

2m 11.2665.2

Université de Montréal

**Rôle des parcelles résiduelles pour la conservation des
oiseaux chanteurs dans les tourbières exploitées**

par

Valérie Delage

Département de sciences biologiques

Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de

Maître ès sciences (M.Sc.)

en sciences biologiques

Juillet 1998

© Valérie Delage, 1998



QH
302
U54
1998
V.014

Université de Montréal

évaluation des pratiques pédagogiques pour la conservation des
sites historiques dans les municipalités exploitées

par

Yves Dube

Département de sciences politiques

Université de Montréal

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de

maîtrise en sciences politiques

Université de Montréal

1998

Yves Dube

1998

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé:

Rôle des parcelles résiduelles pour la conservation des oiseaux chanteurs
dans les tourbières exploitées

Présenté par:

Valérie Delage

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes:

Bernadette Pinel-Alloul, présidente du jury

Marie-Josée Fortin, directrice de recherche

André Desrochers, codirecteur de recherche

André Bouchard, membre du jury

Mémoire accepté le: 03.11.1998

SOMMAIRE

Malgré le nombre important de tourbières présentes dans le sud-est du Canada, celles-ci subissent une pression grandissante de l'industrie de la tourbe, ce qui entraîne une perte et une fragmentation locale de ce type d'habitat. Les effets de la fragmentation des habitats sont bien étudiés en milieu forestier, mais moins connus dans des milieux plus ouverts tels que les tourbières. Il s'avère donc pertinent de chercher à savoir si la conservation de portions naturelles dans les tourbières exploitées limiterait la perte de diversité biologique. Dans ce but, la présente étude a pour objectif d'évaluer le potentiel biologique des parcelles résiduelles en ce qui concerne la faune aviaire. Nous avons ainsi comparé les espèces d'oiseaux chanteurs présentes dans les parcelles résiduelles à celles en pourtour et au centre des tourbières naturelles.

L'inventaire des oiseaux chanteurs a été réalisé en juin 1997 dans 20 tourbières exploitées, dans le nord-est du Nouveau-Brunswick et au Québec, chacune couplée à une tourbière naturelle en fonction de sa surface et de sa situation géographique. Une cartographie des microhabitats présents dans chaque parcelle a également été effectuée afin d'évaluer leur rôle dans le maintien et la conservation des populations d'oiseaux. À la suite de tests de Mantel, d'analyses multivariées et d'analyses sur les espèces les plus communes (régressions multiples), les résultats montraient que les espèces d'oiseaux chanteurs dans les parcelles résiduelles des tourbières exploitées n'étaient pas représentatives de l'ensemble d'une tourbière naturelle. Des analyses complémentaires ont identifié les paramètres affectant le plus les espèces considérées individuellement. La surface des parcelles résiduelles ainsi que les microhabitats qui les composent semblaient être les facteurs influençant le plus la présence des oiseaux. L'isolement des parcelles semblait également affecter la paruline à couronne rousse (*Dendroica*

palmarum), espèce inféodée aux tourbières, qui mérite donc une attention toute particulière. À la suite de ces résultats, il est suggéré d'augmenter la surface des parcelles résiduelles et en particulier d'y inclure tous les types d'habitats présents dans la tourbière à l'état naturel. Pour mieux comprendre les effets de la fragmentation des tourbières, une suite logique est proposée à notre étude, qui considérerait les échanges d'oiseaux entre l'ensemble des tourbières d'une même région.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	i
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
REMERCIEMENTS	vii
AVANT-PROPOS	viii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
<i>Principes généraux de conservation</i>	1
<i>Perte et fragmentation des tourbières</i>	3
<i>Objectifs</i>	5
INTRODUCTION	6
MATÉRIEL ET MÉTHODES	7
<i>Aire d'étude</i>	7
<i>Choix des tourbières</i>	7
<i>Choix des parcelles dans les tourbières</i>	10
<i>Inventaires d'oiseaux</i>	10
<i>Inventaires des microhabitats</i>	12
<i>Analyses statistiques</i>	12
<i>Test de l'effet des caractéristiques biogéographiques</i>	12
<i>Comparaison des oiseaux et des microhabitats entre les parcelles</i>	15
<i>Identification des espèces associées à un type de microhabitat</i>	15
<i>Influence de la forme de la parcelle résiduelle</i>	16

RÉSULTATS	16
<i>Test de l'effet des caractéristiques biogéographiques</i>	16
<i>Comparaison des oiseaux et des microhabitats entre les parcelles</i>	17
<i>Identification des espèces associées à un type de microhabitat</i>	20
<i>Influence de la forme de la parcelle résiduelle</i>	24
DISCUSSION	25
CONCLUSION GÉNÉRALE	31
BIBLIOGRAPHIE	34
ANNEXES	42
Annexe 1:	
Localisation des tourbières étudiées	43
Annexe 2:	
Codes et noms des oiseaux	45
Annexe 3:	
Codes des microhabitats	47
Annexe 4:	
Codes des mesures de forme	49

LISTE DES TABLEAUX***Tableau 1:***

Richesse et abondance en espèces dans les différentes parcelles 18

Tableau 2:

Associations entre les abondances d'espèces et le type de parcelle 19

Tableau 3:

Compilation des résultats des analyses canoniques
des correspondances 22

Tableau 4:

Comparaison des résultats des analyses canoniques des correspondances
et des régressions multiples concernant les microhabitats 22

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord adresser mes remerciements à ma directrice de recherche, D^{re} Marie-Josée Fortin (Université de Montréal) et à mon codirecteur, D^r André Desrochers (Université Laval), qui ont accepté la direction de ce travail et m'ont apporté leur soutien tout au long de sa réalisation. Je remercie également D^{re} Bernadette Pinel-Alloul et D^r André Bouchard pour avoir accepté de faire partie du jury d'évaluation de mon travail.

Je tiens également à exprimer ma gratitude:

- à M. Bruno Drolet, M^{mes} Christiane Girard et Monique Poulin pour leur assistance sur le terrain ainsi que leurs commentaires judicieux.
- au CRSNG via les subventions de recherche accordées aux directeurs, à l'Association canadienne de mousse de sphaigne, à l'Association québécoise des producteurs de tourbe, à Fafard & frères, à Tourbière Lambert, à Mousse Acadienne, à Tourbière Premier, à Qualité Lamèque, à Sun Gro Horticulture Canada, à Tourbe Fafard, à Tourbière Berger, au ministère des Ressources naturelles du Québec et du Nouveau-Brunswick, au Centre de recherche en biologie forestière (CRBF), à M. Jacques Thibault, à la D^{re} Line Rochefort.

J'exprime enfin toute ma reconnaissance à Catherine Dugré pour la correction d'épreuves, la mise en page du mémoire, etc.

AVANT-PROPOS

C'est dans une optique de gestion durable des ressources naturelles que la réalisation d'études sur la restauration des tourbières après exploitation a été confiée à un groupe de chercheurs coordonné par D^e Line Rochefort (le GRET, Rochefort & Quinty, 1996). Le Groupe de recherche en écologie des tourbières est un organisme universitaire dans lequel sont impliqués l'industrie de la tourbe et le gouvernement.

Le type de travaux effectués au sein de ce groupe de recherche se divise essentiellement en deux volets. Le premier vise plus particulièrement la restauration des tourbières en écosystèmes accumulateurs de tourbe. Le second volet porte plutôt sur l'aspect conservation et tente de mesurer l'impact de l'exploitation sur la faune et la flore. La récolte de la tourbe entraîne en effet une perte d'habitat susceptible d'altérer localement la biodiversité des tourbières. C'est dans le cadre du volet «conservation» du GRET, coordonné par D^r André Desrochers que s'inscrit la présente étude menée en parallèle avec une étude sur la végétation par Monique Poulin et une autre sur les petits mammifères par Bruno Drolet.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Principes généraux de conservation

La conservation des milieux naturels doit être jugée par sa capacité à préserver la diversité biologique (Primack, 1993), pour s'assurer que les populations pourront répondre aux changements environnementaux de manière adaptative (Meffe & Carroll, 1995) et que, lors de la conservation d'un écosystème donné, les flux d'espèces, de matière et d'énergie seront maintenus (Pickett, Parker & Fielder, 1992). Les principes de conservation, essentiellement bâtis à partir de théories sur la biologie des populations et la biogéographie (Caughley, 1994), devraient aider à comprendre l'effet de l'arrangement d'un paysage sur les différentes espèces qui le composent. Cependant, bien que les principes de conservation s'appuient généralement sur la science, ils découlent essentiellement de considérations plutôt éthiques, à savoir que la diversité des organismes, la complexité écologique et l'évolution sont des processus nécessaires, que l'extinction de populations et d'espèces est préjudiciable et enfin que la diversité biologique possède une valeur intrinsèque (Primack, 1993). La conservation de la diversité biologique apparaît donc primordiale dans notre société où l'utilisation des ressources naturelles se fait de manière grandissante.

La viabilité des populations présentes dans un type d'habitat donné dépend de sa disponibilité et de son arrangement dans l'espace, c'est-à-dire de son niveau de fragmentation (Forman & Godron, 1986). Celui-ci réfère au degré de morcellement du paysage en différents types d'éléments d'une surface donnée. La fragmentation des paysages produite par l'activité humaine a un impact sur la diversité biologique (Forman & Godron, 1986). Une trop forte fragmentation découle d'une perte globale d'habitat, d'une diminution de la surface d'habitat restant (et donc une réduction de la taille des populations spécifiques à cet habitat), d'un isolement des parcelles de même type et d'une augmentation de l'effet

de bordure entre deux types de milieux, pouvant ainsi favoriser la prédation, le parasitisme et les perturbations abiotiques (Wiens, 1995). La taille des populations qui composent un type d'habitat donné va donc dépendre de la surface disponible et du degré d'isolement entre les parcelles. En effet, si une parcelle est de taille trop réduite et trop isolée pour permettre les échanges d'individus, les populations qui la composent sont vouées à l'extinction (Opdam, 1991). La dispersion des individus entre deux parcelles d'un même habitat va dépendre du degré de résistance du milieu qui les sépare, celui-ci constituant, selon sa nature, un obstacle plus ou moins difficile à franchir en fonction de la capacité des espèces à se déplacer (Wiens, 1995). La capacité de dispersion va entre autres être influencée par le degré de connectivité entre deux parcelles. Elle devrait ainsi être facilitée si les deux parcelles sont reliées par un habitat de même type ou peu « résistant » aux déplacements. Les communautés aviaires peuvent donc être influencées par ce phénomène de fragmentation. Plusieurs facteurs peuvent empêcher les espèces d'occuper des parcelles isolées: 1) aversion « psychologique » à traverser un milieu différent; 2) limitations physiques à la mobilité; 3) fidélité au site; 4) mortalité durant les déplacements; 5) faible détectabilité de la parcelle; ou 6) taux d'extinction élevé causé par des changements de qualité de la parcelle suite à la fragmentation (Desrochers *et al.*, 1998).

Les effets de la fragmentation du paysage sur les communautés aviaires sont bien étudiés en milieu forestier (e.g. Robbins, Dawson & Dowell, 1989; Saunders, Hobbs & Margules, 1991; Askins, 1993; Hinsley *et al.*, 1995; Drolet, 1997). Dans la plupart des cas, la surface des parcelles de forêt explique une plus grande part de la variation dans l'occupation des oiseaux que leur isolement (Opdam, 1991). Opdam, van Dorp & ter Braak (1984) et Opdam, Rijdsdijk & Hustings (1985) ont montré que les variables mesurant le degré d'isolement

amélioreraient significativement les régressions espèces-surface pour quelques espèces associées aux forêts matures. Cependant, il existe peu d'études des effets de la fragmentation de milieux non-forestiers (Rotenberry & Wiens, 1980; Wiens & Rotenberry, 1981; Rotenberry, 1985). Pourtant, les milieux humides, en particulier, sont de plus en plus fragmentés, entre autres par assèchement pour l'activité agricole ou l'expansion urbaine. Les tourbières illustrent bien ce phénomène puisqu'elles constituent une ressource naturelle utilisée pour l'exploitation de la tourbe. Si certaines études ont mis en évidence l'influence des types d'habitats présents dans les tourbières sur leur composition aviaire (Niemi *et al.*, 1983; Kouki, Niemi & Rajasärkkä, 1992; Stockwell, 1994), les effets de la fragmentation sur ce type de milieu, et en particulier de la perte d'habitat, n'ont pas encore été étudiés.

Perte et fragmentation des tourbières

Les tourbières jouent un rôle primordial du point de vue de la biodiversité, non seulement en raison de leurs particularités biogéochimiques qui attirent des espèces qu'on ne retrouve pas ailleurs, mais aussi par le fait qu'elles constituent un milieu ouvert naturellement dans un contexte forestier ou agricole selon les régions.

Le Canada se place au premier rang des pays possédant des tourbières avec 170 millions d'hectares, parmi lesquelles seulement 13 % ont un dépôt de tourbe propre à la récolte. Ce sont environ 750 000 tonnes de tourbe qui sont exploitées chaque année au Canada, dont 300 000 au Québec et 450 000 au Nouveau-Brunswick, qui sont d'ailleurs les principales provinces productrices de tourbe (60 % des exportations canadiennes). De nombreuses tourbières sont géographiquement difficiles d'accès et l'extraction de la tourbe se concentre essentiellement autour des zones habitées, soit le Bas-Saint-Laurent, la Côte-Nord,

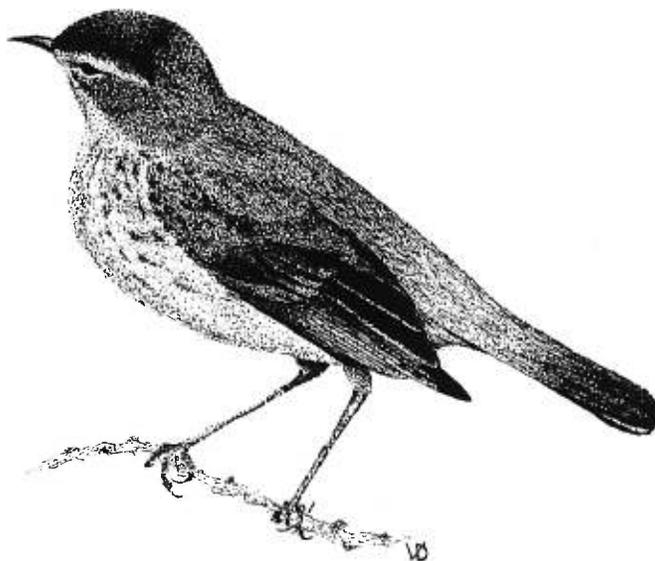
le Lac-Saint-Jean pour le Québec et la péninsule acadienne ainsi que la côte du détroit de Northumberland pour le Nouveau-Brunswick. La disparition des tourbières n'est pas une menace au Canada, où seulement 0,02 % des 170 millions d'hectares sont exploités. Toutefois, l'exploitation se concentre essentiellement au sud du Canada, dans les zones habitées, ce qui entraîne une perte locale importante. De fait, les tourbières naturelles sont presque disparues du paysage dans certaines régions telles que le Bas-Saint-Laurent. L'exploitation des tourbières se fait, entre autres, par la récolte de la tourbe qui est principalement utilisée en horticulture et en agriculture ainsi que pour l'industrie des cartons absorbants. À cela s'ajoute la récolte de bleuets et de canneberges.

La perte et la fragmentation des tourbières préoccupent actuellement les gestionnaires des terres humides. Il existe cependant peu d'outils législatifs disponibles pour favoriser leur protection. Au niveau fédéral, une politique sur la conservation des terres humides a vu le jour en mars 1992 (Lynch-Stewart *et al.*, 1993). Cette démarche, bien que non régie par des règlements, vise à favoriser une utilisation intégrée des terres humides conformément aux principes érigés dans la convention internationale de Ramsar (Rubec, 1994). Par ailleurs, l'Association canadienne de la mousse de sphaigne, fondée en novembre 1988, et composée essentiellement d'entreprises liées à l'industrie de la tourbe, a pour objectif d'élaborer des politiques de conservation (CRDT, 1992). En ce qui concerne les provinces, chacune dispose de ses propres outils législatifs pour la gestion des terres humides. Le Québec possède deux lois régissant directement l'exploitation des tourbières; le ministère des Ressources naturelles administre la Loi sur les mines (L.R.Q., chapitre M-13.1), tandis que le ministère de l'Environnement et de la Faune administre la Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., chapitre Q-2). Au Nouveau-Brunswick, il existe deux lois similaires : la Loi sur l'exploitation des carrières (chapitre Q-1.1) administrée par le ministère des Res-

sources naturelles et de l'Énergie et la Loi sur l'assainissement de l'environnement (chapitre C-6) administrée par le ministère de l'Environnement. Le Canada ne dispose donc que de peu de ressources juridiques pour gérer et contrôler l'exploitation des tourbières.

Objectifs

Ce mémoire s'inscrit dans une étude multidisciplinaire de restauration et de conservation des tourbières. Les objectifs de la présente étude étaient: 1) de déterminer le degré de similarité des espèces d'oiseaux entre le centre, la périphérie et les parcelles résiduelles des tourbières; 2) d'évaluer l'effet de l'isolement des parcelles résiduelles des tourbières exploitées sur les oiseaux chanteurs en nidification; 3) d'évaluer l'effet de la composition en microhabitats des différents types de parcelles sur les oiseaux chanteurs en nidification.



INTRODUCTION

Les tourbières subissent une pression agro-industrielle croissante dans les régions habitées au Québec et au Nouveau-Brunswick. Au sud du 50^e parallèle, on retrouve une avifaune plus typique des milieux nordiques que dans les autres milieux de ces régions (Calmé, 1998). Certaines espèces, telles que le bruant de Lincoln et la paruline à couronne rousse (Annexe 2), sont ainsi à la limite sud de leur aire de nidification et ne se retrouvent que dans ces enclaves de milieu typiquement nordique. Il est à noter que cette tendance a également pu être observée au Maine (Stockwell, 1994). Les tourbières du sud-est du Canada constituent un milieu fortement fragmenté. Elle présentent donc un grand intérêt pour la conservation, et ce d'autant plus qu'elles ont déjà presque disparu de certaines régions telles que le Bas-Saint-Laurent suite à l'activité humaine.

Les conséquences de la fragmentation du paysage sur les communautés aviaires sont encore mal connues et ont été étudiées essentiellement en milieu forestier (e.g. Robbins, Dawson & Dowell, 1989; Saunders, Hobbs & Margules, 1991; Askins, 1993; Drolet, 1997). Les espèces sensibles à la fragmentation semblent surtout affectées par la surface d'habitat disponible (Wu & Vankat, 1991; Hinsley *et al.*, 1995; Bellamy, Hisley & Newton, 1996; Hawrot & Niemi, 1996) et l'isolement des parcelles restantes (Opdam *et al.*, 1993; Enoksson, Angelstam & Larsson, 1995; Schmiegelow, Machtans & Hannon, 1997). L'hétérogénéité des habitats qui composent les parcelles résiduelles joue également un rôle important et se trouve souvent corrélée à leur surface (p. ex. Freemark & Merriam, 1986). La fragmentation du paysage est moins étudiée en milieu ouvert (McCoy & Mushinsky, 1994; Pasitschniak-Arts & Messier, 1996; Swanson, 1996) où les microhabitats présents et la surface des parcelles semblent jouer un rôle prépondérant (Rotenberry & Wiens, 1980; Wiens & Rotenberry, 1981; Rotenberry, 1985; Järvinen & Rajasärkkä, 1992).

Les tourbières à sphaignes (ombrotrophes) sont des milieux bien délimités des milieux environnants et constitués d'une avifaune distincte. Dans cette étude, nous montrons que la composition en espèces d'oiseaux dans des parcelles résiduelles de tourbières exploitées dépend de leur superficie, de leur isolement, de leur emplacement (pourtour de la tourbière), et des microhabitats qui les composent. Pour ce faire, nous avons comparé les espèces d'oiseaux dans les parcelles résiduelles à ceux des tourbières naturelles en observant l'influence des microhabitats dans chaque type de milieu, ainsi que le rôle de la forme de la parcelle.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Aire d'étude

Les tourbières étudiées étaient localisées dans la région du Lac-Saint-Jean, de la Côte-Nord, de Chaudière-Appalaches et du Bas-Saint-Laurent pour la province de Québec ainsi qu'au nord-est du Nouveau-Brunswick, dans la péninsule acadienne (Figure 1, Annexe 1, Buteau, 1989; Nouveau-Brunswick, 1993).

Choix des tourbières

Les tourbières ont d'abord été choisies à l'aide de photos aériennes, complétées par une validation sur le terrain. Différents critères ont été pris en compte dans la sélection des tourbières retenues pour l'étude. Chaque tourbière exploitée a été couplée avec une tourbière naturelle ayant des caractéristiques biogéographiques comparables (région, taille, structure, etc.). Les conditions initiales des tourbières avant exploitation ont été évaluées à l'aide de photos aériennes pour que les tourbières couplées aient, dans la mesure du possible, des structures semblables (couvert d'arbres, présence de mares, etc.). Des informations

fournies par les différents partenaires industriels et gouvernementaux, telles que le degré d'humidité du site avant exploitation ou encore le type de végétation, ont également été prises en compte pour le couplage. Seules les parcelles résiduelles adjacentes à une zone où l'exploitation avait débuté au moins deux ans auparavant ont été sélectionnées, afin d'éviter un effet de résilience provoqué par la fidélité des oiseaux à leur territoire (Wiens & Rotenberry, 1981; Temple & Wiens, 1989).

Suivant ces différents critères, 20 paires de tourbières ont été retenues (Annexe 1, Figure 1) : 11 au Nouveau-Brunswick, 3 dans le Bas-Saint-Laurent, 2 dans la région de Chaudière-Appalaches, 2 sur la Côte-Nord et 2 au Lac-Saint-Jean.

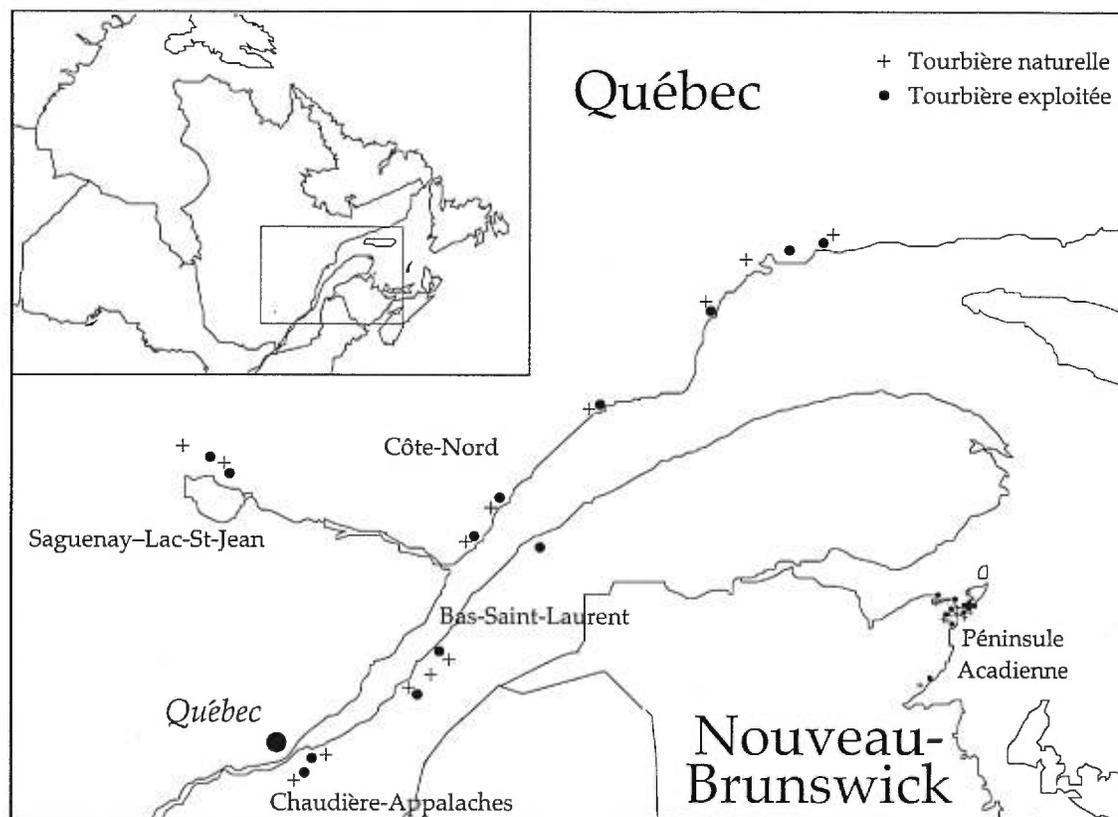


Figure 1: Localisation des tourbières étudiées. Les tourbières exploitées sont indiquées par un cercle noir, les tourbières naturelles par une croix.

Choix des parcelles dans les tourbières

Les parcelles ont été sélectionnées selon leur représentativité d'une tourbière ouverte. Les limites extérieures d'une parcelle ont été déterminées par le pourcentage d'arbres en bordure (50 % de recouvrement d'arbres de plus de 1,5 mètre). Les parcelles choisies étaient directement exposées à une surface actuellement en exploitation par aspirateurs. Une surface équivalente à la parcelle d'une tourbière exploitée a ensuite été reproduite dans les tourbières naturelles pairées, en respectant les mêmes critères de délimitation en bordure (Figure 2). La largeur maximum de la parcelle n'excédait pas 200 mètres pour respecter les limites de détectabilité d'un oiseau en milieu ouvert (Bibby, Burgess & Hill, 1992)

Inventaires d'oiseaux

Un transect a été positionné dans chaque parcelle, centré entre les deux bordures et marqué tous les 10 mètres sur sa longueur. Durant le dénombrement, l'observateur marchait à vitesse constante le long du transect, s'arrêtant tous les 10 mètres pendant 15 à 30 secondes pour repérer visuellement ou auditivement les oiseaux manifestant un comportement territorial. La position de l'oiseau le long du transect était alors notée et la distance de celui-ci perpendiculairement au transect était mesurée à l'aide d'un télémètre laser. L'abondance en couples nicheurs était comptabilisée. L'observation d'un mâle chanteur était considérée comme preuve de la présence d'un couple nicheur, ainsi qu'une femelle manifestant un comportement de nidification et non appariée avec un mâle déjà recensé. La période de recensement s'est échelonnée du premier au 30 juin, lors de l'établissement des territoires pour la nidification où l'activité de chant est la plus intense, du lever du soleil jusqu'à environ 9:00 heures. Chaque tourbière a été visitée une fois. Les recensements n'ont été effectués que les jours sans pluie et avec un vent inférieur à 30 km/h.

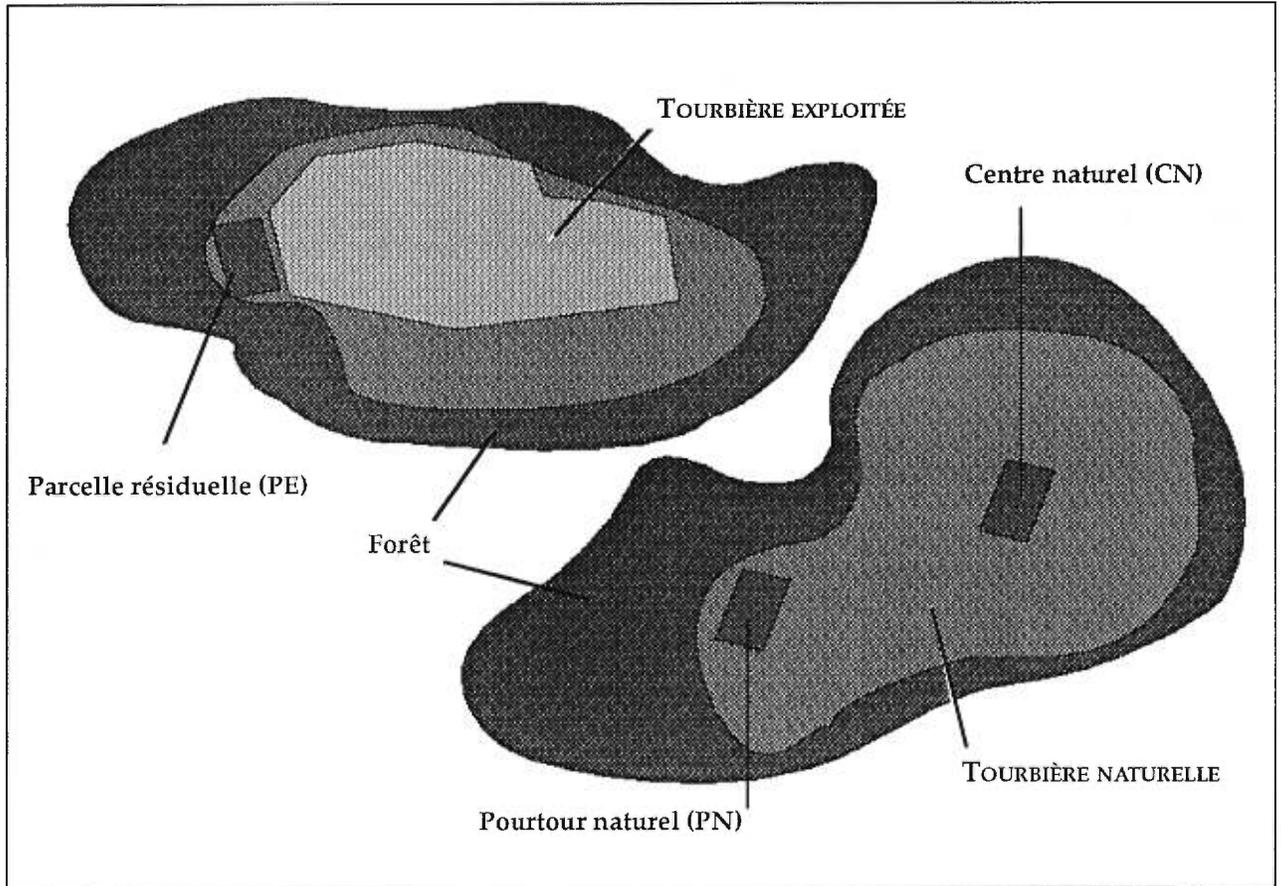


Figure 2: Schéma du dispositif expérimental

Inventaires des microhabitats

Puisque la structure de l'habitat semble jouer un rôle important dans la présence des oiseaux (p. ex., Rotenberry & Wiens, 1980; Kouki, Niemi & Rajasärkkä, 1992), nous avons effectué une cartographie des microhabitats composant chaque parcelle échantillonnée. Les microhabitats ont été répartis en neuf classes (Annexe 3). Les cartes réalisées sur le terrain ont ensuite été numérisées à l'aide du progiciel Arc-Info 3.5.1 (Environmental Systems Research Institute, 1997), puis analysées avec le système d'information géographique Arc-View 3.0 (Environmental Systems Research Institute, 1996), afin de calculer la superficie de chaque classe de structure à l'intérieur d'une parcelle. Des mesures de forme du fragment telles que sa superficie, sa longueur, sa largeur moyenne, son périmètre, son rapport périmètre/surface et son périmètre exploité ont également été calculées à l'aide d'Arc-View.

Analyses statistiques

Test de l'effet des caractéristiques biogéographiques

Dans un premier temps, nous avons voulu tenir compte de l'existence d'un éventuel effet biogéographique (MacArthur & Wilson, 1967) en regardant si les compositions en espèces d'oiseaux et en microhabitats étaient associées aux modifications de la surface des tourbières ou à leur éloignement géographique. Pour ce faire, nous avons effectué des tests de Mantel à l'aide du Progiciel R (Mantel, 1967; Legendre & Vaudor, 1991, Figure 3) en comparant différentes matrices de similarité : entre les espèces d'oiseaux et les surfaces totales des tourbières; entre les compositions en microhabitats et les surfaces totales des tourbières; entre les espèces d'oiseaux et les distances euclidiennes séparant les tourbières et entre les compositions en microhabitats et les distances euclidiennes séparant les tourbières. Les matrices de similarité sont construites en mesurant la ressem-

blance des espèces d'oiseaux, des surfaces, des distances géographiques ou des microhabitats entre les parcelles. Plus deux parcelles sont similaires dans leur composition en espèces d'oiseaux par exemple, plus l'indice est proche de 1. L'indice de similarité de Steinhaus a été utilisé pour toutes les analyses (Legendre & Legendre, 1984). Cet indice tient compte des données d'abondance et n'inclut pas les doubles zéros (une espèce absente dans les deux parcelles). Le test de Mantel compare la corrélation entre deux matrices de similarité à celle après répartition aléatoire d'une des deux matrices permutée 5 000 fois. La ressemblance entre les deux matrices est non aléatoire si la corrélation est significative en comparaison avec les 5 000 permutations (Mantel, 1967).

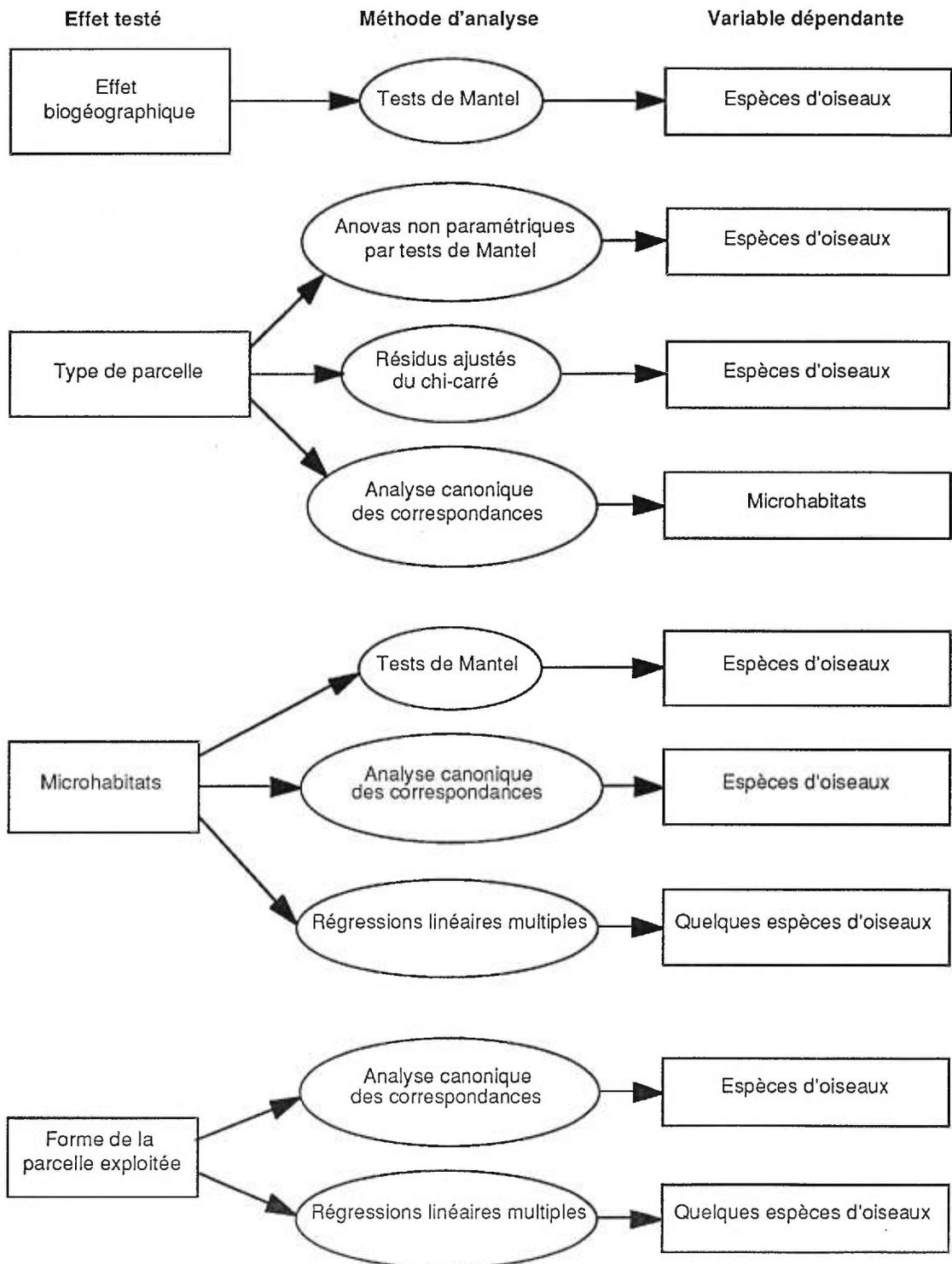


Figure 3: Diagramme des analyses statistiques utilisées pour tester l'effet des différents facteurs environnementaux sur les espèces d'oiseaux.

Comparaison des oiseaux et des microhabitats entre les parcelles

En second lieu, nous avons cherché à voir si les espèces d'oiseaux étaient différentes entre les trois types de parcelles (pourtour exploité (PE), pourtour naturel (PN), centre naturel (CN)), au moyen de tests de Mantel partiels (Sokal & Rohlf, 1995) comparant la similarité des types de parcelles, en utilisant une matrice binaire, à la similarité de l'avifaune (Figure 3). Ces tests ont ensuite été complétés avec des tests de chi-carré pour mesurer les relations entre les espèces prises individuellement et le type de parcelles avec le logiciel SPSS 6.1 (SPSS Inc., 1994, Figure 3). Les espèces étaient classées en fonction des résidus ajustés des cellules où une valeur de ceux-ci supérieure à 1,65 en valeur absolue indique un manque d'adéquation de la cellule avec l'hypothèse nulle (Agresti, 1996).

Des analyses canoniques de correspondance ont également été réalisées pour voir si les microhabitats se répartissaient différemment en fonction du type de parcelle (Figure 3).

Identification des espèces associées à un type de microhabitat

Plusieurs types d'analyses ont par ailleurs été utilisés pour voir comment les microhabitats constituant les parcelles pouvaient influencer la présence des oiseaux (Figure 3). Premièrement, pour mettre en évidence un éventuel effet des microhabitats, des tests de Mantel comparant les matrices de similarité des espèces d'oiseaux et des microhabitats ont été réalisés. Pour ensuite observer comment les espèces se répartissent selon les microhabitats, nous avons effectué des analyses multivariées, analyses canoniques de correspondances (ACC) à l'aide du logiciel CANOCO (Ter Braak, 1988) et régressions linéaires multiples (SPSS 6.1). Ces deux types d'analyses ont été combinées car elles nous sont apparues complémentaires.

Dans le cas des analyses multivariées, seules les espèces d'oiseaux observées plus d'une seule fois ont été retenues. Pour les régressions multiples, les quatre espèces les plus abondantes ont été analysées séparément. Les ACC ont été utilisées car elles nous indiquent comment se répartissent les espèces d'oiseaux en fonction des microhabitats. Elles présentent en outre l'avantage de ne pas nécessiter de variables distribuées normalement, contrairement aux régressions multiples qui permettent toutefois de mettre en évidence les microhabitats qui influencent la présence d'une espèce prise individuellement.

Influence de la forme de la parcelle résiduelle

Enfin, nous avons testé l'influence de différentes variables de forme des parcelles exploitées (surface de la parcelle, rapport périmètre-surface, etc.) sur les espèces d'oiseaux avec des ACC et sur quelques espèces prises individuellement au moyen de régressions multiples (SPSS 6.1, Figure 3). Le niveau de signification statistique a été établi à $P < 0,10$ pour toutes les analyses.

RÉSULTATS

Test de l'effet des caractéristiques biogéographiques

Nous n'avons détecté aucune influence de la répartition géographique des tourbières sur les espèces d'oiseaux (test de Mantel, $r=0,004$, $P=0,47$). La surface totale de la tourbière ne semblait pas non plus influencer la présence des oiseaux (test de Mantel, $r=0,06$, $P=0,15$). Les mêmes analyses ont été reproduites pour les microhabitats qui ne montraient pas non plus d'associations avec la surface ou la localisation géographique des tourbières (test de Mantel, $r=-0,01$, $P=0,31$ pour la répartition géographique et $r=0,049$, $P=0,13$ pour la surface totale). L'analyse par paires prévue dans le dispositif pour contrer les effets biogéographiques a donc pu être abandonnée.

Comparaison des oiseaux et des microhabitats entre les parcelles

La richesse et l'abondance en espèces étaient les plus élevées dans les PE et les plus faibles dans les CN (Tableau 1). Quinze espèces d'oiseaux chanteurs ont été recensées au total sur l'ensemble de l'aire d'étude parmi lesquelles seulement 11 avaient une occurrence supérieure à un. À eux seuls, la paruline masquée, le bruant de Lincoln, la paruline à couronne rousse et le bruant des prés représentaient 74,2 % de tous les oiseaux observés (Figure 4).

Les tests de Mantel montraient une différence significative entre les associations d'espèces des trois types de parcelles (PN, CN, PE, $r=0,07$, $P=0,001$). La même analyse avec les parcelles prises deux à deux donnaient également des résultats significatifs (PN/CN: $r=0,15$, $P=0,0004$, PN/PE: $r=-0,032$, $P=0,077$, CN/PE: $r=0,104$, $P=0,005$).

Le bruant de Lincoln et le bruant des prés se rencontraient plus fréquemment dans le centre des tourbières naturelles que dans leur pourtour (Tableau 2). Par contre, la paruline masquée était moins fréquente dans le centre des tourbières qu'en pourtour. La paruline à couronne rousse tendait à être associée aux pourtours des tourbières naturelles alors qu'elle montrait une tendance à éviter les parcelles en pourtour des tourbières exploitées (Tableau 2).

Tableau 1: Richesse et abondance en espèces dans les différents types de parcelles. CN : centre naturel. PN : pourtour naturel. PE : pourtour de l'exploitation. La richesse en espèces par type de parcelle indique le nombre d'espèces différentes pour l'ensemble des tourbières de même type. La richesse moyenne indique le nombre d'espèces présentes en moyenne dans chaque tourbière de même type. L'abondance moyenne indique le nombre de couples nicheurs présents en moyenne dans chaque tourbière de même type.

Type de parcelle	n	Richesse en espèces		Abondance
		Par type de parcelle	Moyenne ± erreur-type	Moyenne ± erreur-type
CN	20	7	2,05 ± 1,32	4,00 ± 4,27
PN	20	10	2,95 ± 1,19	6,05 ± 4,40
PE	20	15	3,10 ± 1,33	6,25 ± 4,50

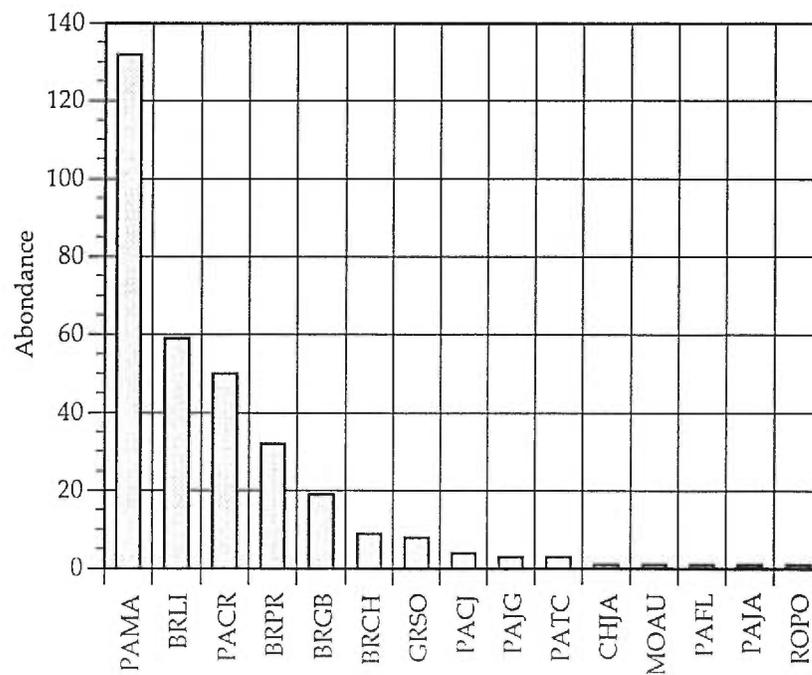


Figure 4: Diagramme rang-fréquence des espèces d'oiseaux selon leur abondance en nombre de couples nicheurs observés. (code et noms des oiseaux en Annexe 2).

Tableau 2: Associations entre les abondances d'espèces et le type de parcelles (CN: centre naturel, PN: pourtour naturel, PE: pourtour de l'exploitation). Les résidus ajustés ont été calculés à partir d'un test d'indépendance de chi-carré. Les valeurs positives dénotent une préférence pour un type de parcelle, les valeurs négatives un évitement. Une valeur des résidus ajustés supérieure à 1,65 en valeur absolue indique un manque d'adéquation de la cellule avec l'hypothèse nulle testée par le test du chi-carré (Agresti, 1996, noms d'oiseaux en Annexe 2).

<i>CN</i>		<i>PN</i>		<i>PE</i>	
<i>Espèces</i>	<i>Résidus</i>	<i>Espèces</i>	<i>Résidus</i>	<i>Espèces</i>	<i>Résidus</i>
BRPR	3,0	PACR	1,5	PACJ	1,5
BRLI	2,1	PAMA	1,5	CHJA	1,3
GRSO	0,8	PAJG	1,1	MOAU	1,3
BRGB	0,2	PATC	1,1	PAFL	1,3
PACR	0,2	BRGB	0,0	PAJA	1,3
CHJA	-0,6	BRCH	-0,2	ROPO	1,3
MOAU	-0,6	PACJ	-0,5	BRCH	1,1
PAFL	-0,6	GRSO	-0,7	PAMA	1,0
PAJA	-0,6	CHJA	-0,8	GRSO	-0,1
ROPO	-0,6	MOAU	-0,8	BRGB	-0,2
BRCH	-1,0	PAFL	-0,8	PAJG	-0,2
PAJG	-1,0	PAJA	-0,8	PATC	-0,2
PATC	-1,0	ROPO	-0,8	BRLI	-0,5
PACJ	-1,2	BRLI	-1,4	BRPR	-1,3
PAMA	-2,8	BRPR	-1,4	PACR	-1,7

Les résultats des ACC entre les microhabitats et le type de parcelle montraient que les platières à sphaignes (8) et les mares (9), caractéristiques d'un milieu très ouvert, se retrouvaient essentiellement dans le CN (Figure 5, Tableau 3, Annexe 3). Les microhabitats 2, 3 et 4 (Annexe 3) étaient préférentiellement associés au PN, ce qui correspond à un milieu assez ouvert, avec de la végétation buissonnante représentée par des marcottes d'épinettes noires ainsi que quelques chandelles de la même espèce. Le PE se caractérisait par la présence de grandes épinettes noires (1), mais aussi d'autres espèces d'arbres (5, 6) sur un couvert d'éricacées (7). On a, en effet, souvent constaté l'invasion de la bordure exploitée des parcelles résiduelles par des feuillus tels que le bouleau, le peuplier ou l'aulne, ainsi que la présence d'un tapis d'éricacées plus dense et plus haut que dans les tourbières naturelles, ceci étant probablement causé par un effet de drainage (Poulin, comm. pers.).

Identification des espèces associées à un type de microhabitat

Une relation significative entre le type de microhabitats et la présence des oiseaux a été observée (test de Mantel, $r=0,088$, $P=0,038$). Nous avons donc jugé nécessaire d'identifier quels types de microhabitats étaient plus particulièrement associés à une espèce, par des méthodes multivariées d'ordination (ACC, Figure 6).

Le pourcentage de la variation expliquée par les microhabitats sur le premier axe de l'ACC était relativement faible (5 %, Tableau 3), toutefois, le but de l'analyse n'était pas d'expliquer l'ensemble de la variation de la composition dans les espèces d'oiseaux, mais plutôt d'observer la part de cette variation attribuable aux microhabitats. Une évaluation conjointe des résultats de l'ACC et des régressions multiples a été réalisée sur les quatre espèces les plus abondantes, soit le bruant de Lincoln, le bruant des prés, la paruline à couronne rousse

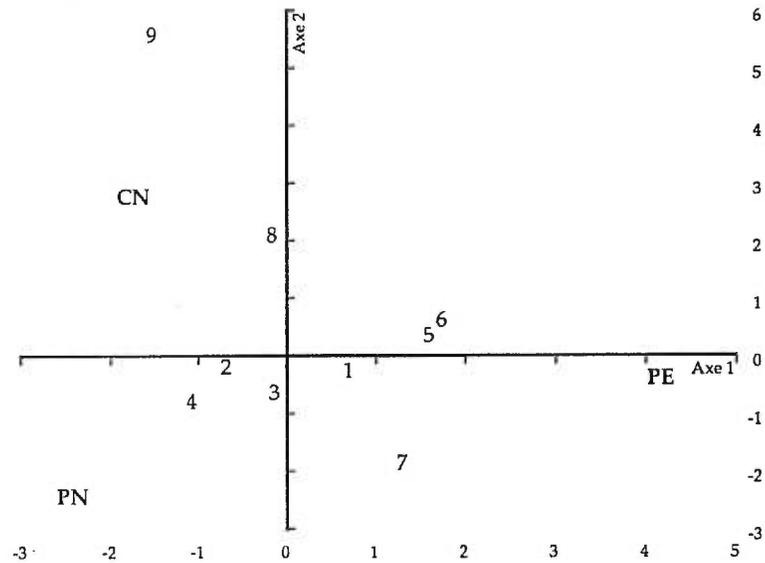


Figure 5: Répartition des microhabitats et du type de parcelle sur les deux premiers axes de l'analyse canonique des correspondances (CN: centre naturel, PN: pourtour naturel, PE: pourtour de l'exploitation; les valeurs des types de parcelles ont été multipliées par 10 pour la représentation graphique; codes des microhabitats en Annexe 3).

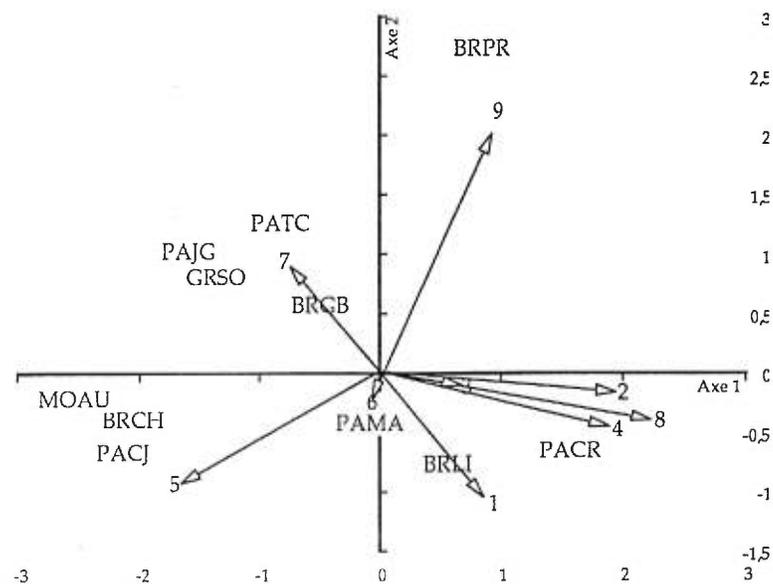


Figure 6: Répartition des espèces d'oiseaux et des microhabitats sur les deux premiers axes de l'analyse canonique des correspondances (les valeurs des microhabitats ont été multipliées par 10 pour la représentation graphique, codes et noms des oiseaux en Annexe 2; codes des microhabitats en Annexe 3).

Tableau 3: Associations entre espèces d'oiseaux, les types de parcelles, les microhabitats et la forme des parcelles selon les ACC. La valeur propre est une mesure de la séparation de la distribution des espèces le long des axes d'ordination. L'inertie totale est la séparation totale mesurée dans le modèle. % cumulé: le pourcentage cumulé désigne le pourcentage de la variation expliquée par le premier axe, cumulée avec la variation sur les axes suivants.

<i>Variables</i>		<i>Axe 1</i>	<i>Axe 2</i>	<i>Axe 3</i>	<i>Axe 4</i>	<i>Inertie totale</i>
Microhabitats/ type de parcelle	valeur propre	0,088	0,045	0,720	0,598	3,07
	% cumulé	2,9	4,3	27,8	47,2	
Oiseaux/ microhabitats	valeur propre	0,152	0,109	0,062	0,029	3,08
	% cumulé	4,9	8,5	10,5	11,4	
Oiseaux PE/ forme	valeur propre	0,371	0,264	0,204	0,145	2,56
	% cumulé	14,5	24,8	32,8	38,5	
Oiseaux PE/ forme et microhabitats	valeur propre	0,601	0,484	0,295	0,257	2,56
	% cumulé	23,3	42,0	53,5	63,4	

Tableau 4 : Comparaison des résultats des analyses canoniques des correspondances et des régressions linéaires multiples concernant les microhabitats (Annexe 3) pour les quatre espèces les plus communes. Pour les ACC, l'influence des variables environnementales que sont les microhabitats est testée sur les espèces d'oiseaux de chaque tourbière. Dans le cas des régressions multiples, la variable dépendante est l'abondance en espèces d'oiseaux sur laquelle on teste neuf variables indépendantes correspondant à chaque microhabitat (n=60) (codes des microhabitats en Annexe 3).

<i>Type d'analyse</i>		<i>Bruant de Lincoln</i>	<i>Bruant des prés</i>	<i>Paruline à couronne rousse</i>	<i>Paruline masquée</i>
<i>ACC</i>	microhabitats	1; 3; 6	7; 9	1; 2; 3; 4; 8	–
<i>Régression</i>	microhabitats	2; 6	1; 3; 7; 9	1; 4; 8; 9	1; 2; 3; 5; 6
	R ²	0,25	0,67	0,49	0,63
	P	0,033	0,0001	0,006	0,001

et la paruline masquée représentant les espèces les plus associées aux tourbières (Tableau 4).

La combinaison des résultats (ACC et régressions multiples) nous a permis d'associer la paruline à couronne rousse à des microhabitats qui caractérisent une zone de transition dans la tourbière entre la forêt et un milieu ouvert, avec un mélange de grands arbres, de végétation buissonnante et de platières à sphaignes.

Le bruant de Lincoln semblait associé à un milieu un peu plus ouvert avec néanmoins une certaine densité d'arbres. Cependant, bien que la relation soit significative ($P=0,033$), le coefficient de détermination de la régression multiple était assez faible pour cette espèce qui ne montrait pas non plus de préférence marquée selon l'ACC (Figure 6, Tableau 4). La présence du bruant de Lincoln pourrait donc être associée à d'autres facteurs que les microhabitats. Le bruant des prés semblait associé à des types de microhabitats qui caractérisent essentiellement le centre des tourbières (Figure 6, Tableau 4), c'est-à-dire un milieu ouvert avec quelques buissons bas et arbustes. La paruline masquée ne présentait pas de préférence marquée pour un type de végétation. Elle n'était pas vraiment associée à un microhabitat particulier sur le diagramme d'ordination de l'ACC (Figure 6) et d'après les régressions multiples sa présence était influencée par la plupart des microhabitats qui ne sont pas complètement ouverts (Tableau 4).

Influence de la forme de la parcelle résiduelle

La combinaison des variables de forme et des microhabitats expliquait une part importante de la variation dans les espèces d'oiseaux des parcelles résiduelles selon les ACC (Tableau 3). Les variables de forme à elles seules expliquent une part élevée de la variation (14,5 % sur le premier axe, Tableau 3). Le diagramme d'ordination de l'ACC entre les espèces d'oiseaux et la forme de la parcelle résiduelle (PE, Annexe 4) ne montrait pas d'association évidente en ce qui concerne les espèces plus spécifiquement associées aux tourbières telles que le bruant de Lincoln ou la paruline à couronne rousse (Figure 7, Tableau 3). L'interprétation du diagramme était plus difficile pour les autres espèces trop peu abondantes lors des recensements. On a toutefois pu noter que le bruant chanteur, la paruline à croupion jaune et la paruline à tête cendrée semblaient associés aux rapports périmètre/surface élevés dont l'augmentation traduit une forme plus allongée et moins large du fragment. Ceci peut s'expliquer par le fait que ce sont plutôt des espèces de lisière boisée (Gauthier & Aubry, 1995) qui pourraient faire quelques incursions dans les tourbières. Le moucherolle des aulnes situé sur le diagramme à proximité de la variable «périmètre exploité» préférait les habitats avec feuillus, type végétal que l'on retrouve essentiellement dans les portions exploitées des tourbières.

Les régressions multiples ont permis de faire ressortir quelles variables de forme des parcelles résiduelles pouvaient influencer la présence des quatre espèces les plus abondantes considérées individuellement. De toutes les variables prises en compte, seule la surface totale semblait influencer significativement la présence du bruant de Lincoln (R^2 multiple=0,31) et de la paruline masquée (R^2 multiple=0,38).

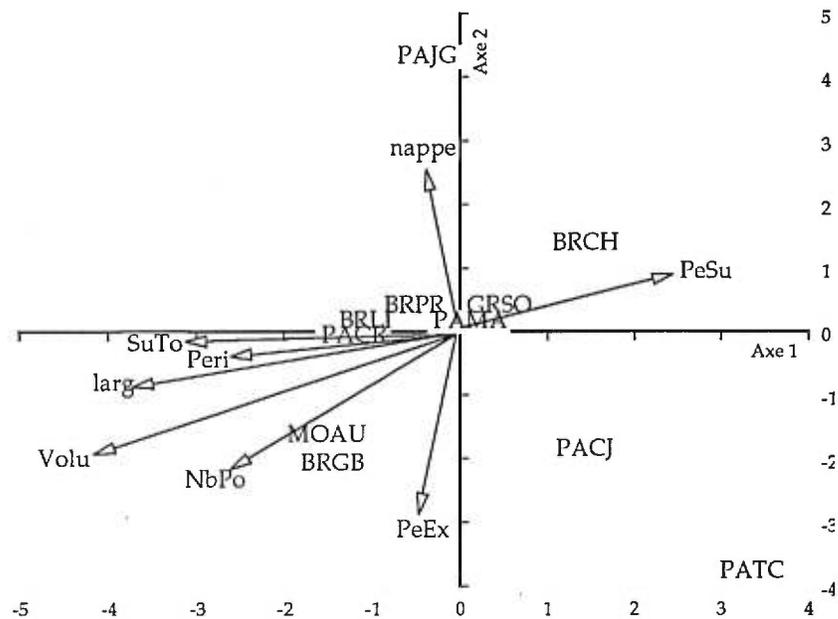


Figure 7: Répartition des oiseaux et des mesures de forme du fragment exploité sur les deux premiers axes de l'analyse canonique des correspondances. (Les valeurs de forme ont été multipliées par 10 pour la représentation graphique, codes et noms des oiseaux en Annexe 2, codes des variables de forme en Annexe 4).

DISCUSSION

Les parcelles résiduelles des tourbières exploitées n'étaient pas représentatives de l'ensemble d'une tourbière pour ce qui est de leur composition aviaire. Ainsi, la pratique qui consiste à commencer presque systématiquement l'exploitation vers le centre de la tourbière, pour ne laisser que des parcelles en bordure, entraîne une modification des assemblages d'espèces d'oiseaux caractéristiques des tourbières. En outre, la récolte de la tourbe entraînait un effet d'isolement des parcelles résiduelles puisque leur composition en espèces d'oiseaux montrait une différence avec les parcelles situées dans les pourtours des tourbières naturelles. Les parcelles résiduelles ne peuvent donc être réellement considérées

comme des refuges de la faune aviaire potentiellement recolonisatrices des tourbières après restauration.

La richesse en espèces observées (15 dont 4 recensées une seule fois) montre que les tourbières sont des milieux relativement pauvres et peu diversifiés en ce qui concerne les oiseaux. Les centres, qui sont des milieux ouverts la plupart du temps et assez uniformes quant à la structure de leur végétation, renferment la richesse et l'abondance en espèces les plus faibles. Toutefois, en dépit de la pauvreté de ces milieux, les tourbières, de par leurs conditions particulières, renferment des espèces d'oiseaux que l'on ne retrouve pas dans d'autres milieux (citons l'exemple de la paruline à couronne rousse), ce qui leur confère un grand intérêt pour la biodiversité.

Des espèces comme le bruant de Lincoln et le bruant des prés semblent particulièrement associées aux types d'habitats rencontrés dans les centres de tourbières, c'est-à-dire un milieu humide ouvert avec une végétation buissonnante généralement basse et éparse. Or, des études antérieures ont montré que le bruant de Lincoln est une espèce associée aux tourbières non perturbées dans notre aire d'étude (Desrochers *et al.*, 1996) et qui fréquente particulièrement les endroits plutôt retirés, de préférence des tourbières et autres milieux humides (Godfrey, 1986). La présence de broussailles de 1,2 m à 2,4 m comportant des trouées semble également être un élément important pour cette espèce (Langevin, 1995), ce qui concorde assez bien avec nos résultats. De plus, même si le bruant des prés est une espèce qu'on retrouve généralement dans les milieux ouverts puisqu'il semble préférer une végétation herbacée haute et dense poussant en sol humide (Wiens, 1973; Bonneau, 1995); son absence des parcelles résiduelles, en tant que bio-indicateur, traduit la disparition d'un type d'habitat caractéristique des tourbières ombrotrophes.

La paruline masquée, espèce la plus souvent recensée, semblait éviter les centres naturels. Les centres très ouverts de certaines tourbières offrent probablement trop peu d'abris. Néanmoins, la paruline masquée, très répandue dans la région d'étude (Létourneau & Lafontaine, 1995), n'est probablement pas un bon indicateur de l'intégrité de l'écosystème tourbeux.

La paruline à couronne rousse, spécifiquement associée aux tourbières dans notre aire d'étude (Calmé 1998), semble être affectée par l'exploitation puisqu'elle montrait une tendance à être absente des parcelles résiduelles (PE) alors qu'on la retrouvait plus souvent dans les pourtours naturels (PN). Les causes de cette tendance sont difficiles à identifier puisque l'espèce peut aussi bien être dérangée par un effet de bordure augmentant les risques de prédation, que par la présence de l'activité humaine à proximité ou encore par une modification de l'habitat à l'intérieur même des parcelles résiduelles. L'exploitation entraîne parfois un entourbement par le vent ainsi qu'un effet de drainage (Poulin, com. pers.) susceptibles de modifier les conditions dans les parcelles et en particulier la composition végétale. Nos résultats, quant à son association avec les microhabitats, coïncidaient avec des observations effectuées dans le Maine, où cette espèce a été recensée en plus forte densité dans les tourbières ayant une strate arbustive d'éricacées bien développée, sur un tapis de sphaignes et où le couvert forestier est composé d'épinettes noires, de mélèze laricin et de pin blanc sur 25 à 50 % de sa superficie (Stockwell, 1994). Plusieurs auteurs mentionnent également l'importance qu'accorde cette espèce à la présence d'une bordure boisée à l'intérieur de son territoire (Godfrey, 1986; Wilson, 1996).

Il est probable que les observations des autres espèces retenues pour les analyses aient été trop peu nombreuses pour mettre en évidence une quelconque différence entre les types de parcelles. Parmi les 12 espèces éliminées pour leur non-adéquation avec la méthode d'échantillonnage, il est toutefois intéressant

de noter que 9 (75 %) étaient présentes dans les parcelles résiduelles. Ceci laisse supposer que l'exploitation pourrait attirer des espèces d'oiseaux qui ne sont pas caractéristiques des tourbières et qui viennent ainsi en modifier la composition aviaire, risquant d'entrer en compétition avec les espèces plus spécifiques. La méthode utilisée, uniquement adaptée à l'échantillonnage des oiseaux chanteurs, ne permet pas non plus d'évaluer l'importance des mares, mais certaines espèces d'anatidés, goélands, *Larus spp.*, un hibou moyen-duc, *Asio otus*, un nid de bécassine des marais, *Gallinago gallinago*, le merle d'Amérique, *Turdus migratorius*, ainsi que des hirondelles de rivage, *Riparia riparia* ont été observés près de ce milieu au cours de l'inventaire. Ceci laisse supposer que les mares attirent un certain nombre d'espèces amenées à disparaître localement suite à l'exploitation.

Les microhabitats présents dans chaque type de parcelle semblaient influencer de manière importante la présence des espèces. Outre la spécificité de certaines d'entre elles aux tourbières, la structure verticale de la végétation joue un rôle majeur, comme ont pu d'ailleurs le montrer des études antérieures (Cody, 1968; Wiens, 1969; Rotenberry & Wiens, 1980). Les résultats montrent également l'importance de la densité de la végétation ainsi que de la composition végétale des microhabitats puisque certaines espèces (bruant chanteur, moucherolle des aulnes, paruline à croupion jaune) semblent attirées par la présence de feuillus. Or, la densité et la composition végétale des habitats ont pu auparavant être identifiées comme étant des facteurs importants influençant la présence des oiseaux (Wiens & Rotenberry, 1981; Rotenberry, 1985; Wiens, 1985; Kouki, Niemi & Rajasärkkä, 1992). Toutefois, les ACC montraient une faible part de la variation dans les espèces d'oiseaux expliquée par les microhabitats. Ceci peut être causé par un choix inadéquat des classes de structure, ou encore au fait que l'amplitude dans la variabilité des microhabitats était faible (Flather & Sauer, 1996).

Bien que les variables de forme des parcelles résiduelles expliquaient une part non négligeable de la composition en espèces d'oiseaux selon les ACC (Tableau 3), nous avons été incapables d'identifier les espèces les plus influencées par l'une des variables caractérisant l'isolement dans les régressions multiples. De ces variables, seule la surface d'habitat restant semblait jouer un rôle important, particulièrement pour le bruant de Lincoln et la paruline masquée. Tout comme pour les microhabitats, ceci peut être associé à une identification imparfaite des variables caractérisant l'isolement ainsi qu'à une amplitude trop faible de la variation des mesures. Or, des études effectuées en milieu forestier ont montré que la surface d'habitat disponible pouvait être plus importante que sa configuration pour la sélection de l'habitat par les oiseaux forestiers (McGarigal & McComb, 1995; Drolet, 1997). Il est donc possible qu'il en soit de même pour les espèces rencontrées dans les tourbières. Il serait par conséquent intéressant d'identifier un seuil pour la surface d'habitat disponible, en-deçà duquel on obtient une perte importante d'individus (Gardner *et al.*, 1991).

La présence d'un assemblage d'oiseaux représentatif des tourbières ombrotrophes semble influencée principalement par la surface d'habitat disponible ainsi que la composition en microhabitats caractérisant un type de milieu (centre plus ouvert ou pourtour plus boisé). Le mode d'exploitation d'une tourbière devrait donc privilégier la conservation de parcelles résiduelles de plus grande superficie et incluant une portion du centre de la tourbière. La pratique actuelle consiste à laisser plusieurs petites parcelles résiduelles, isolées les unes des autres en pourtour des tourbières. Un regroupement de ces petites parcelles en une seule plus grande serait donc bénéfique pour l'avifaune. Il reste cependant difficile de déterminer une taille minimum de parcelle à conserver, mais on peut toutefois noter que la paruline à couronne rousse se retrouve en moyenne dans des parcelles de 3,2 ha. Les parcelles résiduelles pourraient donc avoir une

superficie minimum de 4 ha. On peut également envisager de laisser une parcelle au centre et une en pourtour, avec un couloir de connexion, dans les limites des contraintes hydrologiques. Les résultats ont néanmoins démontré que certaines espèces, dont la paruline à couronne rousse, sont sensibles à l'isolement.

L'étude réalisée compare les espèces d'oiseaux dans les tourbières considérées individuellement, mais ne tient pas compte des possibilités d'échanges entre ces tourbières. Or des études antérieures ont pu démontrer que la présence d'une espèce comme la paruline à couronne rousse dans une tourbière donnée était influencée par la proximité de tourbières voisines (Calmé, 1998). Une suite logique à notre étude serait donc d'évaluer les échanges entre les populations d'un archipel de tourbières et de mesurer l'effet de la disparition d'une tourbière, après exploitation, sur ces échanges en utilisant le concept de métapopulation (Harrison, 1995). Après avoir montré comment l'exploitation de la tourbe influence les espèces d'oiseaux au sein d'une tourbière, il serait donc nécessaire d'apporter des recommandations pour la conservation des tourbières à une échelle régionale.

CONCLUSION GÉNÉRALE

La composition en espèces d'oiseaux des parcelles résiduelles des tourbières exploitées n'est pas représentative de l'ensemble d'une tourbière naturelle. Les espèces semblent essentiellement influencées par la surface des parcelles restantes et les microhabitats qui les composent. Les parcelles résiduelles ont souvent une superficie réduite et l'exploitation voisine entraîne des modifications dans les microhabitats. Ce sont en particulier les deux espèces spécifiquement associées aux tourbières dans l'aire d'étude, la paruline à couronne rousse et le bruant de Lincoln (Gauthier & Aubry, 1995), qui semblent les plus affectées. Par conséquent, bien que les causes de la tendance de la paruline à couronne rousse à éviter les parcelles résiduelles n'aient pu être clairement mises en évidence par les résultats, il n'en demeure pas moins que cette espèce doit être considérée avec une attention toute particulière pour sa représentativité du bon fonctionnement d'un écosystème comme les tourbières.

Parmi les paramètres utilisés pour mesurer les effets de la fragmentation du paysage, la surface des parcelles d'habitat restant semble être le principal paramètre influençant la présence des oiseaux. En complément, un effet d'isolement, a en outre été mis en évidence pour la paruline à couronne rousse. Cette constatation corrobore donc les études sur la fragmentation en milieu forestier, qui montrent un effet prédominant de la surface d'habitat disponible, l'effet d'isolement n'influençant que quelques espèces, même s'il contribue souvent à améliorer l'explication des modèles à plusieurs variables caractérisant la fragmentation (Opdam, 1991; Villard, Merriam & Maurer, 1995).

Pour faire en sorte que l'exploitation des tourbières n'entraîne pas une perte de diversité aviaire, les résultats indiquent qu'il faudrait conserver des portions naturelles de plus grande surface, incluant tous les habitats présents

dans la tourbière avant exploitation. Conserver des parcelles dans différentes parties de la tourbière, connectées entre elles, en particulier au centre, pourrait également permettre de diversifier les microhabitats. Néanmoins, le bruant de Lincoln, espèce décrite comme farouche et vivant dans des habitats plutôt retirés (Langevin, 1995) ne risque-t-elle pas d'être affectée en ne gardant qu'une portion isolée au centre? L'idéal serait donc de préserver une parcelle de superficie supérieure incluant un gradient de microhabitats du centre vers le pourtour de la tourbière.

L'étude réalisée donne un bon aperçu de la composition aviaire des tourbières du sud-est du Canada. Cependant, l'évaluation de la composition en espèces d'oiseaux a été réalisée pour une année. La présence actuelle des espèces dans une parcelle ne garantit toutefois pas leur présence à long terme (Saunders, Hobbs & Margules, 1991) et la présence des oiseaux à une abondance donnée ne signifie pas nécessairement que les ressources sont suffisantes pour permettre à la population de se reproduire (van Horne, 1983). En outre, les changements de densité dans une population ne sont pas forcément de bons indicateurs de perturbation des communautés aviaires et devraient être accompagnés d'une mesure des paramètres de la population (tels que les facteurs démographiques) ainsi que de données sur le comportement et les facteurs physiologiques d'une espèce (Temple & Wiens, 1989). En effet, la fragmentation du milieu peut avoir un effet négatif même si une espèce est présente dans une parcelle résiduelle donnée, son succès reproducteur pouvant être compromis par le parasitisme des couvées ou une augmentation du taux de prédation (Haddad, 1997). De plus, si la densité régionale d'une espèce donnée est élevée, la probabilité de colonisation des habitats sub-optimaux («populations gouffres») que pourraient constituer les parcelles résiduelles, par des individus provenant d'habitats optimaux («populations sources») est plus élevée (Pulliam, 1988; Freemark *et al.*, 1993), ce qui peut atté-

nuer les effets négatifs de la fragmentation. Il apparaît donc nécessaire de prendre en considération les fluctuations à la fois spatiales et temporelles des assemblages d'espèces ainsi que l'état des populations de chaque espèce (Drolet, 1997). Cependant, même si la méthode d'échantillonnage utilisée est critiquable pour mesurer la qualité d'un habitat, notre étude avait plutôt pour but d'évaluer la représentativité d'un habitat comme fragment de l'ensemble d'un écosystème tourbeux, et ce en comparant l'effet de la fragmentation dans l'espace et non dans le temps.

Cette étude nous a permis de mettre en évidence l'existence d'un problème de fragmentation des écosystèmes tourbeux sur les populations aviaires. Toutefois, des recommandations sur la conservation de ces milieux sont difficiles à élaborer aux seules vues de ces résultats. Des études complémentaires devraient en effet être poursuivies pour mieux évaluer les superficies à préserver dans le but de conserver des populations d'oiseaux pouvant se maintenir à long terme. Les causes de l'effet d'isolement mis en évidence pour la paruline à couronne rousse devraient être identifiées pour une gestion de l'habitat mieux adaptée à la conservation de cette espèce. Les échanges entre les tourbières, au niveau régional, devraient également être étudiés pour savoir si la réduction de l'habitat disponible au sein d'une tourbière a des répercussions sur la composition en espèces d'oiseaux dans les tourbières voisines. En reprenant la théorie des métapopulations (Shaffer, 1985), il s'agirait de savoir si les processus d'extinction, de recolonisation et de dispersion entre les populations d'une même région ne sont pas modifiés par la diminution de cet habitat dans le paysage.

BIBLIOGRAPHIE

- AGRESTI, A., 1996. *An introduction to categorical data analysis*. Wiley series in probability and statistics. Applied probability and statistics. John Wiley and Sons, Inc (ed.). Wiley-Intersciences publication.
- ASKINS, R. A., 1993. «Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in eastern North America.» *Current Ornithology*, 11: 1-34.
- BELLAMY, P. E., S. A. HISLEY & I. NEWTON, 1996. «Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England.» *Journal of Applied Ecology*, 33: 249-262.
- BIBBY, C. J., N. D. BURGESS & D. A. HILL, 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- BONNEAU, R., 1995. «Bruant des prés.» Pp. 978-981 dans J. Gauthier & Y. Aubry (ed.). *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. AQGO, AQPO, Environnement Canada, région de Québec, Montréal.
- BUTEAU, P., 1989. *Atlas des tourbières du Québec méridional*. Gouvernement du Québec. B. Desjardins, Québec.
- CALMÉ, S., 1998. *Les patrons de distribution des oiseaux des tourbières du Québec méridional*. Thèse de doctorat, Université Laval, Sainte-Foy, Qc.
- CAUGHLEY, G., 1994. «Directions in conservation biology.» *J. Anim. Ecol.*, 63: 215-244.
- CODY, M. L., 1968. «On the methods of resource division in grassland bird communities.» *American Naturalist*, 102: 107-137.
- CORPORATION D'INFOMATION GÉOGRAPHIQUE DU NOUVEAU-BRUNSWICK, 1993. *Cartes*. The Tribune Press Ltd., Sackville, (N.-B.).
- CRDT (Centre de recherche et de développement de la tourbe), 1992. Réaménagement des tourbières in Actes du colloque Tourbe «92». 18-19 février 1992, Fredericton, N.-B.

- DESROCHERS, A., S. HADDAD, J.-P. L. SAVARD & S. CALMÉ, 1996. «Impact de l'exploitation des tourbières sur l'avifaune.» Pp. 37-51 dans L. Rochefort & F. Quinty (ed.). *La restauration des tourbières exploitées: le développement d'une stratégie intégrée au Québec*. Université Laval, Québec.
- DESROCHERS, A., S. J. HANNON, M. BÉLISLE & C. ST. CLAIR, 1998. «Movement of songbirds in fragmented forests: Can we «scale up» from behaviour to explain occupancy patterns in the landscape?» in N. S. Adams, R. (ed.). *22 Int. Ornithol. Congr.* Durban, University of Natal.
- DROLET, B., 1997. *Variation des assemblages d'oiseaux chanteurs selon la structure du paysage de la sapinière boréale exploitée*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Sainte-Foy, Qc, Canada.
- ENOKSSON, B., P. ANGELSTAM & K. LARSSON, 1995. «Deciduous forest and resident birds: the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape.» *Landscape Ecol.*, 10: 267-275.
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, I., 1996. *Using ArcView® 3.0 GIS*. Environmental Systems Research Institute, Inc., USA.
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, I., 1997. *ARC/INFO® 3.5.1*. Environmental Systems Research Institute, Inc., USA.
- FLATHER, C. H. & J. R. SAUER, 1996. «Using landscape ecology to test hypotheses about large-scale abundance patterns in migratory birds.» *Ecology*, 77: 28-35.
- FORMAN, R. T. T. & M. GODRON, 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- FREEMARK, K. E. & H. G. MERRIAM, 1986. «Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments.» *Biol. Conserv.*, 36: 115-141.
- FREEMARK, K. E., J. R. Probst, J. B. Dunning & S. J. Hejl, 1993. «Adding a landscape ecology perspective to conservation and management planning.» Pp. 346-352 in D.M. Finch & P.W. Stangel (ed.). *Status Management of Neotropical Migratory Birds*. USDA For. Ser. Gen. Tech. Rep.

- GARDNER, R. H., M. G. TURNER, R. V. O'NEILL & S. LAVOREL, 1991. «Simulation of the scale-dependent effects of landscape boundaries on species persistence and dispersal.» in M. M. Holland, P. G. Risser & R. J. Naiman (ed.). *The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Chapman & Hall, New York.
- GAUTHIER, J. & Y. AUBRY, 1995 (ed.). *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, Canada.
- GODFREY, W. E., 1986. *Les oiseaux du Canada*. 2^e édition. Musées nationaux du Canada, Ottawa.
- HADDAD, S., 1997. *Sélection des microhabitats et prédation des nids des oiseaux des tourbières exploitées au Québec*. Mémoire de maîtrise, Université Laval Sainte-Foy, Qc, Canada.
- HARRISON, S., 1995. «Metapopulations and Conservation.» Pp. 111-128 in P. J. Edwards, May, R.M., Webb, N.R. (ed.). *Large-Scale Ecology and Conservation Biology*.
- HAWROT, R. Y. & G. J. NIEMI, 1996. «Effects of edge type and patch shape on avian communities in a mixed conifer-hardwood forest». *The Auk*, 113 (3): 586-598.
- HINSLEY, S. A., P. E. BELLAMY, I. NEWTON & T. H. SPARKS, 1995. «Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments.» *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- JÄRVINEN, A. & A. RAJASÄRKKÄ, 1992. «Population fluctuations in two northern land bird communities : effects of habitat, migration strategy and nest-site.» *Ornis Fennica*, 69: 173-183.
- KOUKI, J., G. J. NIEMI & A. RAJASÄRKKÄ, 1992. «Habitat association of breeding passerine species in eastern Finland.» *Ornis Fennica*, 69: 126-140.

- LANGÉVIN, C., 1995. «Bruant de Lincoln.» Pp. 1006-1009 dans J. Gauthier & Y. Aubry (ed.). *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. AQGO, AQPO, Environnement Canada, région de Québec, Montréal.
- LEGENDRE, L. & P. LEGENDRE, 1984. *Écologie numérique: 2. La structure des données écologiques*. 2^e édition. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.
- LEGENDRE, P. & A. VAUDOR, 1991. *Le Progiciel R: analyse multidimensionnelle, analyse spatiale*. Université de Montréal, Montréal, Québec.
- LÉTOURNEAU, V. & P. LAFONTAINE, 1995. «Paruline masquée.» Pp. 934-937 dans J. Gauthier & Y. Aubry (ed.). *Les oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. AQGO, AQPO, Environnement Canada, région de Québec, Montréal.
- LYNCH-STEWART, P., C. D. A. RUBEC, K. W. COX & J. H. PATTERSON, 1993. *A coming of age: Policy for wetland conservation in Canada*. North American Wetlands Conservation Council (Canada), Ottawa, Ontario.
- MACARTHUR, R. & E. O. WILSON, 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J.
- MANTEL, N., 1967. «The detection of disease clustering and a generalized regression approach.» *Cancer Res.* 27: 209-220.
- MCCOY, E. D. & H. R. MUSHINSKY, 1994. «Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat.» *Ecology*, 75: 446-457.
- MCGARIGAL, K. & W. C. MCCOMB, 1995. «Relationships between landscapes structure and breeding birds in the Oregon coast range.» *Ecological Monographs*, 65: 235-260.
- MEFFE, G. & CAROLL, 1995. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.

- NIEMI, G., J. M. HANOWSKI, J. KOUKI & A. RAJASÄRKKÄ, 1983. «Inter-continental comparisons of habitat structure as related to bird distribution in peatlands of eastern Finland and northern Minnesota, USA.» Pp. 59-73 in C. H. Fuchsman & S. A. Spigarelli (ed.). *International Symposium on peat utilisation*. Bemidji State University, Bemidji, Minnesota.
- OPDAM, P., 1991. «Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies.» *Landscape Ecol.*, 4: 93-106.
- OPDAM, P., G. RIJSDIJK & F. HUSTINGS, 1985. «Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation.» *Biol. Conserv.*, 34: 333-352.
- OPDAM, P., R. VAN APELDOORN, A. SCHOTMAN & J. KALKHOVEN, 1993. «Population responses to landscape fragmentation.» Pp. 147-171 in Claire C. Vos and Paul Opdam (ed.). *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. Chapman and Hall, London.
- OPDAM, P., D. VAN DORP & C. J. F. TER BRAAK, 1984. «The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands.» *Journal of Biogeography*, 11: 473-478.
- PASITSCHNIAK-ARTS, M. & F. MESSIER, 1996. «Predation on artificial duck nests in a fragmented prairie landscape.» *Ecoscience*, 3: 436-441.
- PICKET, S. T. A., V. T. PARKER & P. L. FIELDER, 1992. «The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level.» Pp. 65-88 in P.L. Fielder & S.K. Jain (ed.). *Conservation Biology: The theory and Practice of Nature Conservation Preservation and Management*. Chapman and Hall, New York.
- PRIMACK, R. B., 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- PULLIAM, H. R., 1988. «Sources, sinks, and population regulation.» *American Naturalist*, 132: 652-661.

- ROBBINS, C. S., D. K. DAWSON & B. A. DOWELL, 1989. «Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States.» *Wildlife Monographs*, 103: 1-34.
- ROCHFORT, L. & F. QUINTY, 1996. *La restauration des tourbières exploitées : le développement d'une stratégie intégrée au Québec*. Université Laval. Rapport remis au Ministère de l'Environnement et de la Faune.
- ROTENBERRY, J. T., 1985. «The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics?» *Oecologia*, 67: 213-217.
- ROTENBERRY, J. T. & J. A. WIENS, 1980. «Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis.» *Ecology*, 61: 1228-1250.
- RUBEC, C., 1994. «L'évolution de la politique des terres humides au Canada.» Pp. 5-19 in Conseil nord-américain de conservation des terres humides (ed.). *Mise en œuvre des politiques en matière de terres humides au Canada*. Environnement Canada, Alberta water resources commision, Manitoba habitat heritage corporation, Canards illimités Canada, Ottawa.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS & C. R. MARGULES, 1991. «Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review.» *Conserv. Biol.*, 5: 18-32.
- SCHMIEGELOW, F. K. A., C. S. MACHTANS & S. J. HANNON, 1997. «Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses.» *Ecology*, 78: 1914-1932.
- SHAFFER, M. L., 1985. «The metapopulation and species conservation: The special case of the Northern Spotted Owl.» Pp. 86-99 in R.J. Gutiérrez and A.B. Carey (ed.). *Ecology and Management of the Spotted Owl in the Pacific Northwest*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rept. PNW-185, Portland, Or.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF, 1995. *Biometry*. 3rd edition. W. H. Freeman, San Francisco.

- SPSS Inc., 1994. *SPSS® 6.1 base system user's guide, part 1, Macintosh version*. SPSS inc., Chicago.
- STOCKWELL, S. S., 1994. *Habitat selection and community organization of birds in eight peatlands of Maine*. Ph.D. Thesis, University of Maine, Orono, Maine.
- SWANSON, D. A., 1996. «Nesting ecology and nesting habitat requirement of Ohio's grassland-nesting birds: A literature review.» *Ohio Fish and Wildlife Report*, 13: 3-60.
- TEMPLE, S. A. & J. A. WIENS, 1989. «Bird populations and environmental changes : can birds be bio-indicators?» *American Birds*, 43: 260-270.
- TER BRAAK, C. J. F., 1988. *CANOCO – a FORTRAN program for canonical community ordination by partial, detrended, canonical, correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis*. Version 2.1. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.
- VAN HORNE, B., 1983. «Density as a misleading indicator of habitat quality.» *J. Wildlife Manage.*, 47: 893-901.
- VILLARD, M. A., G. MERRIAM & B. A. MAURER, 1995. «Dynamics in subdivided populations of neotropical migratory birds in a fragmented temperate forest.» *Ecology*, 76: 27-40.
- WIENS, J. A., 1969. «An approach to the study of ecological relationships among grassland birds.» *Ornithol. Monogr.*, 8: 1-93.
- WIENS, J. A., 1973. «Interterritorial habitat variation in Grasshopper and Savannah sparrow.» *Ecology*, 54: 877-884.
- WIENS, J. A., 1985. «Habitat selection in variable environments: shrubsteppe birds.» Pp. 227-251 in M. L. Cody (ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York.
- WIENS, J. A., 1995. «Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation.» *Ibis*, 137: S97-S104.

- WIENS, J. A. & J. T. ROTENBERRY, 1981. «Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments.» *Ecol. Monogr.*, 51: 21-41.
- WILSON, W. H., Jr., 1996. «Palm Warbler (*Dendroica palmarum*).» in A. Poole & F. Gill (ed.). *The birds of North America*, No. 238: 1-20. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, Penn., and The American Ornithologist's Union, Washington, D.C., Philadelphia.
- WU, J. & J. L. VANKAT, 1991. «An area-based model of species richness dynamics of forest islands.» *Ecological Modelling*, 58: 249-272.

ANNEXES

Annexe 1

LOCALISATION DES TOURBIÈRES

Annexe 1: Localisation des tourbières étudiées (N° Atlas: Buteau, 1989 pour le Québec, numéro attribué par le ministère des ressources naturelles pour le Nouveau-Brunswick; E: exploitée, N: naturelle; Qc: Québec).

<i>Tourbière</i>	<i>N° d'atlas</i>	<i>Type</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>	<i>Région/Province</i>
L'Ascension Ouest	230 009	E	48 45'	71 42'	Lac-Saint-Jean, Qc
L'Ascension Ouest	230 009	N	48 45'	71 42'	Lac-Saint-Jean, Qc
Saint-Ludger de Milot	230 006	E	48 52'	71 47'	Lac-Saint-Jean, Qc
Saint-Eugène (Dolbeau)	260 031	N	48 57'	72 18'	Lac-Saint-Jean, Qc
Petite Romaine	940 005	E	48 27'	69 18'	Côte-Nord, Qc
Petite Romaine	940 005	N	48 27'	69 18'	Côte-Nord, Qc
Escoumins	940 007	E	48 19'	69 26'	Côte-Nord, Qc
Escoumins	940 007	N	48 19'	69 26'	Côte-Nord, Qc
Saint-Henry de Lévis	365 008	E	46 43'	71 04'	Chaudière-Appalaches, Qc
Le Bras	370 008	N	46 39'	71 09'	Chaudière-Appalaches, Qc
Saint-Charles	360 002	E	46 46'	71 00'	Chaudière-Appalaches, Qc
Saint-Charles	360 002	N	46 46'	71 00'	Chaudière-Appalaches, Qc
Saint-Alexandre	320 005	E	47 40'	69 39'	Bas-Saint-Laurent, Qc
Saint-Antonin	315 014	N	47 43'	69 30'	Bas-Saint-Laurent, Qc
Rivière-Ouelle	320 009	E	47 27'	69 56'	Bas-Saint-Laurent, Qc
Rivière-Ouelle	320 009	N	47 27'	69 56'	Bas-Saint-Laurent, Qc
Saint-Eugène de Ladrière	190 005	E	48 17'	68 45'	Bas-Saint-Laurent, Qc
Saint-André sud-est	320 004	N	47 40'	69 42'	Bas-Saint-Laurent, Qc
Inkerman	532	E	47 38'	64 50'	Nouveau-Brunswick
Sun Gro B	592	N	47 46'	64 36'	Nouveau-Brunswick
Ferry	529	E	47 43'	64 49'	Nouveau-Brunswick
Goulet	527	N	47 43'	64 43'	Nouveau-Brunswick
Saint-Raphael	576	E	47 47'	64 35'	Nouveau-Brunswick
Saint-Raphael (Sun Gro)	592	N	47 46'	64 36'	Nouveau-Brunswick
Lamèque Ouest (Jiffy)	578	E	47 50'	64 38'	Nouveau-Brunswick
Le Bouthillier	593	N	47 46'	64 56'	Nouveau-Brunswick
Lamèque	580	E	47 50'	64 38'	Nouveau-Brunswick
Haut Shippagan	526	N	47 44'	64 46'	Nouveau-Brunswick
Maisonnette	562	E	47 49'	65 02'	Nouveau-Brunswick
Pointe Rocheuse	597	N	47 46'	64 58'	Nouveau-Brunswick
Portage Bay	567	E	47 52'	64 34'	Nouveau-Brunswick
Cap Bateau	574	N	47 49'	64 33'	Nouveau-Brunswick
Mousse acadienne	568	E	47 50'	64 34'	Nouveau-Brunswick
Caraquet	598	N	47 47'	64 52'	Nouveau-Brunswick
Burnt Church	353	E	47 10'	65 11'	Nouveau-Brunswick
Barry Ville	343	N	47 08'	65 17'	Nouveau-Brunswick
Pokesudie	600	E	47 49'	64 46'	Nouveau-Brunswick
Miscou	583	N	47 57'	64 34'	Nouveau-Brunswick
Sun Gro	591	E	47 46'	64 38'	Nouveau-Brunswick
Sun Gro	591	N	47 46'	64 38'	Nouveau-Brunswick

Annexe 2

CODES ET NOMS DES OISEAUX

Annexe 2: Codes et noms des oiseaux, noms français, latins et anglais

<i>Code</i>	<i>Nom français</i>	<i>Nom latin</i>	<i>Nom anglais</i>
BRCH	Bruant chanteur	<i>Melospiza melodia</i>	Song Sparrow
BRGB	Bruant à gorge blanche	<i>Zonotrichia albicollis</i>	White-throated Sparrow
BRLI	Bruant de Lincoln	<i>Melospiza lincolni</i>	Lincoln's Sparrow
BRPR	Bruant des prés	<i>Passerculus sandwichensis</i>	Savannah Sparrow
CHJA	Chardonneret jaune	<i>Carduelis tristis</i>	American Goldfinch
GRSO	Grive solitaire	<i>Catharus guttatus</i>	Hermit Thrush
MOAU	Moucherolle des aulnes	<i>Empidonax alnorum</i>	Alder Flycatcher
PACJ	Paruline à croupion jaune	<i>Dendroica coronata</i>	Yellow-rumped Warbler
PACR	Paruline à couronne rousse	<i>Dendroica palmarum</i>	Palm Warbler
PAFL	Paruline flamboyante	<i>Setophaga ruticilla</i>	American Redstart
PAJA	Paruline jaune	<i>Dendroica petechia</i>	Yellow Warbler
PAJG	Paruline à joues grises	<i>Vermivora ruficapilla</i>	Nashville Warbler
PAMA	Paruline masquée	<i>Geothlypis trichas</i>	Common Yellowthroat
PATC	Paruline à tête cendrée	<i>Dendroica magnolia</i>	Magnolia Warbler
ROPO	Roselin pourpré	<i>Carpodacus purpureus</i>	Purple Finch

Annexe 3

CODES DES MICROHABITATS

Annexe 3: Codes utilisés pour définir les microhabitats

<i>Code</i>	<i>Types de microhabitats</i>
1	buissons d'épinettes noires avec chandelles d'une hauteur > 1,5 m sur plus de 50 % de recouvrement
2	buissons d'épinettes noires avec chandelles d'une hauteur > 1,5 m sur moins de 50 % de recouvrement
3	buissons d'épinettes noires sans chandelles sur plus de 50 % de recouvrement
4	buissons d'épinettes noires sans chandelles sur moins de 50 % de recouvrement
5	couvert arbustif d'éricacées avec d'autres espèces d'arbres que les épinettes noires sur plus de 50 % de recouvrement
6	couvert arbustif d'éricacées avec d'autres espèces d'arbres que les épinettes noires sur moins de 50 % de recouvrement
7	couvert arbustif d'éricacées sur toute la surface
8	couvert arbustif d'éricacées avec mélange de platières à sphaignes (muscinale et herbacée)
9	eau

Annexe 4

CODES DES MESURES DE FORME

Annexe 4: Codes utilisés pour les mesures de forme

<i>Code</i>	<i>Mesure de forme</i>
larg	largeur de la parcelle
nappe	hauteur de la nappe d'eau
Nbpo	nombre de polygones de microhabitats
Peri	périmètre de la parcelle
PeEx	périmètre exploité
PeSu	rapport périmètre/surface
SuTo	surface totale de la parcelle
Volu	volume d'eau dans le sol
