

INFORMATION TO USERS

This manuscript has been reproduced from the microfilm master. UMI films the text directly from the original or copy submitted. Thus, some thesis and dissertation copies are in typewriter face, while others may be from any type of computer printer.

The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted. Broken or indistinct print, colored or poor quality illustrations and photographs, print bleedthrough, substandard margins, and improper alignment can adversely affect reproduction.

In the unlikely event that the author did not send UMI a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if unauthorized copyright material had to be removed, a note will indicate the deletion.

Oversize materials (e.g., maps, drawings, charts) are reproduced by sectioning the original, beginning at the upper left-hand corner and continuing from left to right in equal sections with small overlaps. Each original is also photographed in one exposure and is included in reduced form at the back of the book.

Photographs included in the original manuscript have been reproduced xerographically in this copy. Higher quality 6" x 9" black and white photographic prints are available for any photographs or illustrations appearing in this copy for an additional charge. Contact UMI directly to order.

UMI

A Bell & Howell Information Company
300 North Zeeb Road, Ann Arbor MI 48106-1346 USA
313/761-4700 800/521-0600

STEPHANIE HADDAD

**SÉLECTION DES MICROHABITATS ET PRÉDATION DES NIDS
DES OISEAUX DES TOURBIÈRES EXPLOITÉES AU QUÉBEC**

Mémoire
présenté
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention du grade de maître es science (M.Sc.)

Département des sciences du bois et de la forêt
FACULTÉ DE FORESTERIE ET GÉOMATIQUE
UNIVERSITÉ LAVAL

MAI 1997



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

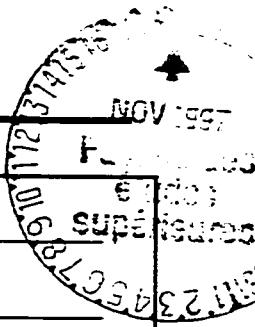
The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-25603-0

Canadä

Autorisation de co-auteur(s) pour un article inclu dans le mémoire ou la thèse



NOM DE
L'ÉTUDIANT-E

STEPHANIE HADDAD

NOM DU PROGRAMME

SCIENCES FORESTIERES (MSc)

TITRE DU MÉMOIRE
OU DE LA THÈSE

SELECTION DES MICROHABITATS
et PREDATION des NIDS DES OISEAUX DES
TOURBIERES EXPLOITEES au QUÉBEC

Par la présente, le(s) soussigné(s), co-auteur(s) d'un article intitulé :

*NEST PREDATION Among and within bogs:
Does peat harvest increase Risk*

faisant partie du mémoire de maîtrise ou de la thèse de doctorat présentée à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval, autorise(nt) l'insertion de l'article dans ce mémoire ou cette thèse et l'éventuel microfilmage selon les règles de la Bibliothèque nationale du Canada (Service des thèses canadiennes).

SIGNATURE

NOM EN CARACTÈRE D'IMPRIMERIE

DATE

J.P. S

ANDRÉ DES ROCHERS

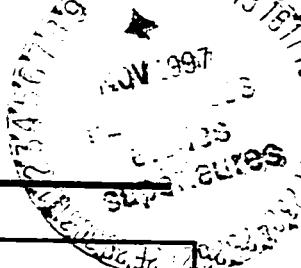
10 Nov 97

Jean-Pierre Savard

JEAN-PIÈRRE SAVARD

18 Nov 97

Autorisation de co-auteur(s) pour un article inclu dans le mémoire ou la thèse



NOM DE
L'ÉTUDIANT-E

STEPHANIE HADDAD

NOM DU PROGRAMME

SCIENCES FORESTIÈRES (MSc)

TITRE DU MÉMOIRE
OU DE LA THÈSE

Sélection des microhabitats et prédatation
des nids des oiseaux des tourbières
exploitées au Québec

Par la présente, le(s) soussigné(s), co-auteur(s) d'un article intitulé :

MICROHABITAT SELECTION BY BREEDING SONG BIRDS
IN SOUTHERN QUEBEC BOGS

faisant partie du mémoire de maîtrise ou de la thèse de doctorat présentée à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval, autorise(nt) l'insertion de l'article dans ce mémoire ou cette thèse et l'éventuel microfilmage selon les règles de la Bibliothèque nationale du Canada (Service des thèses canadiennes).

SIGNATURE

NOM EN CARACTÈRE D'IMPRIMERIE

DATE

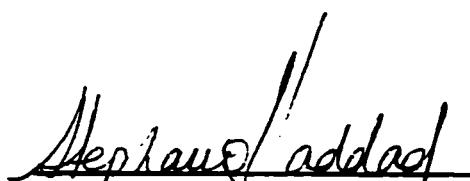
JJD

ANDRÉ DESROCHERS

10 nov 97

RÉSUMÉ

Les tourbières sont abondantes au Québec, mais elle font face à une utilisation significative et croissante par l'humain. Il existe peu de données sur l'avifaune de cet écosystème et il est essentiel de mieux la connaître afin de favoriser une approche écosystémique à la sauvegarde et restauration des tourbières. L'objectif de ce projet était de déterminer certains impacts de l'exploitation de l'industrie de la tourbe horticole sur l'avifaune des tourbières. Nous avons donc étudié la sélection du microhabitat chez quatre espèces représentatives, en plus d'évaluer le potentiel reproducteur des populations, de tourbières exploitées et naturelles. Les oiseaux étaient sélectifs à l'échelle du microhabitat, utilisant préférentiellement des microhabitats avec plus d'arbres. Le succès reproducteur de l'avifaune des tourbières exploitées semblait amoindri puisque le risque de prédation de nids artificiels y était plus élevé que dans les tourbières naturelles. Les connaissances acquises, faciliteront la désignation de sites propices à la protection de l'avifaune, et permettront de mieux orienter la planification de refuges dans les tourbières exploitées.



Stephanie Haddad



André Desrochers

SUMMARY

In spite of their abundance, southern Québec's bogs are facing significant industrial pressure. Little is known of this ecosystem's breeding fauna and such knowledge is crucial in order to have an ecosystem approach to bog protection and restoration. The objective of this project is to assess the possible impacts of horticultural peat harvest on breeding avifauna. Therefore, we studied microhabitat selection by four representative songbird species, in addition to evaluating the reproductive potential of harvested and undisturbed bogs. The four species are selective at the microhabitat scale, as they preferentially used microhabitats with greater tree coverage. Moreover, reproductive success of songbirds may be lower in harvested bogs, since the risk of artificial nest predation was greater in harvested bogs as opposed to undisturbed bogs. The results of this project have conservation implications, as they indicate which areas are of conservation interest for breeding songbirds and allow us to clarify prescriptions for the selection of refuges within exploited peatlands.

AVANT-PROPOS

Bien que mon nom figure seul sur la page titre de ce mémoire, il est entendu que plusieurs personnes ont collaboré et contribué à cette ouvrage. Je tiens donc ici, à souligner leur apport. D'abord, je remercie sincèrement mon directeur de recherche M. André Desrochers qui m'a donné l'opportunité de réaliser un projet que j'affectionne beaucoup. Tout en me laissant évoluer à mon propre rythme, il a su intervenir aux moments opportuns, et sans sa participation à toutes les étapes de cette étude, ce projet n'aurait pu être mené à bien.

Je désir remercier M. Jean-Pierre Savard pour sa contribution au niveau de l'élaboration de ce projet et de la récolte de données sur le terrain. J'étend mes remerciements à Mme. Line Rochefort qui est à l'origine du projet de recherche multidisciplinaire sur les tourbières, dans le cadre duquel s'insère ce projet. En travaillant au sein d'une équipe multidisciplinaire j'ai eu la chance de découvrir l'écologie d'un magnifique écosystème.

Pour leur aide sur le terrain, je remercie Clotilde Sagot, Nicolas Wampach, Jean-François Ouellet, Jean-François Rousseau et Sophie Calmé.

Lors de la réalisation de ce projet, j'ai grandement profité de l'ambiance inégalée du local 2121-d, où le travail acharné côtoyait les discussions stimulantes et les moments de détente appréciés. Je salue donc ici mes amis et collègues et je les remercie également pour leur appui et leurs commentaires constructifs.

Pour leur soutien financier, je remercie le Service Canadien de la Faune, Habitat Faunique Canada, La Société Québécoise pour la Protection des Oiseaux

Finalement, Je remercie ma famille et Richard qui ont toujours encouragé ma démarche. Leur écoute et leur soutien moral m'ont procuré la détermination qui était nécessaire afin d'accomplir ce parcours.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGES
RÉSUMÉ.....	i
SUMMARY.....	ii
AVANT-PROPOS.....	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
LISTE DES FIGURES.....	vii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
LES TOURBIÈRES AU QUÉBEC.....	1
L'AVIFAUNE DES TOURBIÈRES.....	2
LA SÉLECTION DES MICROHABITATS.....	4
EFFET DE BORDURE ET SUCCÈS REPRODUCTEUR DES OISEAUX.....	4
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	7
CHAPITRE I.....	12
ABSTRACT.....	13
RÉSUMÉ.....	14
INTRODUCTION	15
METHODS	16
Study area	16
Bird censusing	16
Data for microhabitat use	19
Statistical analyses.....	20
RESULTS	21
Use vs. Availability.....	21
Effect of species and behavior	22
DISCUSSION.....	25
Use vs. availability.....	25
Habitat use vs. species	25
Habitat use vs. behavior	26
ACKNOWLEDGMENTS	27
REFERENCES.....	28
CHAPITRE II	31
ABSTRACT	32

RÉSUMÉ.....	33
INTRODUCTION	34
METHODS	35
Study areas.....	35
Artificial nest layout.....	37
Habitat use by avian predators	37
Statistical analyses.....	37
RESULTS	38
Effect of bog type	38
Effect of distance and vegetation.....	40
DISCUSSION.....	43
ACKNOWLEDGMENTS	45
REFERENCES.....	46
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	50
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	53
ANNEXES.....	54

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
CHAPITRE I	
Table 1. Categories of microhabitats within 25 m of focal birds.....	20
Table 2. Comparison of use and available sites at the three meter and 25 meter scales by stepwise logistic regression.....	22
Table 3. Correlation coefficients of the original habitat variables with the first two principal components for the perch scale.....	23
Table 4. Correlation coefficients of the original habitat variables with the first two principal components for the three meter scale.....	23
Table 5. Correlation coefficients of the original habitat variables with the first two principal components for the 25 meter scale.....	24
Table 6. Effect of species and behavior on microhabitat variables obtained by data reduction with PCA, at the three spatial scales.....	24
CHAPITRE II	
Table 1. Study sites.....	36
Table 2. Effect of nest location and surrounding vegetation on predation risk in harvested bogs in 1994, 1995 and 1996.....	41
Table 3. Effect of nest location and surrounding vegetation on predation risk in unharvested bogs in 1995 and 1996.....	42
Table 4. Identification of predators observed in bogs in 1996.....	43

LISTE DES FIGURES

	PAGE
CHAPITRE I	
Figure 1. Sketch of the study area at the Sainte-Marguerite peatland, showing the grid study site (# 1), the flagged study site (# 2) and the exploited area	18
Figure 2. Distribution of the frequency of species ($n = 65$) for the limited radius point-counts ($n = 122$) conducted in the summer of 1993 in 16 peatlands.....	19
CHAPITRE II	
Figure 1. Probability of nest depredation, as calculated by the Mayfield method, in relation to bog type for 1995 and 1996.....	39

INTRODUCTION GÉNÉRALE

LES TOURBIÈRES AU QUÉBEC

Avec 170 millions d'hectares, le Canada possède plus de tourbières que tout autre pays (Gorham 1991). Au Québec, les tourbières recouvrent 12 millions d'hectares, soit 9% du territoire, et constituent les milieux humides les plus abondants de la province. C'est au Québec méridional, où les tourbières représentent 0.8% de la superficie (Luc Bélanger, Env. Canada, comm. pers.), qu'on observe une pression industrielle croissante sur cet écosystème. La récolte de la tourbe de sphaigne ce chiffre actuellement à 750 000 tonnes par an au Canada. Ainsi, le marché canadien des produits de la tourbe, dont 40% est québécois, excédait 140 millions de dollars en 1991 (Keys 1992). Outre l'usage conventionnel de la tourbe, de nouvelles techniques de transformation ont permis une mise en marché sans cesse croissante de nouveaux produits, tels que des cartons absorbants et des matériaux hydrophobes pour le nettoyage des produits à base de pétrole. À cette exploitation, de type minière, s'ajoute le drainage des tourbières à des fins agricoles, sylvicoles et urbaines. Malgré l'utilisation croissante de cette ressource, les tourbières ne sont pas exploitées sur une base durable et peu de techniques sont connues pour restaurer ces importants écosystèmes, exploités principalement près des régions peuplées. Toutefois, les exploitants manifestent de plus en plus le désir d'utiliser cette ressource rationnellement et de restaurer les habitats perturbés par leurs opérations (Association canadienne de mousse de tourbe 1996). En effet, il est impératif du point de vue économique et écologique, d'instaurer des modes de gestion novateurs dans l'industrie de la tourbe afin d'assurer le maintien de la diversité et de la productivité de ces écosystèmes boréaux. Il est donc essentiel d'acquérir des connaissances de base qui permettront de gérer les tourbières sur une base durable et protéger la pérennité de ces milieux humides fragiles et uniques.

C'est ainsi qu'en 1993, l'Université Laval initiait une étude de trois ans intégrant les composantes hydrologiques, chimiques, bactériologiques, floristiques et fauniques de tourbières naturelles et perturbées. L'objectif général de cette recherche était de développer des méthodes à partir desquelles les tourbières résiduelles pourront être ramenées à des écosystèmes accumulateurs de tourbe selon un régime de succession végétale de tourbière (Rochefort et Quinty 1996, Rochefort et al 1995). Ainsi, au terme de la première phase de cette étude (1996), des recommandations ont été faites aux compagnies exploitant la tourbe. Le sujet du présent mémoire s'inscrit au sein de l'aspect faunique de cette étude multidisciplinaire.

L'intégration de la faune aviaire au projet des tourbières peut être considérée sous deux perspectives. D'abord du point de vue écosystémique, une évaluation des populations d'organismes occupant différents niveaux trophiques est nécessaire car l'objectif de restauration porte sur l'écosystème entier (Rochefort et Quinty 1996). En ce sens, les données fauniques sont essentielles, notamment pour discuter de la flore et la structure de la végétation dans un contexte écosystémique. De plus, la connaissance de certaines populations fauniques des tourbières naturelles et exploitées peut permettre l'identification d'espèces bio-indicatrices, pouvant évaluer l'évolution des sites en restauration. Certains pays européens (Järvinen and Rajasärkkä 1992, Kouki et al. 1992) sont d'ailleurs aux prises avec le problème de manque de données sur les tourbières telles qu'elles étaient à l'origine, rendant difficile la planification de la restauration de l'habitat.

Dans un deuxième temps, le volet faunique du projet multidisciplinaire peut être considéré du point de vue de l'avifaune. En effet la perte et l'altération des habitats fauniques préoccupent grandement les écologistes, qui cherchent notamment à comprendre jusqu'à quel point les populations fauniques peuvent être appauvries avant une extinction locale (Caughley 1994). Plus spécifiquement, à l'égard des populations d'oiseaux, le morcellement des habitats est alarmant puisque ce phénomène semble être néfaste pour certaines espèces nicheuses (Askins et al. 1990).

L'AVIFAUNE DES TOURBIÈRES

Avant ce projet, peu de données étaient disponibles sur l'avifaune des tourbières du Québec (Clarke-Whistler et al. 1983, Morneau 1995). En effet, la majorité des données sur l'avifaune des tourbières provenaient d'études réalisées en Europe, particulièrement en Scandinavie (Sammalisto 1957, Järvinen and Sammalisto 1976, Boström and Nilsson 1983, Kouki et al 1992) et en Écosse (Avery 1989, Avery et al. 1989, Brown and Stillman 1993) où les tourbières sont nombreuses. Plus près du Québec, des études se sont déroulées dans certains États du nord des États-Unis, soit au Minnesota (Niemi and Hanowski 1984), au Michigan (Ewert 1982) Pau Maine (Stockwell 1994). Plusieurs de ces études se sont intéressées aux associations entre l'avifaune et les tourbières et ceci, à différentes échelles spatiales. À grande échelle, on a étudié les assemblages d'espèces en fonction du type de tourbière et/ou de leur position géographique (Järvinen and Sammalisto 1976, Ewert 1982, Boström and Nilsson 1983, Brown and Stillman 1993), à de plus petites échelles¹, on a examiné les relations entre l'avifaune et les différents

¹ Par conformité à la littérature scientifique, les termes petite échelle et *small scale* réfèrent aux petites superficies, et non aux échelles cartographiques au sens étroit.

microhabitats retrouvés dans les tourbières (Sammalisto 1957, Niemi 1985, Kouki et al. 1992, Stockwell 1994). Ces études ont permis d'observer une variation de la structure de l'habitat entre les tourbières, ainsi qu'à l'intérieur d'une même tourbière, tout en témoignant de la réponse des espèces aviaires à cette variabilité. Ces études ont également confirmé la contribution des tourbières à la biodiversité régionale voir nationale, en établissant un lien étroit entre certaines espèces et les tourbières (Ewert 1982, Brown and Stillman 1993). En Scandinavie, par exemple, les tourbières sont des habitats importants pour les espèces limicoles (Boström and Nilsson 1983). Finalement, ces études ont contribué à la planification de la gestion et l'aménagement de ces milieux humides (Kouki et al. 1992, Brown and Stillman 1993).

En plus des travaux sur les associations avifaune-habitat, certaines études se sont intéressées aux effets des altérations de l'habitat sur les oiseaux des tourbières. Ainsi, au Minnesota, Niemi et Hanowski (1984), ont cherché à déterminer les effets d'une ligne de transmission sur les populations d'oiseaux d'une tourbière. Par ailleurs, en Écosse, on a voulu déterminer si l'afforestation des tourbières entraînait des effets des bordures dans les sites non-plantés, adjacents aux plantations (Avery 1989, Avery et al. 1989). Plus précisément, on cherchait à déterminer si l'abondance des oiseaux et le taux de prédation des nids étaient fonction de la distance depuis la plantation.

À l'instar des ces études, différents aspects de l'écologie de l'avifaune des tourbières du Québec devront être abordés, si l'on souhaite en acquérir des connaissance adéquate. Ainsi, lors de travaux qui ont précédé ce mémoire, on a procédé à des inventaires d'oiseaux dans des tourbières naturelles et abandonnées, de manière à obtenir une mesure de la diversité en espèces et de faire des comparaison entre les deux types de tourbières (naturelles vs. abandonnées) (Rochefort et Quinty 1996). Ces travaux ont permis de dresser un portrait assez précis de l'avifaune des tourbières du sud, tout en identifiant les lacunes à combler. De fait, suite à cette étape préliminaire, le volet avifaune du projet des tourbières s'est adressé à trois grandes questions. Dans un premier temps, on a cherché à décrire la distribution des espèces à une échelle régionale. Cette question est abordée ailleurs et par ce fait, elle ne sera pas traitée ici. La distribution des espèces a également été étudiée en fonction des différents habitats retrouvés à même la tourbière, c'est-à-dire à l'échelle des microhabitats. De plus, il s'avérait essentiel d'évaluer les impacts de l'exploitation sur l'avifaune, notamment sur le succès reproducteur des oiseaux nichant dans les sites non-perturbés adjacents aux surfaces exploitées.

LA SÉLECTION DES MICROHABITATS

Chez les oiseaux, la sélection de l'habitat suppose une discrimination entre plusieurs « plaques », et a pour résultat une utilisation disproportionnée des composantes de l'environnement. (Hildén 1965, Fretwell and Lucas 1970, Cody 1985). Ce processus est effectué à différents niveaux, et par ce fait on le qualifie de hiérarchique (Hutto 1985, Orians et Wittenberger 1991). En effet, les individus doivent d'abord évaluer les caractéristiques générales du paysage et à plus petite échelle, des éléments tels la disponibilité de la nourriture et la structure de la végétation dicteront leur choix d'habitat. Ainsi, en étudiant la sélection de l'habitat il s'avère nécessaire de tenir compte de l'échelle, puisque les processus qui interviennent dans la relation avifaune-habitat dépendront de l'échelle spatiale à laquelle ils sont considérés (Bock 1987, Wiens et al. 1987, Orians and Wittenberger 1991, Steele 1992). La caractérisation du microhabitat dans des petites placettes centrées sur un individu permet d'obtenir des informations intéressantes puisque les patrons d'utilisation d'habitat à l'échelle du paysage seront déterminés par la réponse des individus aux variations de l'habitat à plus petite échelle (Martin 1986, Wiens 1985, Kouki et al. 1992, Parrish 1995). De plus, en fournissant de la nourriture, de l'abri et des sites de nidification, la structure du microhabitat influencera la qualité de l'habitat, qui à son tour influence le succès reproducteur des individus (Hutto 1985).

Les études de sélection d'habitat, bien que d'intérêt général en écologie, ont une portée accrue dans un contexte de perte, d'altération ou de restauration des habitats. En effet, la compréhension des besoins des espèces et idéalement des mécanismes de sélection, permettra aux écologistes d'évaluer les impacts de la dégradation de l'environnement sur les espèces en question (Kouki et al 1992, Vanderwerf 1993, Martinez 1994).

EFFET DE BORDURE ET SUCCÈS REPRODUCTEUR DES OISEAUX

La perte de l'habitat, telle qu'occasionnée par l'exploitation des tourbières, est généralement accompagnée par un morcellement de l'habitat et une augmentation des bordures végétales. Lorsque le ratio entre les bordures et la superficie augmente, les fragments d'habitat et leurs communautés biotiques sont davantage soumis à des facteurs provenant des milieux environnants (Angelstam 1986, Nour et al. 1993). Ainsi, les oiseaux nicheurs deviennent particulièrement vulnérables aux espèces généralistes associées aux bordures et aux perturbations humaines les ayant créées, du moins en milieu agro-forestier (Ambuel and Temple 1983, Wilcove 1985, Andrén et al. 1985, Andrén and Angelstam 1988, Andrén 1992). Lorsque ces prédateurs de nids potentiels deviennent abondants près des bordures, la pression de prédation sur les nids près des bordures est accrue. Ce phénomène est qualifié d'effet de

bordure (Gates and Gysel 1978). Puisque la prédation des nids s'avère généralement le plus important facteur d'échec reproducteur chez les passereaux (Ricklefs 1969, Martin 1992), elle fait l'objet d'une préoccupation croissante pour les populations aviaires des habitats morcelés (Askins et al. 1990). Ainsi, des études effectuées dans une diversité d'habitats ont cherché à élucider la relation entre les bordures, les espèces qu'elles abritent et le succès reproducteur des oiseaux (ex. forêts décidues: Gates and Gysel 1978, prairies: Burger et al. 1994, forêts boréales: Rudnicky and Hunter 1993). Les résultats de ces études démontrent une variabilité considérable, et par conséquent, les généralisations sur les effets de bordures se font rares (Paton 1994). Il s'avère donc souhaitable de favoriser une approche spécifique pour chaque grand écosystème.

Afin d'évaluer le risque de prédation des nids d'oiseaux, les biologistes ont souvent recours aux nids artificiels c'est-à-dire, des nids abandonnés ou confectionnés avec divers matériaux, dans lesquels on dispose des oeufs de caille, de poule ou encore de pâte à modeler. On reproche à cette méthode certains désavantages, dont le plus important se veut le manque de similarité entre les nids artificiels et naturels (Major and Kendal 1996). En effet, les résultats obtenus par cette méthode doivent être considérés comme une approximation des taux de prédation des nids naturels. La méthode des nids artificiels a plus de validité lorsqu'elle est utilisée comme mesure relative c'est-à-dire, pour comparer les taux de prédation entre différents traitements (Major and Kendal 1996). Elle devient alors une méthode avantageuse qui permet de faire des expériences contrôlées. De plus, la facilité de manipulation et l'efficacité de cette technique permettent la réalisation d'expériences extensives. Finalement, contrairement au suivi de nids naturels, il n'y a aucun dérangement de la saison de reproduction en cours.

L'objectif général de ce projet de maîtrise était de déterminer quantitativement certains impacts de l'exploitation des tourbières sur l'avifaune, afin d'assurer le maintien de la diversité dans les tourbières exploitées et d'orienter les projets de restauration de façon à favoriser la recolonisation à long terme des sites abandonnés, par une communauté aviaire typique des tourbières de la région. Cet objectif général comportait deux sous-objectifs distincts, soit une description des microhabitats sélectionnées par quatre espèces représentatives et une évaluation du succès reproducteur des oiseaux en bordure des zones d'exploitation. La sélection des microhabitats est abordée au chapitre I, sous forme d'un article scientifique. Au chapitre II, qui prend également la forme d'un article scientifique, nous avons mesuré l'effet de l'exploitation des tourbières sur le succès reproducteur des oiseaux à l'aide d'une expérience de nids artificiels. Cette expérience fut secondée de façon limitée, par une autre méthode qui visait à évaluer le succès reproducteur d'oiseaux nichant dans les sites adjacents à l'exploitation (Annexe C). À un niveau plus général

nous avons évalué la taille et la densité des territoires des couples nicheurs. Ces données sont présentées aux annexes A et B

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMBUEL, B. and TEMPLE, S.A. 1983. Area-dependent changes in bird communities and vegetation in southern Wisconsin forests. *Ecology* 64: 1057-1068.
- ANDRÉN, H. 1992. Corvid bird density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- ANDRÉN, H. and ANGELSTAM, P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544-547.
- ANDRÉN, H., ANGELSTAM, P., LINDSTRÖM, E. and WIDÉN, P. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277.
- ANGELSTAM, P. 1986. Predation on ground nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365-373.
- ASKINS, R.A., LYNCH, J.F. and GREENBERG, R. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology* 7: 1-57.
- AVERY, M.I. 1989. Effects of upland afforestation of some birds of the adjacent moorlands. *Journal of Applied Ecology* 26: 957-966.
- AVERY, M.I., WINDER F.L.R. and EGAN, V.M. 1989. Predation on artificial nests adjacent to forestry plantations in northern Scotland. *Oikos* 55: 321-323.
- BOCK, C.E. 1987. Distribution - abundance relationships of some Arizona land birds: a matter of scale? *Ecology* 68: 124-129.
- BOSTRÖM, U. and NILSSON, S.G. 1983. Latitudinal gradients and local variations in species richness and structure of bird communities on raised peat-bogs in Sweden. *Ornis Scandinavica* 14: 213-226.
- BROWN, A.F. and STILLMAN, R.A. 1993. Bird-habitat associations in the eastern highlands of Scotland. *Journal of Applied Ecology* 30: 31-42.

- BURGER, L.D., BURGER, L.W. and FAABORG, J. 1994. Effects of prairie fragmentation on predation on artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 58: 249-254.
- ASSOCIATION CANADIAN DE MOUSE DE TOURBE. 1996. « The CSPMA Preservation and Reclamation Policy ». [En ligne]. <http://peatmoss.com/pm-mel.htm>
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- CLARKE-WHISTLER, K., ROSWELL, J.A. and LUSH, D.L. 1983. Fish and wildlife use of peatlands in Canada. IEC BEAK Consultants Ltd.
- CODY, M.L. 1985. An introduction to habitat selection in birds. In: Cody, M.L. (ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York, pp. 3-56.
- EWERT, D. 1982. Birds in isolated bogs in central Michigan. *The American Midland Naturalist* 108: 41-50.
- FRETWELL, S. and LUCAS, H. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta biotheoretica* 19: 16-52.
- GATES, J.E. and GYSEL, L.W. 1978. Avian nest dispersion and fledgling success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.
- GORHAM, E. 1991. Northern peatlands: role in the Carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological applications* 1: 182-195.
- HILDÉN, O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75.
- HUTTO, R. 1985. Habitat selection by nonbreeding migratory land birds. In: Cody, M.L. (ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York, pp. 455-476.
- JÄRVINEN, A. and RAJASÄRKKÄ, A. 1992. Population fluctuations in two northern land bird communities: effect of habitat, migration strategy and nest-site. *Ornis Fennica* 69: 173-183.

- JÄRVINEN, A. and SAMMALISTO, L. 1976. Regional trends in the avifauna of Finnish peatland bogs. *Annales Zoologici Fennici* 13: 31-43.
- KEYS, D. 1992. Canadian peat harvesting and the environment. North American Wetlands conservation Council, issues paper n° 3.
- KOUKI, J., NIEMI, G.J. and RAJASÄRKKÄ, A. 1992. Habitat associations of breeding peatland passerine species in eastern Finland. *Ornis Fennica* 69: 126-140.
- MAJOR, R.E. and KENDAL, C.E. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298-307.
- MARTIN, T.E. 1986. Competition in breeding birds: on the importance of considering processes at the level of the individual. *Current Ornithology*. 4: 181-210.
- MARTIN, T.E. 1992. Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management?. In: Hagan III, J.M. and Johnston, D.W. (éds.). *Ecology and conservation of neotropical migrants landbirds*. Smithsonian Inst. Press, Washington, DC, pp. 455-473.
- MARTINEZ, C. 1994. Habitat selection by the little bustard *Tetrax tetrax* in cultivated areas of central Spain. *Biological Conservation* 67: 125-128.
- MORNEAU, F. 1995. Les oiseaux des tourbières. In: Gauthier, J. and Aubry, Y. (éds.). *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, pp. 1206.
- NIEMI, G.J. 1985. Patterns of morphological evolution in bird genera of new world and old world peatlands. *Ecology* 66: 1215-1228.
- NIEMI, G.J. and HANOWSKI, J.M. 1984. Effects of a transmission line on bird populations in the Red Lake Peatland, northern Minnesota. *Auk* 101: 487-498.

- NOUR, N., MATTHYSEN, E. and DHONDT, A.A. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111-116.
- ORIANS, G. and WITTENBERGER, J. 1991. Spatial and temporal scales and habitat selection. *American Naturalist* 137(S): S29-49.
- PARRISH, J.D. 1995. Effects of needle architecture on warbler habitat selection in a coastal spruce forest. *Ecology* 76: 1813-1820.
- PATON, P.C. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? - *Conservation Biology* 8: 17-26.
- RICKLEFS, R.E. 1969. An Analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions in Zoology* 9. 48 p.
- ROCHEFORT, L. et QUINTY, F. 1996. La restauration des tourbières exploitées: le développement d'une stratégie intégrée au Québec. Rochefort, L. et Quinty, F (éds.). Rapport remis au Ministère de l'Environnement et de la Faune. Université Laval, Sainte-Foy.
- ROCHEFORT, L., GAUTHIER, R. and LEQUÉRÉ, D. 1995. Sphagnum regeneration - toward an optimisation of bog restoration. In Wheeler, B.D., Shaw, S.C. Fojt, W.J. and Robertson, R.A. (éds.). *Restoration of temperate wetlands*. Wiley, New York. pp. 423-434.
- RUDNICKY, T.C. and HUNTER, M.L. 1993. Avian nest predation in clearcuts, forest, and edges in a forest-dominated landscape. *Journal of Wildlife Management*. 57: 358-364.
- SAMMALISTO, L. 1957. The effect of the woodland-open peatland edge on some peatland birds in South Finland. *Ornis Fennica* 34: 81-89.
- STEELE, B.B. 1992. Habitat selection by breeding Black-throated Blue Warblers, at two spatial scales. *Ornis Scandinavica* 23: 33-42.
- STOCKWELL, S.S. 1994. Habitat selection and community organization of birds in eight peatland of Maine. Thèse (PhD), University of Maine, Maine.

- VANDERWERF, E.A. 1993. Scales of habitat selection by foraging 'Elepaio in undisturbed and human altered forests in Hawaii. *Condor* 95: 980-989.
- VICKERY, P.D., HUNTER, M.L., and WELLS, J.V. 1992. Use of a new reproductive index to evaluate relationship between habitat quality and breeding success. *Auk* 109: 697-705.
- WIENS, J.A. 1985. Habitat selection in variable environments: shrub-steppe birds. In: Cody, M.L. (ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York, pp. 227-251.
- WIENS, J.A., ROTENBERRY, J.T. and VAN HORNE, B. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos* 48: 132-147.
- WILCOVE, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.

CHAPITRE I

**MICROHABITAT SELECTION BY BREEDING
SONGBIRDS IN SOUTHERN QUÉBEC BOGS.**

ABSTRACT

Studying habitat selection allows ecologists to determine how songbird populations would be affected in the eventuality of the loss or change of their habitat. Québec's ombrotrophic peatlands (bogs) are relatively abundant, however little is known of this ecosystem's breeding avifauna. Bogs are facing growing industrial pressure in populated areas, where they constitute a unique feature of landscapes. We studied microhabitat selection by four breeding songbirds in a bog in the Lac Saint-Jean region of the province of Québec. In the summer of 1994 we did focal individual sampling of 42 males, on two study plots (29 ha and 13 ha). Microhabitat use was described at three levels: characteristics of the perch, vegetation within 3 m of focal bird, and vegetation within 25 m of the focal bird. Available habitat descriptions at the 3 m and 25 m levels were made with 126 sites on a grid. We compared used and available sites at the 3 m and 25 m scales to test the null hypothesis that habitat components were used in proportion to their availability. Logistic regression demonstrated that at both levels, individuals used habitat components non-randomly. Greater tree coverage characterized used sites at both levels, though other microhabitat characteristics were used according to availability. Based on a MANOVA, we found no significant relationship between species or behavior and habitat variables at all three habitat levels. These results indicate that individuals are selective at the microhabitat level. They also have conservation implications, as they identify microhabitats of conservation interest for breeding songbirds and allow us to clarify prescriptions for the selection of refuges within exploited peatlands.

RÉSUMÉ

L'étude de la sélection d'habitat permet aux écologistes de déterminer comment les populations d'oiseaux seraient affectées par la perte ou encore une modification de leur habitat. Les tourbières ombrotrophes sont bien représentées au Québec. Toutefois, il existe peu de données sur l'avifaune de ce milieu qui fait maintenant face à une pression d'utilisation significative et croissante près des régions peuplées. Nous avons étudié la sélection du microhabitat chez quatre passereaux nicheurs, dans une tourbière de la région du Lac Saint-Jean. À l'été 1994, nous avons échantillonné 42 mâles, par la méthode d'individu focal, sur deux sites d'études (29 ha and 13 ha). L'utilisation du microhabitat a été décrite à trois niveaux: le substrat où l'individu était posé, la végétation des rayons de 3 m et 25 m centrés sur l'individu focal. Nous avons décrit l'habitat disponible à 3 m et 25 m, en échantillonnant 126 sites disposés en grille. Les sites utilisés par les oiseaux et les sites disponibles ont été comparés à 3 m et 25 m, afin de tester l'hypothèse nulle voulant que les composantes de l'habitat soit utilisées proportionnellement à leur disponibilité. Des régressions logistiques ont démontré que pour des rayons de 3 m et 25 m, les individus utilisaient les composantes de l'habitat de manière non-aléatoire et qu'un plus grand recouvrement en arbres caractérisait les sites utilisés aux deux échelles spatiales. Toutefois, une analyse de variance multivariée n'a démontrée aucune relation significative entre l'espèce ou le comportement et les paramètres de l'habitat aux échelles de l'étude. Les résultats de cette étude nous indiquent que les individus sont sélectifs à l'échelle du microhabitat. De plus ils ont une portée au niveau de la conservation, en identifiant des sites propices à la protection des passereaux nicheurs et nous permettent de mieux orienter la planification de refuges fauniques au sein des tourbières exploitées.

INTRODUCTION

Studies of habitat selection have become important in the context of habitat loss and more recently, restoration. Indeed, an understanding of species habitat requirements and ideally, the mechanism by which they are selected, may enable biologists/ecologists to determine to what extent species will be affected by a degradation or alteration of their environment (Kouki et al. 1992, Vanderwerf 1993, Martinez 1994).

In birds, habitat selection involves discriminating among various « patches » and results in the disproportional use of certain sets of environmental components (Hildén 1965, Fretwell and Lucas 1970, Cody 1985). This process is performed at different levels and as such is regarded in a multi-stage or hierarchical fashion (Hutto 1985, Orians and Wittenberger 1991). Individuals must first estimate general landscape features and secondly, at a smaller scale respond to habitat features such as food availability and vegetation structure. Thus, when studying habitat selection it is important to consider scale because processes and factors intervening in the organism-habitat relationship depend on the spatial scale at which they are observed (Bock 1987, Wiens et al. 1987, Orians and Wittenberger 1991, Steele 1992). The characterization of microhabitat on small plots centered on the individual is considered informative since patterns of habitat use at the geographic and landscape levels will likely be the result of how individuals respond to variation in habitat structure at a smaller scale (Martin 1986, Wiens 1985, Kouki et al. 1992, Parrish 1995). Moreover, by providing food, cover and nesting sites, microhabitat structure will determine habitat suitability, which in turn contributes to determine an individual's reproductive success (Hutto 1985).

In Québec, bogs or ombrotrophic peatlands are a relatively abundant ecosystem, covering nearly 10% of the province's surface. Nonetheless, information concerning these ecosystems breeding avifauna is scarce (Clarke-Whistler et al. 1983, Stockwell 1994). Despite bogs' relatively low species richness (Rochefort and Quinty 1996), their ecological importance is undeniable and is owed to their characteristic species composition and to specialized species who are highly dependent on bog habitats (Clarke-Whistler et al. 1983). This is exemplified by the Palm Warbler (*Dendroica palmarum*), found almost exclusively in bogs in southern Québec (Tbarzabal and Morrier 1995). Furthermore, peatlands have been facing growing industrial pressure from peat moss harvesting (Keys 1992). Knowledge of avian habitat associations may not only enable us to conserve the best songbird microhabitats, but may also help in orientating bog restoration projects in Eastern Canada (Rochefort et al. 1995).

The purpose of this study was to examine microhabitat selection by four breeding passerines. We determined if microhabitat structure varied between species and according to behavior.

METHODS

Study area

Field work was carried out from early June through mid August 1994 at the Sainte-Marguerite peatland ($48^{\circ}49'N$; $72^{\circ}08'W$) in the Lac Saint-Jean region of the province of Québec. This partially harvested peatland covers an area of approximately 2 250 ha and consists mainly of ombrotrophic areas or bogs though it also includes richer minerotrophic areas or fens. Our study sites were situated in the bog portion of the peatland where vegetation is mainly composed of two dominant tree species; black spruce (*Picea mariana*), larch (*Larix laricina*), as well as ericaceous shrubs such as *Ledum groenlandicum* and *Kalmia angustifolia* and grasses, mainly *Carex* sp. and *Eriophorum* sp.

Bird censusing

During the summer prior to this study (1993), limited-radius point counts ($n = 122$ stations) were conducted in the Sainte-Marguerite peatland as well as in 16 bogs in southern Québec, with the objective of determining the species composition of this habitat's breeding avifauna (Rochefort and Quinty 1996). These censuses led to the identification of a group of species that were neither too abundant or too rare in peatlands i.e. they reached an occurrence of around 50%, and as such were considered to be representative of peatland breeding passerines. This group of six species included the Palm Warbler (PAWA) and Savannah Sparrow (SASP; *Passerculus sandwichensis*); these two species were retained for the present study. The other four species in the group were not found in the Sainte-Marguerite peatland. However, White-throated Sparrows (WTSP, *Zonotrichia albicollis*) and Lincoln's Sparrows (LISP; *Melospiza lincolni*), two of the most commonly encountered species, were included in our study (Fig. 2).

Birds were sampled at two study sites (Fig. 1). The main study site was of 29.25 ha (650 m X 450 m) and was delineated by a staked grid, with 50 m intervals, which allowed us to map individual territories. Birds in the study site were captured in mist nets with conspecific song play-backs and marked with colored leg bands. We captured a total of 34 individuals (Palm Warbler = 6, White-throated Sparrow = 11, Lincoln's Sparrow = 8, Savannah Sparrow = 9). There remained only a few unmarked males on the study site and we also determined the boundaries of their territories.

The secondary study site was of 12.6 ha (280 m X 450 m) and consisted of four transect lines each separated by 70 m, with flags placed every 50 m along the transects. Birds in this site were not individually marked. However, we used the information gathered from the main study site to infer size of territories, since habitat structure and census methods were similar for both sites.

Most observations were done between 0500 and 1000 on days without strong winds or rain. We started each observation period at the beginning of one of the transect lines made up by the stakes (study site #1) or the flags (study site #2) and rotated entrance points as to sample each transect line once weekly.

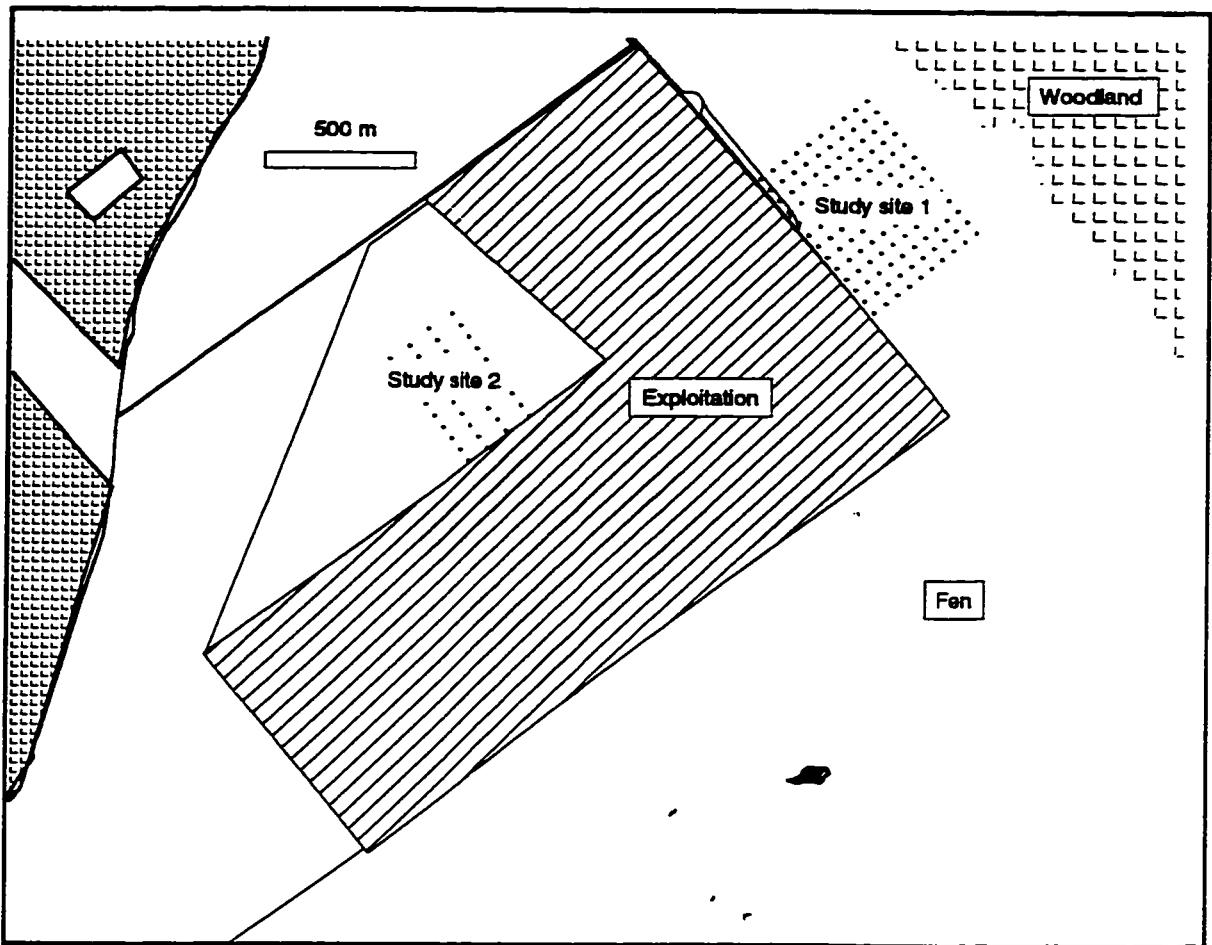


Figure 1. Sketch of the study area at the Sainte-Marguerite peatland, showing the grid study site (# 1), the flagged study site (# 2) and the exploited area.

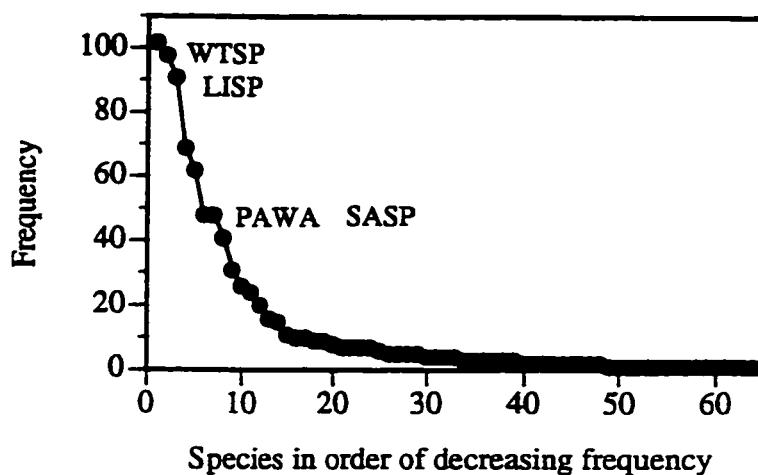


Figure 2. Distribution of the frequency of species ($n = 65$) for the limited radius point-counts ($n = 122$) conducted in the summer of 1993 in 16 peatlands. The position of the four study species is indicated by their code.

Data for microhabitat use

Behavior data were gathered for all birds encountered in both study plots. When an individual was encountered we waited one minute before recording data, to eliminate possible bias associated with localization (Ekman 1981). We then followed the same individual for 10 minutes (or less if it flew out of sight) recording the following variables every two minutes, (1) position in the grid for birds in the main study plot or distance along the transect and perpendicular distance from the transect line for birds in the secondary study plot, (2) behavior as singing, calling, feeding, grooming, or flight. We also recorded parameters reflecting the specific portion of vegetation used by birds (hereafter « perch scale »): (1) type or species/genus of vegetation used as (a) ground/moss/sphagnum, (b) ericaceous shrubs, (c) grasses and other herbaceous species, (d) larch, (e) black spruce, (f) jack pine (*Pinus divaricata*), (g) *Betula* sp., (h) *Alnus* sp., (i) snag, (j) other deciduous species; (2) height of vegetation used, (3) height of bird, and (4) horizontal position of bird in vegetation as interior (on or near trunk) or exterior (further out on branches).

Vegetation structure was described in a radius of 3 m centered on the focal bird, by visually estimating percent of coverage of the following strata; grasses and other herbaceous plants, ericaceous shrubs, trees ≤ 2 m, trees between 2 and 5 m and trees ≥ 5 m. The surrounding microhabitat ($r = 25$ m) was assigned to one of seven categories (Table 1). Microhabitat types were defined according to vegetation structure, mainly tree density, and floristics. Microhabitat

parameters at the three meter and 25 meter scales were recorded in an identical manner around each grid intercept and around each flag ($n=126$). We used systematic samples to infer microhabitat availability for both study plots.

Table 1. Categories of microhabitats within 25 m of focal birds.

Class	Description	Remarks
1	Open, grass dominated	In open microhabitats, tree cover is sparse and only small trees (≤ 2 m) are present in greater densities.
2	Open, ericaceae dominated	
3	Open, mixed	
4	Semi-open BS ^a dominated	In semi-open microhabitats, tree cover ranges from
5	Semi-open, L ^b dominated	15 % to 50 %, depending on tree height.
6	Semi-open BS and L	
7	Closed	In closed microhabitats tree cover is ≥ 50 % and is mainly comprised of 2 - 5 meter BS.

^a Bs, black Spruce

^b L, larch

Statistical analyses

Data from both study plots were pooled and only data from males were used for analyses. Few females were marked, and gathering data on females was difficult since they were rarely observed for most of the reproductive season. To determine if species and behavior were related to microhabitat use at the perch, 3 m and 25 m scales, behavior was reduced to a dichotomous variable, as (1) singing or (2) other behaviors (which included foraging, preening and calling). We averaged values for each variable as to obtain one set of values for each behavior for each individual. Separate analyses were performed in an identical manner for the three scales. Data reduction was accomplished with a Principal component analysis with no rotation (SPSS inc. 1990). The two first resulting factors were then used as the dependent variables in a two factor MANOVA, to evaluate if species and behavior had an effect on microhabitat variables. Each measure was given a weight of by 0.5 df since there were two measures per individual, and each individual was considered to be an independent observation. To compare vegetation structure between observation and systematic sites at the three meter and 25 meter scales, we averaged values for each variable over an individual and performed a stepwise logistic regression for each scale. All analyses were accomplished with SPSS 4.04 (SPSS inc. 1990).

RESULTS

Data were gathered on a total of 42 males (7 PAWA, 9 WTSP, 12 LISP, and 14 SASP). Of these, 23 were color marked, 8 were unmarked individuals from the grid plot and 11 were situated on the flagged plot. We did not obtain complete data sets for all individuals at all three scales ie that for certain individuals we had values of microhabitat variables for only one behavior category, and depending on the spatial scale an individual may have data for one or both behavior categories.

Use vs. Availability

We compared used and available sites at the three meter and 25 meter scales by logistic regression, to determine if individuals were selective or if microhabitat use was proportional to availability. At the three meter scale, four out of five variables were significantly different ($p < 0.01$) between used and available sampling sites. Used sites were characterized by greater coverage of trees of all height classes, whereas greater herbaceous cover was associated with available sites (Table 2). The regression equation correctly classified 93% of the observations at the three meter scale in used and available plots. At the 25 meter scale 83 % of observations were correctly classified with the stepwise procedure including two of the seven variables into the regression model. Individuals used the closed microhabitat type in a higher proportion than its availability while open microhabitats were relinquished (Table 2).

Table 2. Comparison of used and available sites at the three meter and 25 meter scales by stepwise logistic regression.

Scale	Variables	Mean percent cover		Model statistics		
		used	available	G	df	p
3 meter	Trees > 5m	16.9	1.2	77.42	1	< 0.01
	Trees > 2m	15.0	3.7	23.23	1	< 0.01
	Trees < 2m	26.7	13.5	16.26	1	< 0.01
	Herbaceae	8.1	24.1	8.89	1	< 0.01
25 meter	Percent of sites *		Percent of sites *			
	Open mixed	used	available			
		7.1	34.2	15.45	1	< 0.01
	Closed	6.0	0.6	5.74	1	0.02

* Percentage of sampling sites assigned to the respective category of microhabitat types.

Effect of species and behavior

At the perch scale the two PCA factors explained 53.1% of the variation of perch characteristics, with PC 1 and PC 2 contrasting larch and other substrates (black spruce, snag and ground). PC 1 was positively correlated with Larch while PC 2 described a positive association with the three remaining perch types (Table 3). At the three meter scale PC 1 contrasted two different structures of the lower strata, i.e. a lower strata covered mainly by ericaceous shrubs and/or grasses as opposed to a cover of dense dwarfed black spruce. The interpretation of the second component is somewhat more difficult; we interpreted this axis as opposing plots ($r = 3$ m) found in typical bogs and encompassing black spruce clones to plots situated in poor fens were grasses are more abundant and the higher strata mainly comprised of evenly spaced larches of small stature (2-5 meters) (Table 4). The contrast between the bog and poor fen areas of the study site is also represented at the 25 meter scale by PC 1, which is positively associated with black spruce while negatively correlated with larch. PC 2 has proven difficult to describe, and we found no meaningful biological interpretation for this axis. (Table 5). We nevertheless chose to include PC 2 at the 25 m scale, to encompass greater variation in the vegetation.

At all three scales, multiple analysis of variance showed no significant effect of species, behavior or of the interaction of these variables on microhabitat use (Table 6).

Table 3. Correlation coefficients of the original microhabitat variables with the first two principal components for the perch scale.

Variables *	Principal Components	
	1	2
Horizontal position	0.20	0.78
Bird height	0.41	0.79
Perch Height	0.72	0.23
Perch types :		
Black spruce	-0.42	0.19
Larch	0.87	-0.40
Snag	-0.65	0.32
Ground	-0.16	0.08
Explained variation	30.3	22.9
Cumulative variation	30.3	53.1

* Perch types encountered \leq 5 times were excluded from the analysis.

Table 4. Correlation coefficients of the original microhabitat variables with the first two principal components for the three meter scale.

Variables (percent cover)	Principal Components	
	1	2
Herbaceae	0.39	0.56
Ericaceae	0.77	0.03
Trees < 2m	-0.85	-0.32
Trees > 2m	-0.34	0.70
Trees > 5m	0.54	-0.51
Explained variation	37.6	23.6
Cumulative variation	37.6	61.2

Table 5. Correlation coefficients of the original microhabitat variables with the first two principal components for the 25 meter scale.

Variables* (Microhabitat types)	Principal Components	
	1	2
Open mixed	-0.24	0.46
Black Spruce dominated	0.15	0.83
Black spruce and Larch	0.84	-0.45
Larch dominated	-0.93	-0.30
Dense shrubby spruce	0.75	-0.23
Explained variation	32.1	24.9
Cumulative variation	32.1	57.0

* Microhabitat types encountered \leq 8 times were excluded from the analysis.

Table 6. Effect of species and behavior on microhabitat variables obtained by data reduction with PCA, at the three spatial scales.

Variables	df (hypothesis, error)			Wilk's Lambda			Sign. F		
	perch	3 m	25 m	perch	3 m	25 m	perch	3 m	25 m
Behavior	2, 25	2, 24	2, 24	0.93	0.91	0.99	0.39	0.34	0.87
Species	6, 50	6, 48	6, 48	0.92	0.92	0.83	0.91	0.91	0.60
Behavior * species	6, 50	6, 48	6, 48	0.90	0.92	0.91	0.84	0.92	0.87

DISCUSSION

Use vs. availability

Microhabitat structure differed significantly between used and available sites, at both the three meter and 25 meter scales. Therefore, the four species studied can be regarded as coarse-grained at the microhabitat scale i.e. that they did not use microhabitats according to their availability (Rosenzweig 1981). At the three meter scale, birds occupied sites with greater overall tree coverage, indicating that trees are an important structural component of some significance to the individuals as a resource and/or correlated with some other unmeasured feature that is meaningful. Indeed, trees provide structural complexity and therefore offer opportunities for singing, foraging and nesting microhabitats. Larches were frequently used as singing posts for PAWA, LISP and SASP and many individuals of these species were observed foraging in larches. Dense black spruce shrubs also offer cover from predators and the elements as well as concealment for nests. At the 25 meter scale, individuals also selected microhabitats with substantial tree coverage in a greater proportion than their availability, while relinquishing treeless areas of the study sites.

Habitat use vs. species

Most songbirds of Québec's peatlands can occur in habitats ranging from mixed forests to grasslands. Of the four species present in our study site only the PAWA can be considered as a bog specialist (Wilson 1996). The LISP, an inhabitant of shrubby and humid habitats seems to be strongly associated with bogs in southern Québec (Langevin 1995). The WTSP is regarded as a generalist (Spencer et al. 1995), occurring most frequently in mixed and conifer dominated forest edges and second growth. Finally the SASP is best known as an inhabitant of open fields (Bonneau 1995). Despite the above differences, all are ground gleaners and nest on or close to the ground.

Though apparently fairly homogenous, bogs can be subdivided into several classes of microhabitats, categorized according to height and density of trees (Calmé and Desrochers unpubl. data). When habitat associations are viewed at this scale, the distribution of PAWA, LISP, WTSP can be considered as fine-grained i.e. as they occupied all microhabitats without marked preferences. At a yet smaller scale, we also found no habitat use differences among the four species. This result may have arisen from insufficient statistical power. It can also be argued that our choice of habitat parameters did not reflect a variability to which individuals

respond. However, the results obtained from the logistic regression show significant differences between used and available sites at the 3 m and 25 m scale, indicating that individuals can distinguish microhabitats based on these variables. At the perch scale, the recorded parameters are frequently used in habitat selection studies and have been shown elsewhere to be important (Kouki et al 1992).

An alternative explanation for our results is that there is in fact no meaningful difference in habitat use between these four species at our scale of investigation. In their extensive study on grassland and shrubsteppe bird communities, Rotenberry and Wiens (1980) demonstrated that resource partitioning is not always measurable in bird communities. In fact, in these habitats individuals seemingly exploited measured resources independently of others and species exhibited substantial dietary overlap. According to Rotenberry and Wiens, this situation prevailed since the measured resources were not limiting in the habitats in question, thus eliminating or reducing interspecific competition and ultimately minimizing the need for segregation. We have no indication that the food supply was limiting populations of peatland songbirds, hence interspecific competition may have been low in this habitat (Schoener 1983).

Habitat use vs. behavior

In many open-country passerines, elevated perches are important as singing posts (Sammalisto 1957, Collins 1981, Cody 1985) and as such, habitat use may be substantially different between singing and foraging sites. Surprisingly, we found no significant differences in habitat use between the two categories of behavior. Our results may be due to the fact that we did not compare singing to foraging exclusively, but rather to a combination of foraging and other behaviors. It is also possible that the lower visibility of birds foraging on the ground biased our measures of habitat use upon first visual contact. However, when observing an individual for an extended period it was possible for us to follow it if it descended to the ground, hence decreasing the « discovery bias » (Ekman 1981). Overall, individuals were selective at the microhabitat scale, and though they settled in a habitat characterized by its sparse tree cover and open areas, trees of all height classes were important components.

While bogs of populated regions of Eastern Canada are being reclaimed or harvested at an accelerating rate, there is an urgent need to improve our knowledge of their biodiversity. Therefore, when attempting to restore a peatland it is imperative to try to recreate the conditions that permitted bogs to develop their particular vegetation structure. Furthermore, if we wish to conserve refuges of interest for « specialist » songbirds, we should select bogs that offer areas

with greater tree coverage in addition to large open areas, which appear to be important to uncommon species such as the Upland Sandpiper (Calmé and Haddad 1995).

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Clotilde Sagot for help in the field. Funding was provided by the Canadian Wildlife Service, Wildlife Habitat Canada and the Province of Québec Society for the Protection of Birds. Access to Sainte-Marguerite peatland was kindly allowed by Fafard et frères Ltée and Johnson & Johnson Inc.

REFERENCES

- BOCK, C.E. 1987. Distribution - abundance relationships of some Arizona land birds: a matter of scale? *Ecology* 68: 124-129.
- BONNEAU, R. 1995. Le Bruant des prés. In: Gauthier, J. and Aubry, Y. (eds.). *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, pp. 978-981.
- CALMÉ and HADDAD. 1996. Peatlands: a new habitat for the Upland Sandpiper, *Bartramia longicauda*, in Eastern Canada. *Canadian Field Naturalist* 110: 326-330.
- CLARKE-WHISTLER, K., ROSWELL, J.A. and LUSH, D.L. 1983. Fish and wildlife use of peatlands in Canada. IEC BEAK Consultants Ltd.
- CODY, M.L. 1985. An introduction to habitat selection in birds. In: Cody, M.L. (ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York, pp. 3-56.
- COLLINS, S.L. 1981. A comparison of nest-site and perch-site vegetation structure for seven species of warblers. *Wilson Bulletin* 93: 542-547.
- EKMAN, J. 1981. Problems of unequal observability. *Studies in Avian Biology* 6: 230-234.
- FRETWELL, S. and LUCAS, H. 1970. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta biotheoretica* 19: 16-52.
- HILDÉN, O. 1965. Habitat selection in birds. *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75.
- HUTTO, R. 1985. Habitat selection by nonbreeding migratory land birds. In: Cody, M.L. (ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York, pp. 455-476.
- IBARZABAL, J. and MORRIER, A. 1995. La Paruline à couronne rousse. In: Gauthier, J. and Aubry, Y. (eds.). *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de

protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, pp. 900-903.

KEYS, D. 1992. Canadian peat harvesting and the environment. North American Wetlands conservation Council, issues paper n° 3.

KOUKI, J., NIEMI, G.J. and RAJASÄRKKÄ, A. 1992. Habitat associations of breeding peatland passerine species in eastern Finland. *Ornis Fennica* 69: 126-140.

LANGEVIN, C. 1995. Le Bruant de Lincoln. In: Gauthier, J. and Aubry, Y. (eds.). Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, pp. 1006-1009.

MARTIN, T.E. 1986. Competition in breeding birds: on the importance of considering processes at the level of the individual. *Current Ornithology*. 4: 181-210.

MARTINEZ, C. 1994. Habitat selection by the little bustard *Tetrax tetrax* in cultivated areas of central Spain. *Biological Conservation* 67: 125-128.

ORIANS, G. and WITTENBERGER, J. 1991. Spatial and temporal scales and habitat selection. *American Naturalist* 137(S): S29-49.

PARRISH, J.D. 1995. Effects of needle architecture on warbler habitat selection in a coastal spruce forest. *Ecology* 76: 1813-1820.

ROCHEFORT, L. and QUINTY, F. 1996. La restauration des tourbières exploitées: le développement d'une stratégie intégrée au Québec. Rochefort, L. et Quinty, F (éds.). Rapport remis au Ministère de l'Environnement et de la Faune. Université Laval, Sainte-Foy.

ROCHEFORT, L., GAUTHIER, R. and LEQUÉRÉ, D. 1995. Sphagnum regeneration - toward an optimisation of bog restoration. In Wheeler, B.D., Shaw, S.C. Fojt, W.J. and Robertson, R.A. (eds.). *Restoration of temperate wetlands*. Wiley, New York. pp. 423-434.

ROSENZWEIG, M.L. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology* 62: 327-335.

- ROTBERRY, J.T. and WIENS, J.A. 1980. Habitat structure, patchiness and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61: 1228-1250.
- SAMMALISTO, L. 1957. The effect of the woodland-open peatland edge on some peatland birds in South Finland. *Ornis Fennica* 34: 81-89.
- SCHOENER, T.W. 1983. Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist* 122: 240-285.
- SPENCER, M., COTTER, R.C. and HENDERSON, D. 1995. Le Bruant à gorge blanche. In: Gauthier, J. and Aubry, Y. (eds.). *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, pp. 1014-1017.
- SPSS INC. 1990. SPSS® for the Macintosh®. SPSS inc, Chicago.
- STEELE, B.B. 1992. Habitat selection by breeding Black-throated Blue Warblers, at two spatial scales. *Ornis Scandinavica* 23: 33-42.
- STOCKWELL, S.S. 1994. Habitat selection and community organization of birds in eight peatlands of Maine. *Thèse (PhD)*, University of Maine, Maine.
- VANDERWERF, E.A. 1993. Scales of habitat selection by foraging 'Elepaio in undisturbed and human altered forests in Hawaii. *Condor* 95: 980-989.
- WIENS, J.A. 1985. Habitat selection in variable environments: shrub-steppe birds. In: Cody, M.L. (ed.), *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York, pp. 227-251.
- WIENS, J.A., ROTENBERRY, J.T. and VANHORNE, B. 1987. Habitat occupancy patterns of North American shrubsteppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos* 48: 132-147.
- WILSON, W.H., JR. 1996. Palm Warbler (*Dendroica palmarum*). In: Poole, A. and Gill, F. (eds.), *The Birds of North America*, No. 238. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and the American Ornithologists' Union, Washington, D.C.

CHAPITRE II

**NEST PREDATION AMONG AND WITHIN BOGS:
DOES PEAT HARVEST INCREASE RISK**

ABSTRACT

In spite of their abundance, Eastern Canadian bogs are facing significant and growing industrial pressure. Peat moss harvesting results in habitat fragmentation and in an increase of edges between harvested areas and remaining natural patches. The objective of our study was to assess, for a broad geographic area, the effect of harvesting on the nesting success of passernines in adjacent undisturbed sites. We determined if exposure of nests to predators was edge-dependent and compared the effects of harvest edges vs. peripheral forest edges. In 1994, 1995, and 1996, we placed a total of 480 artificial nests with quail eggs at various distances (< 450 m) from edges in five harvested and nine unharvested bogs. Mean nest predation rate in harvested bogs was 62.7%, compared to 8.6% in unharvested bogs. Daily survival rates of nests were significantly lower (ANOVA, $p < 0.01$) in harvested than unharvested bogs in both 1995 and 1996. Nest fate was not edge dependent in harvested bogs. There was possibly a distance to edge effect in 1995 ($p = 0.09$), with nests closer to forested edges suffering lower daily survival rates, but we found no such relationship in 1996. Whereas predators from surrounding forests may contribute to nest loss in undisturbed bogs, the overall risk of predation is apparently greater in harvested bogs. We suggest that human activities in harvested bogs could be attracting potential nest predators and as such, harvesting may have a negative effect on birds in the neighboring unharvested sites by increasing the risks of nest predation and ultimately lowering nesting success.

RÉSUMÉ

Malgré leur étendue, les tourbières ombrotropes du Québec méridional font face à une pression d'utilisation significative et croissante. La récolte de la mousse de tourbe engendre un morcellement de cet écosystème et crée des bordures entre les sites exploités et les sites non-perturbés avoisinants. L'objectif de cette étude était de évaluer l'impact de l'exploitation sur le succès de nidification des oiseaux des sites non-perturbés avoisinants. Ainsi, nous avons déterminé si la pression de prédatation sur les nids dépendait de leur distance depuis la bordure, de plus nous avons comparé les effets de ces bordures artificielles à ceux des bordures « naturelles » situées entre les tourbières et les milieux forestiers avoisinants. En 1994, 1995 et 1996, nous avons placé 480 nids artificiels à diverses distances des bordures dans cinq tourbières exploitées et dans neuf tourbières non-perturbées. Le taux de prédatation moyen était de 62.7% dans les tourbières exploitées, par opposition à un taux de 8.6% dans les tourbières non-perturbées. Les taux de survie quotidien des nids, étaient significativement plus faibles (ANOVA, $p < 0.01$) dans les tourbières exploitées en 1995 et 1996. Le sort des nids ne dépendait pas de leur distance depuis la bordure dans les tourbières exploitées. Dans les tourbières non-perturbées le taux de survie quotidien des nids tendait à s'accroître avec la distance de la bordure boisée en 1995 ($p = 0.09$), mais cette relation n'était pas observée en 1996. Ces résultats indiquent que quoique les prédateurs de nids des forêts avoisinantes peuvent contribuer à la perte des nids dans les tourbières non-perturbées, les risques de prédatation sont apparemment plus élevés dans les tourbières exploitées. Nous croyons que les activités humaines se déroulant dans les tourbières exploitées peuvent attirer des prédateurs de nids. L'exploitation aurait alors des impacts négatifs sur l'avifaune des sites non-perturbés en augmentant le risque de prédatation des nids ce qui engendrait une diminution du succès reproducteur.

INTRODUCTION

Habitat loss is generally accompanied by fragmentation and an increase in edges (e.g., Ranney 1981, Kroodsma 1984, Laurance and Yensen 1991). As the ratio between edge and area increases habitat fragments and their communities are subject to a greater influence from the surrounding matrix (Angelstam 1986, Nour et al. 1993). Breeding birds become particularly vulnerable to generalist species often associated with edges and man-induced changes in the environment (Ambuel and Temple 1983, Wilcove 1985, Andrén et al. 1985, Andrén and Angelstam 1988, Andrén 1992). Because nest predation has been identified as a major cause of reproductive failure in breeding passerines (Ricklefs 1969, Martin 1992) there is much concern for avian populations in fragmented habitats (Askins et al. 1990) and studies in a variety of habitats have sought to understand relationships between edges, the species they harbor and nest predation risk (e.g. deciduous forests: Gates and Gysel 1978, prairies: Burger et al. 1994, boreal forest: Rudnicky and Hunter 1993).

These studies are as varied as the regions in which they were conducted, highlighting the need for habitat-specific approaches. Various explanations have been proposed for this lack of consistency, from methodological differences (Paton 1994, Major and Kendal 1996), to habitat characteristics, such as landscape matrix (Angelstam 1986), assemblage of predator species (Nour et al. 1993) and type of edge (Ratti and Reese 1988, Yahner et al. 1989).

In Eastern Canada, ombrotrophic peatlands or bogs occur as a naturally fragmented ecosystem, usually bordered by adjoining forested habitat. Little is known of their wildlife and a large number of bogs have been reclaimed or harvested (Keys 1992). During harvesting for peat moss, all living vegetation is removed, leaving only the bare peat moss. This process produces large open areas in the bog and creates new edges between the harvested areas and the remaining natural patches.

In a three-year field experiment, carried out over most of southern Québec, Canada, we measured the association between both presence and distance of peat harvest and the risk of nest predation in adjacent natural sites. We also compared the effects of man-made edges within harvested bogs (hereafter, « induced edges ») and naturally occurring forest edges around bogs (hereafter, « inherent edges »).

METHODS

Study areas

The study was conducted in the summers of 1994, 1995 and 1996, in five harvested and nine unharvested bogs (Table 1). Bogs ranged in size from 173 ha to 2251 ha. In 1994, artificial nests were installed in three harvested bogs (1, 2, 3; Table 1) between 23 and 27 May. In 1995 the experiment was repeated in five harvested bogs (the same three and two more) (4, 5; Table 1), and in five unharvested bogs (6, 7, 10, 11, 12; Table 1). The experiment was initiated between 18 and 23 May in harvested bogs, and from 13 to 22 June in natural bogs. In 1996, artificial nests were laid out between 31 May and 11 June in the five harvested bogs of 1995, in two of the natural bogs of 1995, and in four new natural bogs (8, 9, 13, 14 Table 1). In 1995, unharvested bogs were located in the same region, with the two furthest bogs 55 Km apart, whereas harvested bogs had a broader geographical dispersion, with a distance of 330 Km separating the two furthest bogs.

Vegetation of study sites was mainly comprised of black spruce (*Picea mariana*), larch (*Larix laricina*), ericaceous shrubs such as *Ledum groenlandicum* and *Kalmia angustifolia* and grasses, mainly *Carex* sp. and *Eriophorum* sp. Nesting passerines typically found in these bogs included: Palm Warbler (*Dendroica palmarum*), Common Yellowthroat (*Geothlypis trichas*), Hermit Thrush (*Catharus guttatus*), White-throated Sparrow (*Zonotrichia albicollis*), Lincoln's Sparrow (*Melospiza lincolni*), Savannah Sparrow (*Passerculus sandwichensis*). Nest predators observed around our study sites included avian species, namely Blue Jay (*Cyanocitta cristata*), American Crow (*Corvus brachyrhynchos*), Common Raven (*Corvus corax*), Common Grackle (*Quiscalus quiscula*); as well as mammalian species such as Striped Skunk (*Mephitis mephitis*), Raccoon (*Procyon lotor*), Red Fox (*Vulpes vulpes*), and Red Squirrel (*Tamiasciurus hudsonicus*) and a variety of mice and voles.

Table 1. Study sites

No	Locality	Location	Area (ha)*	Status	Years	Dominant Landscape
1	Saint-Charles	46°47'N;71°00'W	343	Harvested	1994, 95, 96	Agricultural
2	Rivière-Ouelle	47°29'N;69°57'W	470	Harvested	1994, 95, 96	Agricultural
3	Sainte-Marguerite -1 ^b	48°49'N;72°08'W	2251	Harvested	1994, 95, 96	Agricultural
4	Cap Bon Désir	48°19'N;69°28'W	275	Harvested	1995, 96	Forested
5	Pointe Label	49°08'N;68°15'W	1512	Harvested	1995, 96	Forested
6	Villeroy	46°23'N;71°53'W	843	Unharvested	1995, 96	Forested
7	Ste-Marie de Blansford	46°19'N;72°11'W	527	Unharvested	1995, 96	Mixed
8	Petits Escoumins	48°24'N;69°21'W	173	Unharvested	1995, 96	Forested
9	Pointes aux-Outardes	49°06'N;68°22'W	1083	Unharvested	1995, 96	Forested
10	Sainte-Anastasie	46°22'N;71°35'W	457	Unharvested	1995	Forested
11	Sainte-Croix	46°36'N;71°43'W	222	Unharvested	1995	Agricultural
12	Dosquet	46°30'N;71°31'W	195	Unharvested	1995	Agricultural
13	Grande Plée Bleue	46°47'N;71°04'W	364	Unharvested	1996	Agricultural
14	Sainte-Marguerite-2 ^b	48°47'N;72°11'W	see #3	Unharvested	1996	Agricultural

*This measure takes into account only the undisturbed portion of the bogs.

^bThe Sainte-Marguerite bog was the largest in the study group and the harvested and unharvested sites were separated by approximately 6 Km, we thus considered the two sites independent.

Artificial nest layout

In each study site, artificial ground nests, consisting of dry grasses in which we placed two Japanese Quail (*Coturnix coturnix japonica*) eggs, were laid out on two transect lines. Transect lines were located at least 500 m apart, and were perpendicular to edges, either induced edges in harvested bogs or inherent edges in natural bogs. Nest transects extended 450 m into the undisturbed peat surfaces. The first nest was placed on the edge i.e. at 0 m and the subsequent nests at every 50 m, for a total of 10 nests on each transect and 20 nests in each bog. Altogether 480 nests were laid out over the course of the three year experiment.

Nests were marked with flags, 3 m to the North and metal tags were hidden under nests to facilitate relocation if they were missing or damaged. Nest fate was determined 7, 14 and 21 days after placement, in 1994. In 1995 and 1996, nests were visited after 7 and 14 days only. We shortened the length of exposure to 14 days as this was a representative incubation period for nesting passerines in bogs. We considered a nest to have suffered predation if one or more eggs were missing from the nest or damaged. Daily survival rates were calculated according to Mayfield's method which is based on the number of days of exposure to mortality factors (Mayfield 1975, Johnson 1979).

Vegetation structure was described, in a radius of 3 m centered around the nest, by visually estimating percent of coverage of the following strata; forbs and other herbaceous plants, ericaceous shrubs, trees $2 \leq m$, trees between 2 and 5 m and trees $\geq 5 m$.

Habitat use by avian predators

In 1996 we censused avian predators in five unharvested and 16 harvested bogs. All bogs in which we conducted nest experiments in 1996 were censused, except Sainte-Marguerite-2. Censuses were done during the course of nest installation or subsequent visits, by counting the number of individuals seen or heard during each interval of time the observer spent in the bog. We performed a one-tailed Mann-Whitney U-test to determine if the number of individuals recorded per minute was greater in harvested bogs than in unharvested bogs.

Statistical analyses

The dependent variable, daily survival rate of nests, was log transformed to meet assumptions of normal distribution and homogeneity of variance. We examined dependency of daily survival rates of nests on bog type (harvested vs. natural), and on individual sites (bogs), separately for 1995 and 1996, with a nested ANOVA (PROC GLM, SAS Institute Inc. 1988),

with bogs nested in their respective bog type. Effects of distance from edge, vegetation structure around the nests and sites were analyzed by stepwise multiple regression for each bog type. Because study sites were not the same for all three years, we performed yearly analyses. Consequently one analysis was performed for each bog type in each of the three years, for a total of five multiple regressions.

RESULTS

Artificial nests in harvested bogs suffered high predation in the first two years of the study, with rates of 71.6 % (43/60) and 87% (87/100) for 1994 and 1995 respectively. In 1996 the predation rate was lower with 33 nests out of 100 (33%) lost to predation, bringing the overall predation rate for harvested bogs to 62.7%. Nests in unharvested bogs experienced a predation rate of 8.6% over the course of two years, with rates of 9% (9/100) in 1995 and of 8.3% (10/120) in 1996.

Effect of bog type

In 1995 and 1996, daily survival rates of nests were lower in harvested than unharvested bogs (Fig. 1; 1995: $F = 28.7$, $df = 1, 190$, $p < 0.01$; 1996: $F = 64.9$, $df = 1, 209$ $p < 0.01$). However, we found no difference in numbers of avian predators observed, between harvested and unharvested bogs ($U=32.0$, $p=0.25$) (Table 4). In both years daily survival rates differed among individual bogs nested in their respective, harvested or unharvested category (Fig. 1; 1995: $F = 9.6$, $df = 8, 190$, $p < 0.01$; 1996: $F = 33.5$, $df = 9, 209$, $p < 0.01$). Harvested bogs exhibited greater variation amongst themselves than unharvested bogs in both years (1995: $F = 952.9$, $df = 4, 4$, $p < 0.005$; 1996: $F = 397.7$, $df = 4, 5$, $p < 0.005$). This result was well exemplified in 1996 where two of the five harvested bogs (Sainte-Marguerite and Pointe Lebel) did not loose any nests to predation, whereas one bog (Rivière-Ouelle), experienced a predation rate of 100 %. Furthermore, we observed inter-annual variations in harvested bogs, with considerable yearly differences in the depredation rates of four of the five harvested bogs. Sainte-Marguerite, for instance, experienced high incidences of predation in 1994 and 1995, while in 1996 no nests were lost to predators. Notable spatial and inter-annual variations were not observed in unharvested bogs.

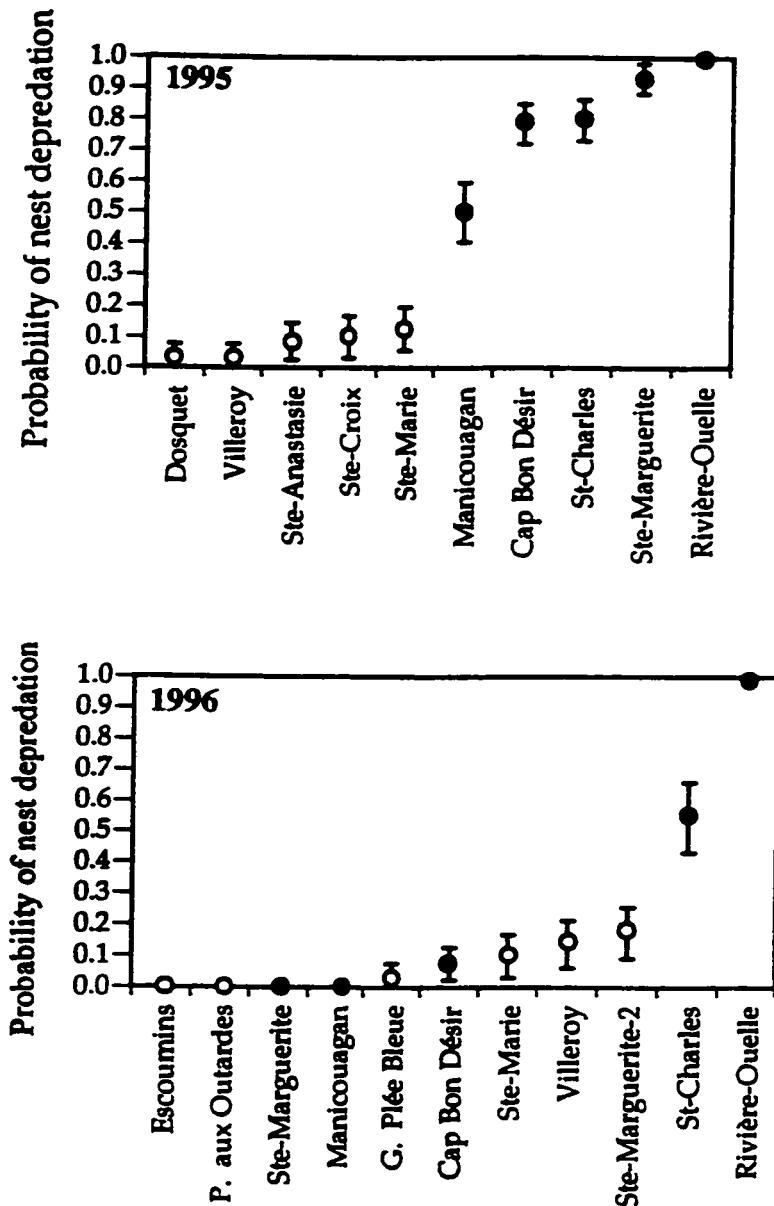


Figure 1. Probability of nest depredation, as calculated by the Mayfield method, in relation to bog type for 1995 and 1996. Open circles represent unharvested bogs and solid circles represent harvested bogs. Values represent mean probability of nest depredation for each bog ($n = 20$ nests). Vertical bars are standard errors of estimates.

Effect of distance and vegetation

Before conducting multiple regressions, we used Pearson's correlation coefficients to test for collinearity between distance and vegetation parameters. When two variables showed a coefficient ≥ 0.5 , only one of the variables was included in the analysis. For all multiple regressions, we set a statistically conservative entry level of $p < 0.15$, to reduce the risk of type II errors due to small sample size. For harvested bogs, regression models with stepwise entry of variables explained 83%, 39% and 73% of the variation in daily survival rates of nests for 1994, 1995 and 1996, respectively (Table 2). Distance from the edge of harvested areas was not entered as a significant parameter. In 1994 and 1995 vegetation at nests had significant and positive effects on nests daily survival rates: percent cover of ericaceous shrubs was entered into the regression model in 1994 and percent cover of trees $2 \leq m$ was entered into the model in 1994 and 1995 (Table 2).

As demonstrated previously by the ANOVA, nest fate was strongly associated with study sites. In all three analyses, dummy site variables (Table 2) were entered first into the model, accounting for 79% of the variation in 1994, 20% in 1995 and 52% in 1996. The regressions' determination coefficients were considerably lower in unharvested than in harvested bogs, with models explaining 7% and 5% of variation (Table 3). Study sites were less important in determining daily survival rates in unharvested bogs, as only one dummy variable was entered in the model in 1995, and none were entered in 1996. Vegetational variables at the nest had a significant and positive effect on nest fate. Percent cover of ericaceous shrubs was the first variable entered into the model in both 1995 and 1996 and percent cover of \leq trees 2 m and of trees ≥ 5 m also were retained in the model in 1995 and 1996 respectively (Table 3). In 1995 we found a significant ($p = 0.09$) effect of distance to forest edge in unharvested bogs as daily survival rates of nests were inversely related to distance from forest edge (Table 3). In 1996 however, nest fate in undisturbed bogs was not edge dependent.

Table 2. Effect of nest location and surrounding vegetation on predation risk in harvested bogs in 1994, 1995 and 1996.

	R^2	Model parameters		
		Variables ^a	sign ^b	sig t
1994	0.83	bog-1		< 0.01
		bog-2		0.01
		trees < 2m	+	0.02
1995	0.39	bog-4		0.01
		bog-2		< 0.01
		ericacea	+	< 0.01
		bog-3	+	0.08
		trees < 2m	+	0.09
1996	0.73	bog-1		< 0.01
		bog-2		< 0.01

^a Bog-x variables, are dummy variables from a set representing individual bogs.

^b The signs indicate the direction of the relationship between the daily survival rate and the independent variables. Bog-x variables do not have signs since they are dummy variables.

Table 3. Effect of nest location and surrounding vegetation on predation risk in unharvested bogs in 1995 and 1996.

	R^2	Model parameters		
		Variables ^a	sign ^b	sig t
1995	0.07	ericacea	+	0.01
		bog-2		0.03
		distance	+	0.09
		trees > 5 m	+	0.13
1996	0.05	ericacea	+	0.01
		trees < 2m	+	0.15

^a Bog-x variables, are dummy variables from a set representing individual bogs.

^b The signs indicate the direction of the relationship between the daily survival rate and the independent variables. Bog-x variables do not have signs since they are dummy variables.

Table 4. Identification of predators observed in bogs in 1996.

	Blue Jay	Common Gackle	American Crow	Raven	Observation time (mins)	Predators/ hour
Harvested	4	49	36	24	4 946	1.68
Unharvested	1	32	9	2	1 699	1.56

DISCUSSION

Over a broad geographic area, nest predation risk was greater in harvested than unharvested bogs. As a heightened risk of nest depredation can ultimately translate into lower reproductive success (Ricklefs 1969, Martin 1992), we conclude that peat harvesting can be detrimental to this ecosystem's breeding avifauna.

Dissimilarities between harvested and unharvested bogs were not limited to their mean probability of nest depredation, as predation patterns within these two types of bogs were affected by different variables. In Scotland, Avery et al. (1989) found an inverse relationship between depredation of artificial nests placed in moorlands and distance to neighboring conifer plantation, though this effect was ultimately attributed to a correlation between distance and vegetation parameters. In the present study, there was no correlation between distance to forest edge and vegetation variables, and, our findings suggest at best, a weak effect of predators from surrounding forests and from forest edges, which may have ventured into the bog.

Our multi-site approach allowed us to highlight a significant variation in nest predation risk between study sites (bogs). Part of this variability can be attributed to the geographic position and surrounding matrix of the bog. As expected the two harvested bogs located furthest north and surrounded mainly by a forested landscape (Cap Bon Désir and Pointe Lebel), experienced lower depredation rates than the two southern most harvested bogs (Saint-Charles and Rivière-Ouelle). Spatial heterogeneity in predation levels has been observed in other studies (Reitsma et al. 1990, Marini et al. 1995) and as previously proposed, could stem from small sample sizes. However unharvested bogs, which in 1996 were situated in the same regions as harvested bogs and had a comparable number of study sites, experienced minimal spatial variability. Reitsma et al. (1990) found uneven rates of nest predation between study plots and attributed this variation to patchily distributed nest predators and possibly to concentrated predation events when most nests on a plot were disturbed by a single nest predator. In the present study, considerable spatial as well as yearly variations in predator distribution, density and species

composition could be occurring at a greater rate in harvested bogs and could indicate that they are less stable and predictable environments than their unharvested counterparts.

In 1995 there were initial differences between undisturbed and harvested sites, namely geographic position and timing of the experiment. Unharvested bogs were located further south than most harvested bogs and were surrounded mainly by agricultural land. This could have caused a bias in favor of higher predation levels in unharvested bogs (Andrén et al. 1985, Angelstam 1986). It can also be argued that the latter date of experiment in unharvested bogs of 1995, could have lowered predation as a consequence of changes in numbers and/or behaviors of predators. Previous studies reported lower predation rates late in the breeding season (Yahner and Mahan 1996, Yahner and Cyphre 1987), though in Maine Rudnick and Hunter (1993) found that nest predators were still active in early July. In Southern Québec Crows and Ravens remain on breeding territories until at least the first week of July (Pelletier 1995, Roy and Bombardier 1995), suggesting that they remained active through the course of our experiment. As previously mentioned, sampling disparities between harvested and unharvested bogs were removed in 1996 and though predation rates in harvested bogs were lower than in the two previous years, they remained significantly higher than rates obtained in undisturbed bogs.

The higher risk of nest depredation in harvested bogs indicates that a factor unique to, or more prevalent in, these bogs increased predation levels. Greater depredation rates have been associated elsewhere with human activities such as agriculture (Andrén et al. 1985, Angelstam 1986, Andrén 1992). Since avian nest predator counts were not different, we hypothesize that the constant presence of humans in harvested bogs attracted high densities of terrestrial nest predators.

In general, nests surrounded by greater cover are less likely to be depredated (Yahner and Scott 1988, Martin 1992, Leimgruber et al. 1994). This was corroborated by our study, as in both harvested and unharvested bogs, vegetation at the nest was positively correlated to the daily survival rate of the nest. Ericaceous shrubs, and trees (mainly black spruce and larch) provide vertical layering and thus can conceal nests from visual predators, furthermore high densities of small shrubs (in this case ericaceous shrubs and dwarfed trees) are a deterrent to predation since they can hinder foraging movements by terrestrial predators (Yahner and Wright 1985).

We acknowledge the fact that, despite its broad geographical scope and length, our study has the drawbacks and limitations of all artificial nest experiments (review in Major and Kendal 1996). Nonetheless, we consider this method a valuable tool for estimating relative predation

risks, and we therefore conclude that harvesting presents an additional risk to nesting birds in adjacent natural sites, by increasing predation pressure and ultimately lowering nesting success. These findings lead us to question the quality of harvested bog remnants as bird nesting habitat.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Sophie Calm , Jean-François Ouellet, Jean-François Rousseau, Clotilde Sagot and Nicolas Wampach for their help in the field. Funding was provided by the Canadian Wildlife Service, Wildlife Habitat Canada, the Province of Québec Society for the Protection of Birds. We also thank the Canadian Sphagnum Peat Moss Association, the Association québécoise des producteurs de tourbe, and the various peatland owners who gave us access to the study sites.

REFERENCES

- AMBUEL, B. And TEMPLE, S.A. 1983. Area-dependent changes in bird communities and vegetation in southern Wisconsin forests. *Ecology* 64: 1057-1068.
- ANDRÉN, H. 1992. Corvid bird density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- ANDRÉN, H. and ANGELSTAM, P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544-547.
- ANDRÉN, H., ANGELSTAM, P., LINDSTRÖM, E. and WIDÉN, P. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277.
- ANGELSTAM, P. 1986. Predation on ground nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365-373.
- ASKINS, R.A., LYNCH, J.F. and GREENBERG, R. 1990. Population declines in migratory birds in eastern North America. *Current Ornithology* 7: 1-57.
- AVERY, M.I., WINDER F.L.R. and EGAN, V.M. 1989. Predation on artificial nests adjacent to forestry plantations in northern Scotland. *Oikos* 55: 321-323.
- BURGER, L.D., BURGER, L.W. and FAABORG, J. 1994. Effects of prairie fragmentation on predation on artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 58: 249-254.
- GATES, J.E. and GYSEL, L.W. 1978. Avian nest dispersion and fledgling success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.
- JOHNSON, D.H. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651-661.
- KEYS, D. 1992. Canadian peat harvesting and the environment. North American Wetlands Conservation Council, issues paper n° 3.

- KROODSMA, R.L. 1984. Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bulletin* 96: 426-436.
- LAURANCE, W.F. and YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.
- LEIMGRUBER, P., MCSHEA, W.J. and RAPPOLE, J.H. 1994. Predation on artificial nests in large forest blocks. *Journal of Wildlife Management* 58: 254-260.
- MAJOR, R.E. and KENDAL, C.E. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298-307.
- MARINI, M.A., ROBINSON, S.K. and HESKE, E.J. 1995. Edge effects on nest predation in the Shawnee National Forest, southern Illinois. *Biological Conservation* 74: 203-213.
- MARTIN, T.E. 1992. Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management? In: Hagan III, J.M. and Johnston, D.W. (eds.). *Ecology and conservation of neotropical migrants landbirds*. Smithsonian Inst. Press, Washington, DC, pp. 455-473.
- MAYFIELD, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- NOUR, N., MATTHYSEN, E. and DHONDT, A.A. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111-116.
- PATON, P.C. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. *Conservation Biology* 8: 17-26.
- PELLETIER, R. 1995. American Crow, pp. 727-729. In: Gauthier, J. And Aubry, Y. (eds.). *The breeding birds of Québec: Atlas of the breeding birds of southern Québec*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Province of Quebec Society for the Protection of Birds, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Quebec Region, Montréal, 1 302 pp.

- RANNEY, J.W., BRUNER, M.C. and LEVENSON, J.B. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: Burgess, R.L. and Sharpe, D.M. (eds.). Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, New-York, pp. 67-95.
- RATTI, J.T. and REESE, K.P. 1988. Preliminary tests of the ecological trap hypothesis. *Journal of Wildlife Management* 52: 484-491.
- REITSMA, L.R., HOLMES, R.T. and 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* 57: 375-380.
- RICKLEFS, R.E. 1969. An Analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions in Zoology* 9. 48 p.
- ROY, L. and BOMBARDIER, M. 1995. Common Raven, pp. 730-733. In: Gauthier, J. And Aubry, Y. (eds.). The breeding birds of Québec: Atlas of the breeding birds of southern Québec. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Province of Quebec Society for the Protection of Birds, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Quebec Region, Montréal, 1 302 pp.
- RUDNICKY, T.C. and HUNTER, M.L. 1993. Avian nest predation in clearcuts, forest, and edges in a forest-dominated landscape. *Journal of Wildlife Management* 57: 358-364.
- SAS INSTITUTE INC. 1988. SAS/STAT User's Guide, Version 6. SAS Institute, Cary, NC, 1686 p.
- WILCOVE, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- YAHNER, R.H. and MAHAN, C.G. 1996. Effects of egg type on depredation of artificial ground nests. *Wilson Bulletin* 108: 129-136.
- YAHNER, R.H., MORRELL, T.E. and RACHAEL, J.S. 1989. Effects of edge contrast on depredation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 53: 1135-1138.

- YAHNER, R.H. and SCOTT, D.P. 1988. Effect of forest fragmentation predation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 52: 158-161.
- YAHNER, R.H. and CYPHE, B.L. 1987. Effects of nest location on depredation of artificial arboreal nests. *Journal of Wildlife Management* 51: 178-181.
- YAHNER, R.H. and WRIGHT, A.L. 1985. Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. *Journal of Wildlife Management* 49: 508-513.

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'humain détient la capacité d'altérer et de modifier rapidement et radicalement son environnement. À l'échelle du globe, la transformation des milieux naturels s'est faite à un rythme alarmant au cours des dernières décennies, suscitant de l'appréhension chez de nombreux intervenants qui craignent de perdre des sites naturels avant même de connaître ces milieux. Dans de telles conditions la protection et la restauration des milieux naturels se fait ardue. Au Canada, et au Québec, les tourbières sont des écosystèmes bien représentés, et celles du nord sont, pour le moment, peu menacées. Toutefois, les tourbières du sud font face à une pression d'utilisation significative et croissante. Si l'on souhaite sauvegarder et restaurer ces milieux humides uniques dans les paysages meridionaux, il s'avère impératif d'amasser des connaissances sur leur écologie. L'avifaune fait partie intégrante de ces écosystèmes, il est donc essentiel d'acquérir des données sur celle-ci, afin de guider la restauration de ces milieux. De plus, il est primordial de savoir comment les populations d'oiseaux seront affectées par la perte et/ou la dégradation des tourbières. En effet, la raréfaction de ces écosystèmes est susceptible de mettre en péril les populations viables et donc, la survie régionale de certaines espèces (Caughley 1994), entraînant ainsi une diminution de la diversité biologique à cette échelle.

L'objectif de ce projet de maîtrise fut de déterminer quantitativement certains impacts de l'exploitation des tourbières sur l'avifaune nicheuse. À un niveau plus général, nous souhaitions combler certaines lacunes de notre connaissance de l'écologie aviaire de cet habitat.

L'étude de la sélection du microhabitat, chez la Paruline à couronne rousse, le Bruant de Lincoln, le Bruant des prés et le Bruant à gorge blanche, a démontré que l'utilisation des microhabitats ne diffère pas beaucoup entre ces quatre espèces et ne dépend pas des activités comportementales des individus. Toutefois, ces espèces sont sélectives à l'échelle du microhabitat c'est-à-dire qu'elles n'utilisent pas les composantes de l'habitat en proportion de leur disponibilité dans le milieu, mais plutôt de manière non-aléatoire. En effet, à l'échelle de 3 m, les individus utilisaient préférentiellement les microhabitats avec un recouvrement arbustif et arborescent élevé, tout en évitant ceux avec un recouvrement élevé en herbacées. À l'échelle de 25 m, les microhabitats avec une plus grande densité d'arbres étaient sélectionnés par les oiseaux, tandis qu'ils délaissaient les milieux plus ouverts. Ces résultats ne sont pas étonnantes puisqu'il est évident que les arbres de toutes tailles constituent des éléments structuraux importants pour l'avifaune des milieux ouverts, dans la mesure où ils procurent des sites d'alimentation, de nidification, et de chant (Sammalisto 1957).

En plus d'examiner la relation entre l'avifaune et les tourbières, il s'avérait essentiel de s'enquérir des impacts directs et quantitatifs de l'exploitation des tourbières sur les populations d'oiseaux nicheurs. Des études menées dans d'autres milieux (forêts, prairies) ont démontré que le morcellement des habitats et la création de bordures qui s'y accompagne, s'avèrent néfastes pour l'avifaune nicheuse (Andrén et al. 1985, Wilcove 1985, Small and Hunter 1988, Paton 1994). En effet, les milieux perturbés et les bordures sont susceptibles d'attirer des prédateurs de nids potentiels, augmentant souvent le risque de prédation des nids situés à proximité de la bordure. À l'aide d'une expérience de nids artificiels, nous avons déterminé qu'il n'y avait pas de relation entre la distance du nid depuis la bordure et le risque de prédation. D'ailleurs, l'évaluation du succès reproducteur par la méthode des signes reproducteurs chez 42 couples nicheurs, démontre que la probabilité de succès reproducteur n'était pas fonction de la distance du territoire depuis l'exploitation (voir Annexe D). Cependant, le risque de prédation des nids artificiels demeurait considérablement plus élevé dans les tourbières exploitées que dans les tourbières non-perturbées. Ce résultat indique qu'un facteur propre au tourbières exploitées ou du moins plus fréquent dans celles-ci, a occasionné des taux de prédation élevés. Ainsi, il semblerait que la présence et les activités humaines dans ces tourbières, attirent des prédateurs de nids, tels des corvidés, rats laveurs et moufettes, indiquant que l'exploitation entraîne des impacts négatifs pour les oiseaux nicheurs.

Enfin, les tourbières offrent à l'avifaune, un milieu qui est unique dans le paysage du sud québécois, c'est-à-dire, un milieu ouvert où la densité d'arbres est plus élevée que celle des autres milieux ouverts. Ce semble être cette combinaison, que recherchent les oiseaux nicheurs. Tout en s'établissant dans un milieu qualifié d'ouvert, à l'intérieur de celui-ci, les individus sélectionnent des microhabitats caractérisés par un recouvrement élevé en arbres. En plus d'être des composantes dominantes du microhabitat de l'avifaune des tourbières, les arbres contribueraient à diminuer la prédation au nid. En effet, les résultats de l'expérience de nids artificiels ont démontré que les taux de prédation étaient plus faible lorsque le recouvrement en arbres autour du nid était élevé. C'est ainsi que les résultats de ce projet permettent de formuler des prescriptions en matière de restauration, puisqu'elles nous indiquent quels paramètres de la végétation devront être rétablis si l'on souhaite que les sites restaurés soient colonisés par une avifaune typique des tourbières. D'ailleurs les tourbières du sud qui ont été modifiées par le drainage n'abritent plus de Paruline à couronne rousse, une espèce qui est étroitement liée aux tourbières (Rochefort et Quinty 1996).

La restauration des tourbières, quoique essentielle pour assurer le maintien des espèces qui y sont associées, ne saura en être la garantie. En effet, plusieurs années s'écouleront avant qu'une

tourbière abandonnée et restaurée retrouve les caractéristiques recherchées par l'avifaune qui s'y trouvait avant l'exploitation. Il est donc indispensable de conserver des sites intacts à l'échelle régionale, afin de soutenir les populations d'oiseaux. Les résultats de l'expérience des nids artificiels suggèrent que les vestiges de tourbières qui se trouvent en bordure des surfaces exploitées ne constituent pas des habitats de qualité pour l'avifaune, puisque leur succès reproducteur pourrait y être amoindri. Ainsi, il semblerait prudent de ne pas compter uniquement sur les tourbières rémanentes pour assurer le maintien régional de l'avifaune des tourbières. Dans un premier temps, il serait souhaitable de concentrer les zones exploitées des tourbières de façon à avoir un petit nombre de grandes surfaces non-exploitées, plutôt qu'un grand nombre de petites surfaces non-exploitées. Cependant, nos résultats ont démontré que le risque de prédation demeurait élevé à 450 m des surfaces exploitées, suggérant que même les bordures résiduelles de superficie considérable seraient de qualité inférieure aux tourbières non-perturbées. Ainsi, il est impératif de préserver des tourbières intactes afin d'assurer le maintien de leur avifaune. Idéalement, ces tourbières devront comprendre une diversité de types d'habitat c'est-à-dire des milieux ouverts et dénudés d'arbres qui attirent des oiseaux de prairies tels la Maubèche des champs (*Bartramia longicauda*) (Calmé et Haddad 1996) ainsi que les milieux sélectionnés par les passereaux c'est-à-dire ceux avec un plus grand recouvrement d'arbres de différentes tailles.

Les connaissances acquises par ce projet comblient d'importantes lacunes et ont contribué à approfondir notre compréhension de l'écologie des tourbières. Évidemment, certaines questions se posent à la lumière des résultats, laissant entrevoir des voies de recherches futures. L'expérience sur les nids artificiels, quoiqu'une méthode intéressante et largement utilisée, demeure une mesure indirecte et relative du succès reproducteur; il serait donc fructueux d'approfondir l'étude des prédateurs de nids dans des tourbières exploitées et non-perturbées, afin de comparer l'activité des prédateurs dans ces deux milieux. Cette démarche pourrait être secondée par l'évaluation du succès reproducteur par la méthode des signes reproducteurs (Vickery et al. 1992) afin de déterminer si la probabilité de succès reproducteur des couples est fonction de l'activité des prédateurs de nids.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANDRÉN, H., ANGELSTAM, P., LINDSTRÖM, E. and WIDÉN, P. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- CALMÉ and HADDAD. 1996. Peatlands: a new habitat for the Upland Sandpiper, *Bartramia longicauda*, in Eastern Canada. *Canadian Field Naturalist* 110: 326-330.
- PATON, P.C. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. *Conservation Biology* 8: 17-26.
- ROCHEFORT, L. et QUINTY, F. 1996. La restauration des tourbières exploitées: le développement d'une stratégie intégrée au Québec. Rochefort, L. et Quinty, F (éds.). Rapport remis au Ministère de l'Environnement et de la Faune. Université Laval, Sainte-Foy.
- SAMMALISTO, L. 1957. The effect of the woodland-open peatland edge on some peatland birds in South Finland. *Ornis Fennica* 34: 81-89.
- SMALL, M.F. and HUNTER, M.L. 1988. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62-64.
- VICKERY, P.D., HUNTER, M.L., and WELLS, J.V. 1992. Use of a new reproductive index to evaluate relationship between habitat quality and breeding success. *Auk* 109: 697-705.
- WILCOVE, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.

ANNEXE A

Tableau A.1 Statistiques descriptives sur les tailles de 38 territoires de couple nicheurs, pour les deux sites d'étude de la tourbière Sainte-Marguerite. Les sites d'études étaient délimités par une grille, qui nous permettait de positionner précisément les individus lorsqu'on les observait, par la suite les positions de chaque individu étaient reportées sur un système cartographique informatisé et les territoires ont été délimités avec des polygones convexes. L'analyse de ces polygones a permis d'évaluer la taille des territoires .

Espèces	Nombre d'individus	Taille de territoire moyenne par espèce (ha)	Écart-type (ha)	Taille minimum (ha)	Taille maximum (ha)
Paruline à couronne rousse	7	4.1	4.4	0.6	13.7
Bruant de Lincoln	10	1.6	0.8	0.3	2.7
Bruant des prés	13	1.5	0.9	0.4	2.8
Bruant à gorge blanche	8	2.6	2.2	0.4	7.3

ANNEXE B

Nous avons établi la répartition spatiale des territoires des couples nicheurs afin de déterminer si les oiseaux évitaient les dérangements causés par la présence humaine, c'est-à-dire si ils évitaient d'établir leur territoire à proximité de l'exploitation.

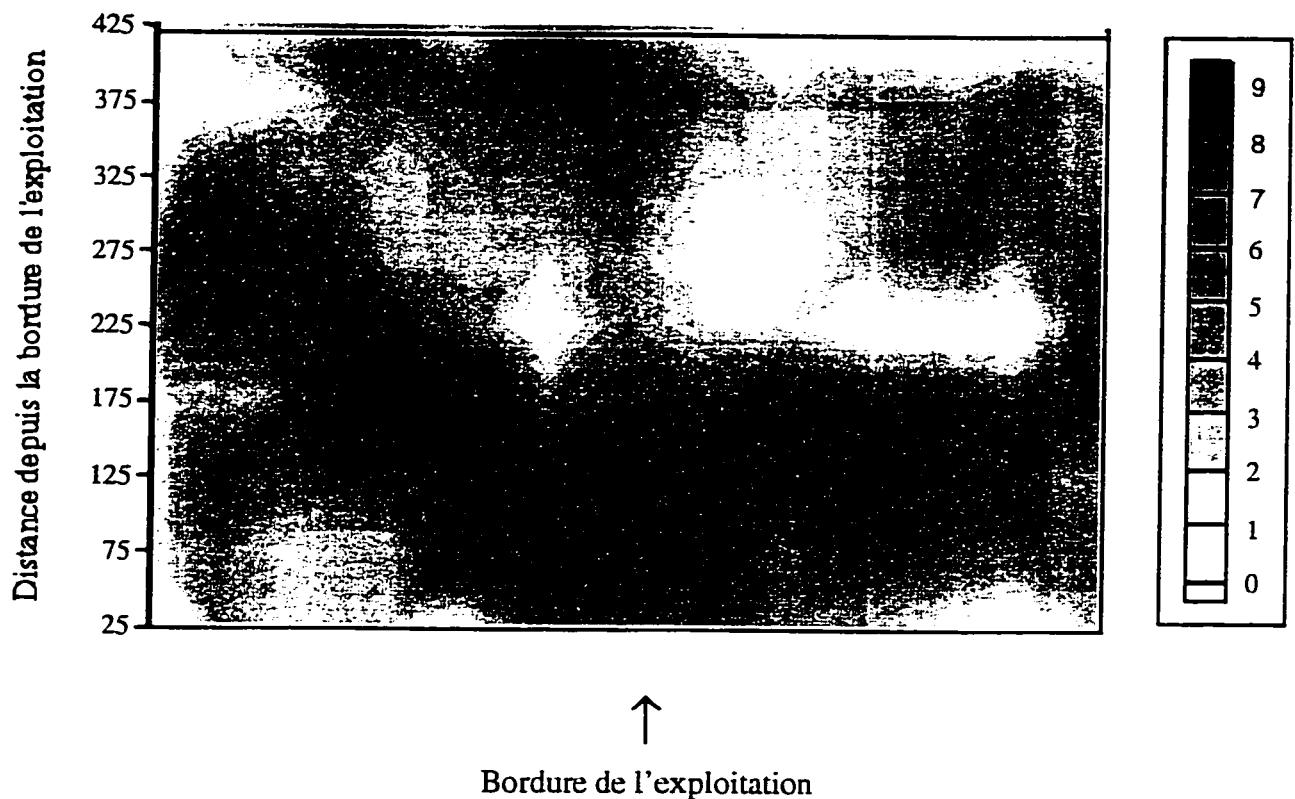


Figure B.1 Carte de répartition spatiale des 32 territoires de couples d'oiseaux en fonction de la distance depuis l'exploitation, sur le site d'étude principal de la tourbière de Sainte-Marguerite. Cette carte suggère que les individus ne semblent pas éviter la bordure. L'échelle de tons de gris représente des nombres de territoires se chevauchant (toutes espèces confondues).

ANNEXE C

À l'indentification de la répartition spatiale des territoire (Annexe B), a été jumelé une méthode qui consiste à déterminer le succès reproducteur d'un couple par une méthode indirecte, soit l'observation de signes de reproduction. Ayant évalué le succès de plusieurs couples par cette méthode, et en connaissant la position de leur territoire, il est possible de déterminer si le succès reproducteur est fonction de la distance du territoire depuis l'exploitation.

Tableau C.1 Signes reproducteurs indicateurs du stade de nidification. Ces signes reproducteurs peuvent être observés chez les couples nicheurs, ils signalent le stade de reproduction du couple. À chaque fois qu'un individu du couple est rencontré, on lui assigne un indice selon les signes reproducteurs qu'il démontre. À la fin de la saison de reproduction, un indice final est associé au couple, ce qui permet de déterminer si le couple a connu une saison de reproduction productive.

Indice	Signes reproducteurs	Stades de nidification
1	Chant, démonstrations antagonistes envers d'autres mâles	Mâle territorial
2	Matériaux pour la construction du nid au bec.	Couple territorial, construction du nid.
3	Cris d'alerte, ...	Incubation des oeufs.
4	Nourriture ou fèces au bec.	Jeunes au nid.
5	Adultes avec jeunes hors du nid.	Jeunes hors du nid.

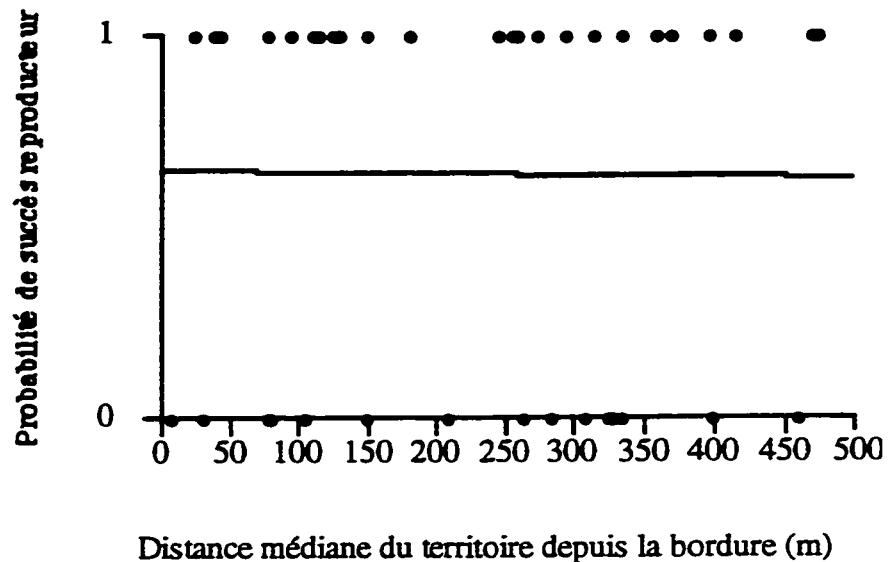
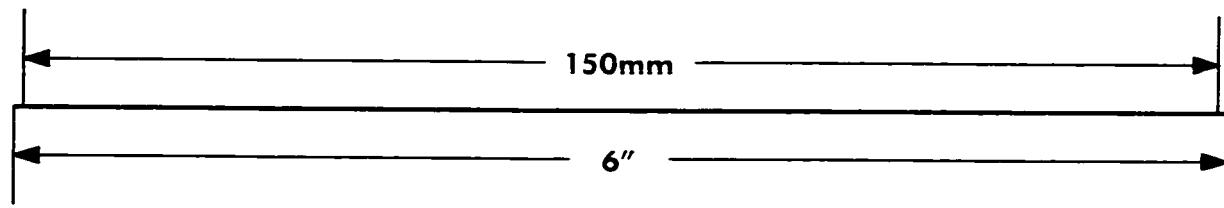
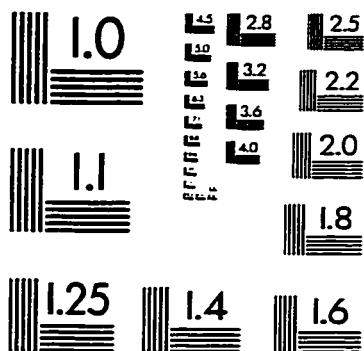
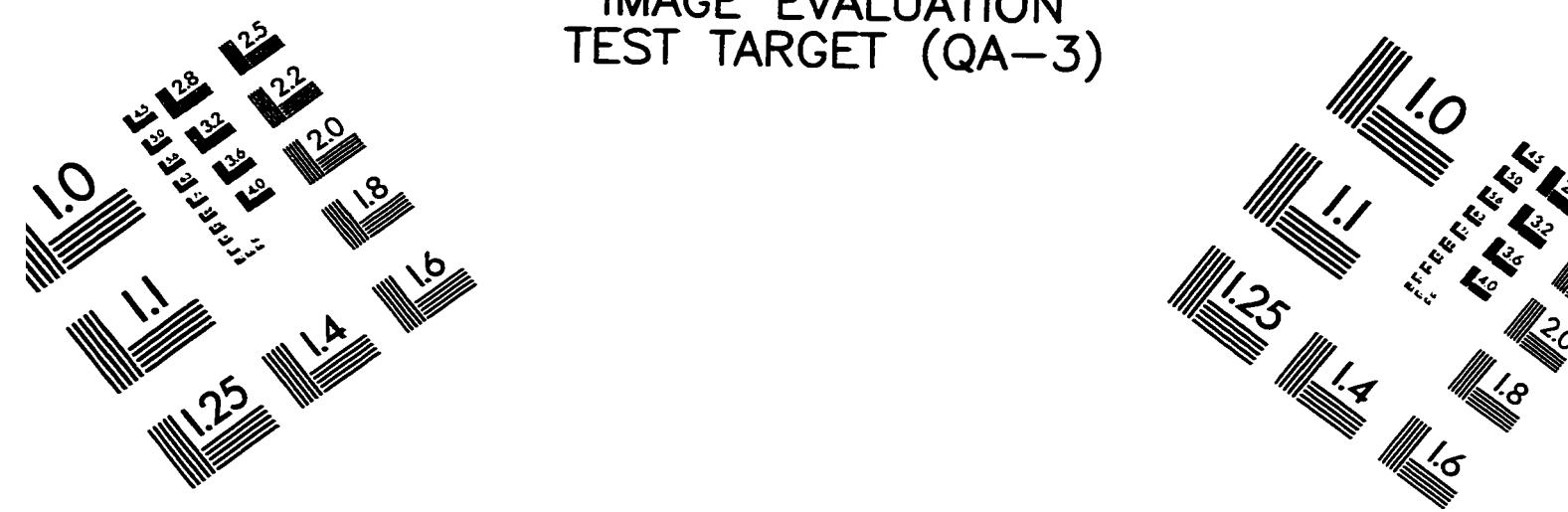


Figure C.1 Relation entre la probabilité de succès reproducteur et la distance depuis la bordure de l'exploitation pour 41 territoires de couples nicheurs. La probabilité de succès a été réduite à une variable dichotomique, ainsi si le couple était observé avec de la nourriture au bec ou avec des jeunes hors du nids on lui accordait la valeur de 1, i.e. qu'il s'est reproduit avec succès. En l'absence des ces signes, un couple se voyait assigner la valeur « 0 ». Ce graphique démontre que la probabilité de succès reproducteur n'était pas fonction de la distance depuis la bordure.

IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)



APPLIED IMAGE, Inc
1653 East Main Street
Rochester, NY 14609 USA
Phone: 716/482-0300
Fax: 716/288-5989

© 1993, Applied Image, Inc., All Rights Reserved

