidification des oiseaux ; 4) comparer le succès de nidification des oiseaux dans des séparateurs de coupes non riverains, des séparateurs de coupes riverains, des blocs résiduels et des massifs témoins ; 5) évaluer, en regard des oiseaux, le couvert latéral de séparateurs de coupes riverains et non riverains de différentes compositions en essences et largeurs.

Nous tenons à préciser que les objectifs 2 et 4 ont fait l'objet du projet de maîtrise de M. Boulet de 1997-1999, tandis que l'objectif 5 correspond au projet de maîtrise de C. Vallières, qui a débuté en 1999 et devrait se terminer à la fin de l'automne 2000.

1. Aire d'étude

Les travaux se sont déroulés dans une aire d'environ 100 km² (49°09'N, 72°58'O) dans l'aire commune 025-03, secteur des lacs Montréal, Gronick et du Loup, à environ 30 km au nord-ouest de Saint-Thomas-Didyme, dans le comté de Roberval.

En 1997, dans le cadre du projet LSBP (objectifs 1 et 3), nous avons échantillonné 60 points sur une grille de 7 x 9 km (un point dans chaque cellule de 1 x 1 km). Toujours en 1997, dans le cadre du projet sur les séparateurs de coupes (objectifs 2 et 4), nous avons installé des points d'échantillonnage dans le dispositif du MRN contenant 20 unités expérimentales : cinq massifs forestiers témoins (> 5 km²), cinq séparateurs de coupes non riverains, cinq séparateurs de coupes riverains, un bloc résiduel et quatre futurs blocs résiduels. Ces futurs blocs faisaient encore partie de massifs forestiers et sont devenus des blocs isolés lors de la coupe de la forêt adjacente à l'hiver 1997-1998. Trois points d'échantillonnage espacés de 250 m ont été placés dans les séparateurs de coupes riverains, les blocs résiduels et les témoins. Dans les séparateurs riverains, chaque point était centré par rapport aux bordures et situé à au moins 50 m de l'extrémité de la bande ou du séparateur. Dans le cas des blocs, les points étaient disposés sur un transect à au moins 50 m de la bordure. Dans les séparateurs non riverains, qui faisaient moins de 500 m de longueur, nous avons pu placer seulement deux points en 1997. En 1998, nous avons remédié à ce problème en ajoutant deux nouveaux séparateurs de coupes et en prolongeant trois autres.

En 1999, pour l'étude sur le couvert latéral, nous avons complété le dispositif des séparateurs de coupes en augmentant le nombre d'unités expérimentales à 15 répliques de tous les types de séparateurs de coupes et de bandes boisées riveraines existants dans le secteur, soit des séparateurs de 60 m riverains et non riverains dominés par l'épinette noire et des bandes riveraines de 20 m en épinette noire et en pin gris.

2. Méthodes

2.1 Végétation locale et structure du paysage autour des points d'écoute

Nous avons effectué des relevés d'habitat dans la grille du RCEGDF, mais pas dans le dispositif expérimental étant donné que ce dernier avait été délibérément installé dans des peuplements d'épinette noire comparables (Bertrand *et al.*, 1998).

À l'échelle du paysage, l'aire d'étude a été cartographiée dans un système d'information à référence spatiale (ArcView) en utilisant la stratification de l'Inventaire forestier du Québec et en fixant la superficie minimale des peuplements à 1 ha (Bertrand *et al.*, 1998). Nous avons reclassifié les types de couvert en huit classes pertinentes pour les oiseaux (Tableau 1) et nous avons généré trois rayons d'influence du paysage (250 m, 500 m et 1000 m) autour de chaque point. Ensuite, nous avons calculé la superficie de chaque type de couvert et l'indice de contraste moyen entre les bordures de peuplements («Mean Edge Contrast Index», un indice de structure du paysage) avec le logiciel Fragstats (McGarigal et Marks, 1995). Nous avons mesuré les corrélations entre les variables de composition et de structure. Comme elles étaient corrélées entre elles ($P < 0.05$), nous avons exclu les variables de structure de notre analyse et nous avons conclu que la structure de l'écosystème à l'étude était fortement associée à sa composition. Cette démarche a d'abord été faite en 1997, puis refaite en 1998 pour tenir compte des changements résultant de coupes forestières de l'hiver 1997-1998.

Tableau 1 Classification du couvert forestier utilisée pour les analyses de composition du paysage de l'aire d'étude située dans le secteur du lac Montréal, Québec

Classe	Code	Description
Épinette	epn	Peuplements dominés par l'épinette noire > 7 m de hauteur
Pin	pig	Peuplements dominés par le pin gris > 7 m de hauteur
Sapin	sab	Peuplements dominés par le sapin baumier > 7 m de hauteur
Décidu	dec	P. dominés par le bouleau blanc ou le peuplier faux-tremble >7 m de hauteur
Perchis	per	Peuplements jeunes 1,5 à 7 m de hauteur
Coupe	cou	Peuplements très jeunes (< 1,5 m de hauteur), sol nu ou affleurements rocheux
Humide	hum	Marais, peuplements humides, aulnaies, tourbières boisées ou non et îles
Eau libre	eau	Lacs, rivières et étangs

La végétation locale (c'est-à-dire le peuplement) a été échantillonnée dans quatre placettes de 10 x 20 m, l'une accolée au point d'écoute et les trois autres au nord, sud-est et sud ouest du point, dans un rayon de 50 à 100 m de celui-ci. Nous y avons dénombré tous les arbres vivants et morts de plus de 8 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) et mesuré les débris ligneux grossiers qui interceptaient les deux lignes de 20 m de chaque placette. Nous avons classifié le pourcentage de recouvrement au sol des arbustes, herbes et mousses en cinq catégories (seuils de 1, 10, 20 et 50 %) et estimé leur hauteur. Les recouvrements du couvert arborescent et du sous-étage ont été estimés avec un tube oculaire et leur hauteur mesurée avec un clinomètre et un galon. Au total, 38 variables composaient le jeu de données sur la végétation locale. Après des tests de corrélation préliminaires, nous avons exclu 21 variables fortement corrélées à d'autres ou qui avaient moins de signification biologique et nous avons fusionné trois paires de variables pour finalement en retenir 14 décrivant la végétation locale. Nous avons ensuite fait une analyse en coordonnées principales pour identifier les variables qui résumaient le mieux la structure et la composition de l'écosystème (Legendre *et al.*, 1998). Trois valeurs propres étaient significatives selon le critère de distribution du bâton brisé et expliquaient 71 % de la variance. L'examen des graphiques de résultats a révélé que la structure de l'écosystème était fortement associée à sa composition. En se basant sur la position des variables sur les graphiques et leur signification biologique, nous avons retenu 11 de ces variables (Tableau 2).

Tableau 2 Variables décrivant le peuplement et sélectionnées pour les analyses à l'échelle locale. Ces variables sont les moyennes de quadrats de 10 X 20 m pour chaque point d'échantillonnage situé dans le secteur du lac Montréal, Québec

Variable	Description
Rdom	Recouvrement au sol (%) des arbres dominants (> 10 m de hauteur)
Rsdm	Recouvrement au sol (%) des arbres sous-dominants (2 à 10 m)
Rarbu	Recouvrement au sol (%) des arbustes (< 2 m)
Rherb	Recouvrement au sol (%) des plantes herbacées
Décid	Nombre moyen de peupliers faux-trembles et de bouleaux blancs > 8 cm au dhp
Sab	Nombre moyen de sapins baumiers > 8 cm au dhp
Épn	Nombre moyen d'épinettes noires > 8 cm au dhp
Pig	Nombre moyen de pins gris > 8 cm au dhp
Débris	Nombre moyen de gros débris ligneux > 8 cm au dhp et ≥ 50 cm de hauteur
Chicot	Nombre moyen de chicots > 8 cm au dhp et ≥ 50 cm de hauteur
Aursal	Recouvrement au sol (%) moyen en aulnes et saules < 2 m de haut

2.2 Communautés d'oiseaux

À chaque point du dispositif expérimental, nous avons réalisé trois inventaires entre le 28 mai et le 5 juillet de chaque année, de 1997 à 1999, selon la méthode des points d'écoute (Ralph *et al.*, 1995). À chaque visite, un observateur notait pendant 15 minutes les positions de tous les oiseaux vus ou entendus et les rapportait sur un plan en forme de cible permettant d'analyser les données pour des rayons d'écoute de 50, 75, 100 et >100 m (rayon illimité). Après la période d'observation de 15 minutes, l'observateur procédait à l'appel des espèces peu vocales (grimpereau brun, sittelle à poitrine rousse, mésange à tête brune, pic à dos noir, pic tridactyle et, nouvellement en 1998, nyctale de tengmalm) en faisant jouer un enregistrement du chant, cri ou tambourinage de chacune pendant trois périodes d'environ 20 secondes espacées de silences de 15 secondes. Les oiseaux qui se manifestaient en réponse à cette stimulation étaient notés sur le plan et codés pour permettre des analyses des données avec et sans appel. Le même protocole a été utilisé dans la grille LSBP en 1997 et 1998.

Pour l'analyse des données du dispositif expérimental, nous avons cumulé les données de points d'écoute et d'appel à l'intérieur d'un rayon de 50 m et avons calculé le nombre moyen d'individus territoriaux par visite par an par unité expérimentale. Les analyses ont été faites en considérant les 2 ou 3 points d'écoute de chaque unité expérimentale comme des échantillons regroupés. Nous avons d'abord effectué des analyses selon le statut migratoire : les espèces résidentes (qui résident à l'année dans la région), les espèces irruptives (qui ont une migration irrégulière et dont les populations montrent de fortes fluctuations en relation avec la disponibilité de nourriture), les migrateurs de courte distance (qui hivernent aux États-Unis et au Canada) et les migrateurs néotropicaux (qui hivernent plus au Sud) (Gauthier et Aubry, 1995 ; David, 1996). Avant chaque analyse, nous avons testé pour l'homogénéité des variances (test de Bartlett) et transformé les données ($\log [x+1]$) si nécessaire. Pour les comparaisons entre les traitements, nous avons utilisé l'analyse de variance à mesures répétées pour dispositif complètement aléatoire et le test de comparaisons multiples Waller-Duncan (Day et Quinn, 1989). Nous avons aussi effectué des analyses par espèce pour les 13 espèces présentes dans au moins 10 points d'échantillonnage chaque année en utilisant la régression logistique à mesures répétées (Stokes *et al.*, 1995 ; Agresti, 1996). Nous avons utilisé la probabilité de présence dans l'unité expérimentale comme variable dépendante pour toutes les espèces sauf une, le roitelet à couronne dorée, pour laquelle nous avons utilisé la probabilité d'avoir au moins 0,5 individu par unité expérimentale vs moins de 0,5 individu).

Pour l'analyse exploratoire des données de la grille LSBP, nous avons effectué des analyses de corrélations canoniques entre les variables ornithologiques (17 espèces présentes dans au moins 10 points d'échantillonnage chaque année ; Tableau 3) et les variables locales et les variables de paysage. Nous avons fait six analyses par an, i.e. les oiseaux vs (1) les variables locales, (2) les variables de paysage dans un rayon de 250 m des points d'échantillonnage, (3) dans un rayon de 500 m, (4) dans un rayon de 1000 m, (5) toutes les variables et (6) locales plus rayon de 1000 m. Nous avons aussi effectué des analyses par espèce en utilisant la régression logistique par étape avec les mêmes groupes de variables d'habitat.

Tableau 3 Résultats des régressions logistiques à effets aléatoires par étape incluant des variables locales seules, puis des variables de paysage seules (meilleur de 3 modèles à 250, 500 et 1 000 m) et les modèles complets incluant toutes les variables locales et les trois classes de paysage pour 18 espèces d'oiseaux et pour deux années dans les points de la grille LSBP du secteur du lac Montréal, Québec

Espèce (code)	An	Variables locales	Variables du meilleur modèle de paysage	Modèle complet
Bec-croisé bifascié (BCBI)	1997	Ns	ns	Ns
	1998	Ns	ns	Ns
Bruant à gorge blanche (BRGB)	1997	0,08 pig (-)	ns	0,08 pig (-)
	1998	0,45 pig (-)	0,22 cou500 (+)	0,53 rdom (-) pig500 (-)
Bruant de Lincoln (BRLI)	1997	Ns	0,07 cou500 (+)	0,15 eau250 (+) cou500 (+)
	1998	0,11 rherb (-)	ns	0,12 rherb (-)
Grive à dos olive (GRDO)	1997	0,11 sab (+)	0,26 eau500 (+) sab500 (+)	0,24 sab (+) eau250 (+)
	1998	0,09 pig (-)	ns	0,09 pig (-)
Grive solitaire (GRSO)	1997	Ns	ns	Ns
	1998	0,07 chicot (+)	ns	0,07 chicot (+)
Junco ardoisé (JUAR)	1997	0,08 sab (-)	0,12 epn250 (-)	0,26 dec (-) epn250 (-) epn1000 (+)
	1998	0,30 rdom (-) rsdom (-) rarbu (-)	0,06 cou250 (+)	0,33 rdom (-) rarbu (-) cou500 (+)
Merle d'amérique (MEAM)	1997	Ns	0,08 dec1000 (+)	0,19 epn250 (-) dec1000 (+)
	1998	0,10 rherb (-)	ns	0,10 rherb (-)
Mésange à tête brune (MÉTB)	1997	0,10 rsdom (+)	0,09 per250 (+)	0,10 rsdom (+)
	1998	0,20 sab (+) epn (+)	0,16 cou250 (-)	0,31 pig1000 (+) epn1000 (-)- cou250 (+)
Mésangeai du Canada (MECA)	1997	0,10 rherb (-)	0,10 pig1000 (+)	0,21 pig1000 (+) cou250 (+)
	1998	Ns	0,07 eau500 (+)	0,07 eau500 (+)
Paruline à croupion jaune (PACJ)	1997	0,10 débris (-)	ns	0,10 debris (-)

Espèce (code)	An	Variables locales	Variables du meilleur modèle de paysage	Modèle complet
Paruline à joues grises (PAJG)	1998	0,16 epn (+)	0,10 cou250 (-)	0,16 epn (+)
	1997	0,35 rsdom débris (-) chicot (-)	0,18 per250 (+) epn250 (+)	0,43 per1000 (+) débris (-) chicot (-) epn250 (+)
	1998	0,22 sab (+)	0,34 cou250 (-) per250 (+) hum250 (+)	0,32 sab (+) cou250 (-)
Paruline à poitrine baie (PAPB)	1997	0,25 décidéu (+) rsdom (+)	0,27 cou250 (-) eau250 (-)	0,25 rsdom (+) décidu (+)
	1998	0,16 rsdom (+)	ns	0,16 rsdom (+)
Paruline à tête cendrée (PATC)	1997	0,24 rdom (+) pig (-)	0,09 per250 (+)	0,24 rsdom (+) pig (-)
	1998	0,12 rsdom (+)	0,23 epn250 (-) pig250 (-)	0,23 rsdom (+) cou250 (-)
Roitelet à couronne rubis (ROCR)	1997	0,21 rherb (+)	0,22 pig250 (-) cou250 (-)	0,21 rherb (+)
	1998	0,25 rsdom (+) chicot (+)	0,20 per250 (+) hum250 (+)	0,41 rsdom (+) chicot (+) per250 (+) hum250 (+)
Roitelet à couronne dorée (ROCD)	1997	0,07 rherb (+)	0,12 cou250 (-)	0,19 eau1000 (-) cou250 (-)
	1998	0,38 epn (+)	0,14 cou250 (-)	0,38 epn (+)
Viréo aux yeux rouges (VIYR)	1997	0,23 décidéu (+)	ns	0,23 décidéu (+)
	1998	0,09 décidéu (+)	ns	0,09 décidéu (+)
Viréo à tête bleue (VITB)	1997	Ns	0,11 epn1000 (+)	0,11 epn1000 (+)
	1998	Ns	ns	Ns
Troglodyte mignon (TRMI)	1997	0,22 sab (+)	0,24 pig1000 (-)	0,24 pig1000 (-)
	1998	0,17 sab (+) -pig	0,11 pig1000 (-)	0,24 pig250 (-)

L'information contenue dans chaque cellule est le coefficient de détermination du modèle, les variables retenues par le modèle, le sens positif (+) ou négatif (-) de la relation entre la variable d'habitat et la probabilité d'observer l'espèce d'oiseau. Le code ns indique que le modèle n'était pas significatif.

2.3 Risque de prédation de nids artificiels

Pour évaluer le risque de prédation quotidien et pour identifier les prédateurs de nids d'oiseaux, nous avons utilisé la méthode des nids artificiels. À chaque point d'écoute d'oiseaux, nous avons disposé quatre nids artificiels dans un rayon de 25 m. Les nids artificiels placés à cinq m de hauteur étaient formés d'une matrice de broche à poule garnie de lichens arboricoles, de sphaignes et de mousses pour imiter le nid de la grive à dos olive (*Catharus ustulatus*), bien que leur taille excédait légèrement (diamètre extérieur de 12 à 14 cm) celle du nid de cet oiseau (Darveau *et al.*, 1997). Les nids au sol consistaient en une légère cavité faite à la main dans la mousse, la sphaigne ou la litière. Dans chaque nid, nous avons déposé un œuf de caille des blés (*Coturnix coturnix*) et un œuf de plasticine. L'œuf de plasticine était attaché à une racine, à une petite tige ou au nid, afin qu'il ne soit emporté par le prédateur.

Les nids ont été installés au début de juin, puis inspectés trois fois, i.e. après environ sept jours, puis après environ 14 jours et finalement après 21 jours, en 1997 et 1998. Cette période de 21 jours correspond à la période de nidification de la majorité des passereaux (début juin à début juillet). Un nid était considéré attaqué lorsqu'au moins un œuf était cassé, percé, mordu ou tout simplement disparu. Cette méthode permet une identification fine des prédateurs (même les petits mammifères) en comparant leurs empreintes laissées dans les œufs de plasticine avec des empreintes obtenues à l'aide de crânes de mammifères et de spécimens d'oiseaux naturalisés (Darveau *et al.*, 1997 ; Boulet et Darveau, 2000). Pour minimiser les erreurs d'identification, deux observateurs indépendants ont identifié les marques laissées par les prédateurs et ont ensuite comparé leurs résultats.

Pour évaluer s'il existait une différence entre les taux de prédation dans les différentes structures, nous avons utilisé des régressions Poisson (Agresti, 1996). Le test de Mc Nemar a été utilisé pour vérifier s'il existait un lien entre le prédateur et la hauteur du nid attaqué (Agresti, 1996). Pour la grille LSBP, nous avons procédé à des séries de régressions logistiques par étape, en entrant le ratio suivant comme variable dépendante : nombre de nids attaqués à un point / nombre de nids présents à ce point. Nous avons

considéré les quatre échelles suivantes : locale, 250 m, 500 m et 1000 m, pour chacune des années (1997, 1998 et 1997-1998). Des modèles globaux pour 1997 et 1998 ont aussi été effectués. Ces procédures ont été répétées pour : 1) tous les cas de prédation, 2) les cas de prédation par l'écureuil, 3) les cas de prédation par le geai (Boulet *et al.*, 2000).

2.4 Succès de nidification des oiseaux

À chacun des points du dispositif expérimental, nous avons évalué le succès de nidification des oiseaux présents. Pour ce faire, nous avons visité deux fois chaque point d'échantillonnage et avons procédé à trois séances successives de houspillage de mésanges et d'écoute, soit 10 minutes par visite. Les enregistrements de houspillage alertent et attirent plusieurs oiseaux, ce qui nous permet de noter le comportement de ces derniers, la présence de nourriture dans leur bec et/ou d'un groupe familial. Nous avons ajouté à ces données certaines données comportementales des oiseaux vus ou entendus lors des trois inventaires d'oiseaux réalisés plus tôt dans la saison (i.e. oiseaux se manifestant dans le rayon de 50 m lors des 10 premières minutes d'inventaire, ainsi que les réponses des espèces peu vocalisantes qui ont été appelées). Nous avons par la suite attribué une cote de nidification aux oiseaux présents selon les critères utilisés dans *l'Atlas des oiseaux nicheurs du Québec* (i.e. nidification possible, probable ou confirmée) (Gauthier et Aubry, 1995). Comme les nicheurs confirmés étaient rares, nous avons jumelé cette catégorie avec celle des nicheurs probables. Cette nouvelle catégorie a été par la suite nommée nicheurs probables. Les espèces d'oiseaux ont été classifiées en trois catégories : les espèces d'habitats ouverts, les espèces ubiquistes et les espèces de forêt mature. Des régressions logistiques ont été utilisées pour comparer l'activité parentale dans les séparateurs, les blocs et les témoins, en utilisant le ratio suivant : le nombre maximal de nicheurs probables divisé par le nombre maximal de nicheurs probables et de nicheurs possibles (Agresti, 1996).

2.5 Couvert latéral et obstruction visuelle des séparateurs de coupes et bandes riveraines

Pour évaluer l'obstruction visuelle latérale, plusieurs types de lisières boisées ont été échantillonnés. Au total, 15 bandes riveraines de pin gris de 20 m de largeur, 20 bandes riveraines d'épinette noire de 20 m, 18 séparateurs de coupes non riverains d'épinette noire de 60 m et 16 séparateurs de coupes riverains d'épinette noire de 60 m ont été sélectionnés. L'obstruction visuelle latérale des séparateurs a été évaluée de deux manières. La première consistait à utiliser une planche à profil de végétation (Nudds, 1977) de 50 cm de largeur par 6 m de hauteur, maintenue verticalement en place en bordure du séparateur de coupes. La planche était subdivisée en sections de 50 cm de hauteur, faciles à distinguer par l'alternance des sections de couleurs rouge et blanche. L'obstruction visuelle fut évaluée en reculant à 10 m, puis à 20, et ainsi de suite jusqu'à ce que la totalité de la largeur du séparateur ait été mesurée. Pour chaque section entièrement visible, l'observateur considérait que la visibilité était de 100 %. Les sections dont on voyait plus de la moitié étaient incluses dans la classe de 66 % de visibilité. Celles dont on voyait moins de la moitié étaient considérées comme visibles à 33 %, alors que les sections invisibles furent classées 0 % de visibilité.

La seconde méthode consistait à prendre une photographie horizontale de la bande boisée à une distance de 30 m de celle-ci. Cette méthode présente les avantages suivants par rapport à la première : elle est rapide d'utilisation et elle permet l'évaluation du couvert latéral sur toute la hauteur des lisières boisées. Par contre, elle n'est utilisable qu'avec des lisières boisées existantes et avec le ciel en arrière plan. De plus, elle ne permet pas de faire des profils de couvert en fonction de la distance horizontale dans un peuplement. En ce sens, les deux méthodes utilisées sont complémentaires.

Pour chacun des points échantillonnés, nous avons effectué un inventaire dendrométrique (essence, diamètre) avec un prisme de facteur deux. Chacune des tiges a été catégorisée selon une cote de santé variant de un à huit (Bergeron *et al.*, 1997), un étant un arbre en santé et huit un moignon d'arbre mort de moins de 2 m de haut. Enfin, à chaque parcelle, l'âge et la hauteur de trois arbres études étaient évalués.

Les données d'obstruction visuelle latérale obtenues grâce à la méthode du panneau ont été analysées sous forme de graphiques indiquant le pourcentage d'obstruction visuelle latérale en fonction de la profondeur du séparateur, et ce pour chacune des classes de hauteur. Les photographies latérales ont d'abord été retouchées pour enlever les artéfacts et mises en haut contraste noir et blanc à l'aide du logiciel Scion (Scion corporation, 2000), puis analysées avec Fragstats (McGarigal et Marks, 1995) pour ainsi obtenir le pourcentage de pores sur chaque image, leur grosseur moyenne et un indice de leur dispersion.

3. Résultats

3.1 Communautés d'oiseaux dans la grille LSBP

Les variables locales d'habitat expliquaient 81 % de la variance totale des communautés d'oiseaux en 1997 et 90 % en 1998. Les variables de paysage étaient moins efficaces, puisqu'elles expliquaient respectivement 73-65 %, 64-62 % et 69-66 % de la variance totale à des rayons de 250, 500 et 1 000 m en 1997-98. Le modèle combinant toutes les variables expliquait 99 % de la variance en 1997 et 97 % en 1998. Le modèle incluant seulement les variables locales et les variables de paysage à 1 000 m donnait des résultats intermédiaires entre les modèles par groupe de variables et le modèle complet, avec 90-93 % de la variance totale expliquée.

Deux axes étaient significatifs dans le modèle basé sur les variables locales et les variables de paysage de 1 000 m en 1998 (Figure 1 ; résultats similaires en 1997 non montrés ici). Le premier axe ($P = 0,0001$; 52 % de la variance expliquée par le modèle) représentait un gradient des sites coupés à blanc et avec des débris ligneux (surtout des déchets de coupe) vers la forêt mature avec un couvert arborescent dense dominé par l'épinette, le sapin ou les feuillus intolérants à l'échelle locale et à l'échelle du paysage.

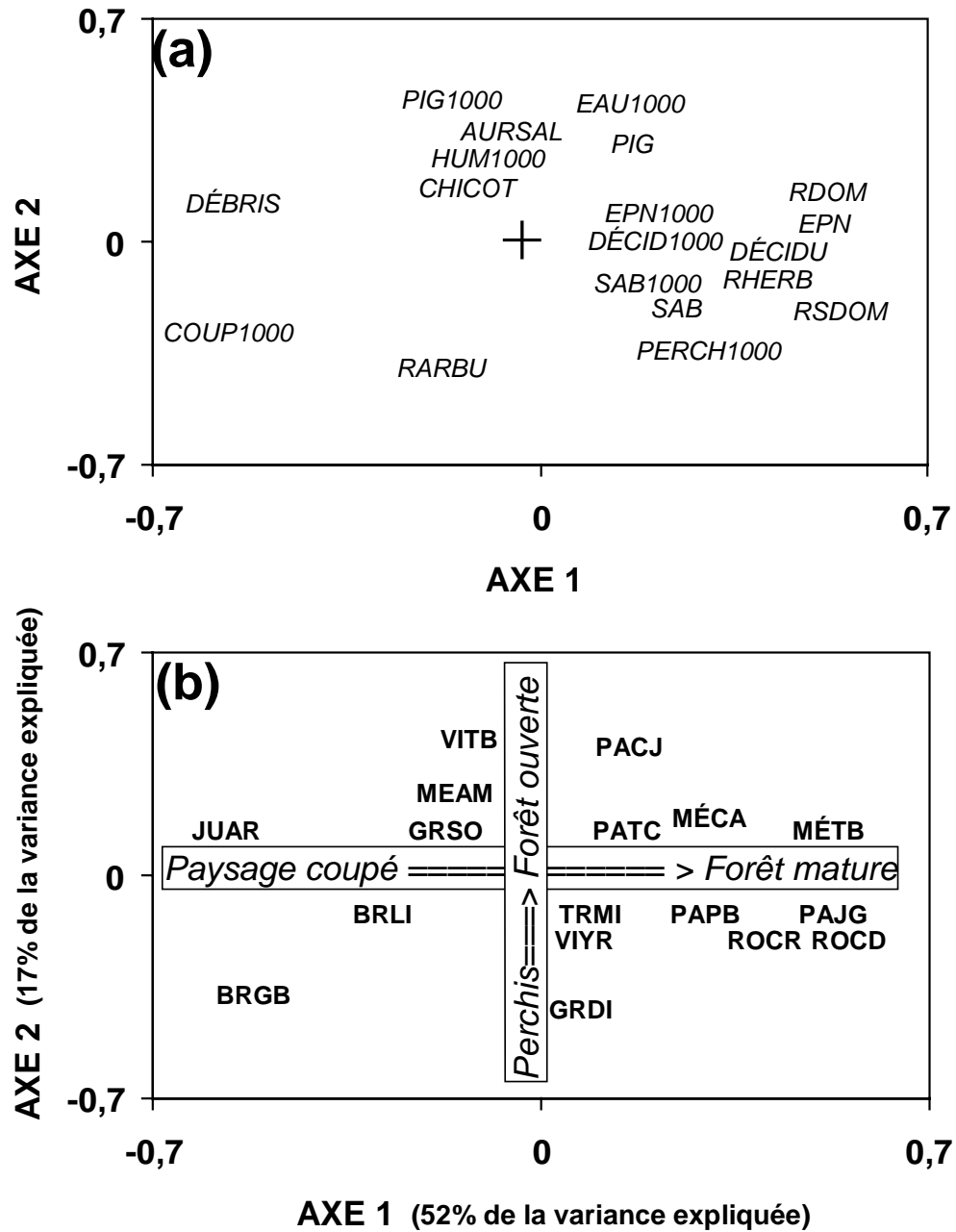


Figure 1 Corrélations canoniques entre les communautés d'oiseaux et la végétation locale et à l'échelle du paysage (rayon de 1 000 m) dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, 1998. Les codes de variables sont donnés aux tableaux 1 à 3. Pour faciliter la compréhension, les vecteurs d'habitat (Figure 1a) et d'oiseaux (Figure 1b) sont présentés comme sur deux acétates.

Ceci suggère une redondance entre les variables locales et de paysage dans notre aire d'étude. Le deuxième axe ($P = 0,05$; 17 % de la variance expliquée par le modèle) distinguait les jeunes forêts (au stade gaulis ou perchis) des forêts de pin gris et les forêts humides ou riveraines. Le junco ardoisé, le bruant à gorge blanche et le bruant de Lincoln étaient essentiellement associés aux coupes à blanc tandis que la mésange à tête brune, la paruline à joues grises, le roitelet à couronne dorée, la paruline à poitrine baie et le mésangeai du Canada étaient associés aux forêts matures à couvert fermé.

En revanche, les analyses de régression logistique par espèce n'ont dans l'ensemble pas permis de construire des modèles satisfaisants pour la prédiction de la présence d'une espèce à un point en fonction de variables locales et de paysages. Le coefficient de détermination des différents modèles variait de 0,00 à 0,53 pour les 180 modèles testés (Tableau 3). Le meilleur modèle permettait de prédire la présence du bruant à gorge blanche en fonction inverse du recouvrement du couvert arborescent local et la présence de peuplements de pin gris dans un rayon de 500 m ($R^2 = 0,53$).

3.2 Communautés d'oiseaux dans le dispositif expérimental

Le nombre moyen d'espèces observées par point d'écoute n'a pas varié entre les années (Anova-mr, $F_{3,18} = 2,53$, $P = 0,09$), mais il variait entre les traitements (Anova-mr, $F_{3,18} = 6,32$, $P = 0,004$). Cette différence entre les traitements était due essentiellement à des nombres moyens d'espèces plus faibles dans les séparateurs riverains, les séparateurs non riverains et les blocs résiduels en comparaison des témoins (Waller-Duncan, $P < 0,05$; Figure 2).

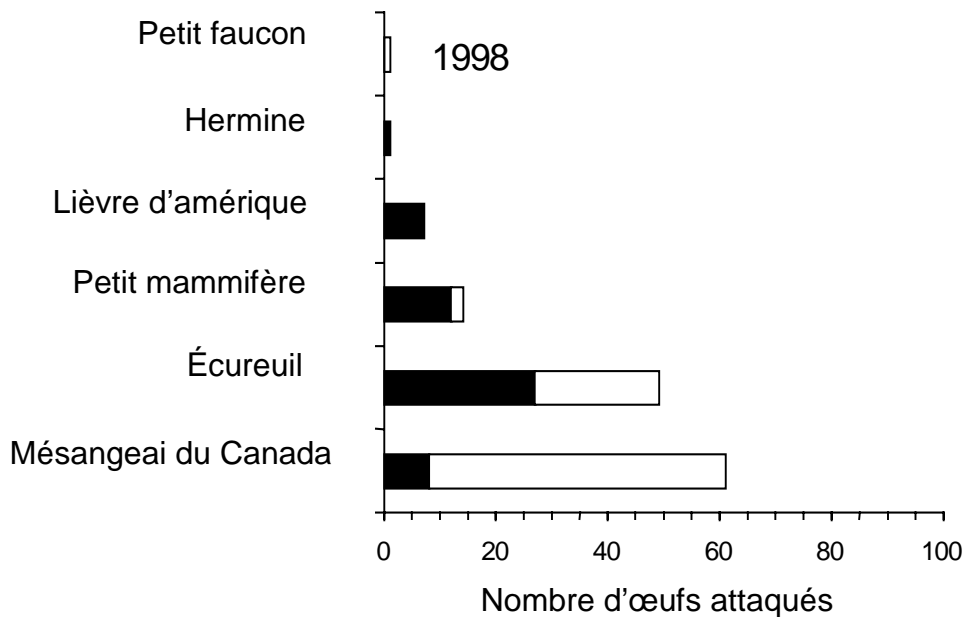
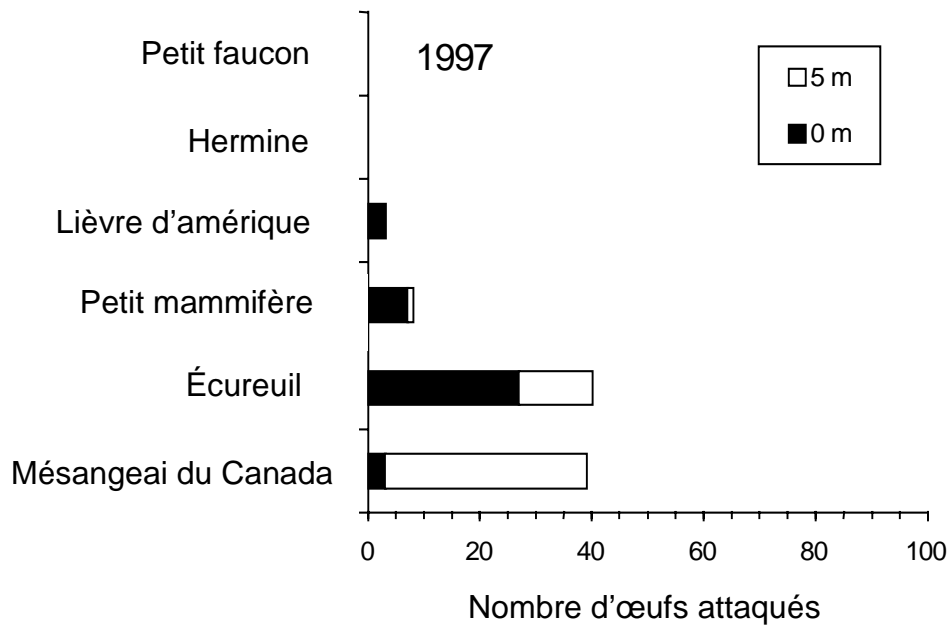


Figure 2 Densités d'espèces et de couples (moyennes de 3 ans de 5 réplicats contenant chacun 3 points d'écoute) d'oiseaux nicheurs par statut migratoire (résidents, migrants de courte distance et migrants néotropicaux) pour quatre traitements (séparateurs de coupes non riverains et riverains, blocs résiduels et massifs témoins) dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec, 1997-1999

Le nombre moyen de couples par point d'écoute montrait une variation entre les années (Anova, $F_{2,34} = 4,46$, $P = 0,02$), avec $3,4 \pm 1,0$ (moyenne \pm écart-type) couples par point en 1997, $3,0 \pm 0,9$ en 1998 et $3,7 \pm 0,9$ en 1999. Il n'y avait pas d'interaction entre les traitements et les années (Anova, $F_{6,34} = 0,46$, $P = 0,83$). L'effet du traitement était significatif (Anova, $F_{3,18} = 6,53$, $P = 0,004$) : il faisait ressortir que les nombres de couples étaient plus faibles dans les séparateurs non riverains et les blocs résiduels que dans les témoins (Figure 2).

Les analyses par statut migratoire révèlent des différences importantes dans la composition des communautés d'oiseaux selon les traitements : les migrateurs de courte distance, qui constituaient le groupe dominant dans tous les traitements, ont montré des densités d'espèces (Anova-mr, $F_{3,18} = 11,61$, $P = 0,0002$; Figure 2) et de couples (Anova-mr, $F_{3,18} = 5,91$, $P = 0,005$) plus élevées dans les séparateurs riverains que dans les séparateurs non riverains, les blocs résiduels et les témoins (Waller-Duncan, $P < 0,05$). Cette différence était due essentiellement à une plus grande abondance du bruant à gorge blanche et de la grive solitaire dans les séparateurs riverains (Tableau 4). En revanche, le roitelet à couronne dorée était moins abondant dans les séparateurs que dans les témoins.

Tableau 4 Résultats des régressions logistiques à effets fixes (4 traitements) et à mesures répétées (3 ans) pour 13 espèces d'oiseaux dans le dispositif expérimental du lac Montréal, Québec

Espèces	Séparateur non riverain	Séparateur riverain	Bloc résiduel
Bruant à gorge blanche	0,002 (+)	0,009 (+)	0,66 (-)
Grive solitaire	0,03 (+)	0,02 (+)	0,02 (+)
Junco ardoisé	0,05 (+)	0,10 (+)	0,81 (+)
Mésange à tête brune	0,02 (-)	0,13 (-)	0,30 (+)
Mésangeai du Canada	0,75 (-)	0,36 (-)	0,71 (-)
Paruline à croupion jaune	0,46 (-)	0,91 (+)	0,18 (-)
Paruline à joues grises	0,002 (-)	0,008 (-)	0,99 (-)
Paruline à poitrine baie	0,0001 (-)	0,0003 (-)	0,005 (-)
Paruline à tête cendrée	0,002 (-)	0,14 (-)	0,09 (-)
Pic à dos noir	0,40 (+)	0,002 (+)	0,76 (-)
Roitelet à couronne dorée	0,0007 (-)	0,02 (-)	0,04 (-)
Roitelet à couronne rubis	0,05 (-)	0,88 (+)	0,22 (-)
Troglodyte mignon	0,09 (-)	0,43 (+)	0,02 (-)

L'information contenue dans chaque cellule est la probabilité de signification du traitement par rapport au témoin et le sens positif (+) ou négatif (-) de la relation entre la variable d'habitat et la probabilité d'observer l'espèce d'oiseau.

Chez les migrateurs néotropicaux, les densités d'espèces (Anova-mr, $F_{3,18} = 11,26$, $P = 0,0002$) et de couples (Anova, $F_{3,18} = 10,26$, $P = 0,0004$) étaient significativement plus élevées dans les témoins que dans les blocs résiduels et les séparateurs riverains, ainsi que dans les séparateurs non riverains (Waller-Duncan, $P < 0,05$). Les trois espèces les plus communes d'oiseaux néotropicaux, soit la paruline à joues grises, la paruline à poitrine baie et la paruline à tête cendrée étaient toutes moins abondantes dans les séparateurs et les blocs en comparaison des témoins.

Chez les oiseaux résidants, les densités de couples (Anova-mr, $F_{3,18} = 3,51$, $P = 0,04$) et, dans une moindre mesure, les densités d'espèces (Anova-mr, $F_{3,18} = 2,73$, $P = 0,07$), étaient significativement plus élevées dans les témoins que dans les séparateurs riverains et non riverains, ainsi que dans les séparateurs non riverains (Waller-Duncan, $P < 0,05$). Ce patron reflétait la situation de la mésange à tête brune qui était significativement moins abondante dans les séparateurs non riverains que dans les témoins, mais pas celle

du pic à dos noir qui était plus abondant dans les séparateurs riverains que dans les témoins. (Tableau 4).

3.3 Succès de nidification des oiseaux dans la grille LSBP

La prédation de nids était élevée durant les deux années d'étude : 67 % des nids artificiels ont été attaqués durant les 21 jours d'exposition en 1997 et 74 % en 1998. La prédation était influencée par les variables locales qui différaient d'une année à l'autre (Tableau 5). Si on se base sur un modèle incluant les deux années, la prédation était plus élevée dans les sites à couvert arborescent dominé par l'épinette noire et avec plus de chicots que la moyenne. Quant aux analyses à l'échelle du paysage, une seule variable, le couvert en sapin, entrainait dans le modèle de régression à l'échelle de 250 m et aucune variable n'entrainait dans le modèle à l'échelle de 500 m ou 100 m. Dans le cas du modèle global 1997, les variables couvert en pins gris (500 m), couvert en eau (1000 m) et abondance locale en épinettes noires ont été retenues par le modèle. Pour le modèle global 1998, ce sont les variables couvert en sapins (500 m), couvert en décidus (200 m) et abondance locale en pins gris qui ont significativement influencé la prédation (Boulet *et al.*, 2000).

En 1997, 127 œufs de plasticine furent attaqués par les prédateurs contre 143 en 1998. Au cours de ces deux années, respectivement 26 et 10 œufs furent emportés par les prédateurs malgré l'attache métallique les fixant au nid, 10 et 5 œufs avaient des marques non identifiables et 2 et 4 œufs portaient des marques de deux prédateurs d'espèces différentes, pour un total de 91 marques identifiables en 1997 et 132 en 1998. Les prédateurs les plus importants furent le mésangeai du Canada, avec 39 identifications en 1997 et 60 en 1998, et les petits sciuridés (écureuil roux, grand polatouche et tamia rayé) avec 41 identifications en 1997 et 49 en 1998 (Figure 3). L'écureuil roux était probablement responsable de la majorité des attaques attribuées aux petits sciuridés, puisqu'il comptait pour 90 % des captures effectuées dans le cadre d'une étude concomitante dans la même aire d'étude au cours des mêmes années (Côté, 1999). Les autres prédateurs étaient des petits mammifères (campagnols, souris et musaraignes), le lièvre d'Amérique *Lepus americanus*, l'hermine *Mustela erminea*, et un petit falconidé (Figure 3).

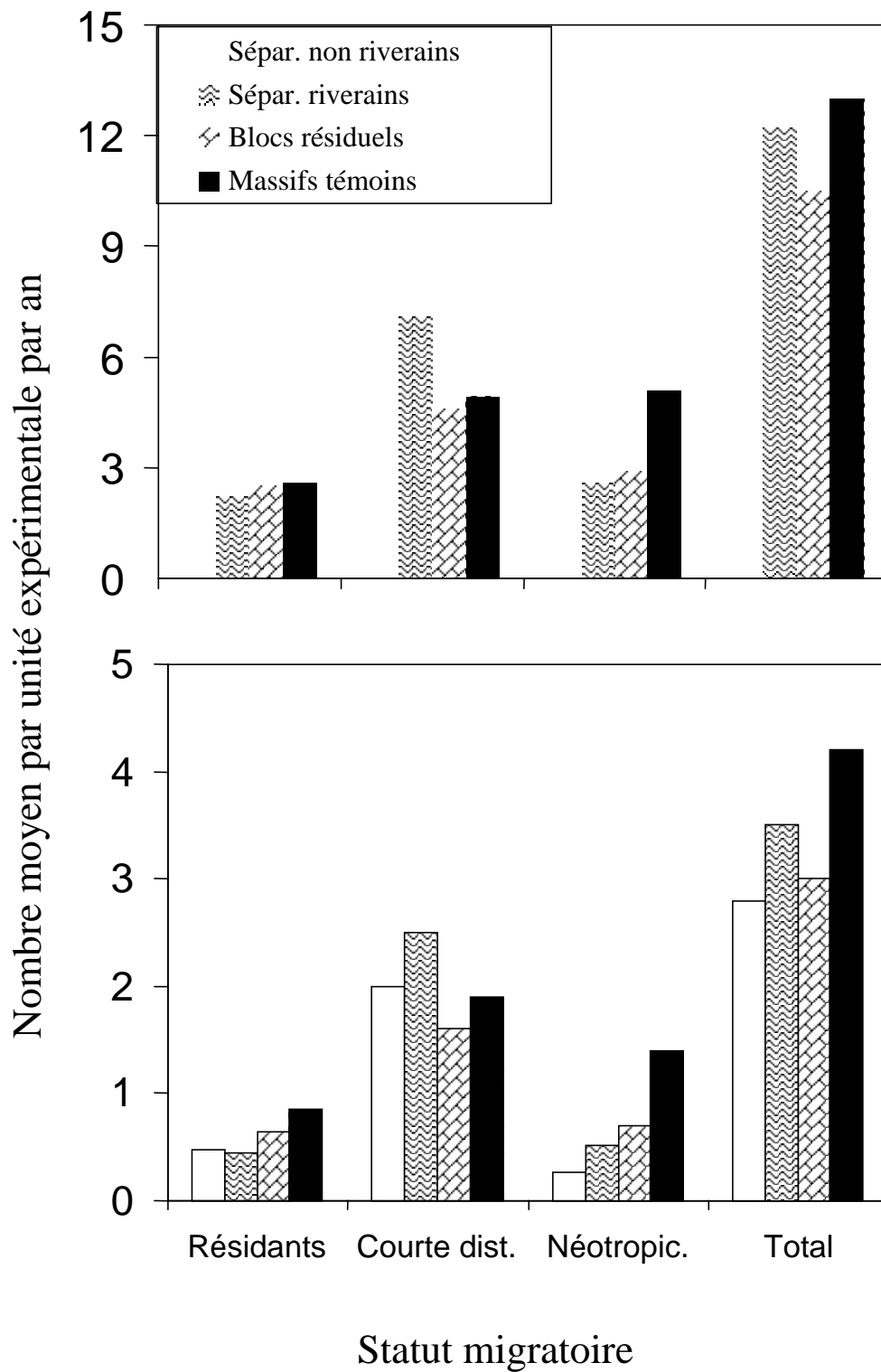


Figure 3 Distribution de fréquence des prédateurs qui ont laissé des marques sur des œufs de plasticine placés dans des nids artificiels, en relation avec la hauteur du nid, dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec.

La prédation par l'écureuil était influencée par des variables locales en 1997 et par des variables de paysage en 1998. Cette dernière année, la prédation par l'écureuil était positivement associée à la superficie en épinettes. La prédation par le mésangeai du Canada était positivement corrélée à la présence de plans d'eau et au couvert en pins gris (*Pinus banksiana*). L'écureuil attaquait un peu plus les nids au sol que les nids à situés à 5 m, alors que le mésangeai s'en prenait presque exclusivement aux nids à 5 m (Boulet *et al.*, 2000).

3.4 Succès de nidification des oiseaux dans le dispositif expérimental

Nos premiers résultats concernent le risque de prédation de nids artificiels. Après 21 jours d'exposition, 67 % des nids en 1997 et 72 % des nids en 1998 avaient été attaqués. Le taux de prédation ne différait pas entre les traitements en 1997 (régression Poisson, $F_{3,32} = 0,95$, $P = 0,4$), ni en 1998 ($F_{3,32} = 0,57$, $P = 0,6$; Figure 4). La prédation ne variait pas selon la hauteur des nids en 1997 ($F_{1,32} = 0,15$; $P = 0,7$). Par contre, en 1998, la prédation était plus importante à 5 m ($F_{1,32} = 5,52$; $P = 0,05$). Il n'y avait pas d'interaction entre les traitements et la hauteur des nids pendant les deux années ($F_{3,32} = 0,33$; $P = 0,8$ en 1997 et $F_{3,32} = 0,4$; $P = 0,8$ en 1998).

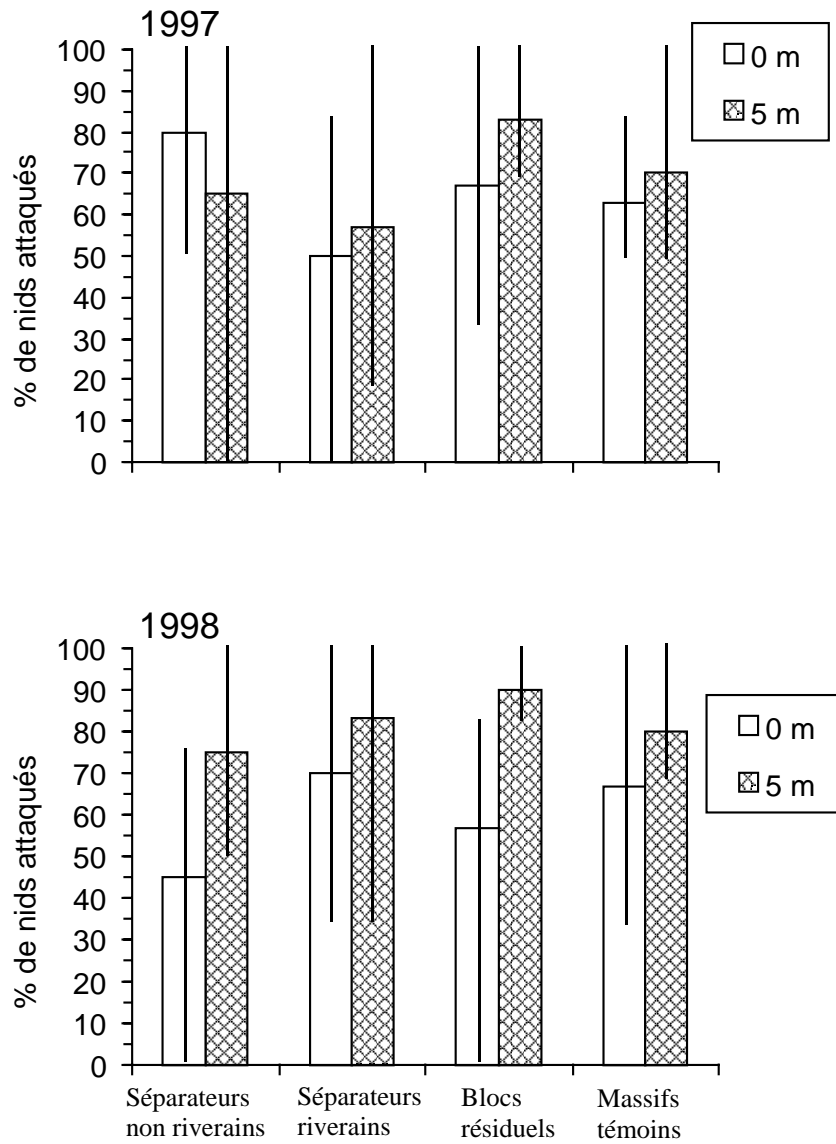


Figure 4 Proportion moyenne de nids au sol et à 5 m de hauteur attaqués par des prédateurs dans cinq séparateurs de coupes non riverains, cinq séparateurs riverains, cinq blocs résiduels et cinq massifs témoins, dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec.

Tableau 5 Résultats des régressions logistiques par étape qui ont entré des variables de composition du paysage ou de végétation locale pour (1) tous les cas de prédation, (2) la prédation par les écureuils et (3) la prédation par le mésangeai, dans une pessière noire au nord du lac Saint-Jean, Québec

Échelles	1997	1998	1997-1998
<i>Tous</i>			
Local	e pn (+) ¹ , débris (-)	ausal (+)	e pn (+), chicot (-)
250 m	sab (-)	-	-
500 m	-	-	-
1000 m	-	-	-
Global	pig 500 m (-), eau 1000 m (+), e pn (+),	sab 500 m (-), dec 250 m (-), pig (-)	s/o ²
<i>Écureuils</i>			
Local	ausal (-)	-	ausal (-)
250 m	-	e pn (+), cou (+)	e pn (+)
500 m	-	e pn (+), cou (+)	-
1000 m	-	eau (-)	-
Global	ausal (-), chicot (-), sab (-)	e pn 500 m (+), e pn 200 m (+)	s/o
<i>Mésangeai</i>			
Local	-	-	an (1997<1998)
250 m	eau (+)	eau (+)	eau (+)
500 m	-	eau (+)	eau (+)
1000 m	-	eau (+)	eau (+)
Global	pig 1000 m (+), ausal (+)	eau 500 m (+), e pn 500 m (-), sab (-)	s/o

1. Les signes plus (+) ou moins (-) indiquent les relations positives ou négatives significatives à $P \leq 0,05$.

2. s/o : non applicable (le nombre de variables excède le nombre de points d'échantillonnage utilisables pour l'analyse)

Les prédateurs ont attaqué 127 œufs de plasticine en 1997 et 150 en 1998 (Figure 4). Selon les années, 28 et 5 œufs sont disparus malgré l'attache de métal, 8 et 7 n'ont pu être identifiés (empreintes trop superficielles ou œufs émiettés) et 6 et 7 présentaient les marques de deux prédateurs, pour un total de 97 marques identifiables en 1997 et 145 en 1998. Des marques de mésangeai du Canada ont été identifiées sur 47 œufs en 1997 et 72 en 1998 (Boulet, 1999). Le second groupe de prédateurs comprenait plusieurs espèces de petits sciuridés qui ont totalisé 31 identifications en 1997 et 42 en 1998 (écureuil roux *Tamiasciurus hudsonicus*, grand polatouche *Glaucomys sabrinus* et tamia rayé *Tamia striatus*). Étant donné l'abondance de l'écureuil roux, l'essentiel de ces cas de prédation était présumément dû à cette espèce. Les petits mammifères (17 identifications en 1997, 19 en 1998, possiblement recrutés parmi le campagnol à dos roux de gapper *Clethrionomys gapperi*, la souris sylvestre *Peromyscus maniculatus*, la souris-sauteuse des bois *Napaeozapus insignis* ou la grande musaraigne *Blarina brevicauda*), la marmotte commune (*Marmota monax*, 1 identification en 1997, 4 en 1998) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*, 1 identification en 1997, 8 en 1998) constituaient les autres prédateurs (Boulet, 1999).

Les écureuils ont plus attaqué les nids au sol que ceux situés à 5 m (test de McNemar, statistique = 7,34, $P = 0,007$ en 1997, Statistique = 4,1, $P = 0,04$ en 1998) tandis que les mésangeais ont fait l'inverse (test de McNemar, statistique = 14,5, $P = 0,001$ en 1997 ; Statistique = 50,6, $P = 0,001$ en 1998) (Boulet, 1999).

Outre le risque de prédation de nids artificiels, nous avons aussi évalué le succès de nidification des oiseaux utilisant le dispositif expérimental. En 1997-1998, nous avons confirmé la nidification de 79 couples appartenant à 161 espèces différentes. L'espèce pour laquelle nous avons le plus grand nombre de confirmations de nidification est le mésangeai du Canada, avec 28 confirmations pour les deux années et réparties assez uniformément entre les traitements. Le roitelet à couronne rubis et le roitelet à couronne dorée ont respectivement totalisé 8 et 10 confirmations de nidification pendant les deux années (Boulet, 1999).

Chez les espèces ubiquistes, la proportion de nicheurs probables ne différait pas entre les traitements et les années ($F_{3,16} = 1,1, P = 0,4$ en 1997 ; $F_{3,16} = 1,1, P = 0,4$ en 1998). Toutefois, chez les espèces de forêt mature, la proportion de nicheurs probables était inférieure dans les séparateurs riverains et les blocs résiduels en 1997, ainsi que dans les séparateurs non riverains en 1998 ($F_{3,16} = 4,45, P = 0,02$ pour 1997 ; $F_{3,16} = 3,2, P = 0,05$ pour 1998 (Boulet, 1999).

3.5 Couvert latéral des séparateurs de coupes

Les données obtenues avec la méthode du panneau indiquent que, dans le cas de l'épinette noire dans des bandes riveraines de 20 m et du pin gris mature, le taux d'obstruction moyen est d'environ 20 % à 10 m de profondeur et de 40 % à 20 m (Figure 5). Dans les séparateurs non riverains d'épinette noire de 60 m, l'obstruction est aussi d'environ 20 % à 10 m et de 40 % à 20 m, mais elle dépasse 80 % à 40 m. Enfin, dans les séparateurs riverains de 60 m en épinette noire, l'obstruction est de 20 % à 10 m, de 60 % à 20 m et de 90 % à partir de 30 m.

En ce qui a trait aux photographies, elles ont été divisées en 5 classes de hauteur. La classe h1 correspond au premier mètre et elle a été éliminée de l'analyse à cause de la présence d'éricacées et d'arbres renversés à cette hauteur. Les classes suivantes ont 5 mètres de hauteur chacune : h2 = 1 à 6 m, h3 = 6 à 11 m, h4 = 11 à 16 m et h5 = 16 m et plus. Les données préliminaires obtenues grâce à l'analyse des photographies latérales indiquent que, dans les bandes de pin gris de 20 m, l'obstruction est de 70 % dans la classe h2, de 60 % dans la classe h3, 37 % dans la classe h4 et 20 % dans la classe h5, ce qui indique un gradient de diminution de l'obstruction avec la hauteur (Figure 6). Dans les séparateurs riverains d'épinette noire, l'obstruction est, de h2 à h5, respectivement de 98 %, 92 %, 65 % et 30 %.

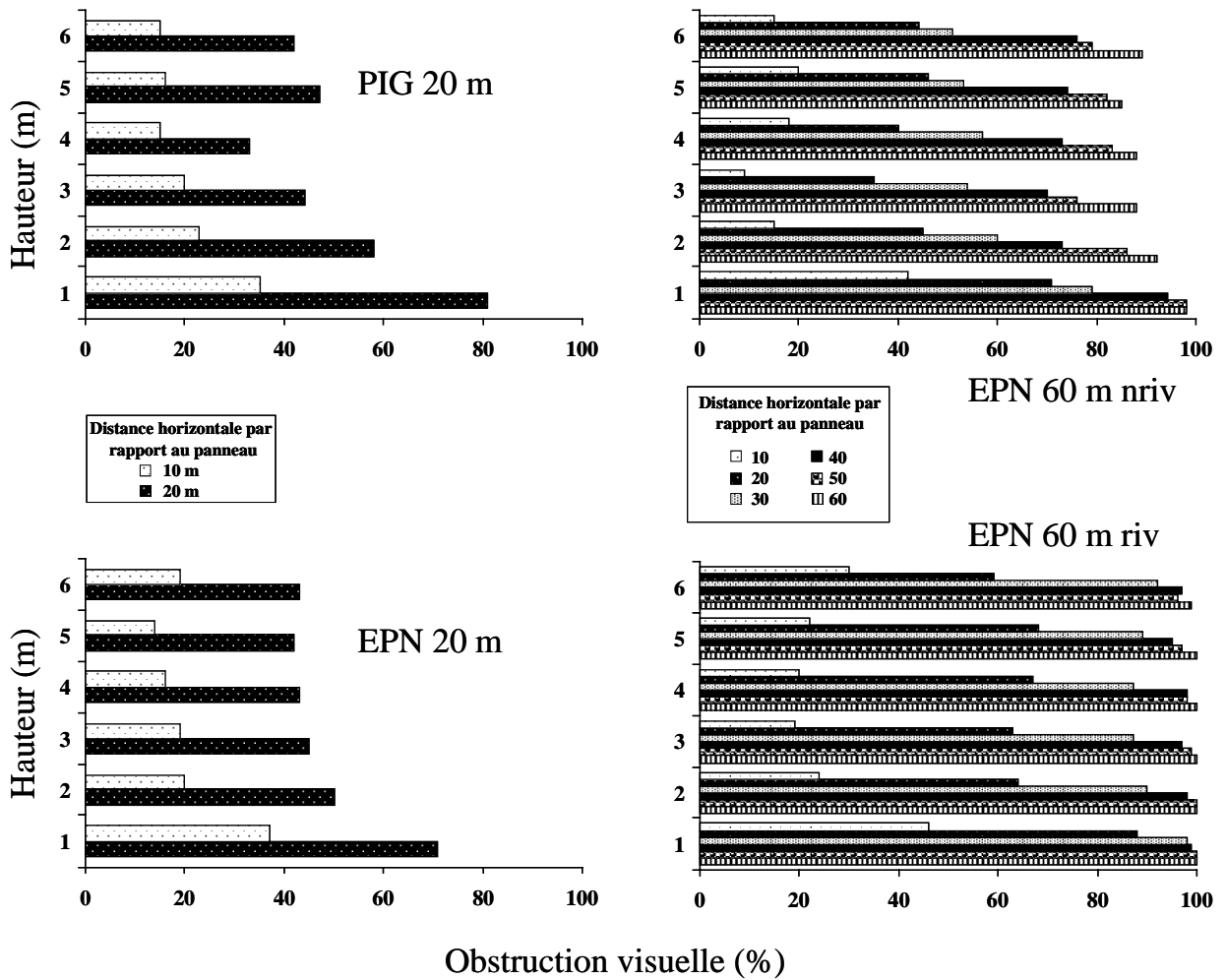


Figure 5 Obstruction visuelle latérale moyenne en fonction de la distance et de la hauteur selon la méthode du panneau. À gauche : bandes riveraines de 20 m de largeur en pin gris (PIG) ($n=15$) et en épinette noire (EPN) ($n=20$). À droite : séparateurs de coupes non riverains (nriv) ($n=18$) et riverains (riv) ($n=16$)

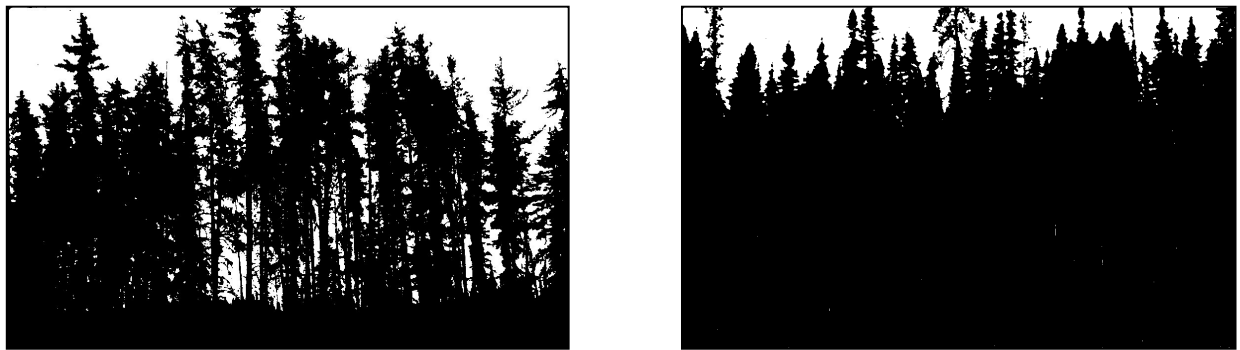


Figure 6 Exemple de deux photographies latérales de porosité optique moyenne pour le secteur du lac Montréal : à gauche, une bande de 20 m en pin gris et à droite, un séparateur de coupes riverain de 60 m en épinette noire

4. Discussion

4.1 Particularités régionales des communautés d'oiseaux

Nos données de trois années pour les deux projets confirment la dominance des oiseaux migrateurs de courte distance dans les communautés d'oiseaux du secteur du lac Montréal : dans nos témoins, 66 % des couples observés appartenaient à ce groupe, contre respectivement 16 % pour les espèces résidentes, 16 % pour les migrateurs néotropicaux et 1 % pour les espèces irruptives. Une telle situation n'est pas surprenante si on réfère aux données de Darveau *et al.* (1995) pour les sapinières boréales humides de seconde venue de la Forêt Montmorency et à celles de Imbeau (1996) pour la pessière à mousses vierge du secteur Myrica (100 km au nord du lac Montréal). Par contre, elle diffère nettement de celles généralement observées dans d'autres forêts boréales en Amérique du Nord et en Europe, qui sont dominées par les espèces résidentes ou les néotropicales (Virkkala, 1989 ; Haila et Jarvinen, 1990 ; Schmiegelow *et al.*, 1997).

On pourrait être porté à croire que, puisque les migrateurs de courte distance sont en majeure partie des généralistes d'habitats (ex. : le merle d'Amérique) qui utilisent autant les forêts jeunes que les forêts matures, la conservation des communautés d'oiseaux des pessières noires pourrait être moins prioritaire que celles d'autres types de forêts. Pourtant, plusieurs migrateurs de courte distance présents dans notre aire d'étude, comme le roitelet à couronne dorée, le roitelet à couronne rubis, la paruline à croupion jaune et le bruant à gorge blanche sont dans les hauts niveaux de responsabilité canadienne et leur conservation est prioritaire (Dunn, 1998). De plus, hormis le bruant à gorge blanche, ces espèces sont toutes associées aux forêts matures et elles peuvent être sérieusement affectées par les coupes forestières.

4.2 Réponse des communautés d'oiseaux aux coupes forestières

Les résultats de la grille LSBP montrent que les communautés d'oiseaux de notre aire d'étude réagissent clairement à la végétation locale (c'est-à-dire à l'échelle du peuplement) et à la composition du paysage. Les valeurs très élevées des coefficients de

corrélations canoniques ($R^2 > 90\%$) que nous avons obtenu en combinant des variables locales et de paysage sont surprenantes. Nous suggérons que ces valeurs puissent être interprétées comme une indication que la structure du paysage étudiée est assez simple, i.e. des coupes à blanc contrastant essentiellement avec des forêts matures dominées par l'épinette noire, le sapin baumier ou des feuillus intolérants et, dans une moindre mesure, distinguant les peuplements de pin gris et les peuplements au stade perchis (Figure 1). De même, l'analyse de corrélations canoniques contraste essentiellement les bruants avec les parulines, les roitelets et les mésanges, c'est-à-dire les oiseaux vivant dans les broussailles vs ceux vivant dans les arbres. Les analyses de régression logistique par espèce d'oiseau n'ont pas permis de modéliser de façon satisfaisante la probabilité qu'une espèce soit présente à un point d'échantillonnage en se basant sur les variables de composition du peuplement et du paysage ($R^2 < 53\%$).

Les résultats des relevés d'oiseaux dans le dispositif expérimental confirment pour leur part que, dans les pessières noires matures, la taille et la forme des peuplements ont une influence déterminante sur les communautés d'oiseaux. Pour faciliter l'analyse de la structure des communautés, nous avons regroupé les espèces selon leur statut migratoire. Certains pourraient mettre en doute le bien fondé de cette décision, puisque l'analyse par espèce a révélé qu'au sein de deux des trois groupes d'espèces, il se trouvait des espèces qui réagissaient de façon contradictoire. Ainsi, chez les résidants, la mésange à tête brune préfère les massifs témoins tandis que le pic à dos noir préfère les séparateurs riverains. De même, chez les migrateurs de courte distance le roitelet à couronne rubis et le roitelet à couronne dorée évitent les séparateurs tandis que la grive solitaire, le junco ardoisé et le bruant à gorge blanche les préfèrent. Néanmoins, il demeure que, malgré certaines exceptions, tous les groupes d'oiseaux ont montré des différences significatives. Ceci confirme que les groupes basés selon le statut migratoire sont justifiés et nous amène à la conclusion générale que les oiseaux résidants et les migrateurs néotropicaux sont négativement affectés par les coupes forestières tandis que les migrateurs de courte distance en profitent.

4.3 Succès de nidification des oiseaux

Les prédateurs de nids d'oiseaux que nous avons identifiés étaient essentiellement des espèces forestières résidentes, soit principalement le mésangeai du Canada et l'écureuil roux. Ces résultats ne sont pas surprenants puisque ces deux prédateurs ont déjà été identifiés comme d'importants prédateurs de nids artificiels dans d'autres études nord-américaines (Reitsma *et al.*, 1990 ; Vander Haegen et DeGraaf, 1996 ; Bayne et Hobson, 1997 ; Darveau *et al.*, 1997 ; King *et al.*, 1997 ; Boulet et Darveau, 2000). Par contre, la comparaison de nos données d'inventaire de prédateurs avec les données sur le nombre de nids qu'ils ont prédaté fait ressortir un point important. En effet, nos résultats montrent que les mésangeais étaient environ deux fois moins abondants que les écureuils (respectivement 14 vs 72 observations en 1997, 29 vs 46 observations en 1998 pour un rayon de détection de 50 m), mais ont attaqué plus de nids que les écureuils (respectivement 47 vs 31 en 1997, 72 vs 42 en 1998). De plus, les mésangeais attaquaient davantage les nids à 5 m de hauteur, alors que les écureuils attaquaient plus les nids situés au sol (Boulet, 1999). Ces prédateurs exercent donc probablement des pressions différentes sur les diverses espèces de passereaux en forêt boréale. Le mésangeai serait donc un prédateur de nid plus spécialisé que l'écureuil et, de ce fait, plus important à prendre en considération lors de l'élaboration de pratiques d'aménagement.

4.4 Couvert latéral

Il n'existe pas de méthode reconnue de mesure et d'analyse du couvert latéral pour des bandes boisées. Les deux techniques que nous avons testées sur le terrain se sont révélées fonctionnelles et réalistes. La méthode du panneau proposée par Nudds (1977) pour calculer le pourcentage d'obstruction visuelle de 0 à 2 m de haut sur une distance de 15 m et que nous avons modifiée pour mesurer l'obstruction visuelle jusqu'à une hauteur de 6 m dans des peuplements jusqu'à 60 m de distance peut aisément être utilisée pour établir des profils de couvert latéral pour des bandes boisées de différentes compositions végétales et de différentes largeurs. Quant à la méthode par photographies, elle permet

d'évaluer l'obstruction sur toute la hauteur de la bande, ce qui apporte un supplément d'information à la méthode du panneau. Les techniques d'analyse des photographies donnent des résultats qui corroborent, pour la partie d'information qu'elles ont en commun (de 2 à 6 m de hauteur), les résultats obtenus avec la méthode du panneau chez les bandes de 60 m. Par contre, l'obstruction obtenue par les photographies pour les bandes de 20 m est différente de celle obtenue par la méthode du panneau. Nous attribuons cet écart à un effet de la distance horizontale. En effet, la méthode du panneau implique que l'observateur se trouve à l'intérieur de la bande tandis qu'il se situe à 30 m de celle-ci avec la méthode des photographies. La perception de l'observateur est probablement influencée par cette distance. Pour pallier à cet écart, nous recommandons de prendre des photographies latérales à plusieurs distances de la bande pour pouvoir prédire l'influence de celle-ci sur la perception de l'obstruction visuelle latérale.

Dans l'ensemble, nos résultats préliminaires indiquent clairement que l'obstruction visuelle latérale des bandes de 20 m est très faible, tandis que celle des bandes de 60 m est presque totale. Pour modéliser ce qui se passe entre ces deux extrêmes, il nous reste plusieurs analyses à faire et plusieurs variables à examiner, notamment des variables qui sont calculées lors de l'analyse numérique des photographies (la dimension du plus gros trou, l'influence de l'essence sur l'obstruction, la densité des pores et leur patron de distribution). En bout de ligne, ces variables pourraient être incluses dans un système d'aide à la décision utilisable par les aménagistes pour modéliser l'obstruction visuelle des bandes boisées lors de considérations d'esthétique du paysage.

5. Conséquences pour l'aménagement

5.1 Séparateurs riverains et non riverains

Pour l'ensemble des trois années d'étude, les séparateurs riverains ont montré des densités d'espèces et de couples d'oiseaux plus élevées que les séparateurs non riverains (Figure 2). Les migrateurs néotropicaux étaient même deux fois plus abondants dans les séparateurs riverains que les non riverains. Parmi les oiseaux résidants, le pic à dos noir se démarquait aussi en étant plus abondant dans les séparateurs riverains que dans les massifs témoins. Un tel effet riverain a déjà été observé dans plusieurs études, dont les plus récentes sont celles de LaRue *et al.* (1995), Murray et Stauffer (1995) et Whitaker et Montevecchi (1997). Cette différence dans les communautés d'oiseaux entre les milieux riverains et non riverains ne semble pas être liée au risque de prédation des nids qui ne différait pas de façon consistante entre les séparateurs riverains, non riverains et les témoins (Boulet, 1999). Par contre, les résultats préliminaires concernant le couvert latéral dans les séparateurs suggèrent qu'à largeur égale, les séparateurs de coupes riverains offriraient une obstruction visuelle plus grande que les séparateurs non riverains et en conséquence un meilleur couvert de protection, ce qui pourrait expliquer leur préférence par certaines espèces d'oiseaux.

5.2 Blocs résiduels

Les données recueillies en 1997 ne permettaient pas d'évaluer la qualité des blocs résiduels comme habitat pour les oiseaux forestiers puisque quatre des cinq unités d'échantillonnage n'avaient pas encore été isolées des forêts adjacentes par la coupe. Par contre, ces données nous ont permis de vérifier qu'avant traitement, la composition des communautés d'oiseaux et le risque de prédation des nids des futurs blocs ne différaient pas de ceux des témoins (Darveau *et al.*, 1998).

Les données de 1998 et 1999 ont montré une baisse significative du nombre d'espèces d'oiseaux migrateurs néotropicaux dans les blocs résiduels (Anova-mr, interaction entre l'année et le traitement, $F_{6,34} = 3,25$, $P = 0,01$). La paruline à poitrine baie et, dans une

moindre mesure, la paruline à tête cendrée sont deux espèces de migrateurs néotropicaux qui ont diminué dans les blocs résiduels durant les trois années d'étude. Le cas de la paruline à poitrine baie est spectaculaire : de 1997 à 1999, la probabilité d'observer cette espèce a chuté de 66 %. Cette diminution de la probabilité d'observation, aussi observée dans les séparateurs, peut être expliquée par un refoulement temporaire des individus dont les territoires ont été détruits par la coupe forestière dans les lambeaux de forêt résiduelle (Darveau *et al.*, 1995). En comparaison, la probabilité de présence à un point d'écoute est demeurée stable à 0,95 dans les témoins, soit le double de la moyenne des blocs résiduels (probabilité moyenne de 0,46). Les blocs résiduels étaient tout de même plus utilisés que les séparateurs riverains (probabilité moyenne de 0,19) et les séparateurs non riverains (0,05).

5.3 Systèmes de récolte à une, deux ou trois passes

Dans notre région d'étude, les coupes forestières pratiquées selon le modèle à une passe résultent en la récolte de près de 85 % de la superficie en forêt mature d'un seul coup (J.F. Gingras, FÉRIC, *comm. pers.*). Nos résultats montrent que le 15 % de lambeaux de forêts qui restent sous forme de séparateurs riverains et de séparateurs non riverains ont des densités d'oiseaux plus faibles que les massifs forestiers. Cette différence est attribuable en bonne partie à deux groupes d'oiseaux préoccupants du point de vue de la biodiversité, soit les oiseaux migrants néotropicaux (Finch, 1991) et les oiseaux résidents (Virkkala, 1987). D'une part, de tels résultats peuvent paraître rassurants (1) parce qu'ils montrent que les séparateurs riverains et non riverains sont utilisés par la majorité des espèces d'oiseaux forestiers, (2) parce que le succès reproducteur n'y est pas plus faible et (3) parce qu'on pourrait estimer que ces séparateurs peuvent maintenir au moins 3 % des effectifs de la majorité des espèces d'oiseaux que l'on trouvait avant la coupe, ce qui pourrait être suffisant pour maintenir la biodiversité à l'échelle régionale. D'autre part, il est évident (1) que le type de paysage généré par cette stratégie d'intervention n'est pas le plus efficace pour au moins 4 espèces d'oiseaux sur 13 (roitelet à couronne dorée, paruline à poitrine baie, paruline à joues grises et paruline à

tête cendrée) et qu'à superficie égale (15 % de la forêt originale), un gros bloc maintenant des conditions de forêt mature profonde pourrait maintenir plus d'oiseaux.

On pourrait utiliser les mêmes arguments pour mettre en évidence qu'un système à deux passes qui laisserait lors de la première passe 50 % de la superficie en forêt mature sous forme de blocs de 10 ha serait préférable au système à une passe pour assurer la conservation des espèces d'oiseaux de forêt mature. Il demeurerait tout de même que, à la suite de la première passe de récolte, deux espèces d'oiseaux sur 13 seraient déjà à risque (roitelet à couronne dorée et paruline à poitrine baie) et que ce nombre augmenterait probablement après une deuxième passe qui surviendrait 15 ans après la première et qui pourrait faire disparaître toutes les forêts surannées, sauf celles situées dans des bandes riveraines de 20 m.

En se basant sur nos résultats, nous concluons que les systèmes de récolte à une passe ou à deux passes sur des blocs uniformes de 10 ha ne sont pas garants du maintien des populations d'oiseaux dans les pessières noires à mousses étudiées. Nous recommandons de diversifier les scénarios d'intervention de manière à ne pas uniformiser la mosaïque forestière à une échelle donnée (Hunter, 1990). Étant donné que notre étude n'est pas assortie d'une évaluation des coûts associés à différents systèmes de récolte, nous ne pouvons suggérer la combinaison idéale de dimensions de coupes, de répartition spatiale et d'intervalles entre les coupes à l'échelle d'une unité territoriale de référence de 500 km² telle qu'autorisée par le RNI (Gouvernement du Québec, 1996). Toutefois, nous pouvons suggérer des minima.

Pour le système à une passe, le minimum serait la protection intégrale ou une révolution rallongée pour des massifs refuges. Par exemple, on pourrait copier la proposition de massifs de 1 km² dans chaque secteur de coupe de 100 km² en sapinière (Despôts *et al.*, 1999). Cette approche aurait du sens dans la pessière noire, puisque le 15 % de forêt qui restent après coupe correspond grosso modo au 19 % de forêt résiduelle que l'on trouve dans les brûlis de la région et que le plus gros fragment de forêt dans chaque brûlis fait en moyenne à lui seul 4 % du paysage (N. Perron, UQAC, données inédites). En d'autres mots, 21 % de la forêt résiduelle des brûlis est regroupé dans un seul massif. Si on fait le

calcul pour des secteurs de coupe de 100 ou 300 km², on arrive respectivement à 4 ou 12 km² pour le plus gros bloc ou massif de forêt résiduelle.

Potvin *et al.* (1999) ont proposé deux scénarios de récolte à plusieurs passes dans une perspective d'aménagement intégré de la faune forestière. Pour le petit gibier, il s'agissait d'un système de récolte à trois passes à intervalle de 20-30 ans et des petites aires de coupe de 15 à 25 ha. Pour la martre, ils ont proposé un système de coupe de 50-150 ha dispersées dans des unités d'aménagement de 10 km² qui devraient toujours maintenir au moins 50 % de forêt >30 ans. Dans le cas des oiseaux forestiers, un scénario de récolte de type petit gibier ne serait pas adéquat. Un scénario de type martre pourrait momentanément assurer le maintien de conditions de vieille forêt profonde dans les blocs résiduels à la suite de la première passe. Lors de la deuxième ou de la troisième passe, il faudrait toutefois créer des massifs refuges de vieilles forêts.

En résumé, notre recommandation n'est pas d'augmenter la proportion de forêt mature laissée sur les aires de coupe, mais plutôt qu'une partie de ce 15 % soit disposée dans un ou deux gros blocs qui offrent des conditions de forêt profonde plus propices aux passereaux que les lambeaux de 20 m ou 60 m de largeur correspondant aux bandes riveraines et aux séparateurs de coupes.

5.4 Indicateurs de développement durable

Les oiseaux sont souvent présentés comme des indicateurs biologiques tout désignés pour évaluer le fonctionnement d'un écosystème dans un contexte de certification environnementale (Conseil canadien des ministres des forêts, 1997). À cet égard, le Conseil canadien des ministres des forêts a même proposé des listes d'espèces d'oiseaux indicateurs de différents âges de peuplement pour les écozones forestières du Canada. Ainsi, pour les stades forestiers jeunes, matures et surannés du bouclier boréal, les espèces indicatrices pertinentes incluraient respectivement : (1) la gélinotte huppée et le pic chevelu, (2) la mésange à tête brune et le bec-croisé des sapins et (3) le pic à dos noir, le pic tridactyle et la nyctale de tengmalm. Deux de ces espèces étaient assez communes dans notre aire d'étude : la mésange à tête brune et le pic à dos noir. Si on se fiait

seulement à ces deux espèces et sur les résultats de notre étude à court terme, on pourrait arriver à des conclusions contradictoires puisque la mésange réagissait négativement aux coupes tandis que le pic à dos noir s'accommodait des séparateurs de coupes riverains. Une hypothèse pour expliquer la densité plus élevée de pics à dos noir dans les séparateurs riverains que dans les massifs témoins serait que pour ce pic, plus gros et vivant plus longtemps que la mésange à tête brune, l'effet de refoulement dans les lambeaux de forêt restant après coupe durerait plus longtemps.

Selon nos résultats et ceux d'autres études, nous suggérons d'ajouter deux autres espèces sensibles aux pratiques forestières comme indicateurs des stades forestiers matures pour notre région : le roitelet à couronne dorée (Darveau *et al.*, 1995 ; Imbeau *et al.*, 1999) et la paruline à poitrine baie (Drolet *et al.*, 1999).

5.5 Besoins de recherche

À court terme, nous recommandons la poursuite de l'étude sur l'évaluation du couvert latéral des séparateurs de coupes et des bandes riveraines initiée en 1999 dans le cadre du projet de maîtrise de C. Vallières. Ce projet devrait prendre fin en décembre 2000.

Hormis l'étude d'Imbeau *et al.* (1996) sur la succession des communautés d'oiseaux, il n'y a aucune étude publiée sur les oiseaux de la pessière noire à mousses de l'Est. Malgré nos travaux présentés ici et les travaux en cours de L. Imbeau sur le pic tridactyle, il demeure que l'état des connaissances sur la biologie des oiseaux et leur réaction aux pratiques forestières dans la pessière noire est faible. Des avancées seraient souhaitables dans ce domaine.

Nous recommandons aussi que les aménagistes forestiers développent et testent des systèmes de récolte à l'échelle de secteurs de coupes entiers, et qu'un suivi des communautés d'oiseaux y soit fait.

Bibliographie

- AGRESTI, A., 1996. « An introduction to categorical data analysis », New York, John Wiley & Sons, 290 p.
- BAYNE, E.M. et K.A. HOBSON, 1997. « Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests », *Conservation Biology*, vol. 11, p. 1418-1429.
- BERGERON, D., M. DARVEAU, A. DESROCHERS et J.P.L. SAVARD, 1997. « Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional », Sainte-Foy, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Série de rapports techniques 271.
- BERTRAND, N., C. PAQUET et F. POTVIN, 1998. « Projet séparateurs de coupes : cartographie forestière, configuration spatiale et relevés de végétation des structures étudiées », Québec, ministère des Ressources naturelles et Faune et Parcs Québec, Rapport.
- BOULET, M., 1999. « Le succès de nidification des oiseaux forestiers dans une pessière noire sous aménagement », Sainte-Foy, Université Laval, Mém. M.Sc.
- BOULET, M. et M. DARVEAU, 2000. « Depredation of artificial bird nests along roads, rivers and lakes in a boreal balsam fir forest », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 114, p. 83-88
- BOULET, M., M. DARVEAU et L. BÉLANGER, 2000. « A landscape perspective on bird nest predation in a managed boreal black spruce forest », *Ecoscience*, vol. 7, (en préparation).
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES FORÊTS, 1997. « Criteria and indicators of sustainable forest management in Canada », Ottawa, Natural Resources Canada, Technical report Fo75-3/6-1997E.
- CÔTÉ, M., 1999. « Utilisation à court terme de différents types de forêt résiduelle par l'écureuil roux, le grand polatouche et le tamia rayé après coupe à blanc dans la forêt boréale », Université du Québec à Rimouski, Mém. M.Sc.
- DARVEAU, M., P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER, J. HUOT et P. LARUE, 1995. « Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest », *Journal of Wildlife Management*, vol. 59, p. 67-68.

- DARVEAU, M., L. BÉLANGER, J. HUOT, E. MÉLANÇON et S. DEBELLEFEUILLE, 1997. « Forestry practices and the risk of bird nest predation in boreal coniferous forest », *Ecological Applications*, vol. 7, p. 572-580.
- DARVEAU, M., M. BOULET, et L. BÉLANGER, 1998. « Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire : résultats 1997 », Sainte-Foy, Université Laval, Rapport.
- DAVID, N., 1996. « Liste commentée des oiseaux du Québec », Montréal, Québec, Association québécoise des groupes d'ornithologues, 169 p.
- DAY, R.W. et G.P. QUINN, 1989. « Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology », *Ecol. Monogr.*, vol. 59, p. 433-463.
- DESPONTS, M., L. BÉLANGER, A. DESROCHERS et J. HUOT, 1999. « Les sapinières vierges : un élément essentiel au maintien de la biodiversité en milieu forestier », *L'Aubelle*, vol. 131, p. 21-24.
- 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, p. 699-704.
- DUNN, E.H., 1998. « Données tendanciennes pour l'établissement de priorités concernant les oiseaux terrestres au Canada », *Tendances chez les oiseaux*, vol. 6, p. 28-31.
- FINCH, D.M., 1999. « Population ecology, habitat requirements, and conservation of neotropical migratory birds », Fort Collins, CO, USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. RM-205.
- GAUTHIER, J. et Y. AUBRY, 1995. « Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional », Montréal, Serv. Can. Faune, Association québécoise groupes ornithol. et Société québécoise de la protection des oiseaux, 1295 p.,
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 1996. « Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public », *Gazette officielle du Québec*, 8 mai 1996, 128^e année, no 19, p. 2750-2786.
- HAILA, Y. et O. JARVINEN, 1990. « Northern conifer forests and their bird species assemblages », *Biogeography and ecology of forest bird communities*, The Hague, SPB Academic Publishing, Keast, A. (Eds.), p. 61-85.
- HUNTER, M.L., 1990. « Wildlife, forest, and forestry : Principles of managing forests for biological diversity », Englewood Cliffs, New Jersey, USA, Prentice Hall, 370 p.

- IMBEAU, L., 1996. « Comparaison et suivi des communautés d'oiseaux nicheurs dans des pessières noires boréales issues de coupes et de feux », Chicoutimi, Université du Québec à Chicoutimi, Mém. M.Sc.
- IMBEAU, L., J.P.L. SAVARD et R. GAGNON, 1999. « Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, p. 1850-1860.
- KING, D.I., C.R. GRIFFIN et R.M. DEGRAAF, 1997. « Effect of clearcut borders on distribution and abundance of forest birds in northern New Hampshire », *Wilson Bulletin*, vol. 109, p. 239-245.
- LARUE, P., L. BÉLANGER et J. HUOT, 1995. « Riparian edge effects on boreal balsam fir bird communities », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, p. 555-566.
- LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE, 1998. « Numerical Ecology » *Elsevier*, Amsterdam, 853 p.
- MCGARIGAL, K. et J. MARKS, 1995. « FRAGSTATS : spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure », Portland, OR, USDA Forest Service, General Technical Report PNW-351.
- MURRAY, N.L. et D.F. STAUFFER, 1995. « Nongame bird use of habitat in central Appalachian riparian forests », *J. Wildl Manag.*, vol. 59, p. 78-88.
- NUDDS, T.D., 1997. « Quantifying the vegetative structure of wildlife cover », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 5, p. 113-117.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et L. BÉLANGER, 1999. « Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec Boreal forest : multiscale effects and management implications », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 1120-1127.
- RALPH, C.J., J.R. SAUER, S. DROEGE, 1995. « Monitoring bird populations by point counts » USDA Forest Service, Albany, California, Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149.
- REITSMA, L.R., R.T. HOLMES et T.W. SHERRY, T.W., 1990. « Effects of removal of red squirrels, *Tamiasciurus hudsonicus*, and eastern chipmunks, *Tamias striatus*, on nest predation in a northern hardwood forest : an artificial nest experiment », *Oikos*, vol. 57, p. 375-380.
- SCHMIEGELOW, F.K.A., C.S. MACHTANS et S.J. HANNON, 1997. « Are boreal birds resilient to forest fragmentation ? An experimental study of short-term community responses », *Ecology*, vol. 78, p. 1914-1932.

- SCION CORPORATION, 2000. « Scion Image Beta 3b Win (Logiciel) », *Scion Corporation* [en ligne], adresse URL : http://www.scioncorp.com/frames/fr_scion_products.htm (page consultée le 7 avril 2000).
- STOKES, M.E., C.S. DAVIS et G.G. KOCH, 1995. « Categorical Data Analysis Using the SAS System, Cary, NC, SAS Institute, 499 p.
- VANDER HAEGEN, W.M. et R.M. DEGRAAF, 1996. « Predation on artificial nests in forested riparian buffer strips », *J. Wildl.Manage*, vol. 60, p. 542-550.
- VIRKKALA, R., 1987. « Effects of forest management on birds breeding in northern Finland », *Ann. Zool. Fennici.*, vol. 24, p. 281-294.
- VIRKKALA, R., 1989. « Short-term fluctuations of bird communities and populations in virgin and managed forests in Northern Finland », *Ann. Zool. Fennici*, vol. 26, p. 277-285.
- WHITAKER, D.M. et W.A. MONTEVECCHI, 1997. « Breeding bird assemblages associated with riparian, interior forest and nonriparian edge habitats in a balsam fir ecosystem » *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, p. 1159-1167.