

le naturaliste canadien

Volume 125, numéro 3
Automne 2001

LA SOCIÉTÉ PROVANÇHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA



JEAN-FRANÇOIS BERGSON - © APN

Recherche et
biodiversité



Numéro spécial

**La forêt
boréale**



PRIX D'EXCELLENCE POUR L'INTENDANCE DES FORÊTS

PRODUITS FORESTIERS ALLIANCE INC.

A REÇU LE *PRIX D'EXCELLENCE POUR L'INTENDANCE DES FORÊTS* D'HABITAT FAUNIQUE CANADA, QUI SOULIGNE LE CARACTÈRE NOVATEUR ET ÉCOLOGIQUE DE LA COUPE EN MOSAÏQUE AU SAGUENAY-LAC-SAINT-JEAN.

CETTE MÉTHODE DE RÉCOLTE FORESTIÈRE AVANT-GARDISTE RÉDUIT CONSIDÉRABLEMENT LES IMPACTS DE LA RÉCOLTE SUR LES ESPÈCES FAUNIQUES AINSI QUE SUR LES PAYSAGES FORESTIERS. ELLE FAVORISE ÉGALEMENT L'ACCÈS AU TERRITOIRE POUR LES MULTIPLES USAGERS DE LA FORÊT ET CONTRIBUE À LIMITER LE DÉPLOIEMENT D'INCENDIES FORESTIERS.

Produits forestiers
ALLIANCE inc.

Table des matières

Le mot de l'éditeur	3
Le mot du comité de rédaction	4
Perturbations naturelles et dynamique des écosystèmes	
Portrait de la forêt boréale québécoise	5
Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique	10
La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : l'expérience de la forêt Montmorency	18
Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité	26
La faune	
<i>La faune aviaire</i>	
Recherches sur les oiseaux forestiers – Il était une fois dans l'Est	36
Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales	41
Le suivi des oiseaux de la forêt boréale à l'observatoire d'oiseaux de Tadoussac, une opportunité unique au Québec	47
<i>Les mammifères</i>	
La situation du caribou forestier au Québec	53
La coupe forestière et la faune terrestre en forêt boréale : des effets à court terme liés à la taille des domaines vitaux	65
Que savons-nous de l'ours noir dans la forêt boréale ?	74
<i>Les poissons</i>	
Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale : rétrospective et analyse critique de la littérature	81
<i>Les insectes</i>	
Impact du cerf de Virginie sur les forêts d'Anticosti – les insectes comme indicateurs	96
Les fourmis de la forêt boréale du Québec (Formicidae, Hymenoptera)	108
Huit espèces d'insectes associées aux forêts matures et anciennes	115
La biodiversité des collemboles et les débris ligneux après coupe	122
Les communautés d'insectes décomposeurs léiodides dans les sapinières de Gaspésie	126
<i>Les espèces fauniques menacées</i>	
Les espèces fauniques menacées en forêt boréale	131
La flore	
<i>La diversité floristique</i>	
Aménagement forestier durable : évaluation d'indicateurs de la biodiversité dans une aire commune	138
<i>Les espèces et les écosystèmes forestiers menacés</i>	
Les écosystèmes forestiers exceptionnels de la forêt boréale : un patrimoine à découvrir et à protéger	145
Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale	157
<i>Les champignons, les mousses et les lichens</i>	
Diversité structurale et biodiversité des plantes vasculaires de la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie	168
Facteurs-clés pour le maintien de la diversité des lichens épiphytes	175
Les sphaignes boréales	180
Les champignons des arbres : un aperçu de leur importance au sein des écosystèmes forestiers	187
<i>La diversité génétique</i>	
La diversité génétique des espèces arborescentes de la forêt boréale	193
Les aires protégées	
Les aires protégées en forêt boréale : une responsabilité planétaire	203
La pollution	
Les pluies acides et la forêt québécoise	208
Liste des auteurs	213

**La Société Provancher
d'histoire naturelle du Canada
remercie**

**la Société de la Faune et des Parcs du Québec,
le Service canadien des forêts,
le ministère des Ressources naturelles du Québec,
la société Alcan,
la compagnie Kruger et
nos annonceurs :**

**l'Association des industries forestières du Québec
l'Association des manufacturiers de bois de sciage du Québec
les Produits forestiers Alliance
la société Tembec
la Fondation de la faune du Québec
l'École de foresterie et de technologie du bois de Duchesnay
l'Institut Maurice-Lamontagne et
la Station écotouristique de Duchesnay**

**pour le soutien financier qu'ils ont apporté
à la réalisation de ce numéro spécial de la revue
Le Naturaliste canadien qui a pour thème
« La forêt boréale au Québec :
recherche et biodiversité ».**



En page couverture – Forêt boréale : vue aérienne du versant sud des monts Groulx, à l'est du réservoir Manicouagan.

Photo : Jean-François Bergeron – MRN.

En médaillon : La martre (*Martes americana*) (article p. 65), la corallorhize striée (*Corallorhiza striata* var. *striata*), une orchidée à floraison printanière (article p. 157) et *Hypogymnia physodes*, un des lichens épiphytes répertoriés au Québec (article p. 175), trois exemples vivants qui illustrent bien la biodiversité de la forêt boréale et qui peuvent être affectés par les activités humaines.

Fondée en 1868 par Léon Provancher, la revue *Le Naturaliste canadien* est devenue en 1994 la publication officielle de la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, après que le titre ait été cédé à celle-ci par l'Université Laval.

Créée en 1919, la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada est un organisme sans but lucratif qui a pour objet de regrouper des personnes intéressées aux sciences naturelles et à la sauvegarde de l'environnement. Entre autres activités, la Société Provancher gère les refuges d'oiseaux de l'île aux Basques, des îles Razades et des zones intertidales dans la région du Kamouraska ainsi que le marais Léon-Provancher dont elle est propriétaire.

Comme publication officielle de la Société Provancher, *Le Naturaliste canadien* entend donner une information de caractère scientifique et pratique, accessible à un large public, sur les sciences naturelles, l'environnement et la conservation.

**LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER**

Président

J.C. Raymond Rioux

1^{er} Vice-président

Jean-Clément Gauthier

2^e Vice-présidente

Anne Déry

Secrétaire

Christian Potvin

Trésorier

André St-Hilaire

Administrateurs

Sylvain Arsenault
Jean-Claude Caron
Yvon Deschamps
Gabriel Filteau
Éric-Yves Harvey
Michel Lepage
Denis Ouellet
Réginald Ouellet
Maurice Raymond

**le naturaliste
canadien**

Comité de rédaction

André Desmartis,
coordonnateur

Robert Gauthier

Robert Jobidon

Marianne Kugler

Jean-Marie Perron

J.C. Raymond Rioux

Révision linguistique

Raymond Cayouette

Huguette Carretier

Camille Rousseau

Comité de financement

Anne Déry

Lucie Pleau

Jean-Pierre Rioux

Impression et reliure

A G M V

MARQUIS

Édition



Les Éditions l'Ardoise
9865, boul. de l'Ormière
Québec QC
G2B 3K9
418.843.8008

Le Naturaliste canadien est recensé par Repères, Cambridge Scientific Abstracts et Zoological Records.

Dépôt légal 3^e trimestre 2001

Bibliothèque nationale du Québec

© La Société Provancher d'histoire

naturelle du Canada 2001

Bibliothèque nationale du Canada

ISSN 0028-0798

La reproduction totale ou partielle des articles de la revue *Le Naturaliste canadien* est autorisée à la condition d'en mentionner la source. Les auteurs sont seuls responsables de leurs textes.

Les personnes ou les organismes qui désirent recevoir la revue peuvent devenir membres de la Société Provancher ou souscrire un abonnement auprès de *Periodica* (C.P. 444, Outremont, QC, H2V 4R6, Tél. : 1-800-361-1431).

Publication semestrielle

Toute correspondance doit être adressée à :

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

9141, avenue du Zoo

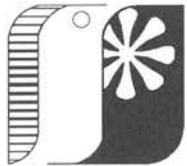
Charlesbourg QC G1G 4G4.

Téléphone : 418-843-6416 Télécopie : 418-843-6416

Courriel : naturaliste.canadien@multim.com

Site web : <http://www.provancher.qc.ca/>

La forêt boréale : recherche et biodiversité



Pour souligner la 125^e année de publication du *Naturaliste canadien*, la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada est heureuse de présenter ce numéro spécial consacré à *La forêt boréale : recherche et biodiversité*. Pour une société qui s'est donné pour but de diffuser les connaissances en sciences naturelles et en environnement dans une optique de conservation, le sujet s'imposait : par la surface qu'elle couvre au Québec, par le rôle essentiel qu'elle joue sur le plan de l'environnement et de la conservation de la biodiversité, la forêt boréale mérite d'être mieux connue et étudiée. Aussi, cette publication tente de faire le point sur les connaissances acquises et pour cela, elle a fait appel à quelque 60 chercheurs chevronnés représentant une belle diversité de disciplines et venus d'horizons divers : des universités (huit institutions sont ici représentées), de nombreux organismes gouvernementaux et des organismes privés. Pour s'assurer de la qualité des articles reçus, chacun d'entre eux a ensuite été soumis au jugement et aux corrections des pairs, comme cela est d'usage dans les meilleures revues scientifiques, ce qui porte à près de cent le nombre des personnes qui ont collaboré à ce numéro. Nous sommes heureux d'avoir réussi à intéresser autant de chercheurs à cette entreprise : ils l'ont fait avec enthousiasme et nous ont apporté une collaboration sans faille.

Nous tenons aussi à remercier le comité de rédaction spécialement mis sur pied pour ce numéro et formé de André R. Bouchard, Agathe Cimon, Jean-Guy Laflamme, Stephan Mercier, Christian Hébert, Magella Morasse, Jean Huot ainsi que des représentants de la Société Provancher, J.C. Raymond Rioux et André Desmartis. Nous tenons à offrir des remerciements particuliers à Lucille Bastien qui a agi à titre de coordonnatrice pour l'ensemble de la production scientifique, à nos fidèles correcteurs linguistiques, Raymond Cayouette, Huguette Carretier et Camille Rousseau ainsi qu'à Thérèse Gadbois et Paul Bourque de la maison d'édition *L'Ardoise*.

Nous souhaitons que ce volume serve maintenant de document de référence pour les chercheurs du Québec et d'ailleurs, même si nous sommes bien conscients qu'une telle compilation ne saurait être complète et que bien des études présentées ici soulèveront à leur tour d'autres interrogations et relanceront d'autres recherches. Nous tenons enfin à souligner ici combien ce numéro spécial s'inscrit dans les objectifs que s'est donnés la Société Provancher en reprenant la publication du *Naturaliste canadien*, objectifs qui répondent encore aux visées du fondateur, Léon Provancher. Dans son prospectus de présentation en 1868, celui-ci définissait ainsi les buts de sa nouvelle revue : « Populariser les connaissances en histoire naturelle, provoquer les recherches, recueillir les observations, constater les découvertes, faire connaître les nouvelles applications que l'on peut faire des connaissances déjà acquises au profit des arts, de l'industrie et des besoins de la vie, tel sera le but de cette publication ». Pouvait-on mieux définir les objectifs que nous poursuivons encore ?

Nous vous souhaitons une bonne lecture.

J.C. Raymond Rioux,
président de la Société Provancher
d'histoire naturelle du Canada

André Desmartis,
coordonnateur du
Naturaliste canadien

Introduction

La forêt boréale couvre plus de la moitié de la superficie terrestre du Québec. Près du 52^e parallèle, dans la partie la plus large de notre territoire, son tapis d'essences résineuses, de lacs et de tourbières se déroule pendant près de 10 heures sous un avion progressant à 160 km/heure, de la Baie de Rupert jusqu'à Blanc-Sablon. Pourtant, elle est peu connue ! La quasi totalité de la population du Québec habite dans des régions dominées par les forêts feuillues et mélangées du sud du Québec, bien loin de la forêt boréale. Les principales localités qui ont pour environnement immédiat la forêt boréale se trouvent en Abitibi (Rouyn-Noranda, Val-d'Or, Lasarre), au Lac-Saint-Jean (Chibougamau) et sur la Côte-Nord (Forestville, Baie-Comeau, Sept-Îles). Même les habitants des basses-terres du lac Saint-Jean, du Saguenay, du Saint-Laurent dans Charlevoix et en Gaspésie doivent s'enfoncer à l'intérieur des terres pour avoir un aperçu de la richesse de sa flore et de sa faune. Plus de 95 % de la population n'a vu la forêt boréale que lors de déplacements ponctuels (notamment pour la chasse et la pêche) ou, le plus souvent, simplement par le biais des images transmises par la télévision, le cinéma et la documentation gouvernementale.

Or, au-delà du fait que la forêt boréale supporte une bonne part de notre prospérité économique, elle constitue avant tout un système écologique dans lequel vivent un très grand nombre d'organismes qui interagissent entre eux de façon complexe. Pour ces derniers, comme pour nous, la forêt boréale revêt donc une importance capitale. L'acquisition de connaissances scientifiques sur la portion québécoise de ce biome qui, par ailleurs, ceinture tout l'hémisphère Nord de la planète, est une entreprise colossale entamée depuis déjà quelque temps. Où en sommes nous ? Qu'avons nous accompli ? Quelles sont les principales questions scientifiques qui se posent aujourd'hui en regard de la diversité biologique de ce territoire ? Comment devons-nous aménager ce territoire ? Voilà ce que nous avons voulu présenter dans ce numéro spécial.

Il importe de souligner ici qu'il ne s'agit pas d'une revue exhaustive. Compte tenu de l'ampleur de la thématique abordée, bien d'autres travaux auraient sans doute pu y figurer avantageusement. Toutefois, nous ne sommes pas peu fiers, d'une part, d'avoir réussi à y rassembler les principaux chercheurs actuellement actifs dans la zone boréale et, d'autre part, d'avoir pu couvrir la presque totalité des thématiques identifiées au départ. L'ensemble permet donc de présenter les diversités végétale et faunique, non pas à la façon d'une compilation exhaustive, mais plutôt par le biais des principales composantes connues à ce jour. Ces composantes, ce sont notamment les espèces elles-mêmes, les grands groupes d'espèces (végétaux vasculaires et non vasculaires, mammifères, oiseaux, insectes, etc.), les relations écologiques qui existent entre les espèces ou, encore, les processus qui façonnent leurs habitats (feux, épidémie d'insectes, etc.). Ces derniers présentent tellement d'importance pour la diversité biologique qu'après un bref article décrivant le territoire de la forêt boréale, nous y consacrons la première partie du numéro spécial. L'effort de recherche y est pour le moins significatif. On trouvera par la suite une section sur la faune comprenant bon nombre d'articles sur les oiseaux, les mammifères et les insectes. Les végétaux vasculaires, les mousses, certains lichens et champignons sont ensuite abordés. Nous avons pu compléter l'ensemble par des articles sur des sujets incontournables en matière de biodiversité, c'est à dire sur la diversité génétique, les aires protégées et la pollution.

À première vue, la somme de connaissances semble considérable. Toutefois, lorsqu'on parcourt ces articles, on s'aperçoit rapidement que chaque trouvaille soulève au moins deux, dix, cent nouvelles questions ! Si les résultats de nos recherches mettent en relief l'immensité de notre ignorance, ils n'en représentent pas moins des acquis inestimables pour nous guider dans notre façon de gérer le territoire et ses ressources avec le souci de conserver les fonctions et les attributs caractéristiques de la forêt boréale.

Le Comité de rédaction :

Lucille Bastien, André R. Bouchard, Agathe Cimon, André Desmartis, Christian Hébert, Jean Huot, Jean-Guy Laflamme, Stephan Mercier, Magella Morasse, J.C. Raymond Rioux

Portrait de la forêt boréale québécoise

David Pothier

Situation géographique

La forêt boréale québécoise fait partie d'un vaste ensemble floristique qui ceinture le pôle arctique et traverse les continents américain, européen et asiatique (figure 1). La végétation de cette zone circumpolaire se distingue des forêts plus méridionales par un faible nombre d'espèces arborescentes appartenant surtout à la classe des conifères (Hare et Ritchie, 1972; Hämet-Ahti, 1981) dont la dominance semble être principalement régie par des caractéristiques climatiques (Pastor et Mladenoff, 1992; Sirois, 1992). En effet, les saisons de croissance de courte durée de même que les hivers longs et froids nécessitent des ajustements physiologiques, comme la résistance au froid, qui limitent la présence des espèces feuillues à quelques espèces (Pastor et Mladenoff, 1992).

Au Québec, la forêt boréale couvre une large bande comprise entre les 48° et 58° degrés de latitude Nord (figure 2). Sa limite sud est bordée par des forêts composées d'un mélange de conifères et de feuillus, appelées forêts mélangées, dont le peuplement typique est la sapinière à bouleau jaune. Au nord, la forêt boréale disparaît là où les conditions climatiques deviennent si rigoureuses que les espèces arborescentes ne peuvent atteindre une hauteur supérieure à 5 m, ce qui correspond à la limite nordique des arbres (Payette, 1983). À cette limite, la température moyenne du mois le plus chaud de l'année n'atteint que 10 °C (Sirois, 1992) et les forêts ouvertes de la toundra forestière cèdent la place à la toundra arctique. La flore de la toundra arctique est essentiellement constituée de lichens et d'arbustes comme le bouleau nain et certaines espèces de saule. Si des épinettes noires sont rencontrées dans la toundra arctique, elles seront rabougries et situées dans des niches les protégeant des intempéries (Sirois, 1992).

Régime climatique et peuplements forestiers

Puisque la forêt boréale québécoise couvre un vaste territoire (1 090 700 km² soit 71 % du Québec, Grondin, 1996), le climat n'y est pas homogène et cet éventail de conditions climatiques est responsable d'une grande diversité

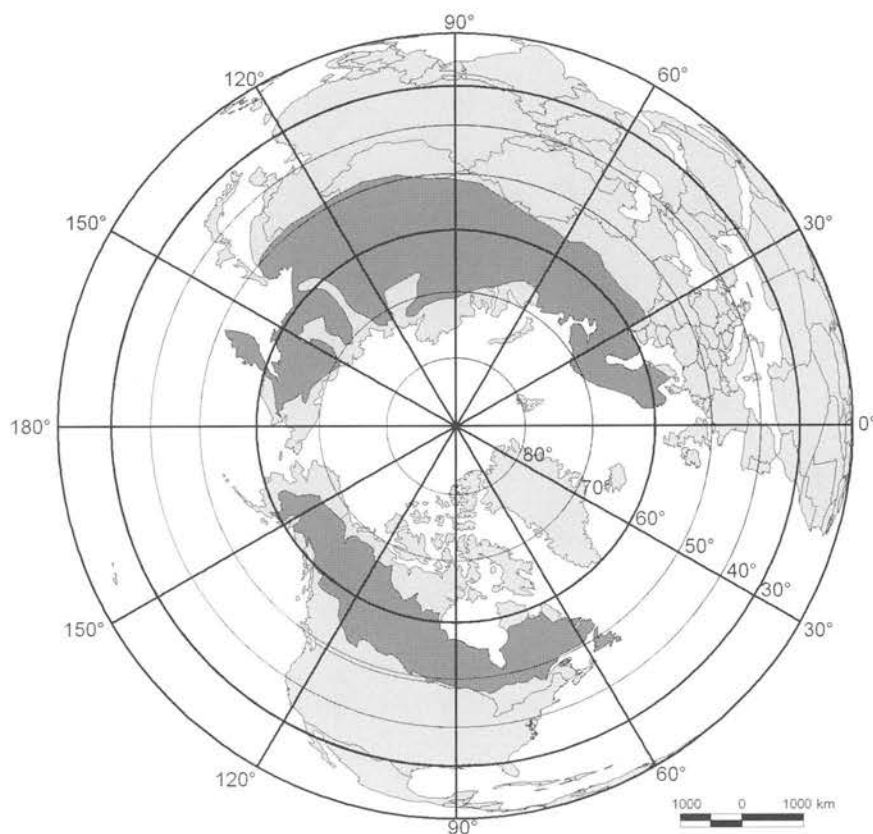


Figure 1. Zone de la forêt boréale à l'échelle mondiale.
Source: Payette (1902) et Sirois (1992).

de peuplements. Ainsi, on peut décomposer ce territoire en quatre domaines bioclimatiques (Grondin, 1996; Saucier *et al.*, 1998b) qui s'échelonnent le long d'un gradient croissant de température selon l'axe nord-sud (figure 3). Ces quatre domaines sont, du nord au sud, la toundra forestière, la pessière noire à lichens, la pessière noire à mousses et la sapinière à bouleau blanc (figure 2). La toundra forestière est composée de peuplements discontinus d'épinette noire dont la structure généralement très ouverte semble liée aux difficultés de régénération durant les premières années qui suivent des incendies forestiers récurrents (Payette, 1992). Plus au sud, dans la pessière noire à lichens, ou taïga, l'établissement de la régénération de l'épinette noire et du pin gris

David Pothier, Ph. D., est ingénieur forestier.

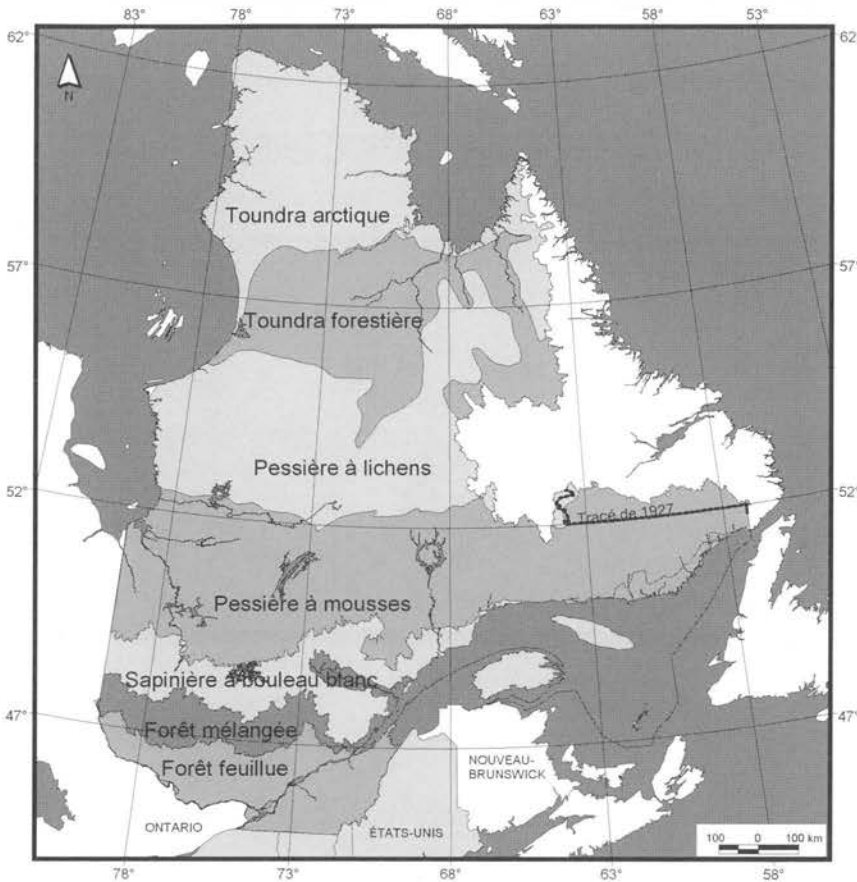


Figure 2. Domaines bioclimatiques de la forêt boréale québécoise.
Sources : Grondin (1996) et Saucier *et al.* (1998b).

s'effectue plus rapidement à la suite des feux, ce qui permet la formation d'une forêt plus continue quoique composée de peuplements relativement ouverts.

Les deux domaines bioclimatiques les plus méridionaux de la forêt boréale, la pessière noire à mousses et la sapinière à bouleau blanc, ont une grande importance socio-économique parce qu'ils sont le lieu d'une récolte intensive de matière ligneuse surtout destinée aux usines de sciage et de pâtes et papiers. De multiples activités y sont pratiquées, comme la chasse, la pêche, la cueillette de petits fruits, le canotage, etc. On s'attardera donc davantage sur la description et la dynamique forestière de ces deux domaines qui couvrent 557 380 km², soit 37 % du Québec ou 51 % de la forêt boréale québécoise (Grondin, 1996).

En plus du gradient latitudinal de température mentionné précédemment (figure 3), des changements physiographiques sont à l'origine de la présence d'un second gradient, de précipitations cette fois, qui exerce surtout son influence selon un axe est – ouest (figure 4). C'est d'ailleurs ce gradient longitudinal de précipitations qui permet de distinguer les parties occidentale et orientale des domaines de la pessière noire à mousses et de la sapinière à bouleau blanc (Grondin, 1996; Saucier *et al.*, 1998a). Dans la partie ouest des deux domaines, le climat continental, caractérisé par des précipitations modérées, favorise l'incidence d'incendies

forestiers qui limitent la régénération en sapin, mais stimule le développement d'espèces pionnières. À l'est des deux domaines, cependant, le sapin profite d'un climat plus maritime caractérisé par des précipitations plus abondantes et un allongement du cycle des feux. Ainsi, dans le domaine de la pessière noire à mousses, la partie occidentale est principalement constituée de plaines occupées par l'épinette noire et le pin gris. Toutefois, les pessières noires de sa portion orientale comportent souvent une proportion importante de sapin. Plus au sud, dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc, des peuplements formés d'espèces pionnières, comme le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc et le pin gris, sont fréquents dans l'ouest. À l'est, cependant, le paysage est dominé par des coteaux et des collines qui sont surtout couverts de sapinières pratiquement pures.

Perturbations naturelles et succession

La forêt boréale est composée de peuplements dont le développement peut être interrompu par diverses perturbations d'origine anthropique ou naturelle. La récolte forestière mise à part, les principales perturbations qui affectent et modèlent la forêt boréale sont les incendies forestiers, les épidémies d'insectes et les chablis. Alors que tous les stades de développement des peuplements peuvent être exposés aux incendies forestiers, les épidémies d'insectes et les chablis concentrent surtout leur action dans les peuplements matures. Même si ces perturbations évoquent souvent des images destructrices, il ne faut pas perdre de vue qu'elles constituent plutôt le point de départ du renouvellement des forêts selon un processus connu sous le nom de succession végétale.

Par sa fréquence de retour, son intensité ou encore la saison pendant laquelle il survient, le feu joue un rôle important dans la dynamique naturelle de la forêt boréale et doit être considéré comme sa principale source de perturbations (Payette, 1992). Le contenu élevé en résine et la faible teneur en eau des aiguilles, des branches ou de l'écorce des conifères leur procurent un fort indice d'inflammabilité, ce qui semble être à la base du lien entre le feu et la forêt boréale (Rowe et Scotter, 1973). Le feu provoque des ouvertures qui ne couvrent parfois que quelques hectares, mais qui peuvent aussi atteindre des zones de plusieurs dizaines de kilomètres carrés, caractérisées par des contours irréguliers et des îlots de forêt épargnés (Gauthier *et al.*, 1997).

La fréquence de retour du feu sur un même territoire constitue l'élément clé de l'évolution de la composition et de la structure des peuplements. Ainsi, des cycles de feu courts favorisent le maintien d'espèces dont la survie et le développement nécessitent une exposition prolongée au rayonnement solaire. C'est le cas du bouleau blanc, du peuplier

faux-tremble et du pin gris qui sont tous des espèces pionnières qui sont adaptées à coloniser rapidement les milieux fraîchement perturbés. L'épinette noire peut aussi se comporter en espèce pionnière même si sa grande tolérance à l'ombre la classe également comme une espèce de fin de succession. Ces quatre espèces sont bien adaptées au retour du feu grâce à des stratégies de régénération comme la production de rejets de souche ou la dispersion de semences nombreuses et légères (bouleau), le drageonnement (peuplier) ou la constitution d'une banque de graines retenues dans des cônes ne s'ouvrant que sous l'effet de la chaleur (pin gris et épinette noire). Des feux rapprochés dans des peuplements purs composés de ces espèces ont tendance à amorcer un processus de succession cyclique (Gagnon *et al.* 1999), ce qui signifie que la composition des peuplements avant et après le feu est identique sans qu'il n'y ait eu de stade transitoire impliquant de nouvelles espèces. Le retour rapide du feu sur un même territoire peut aussi modifier la structure des peuplements. Par exemple, des feux répétés dans une pessière noire à mousses peut faire évoluer ce type de peuplement vers une forêt plus ouverte s'apparentant davantage à la pessière noire à lichens (Payette, 1992; Gagnon *et al.*, 1999).

Dans le cas de longs cycles de feu, la composition des peuplements peut être tout autre que dans les situations où le retour du feu est rapide. Ainsi, de longues périodes sans feu permettent au sapin d'accroître sa présence parce que sa stratégie de régénération est basée sur une banque de semis qui est souvent détruite par le passage d'un feu. Cette espèce ne peut devenir dominante qu'après une période exempte de feu d'environ 200 ans au terme d'un processus de succession classique qui pourrait consister en un enchaînement de peuplements de bouleau ou de peuplier, de forêts mixtes boréales et finalement de sapinières (Gauthier *et al.*, 1997). Les longs cycles de feu peuvent aussi exercer une influence sur la structure des peuplements. Ces derniers ont alors tendance à être irréguliers parce qu'ils comportent des trouées provoquées par la mort de vieux arbres isolés. Ces trouées favorisent le développement de la régénération déjà établie qui est surtout composée d'espèces tolérantes à l'ombre. Sur la Côte-Nord, par exemple, les longs cycles de feu sont associés à la formation de peuplements composés d'épinette noire, dont la régénération est assurée par le marcottage, et de sapin dont la grande tolérance à l'ombre permet aux semis issus de graines de survivre en attente d'une ouverture dans le couvert dominant.

En absence de feu, le développement des sapinières est facilité et les épidémies d'insectes comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) constituent alors une importante source de perturbation. Les épidémies périodiques de TBE provoquent la mort ou la réduction de croissance des épinettes blanche, rouge et noire, mais surtout du sapin baumier qui est l'hôte de prédilection de cet insecte. Les

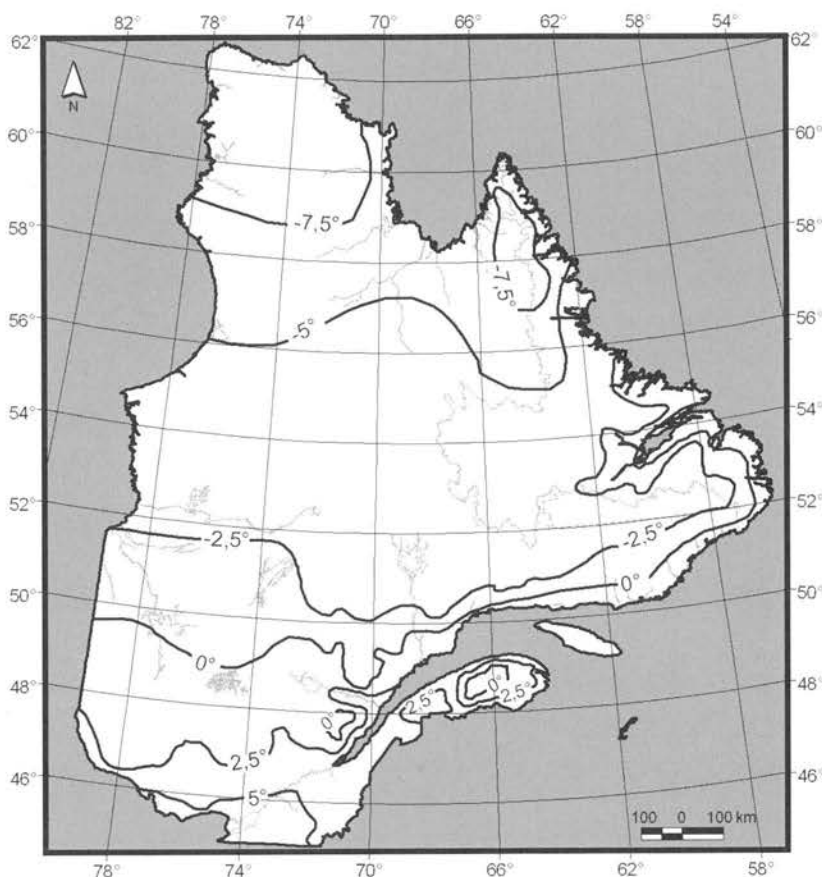


Figure 3. Isolignes de température annuelle moyenne (°C) pour le Québec.

Sources: Wilson (1971 in Grondin 1996) et Richard (1988 in Grondin 1996).

sapinières les plus susceptibles de subir des dommages importants sont matures (MacLean 1980), établies sur des stations sèches ou humides (Dupont *et al.*, 1991) et entourées d'autres peuplements dont la composition en sapin est importante (Bergeron *et al.*, 1995). Quant aux peuplements d'épinette noire, même si la mortalité provoquée par la TBE est beaucoup moins importante que dans le cas des sapinières, les baisses de croissance peuvent quand même être substantielles (Krause et Morin, 1999). Ainsi, au contraire du feu qui peut affecter l'ensemble des peuplements d'un territoire, les épidémies de TBE ne touchent que des peuplements bien ciblés, ce qui produit généralement des formes de perturbation très différentes de celles provoquées par le feu.

Après quelques années successives de défoliation d'une sapinière mature, les plus petits arbres commencent à mourir, mais sont souvent suivis par d'autres plus gros, ce qui crée des trouées de tailles variables dans le couvert dominant (MacLean, 1980; MacLean et Piene, 1995). Les nombreux semis de sapin généralement établis dans le sous-bois sont alors prêts à profiter des ouvertures pour accélérer leur développement. Si les semis de sapin sont abondants et bien distribués, une succession cyclique est alors amorcée. Une jeune sapinière prend alors le relais de la plus vieille, presque sans introduction d'espèces de transition. Cependant,

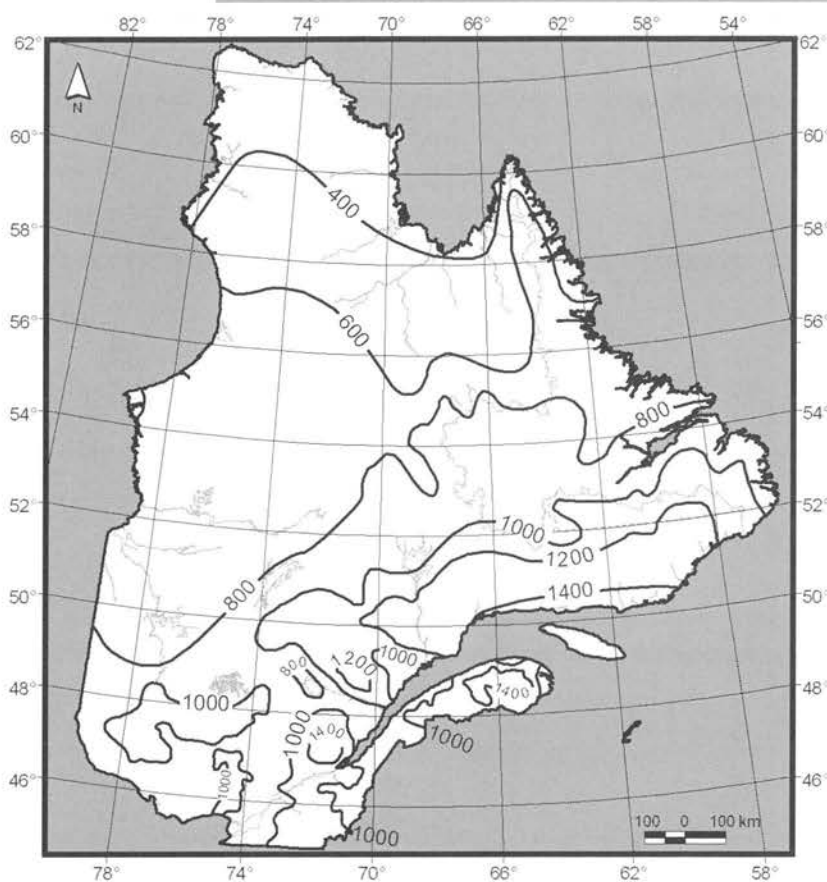


Figure 4. Isolignes de précipitation annuelle moyenne (mm) pour le Québec.

Sources: Wilson (1971 in Grondin 1996) et Richard (1988 in Grondin 1996).

lorsque la régénération de sapin n'est pas assez abondante, la présence du bouleau blanc peut augmenter considérablement pour former une bétulaie blanche à sapin qui devrait évoluer progressivement vers une sapinière (Kneeshaw et Bergeron, 1996).

Les chablis peuvent aussi agir comme source de perturbation déclenchant un processus de succession dans les sapinières et les pessières de la forêt boréale. Le vent peut renverser des arbres ou des groupes d'arbres isolés, mais peut aussi dévaster de grands territoires couverts de peuplements généralement âgés et de haute taille (Ruel, 1995). Puisque les chablis affectent surtout les arbres dominants, la succession des peuplements renversés est assurée par les petits arbres épargnés ou par la régénération préétablie lorsqu'elle est présente (Morin, 1990). Ainsi, des peuplements dominés par des espèces tolérantes à l'ombre, comme le sapin baumier et l'épinette noire, sont les plus susceptibles de succéder aux peuplements victimes du chablis.

Aménagement

En posant l'hypothèse que la forêt boréale est bien adaptée aux perturbations naturelles qui l'affectent périodiquement depuis des millénaires, il semble légitime de se baser sur les effets de ces perturbations pour aménager les peuplements forestiers de façon à préserver l'intégrité des

écosystèmes en présence (Bergeron *et al.*, 1999). À l'échelle du peuplement, ce principe peut être respecté sans contrainte majeure puisque plusieurs interventions sylvicoles peuvent s'apparenter aux perturbations naturelles. Par exemple, une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) dans un peuplement de pin gris peut provoquer des conditions semblables à celles d'un incendie forestier qui aurait détruit la couche d'humus et les semis en place. En effet, dans ce type de peuplement, le manque fréquent de régénération préétablie et le peu de matière organique au sol ne permettent pas à la CPRS de se distinguer considérablement d'un incendie forestier.

Pour remettre en production ces stations, on pourrait avoir recours à un scarifiage, qui a pour effet d'exposer partiellement le sol minéral, suivi d'une plantation d'espèces bien adaptées à de telles conditions comme le pin gris ou l'épinette noire. Par contre, une CPRS appliquée dans une sapinière peut davantage simuler les effets d'une épidémie sévère de TBE plutôt que ceux d'un feu parce que la CPRS préserve une bonne partie de la régénération préétablie, alors que le feu peut détruire à la fois cette régénération et la matière organique accumulée sur le sol. Tout comme dans le cas d'une épidémie sévère, la CPRS permet à la régénération de sapin de profiter d'un meilleur environnement lumineux grâce à la disparition du couvert dominant. Les éclaircies précommerciale et commerciale ont aussi des points communs avec les perturba-

tions naturelles. En effet, une épidémie légère ou modérée de TBE ne provoque généralement la mort que de la partie la moins vigoureuse des arbres d'un peuplement (Pothier 1998). Par conséquent, la mortalité causée par une telle épidémie se rapproche étroitement du prélèvement d'arbres occasionné par une éclaircie par le bas, ce qui laisse sur pied la plupart des arbres dominants et codominants.

À l'échelle du paysage, les aménagistes ont également une certaine latitude pour se conformer aux effets des perturbations naturelles en agençant les peuplements selon un modèle qui s'inspire de la mosaïque forestière d'origine naturelle. En effet, la forme, la taille et la fréquence de ces perturbations sont très variées, ce qui laisse un assemblage de peuplements ayant des compositions et des structures diverses. Toutefois, pour se conformer à la mosaïque forestière naturelle, les habituelles interventions à l'échelle du peuplement doivent être appliquées en tenant compte de leur disposition spatiale à l'échelle du paysage régional. Ce mode d'aménagement, encore peu utilisé, devrait permettre d'harmoniser les activités sylvicoles, à l'échelle du peuplement, aux principales caractéristiques écologiques de la région, comme le type et la structure de la végétation, le climat, le régime des perturbations et le milieu physique. Même si beaucoup de connaissances restent à acquérir dans

ce domaine, les outils sylvicoles de base permettant d'y parvenir sont bien établis. Ainsi, l'application judicieuse de traitements, tels que la coupe avec protection de la régénération et des sols, les coupes partielles, le scarifiage, le brûlage dirigé ou le reboisement, peut contribuer à aménager la forêt boréale en respectant les principes de la foresterie durable. Un des prochains défis des aménagistes forestiers consiste donc à ajuster et à disposer stratégiquement ces traitements sylvicoles à l'échelle du paysage. Les aménagistes pourraient alors continuer à récolter les ressources nécessaires au bien-être de la population, tout en conservant l'intégrité des écosystèmes forestiers.

Remerciements

De sincères remerciements s'adressent à Pierre Grondin, Hélène D'Avignon et deux examinateurs anonymes pour avoir révisé une version préliminaire de ce texte et à Jean Noël pour avoir réalisé les illustrations. ◀

Références

- BERGERON, Y., A. LEDUC, H. MORIN et C. JOYAL. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.*, 25 : 1375-1384.
- BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC et S. GAUTHIER. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *For. Chron.*, 75 : 55-61.
- DUPONT, A., L. BÉLANGER et J. BOUSQUET. 1991. Relationships between balsam fir vulnerability to spruce budworm and ecological site conditions of fir stands in central Quebec. *Can. J. For. Res.*, 21 : 1752-1759.
- GAGNON, R., H. MORIN, D. LORD, C. KRAUSE, J. POTVIN, G. SAVARD et S. CLOUTIER. 1999. Nouvelles connaissances sur la dynamique naturelle des forêts d'épinette noire au Québec. *L'Aubelle* 128, (janvier – février) : 10-14.
- GAUTHIER, S., Y. BERGERON et B. HARVEY. 1997. Régime naturel des feux et aménagement des paysages forestiers : enjeux et pistes pour une foresterie durable. *L'Aubelle* 120, (juin – juillet) : 9-15.
- GRONDIN, P. 1996. Cadre bioclimatique de référence des régions écologiques du Québec. Dans *Manuel de foresterie*, Les Presses de l'Université Laval, Québec, pp. 148-159.
- HÄMET-AHTI, L. 1981. The boreal zone and its biotic subdivision. *Fennia*, 159 : 69-75.
- HARE, F.K. and J.C. RITCHIE. 1972. The boreal bioclimates. *Geographical Rev.*, 62 : 333-365.
- KNEESHAW, D. and Y. BERGERON. 1996. Ecological factors affecting the abundance of advance regeneration in Quebec's southern boreal forest. *Can. J. For. Res.*, 26 : 888-898.
- KRAUSE, C. and H. MORIN. 1999. Tree-ring patterns in stems and root systems of black spruce (*Picea mariana*) caused by spruce budworms. *Can. J. For. Res.*, 29 : 1583-1591.
- MACLEAN, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *For. Chron.*, 56 : 213-221.
- MACLEAN, D.A. and H. PIENE. 1995. Spatial and temporal patterns of balsam fir mortality in spaced and unspaced stands caused by spruce budworm defoliation. *Can. J. For. Res.*, 25 : 902-911.
- MORIN, H. 1990. Analyse dendroécologique d'une sapinière issue d'un chablis dans la zone boréale, Québec. *Can. J. For. Res.*, 20 : 1753-1758.
- PASTOR, J. and D.J. MLADENOFF. 1992. The southern boreal-northern hardwood forest border. Dans Shugart, H.H., R. Leemans et G.B. Bonan (Editors). *A systems analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., pp. 216-240.
- PAYETTE, S. 1983. The forest tundra and present tree-lines of the northern Quebec-Labrador peninsula. *Nordicana*, 47 : 3-23.
- PAYETTE, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Dans Shugart, H.H., R. Leemans et G.B. Bonan (Editors). *A systems analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., p. 144-169.
- POTHIER, D. 1998. Développement de sapinières éclaircies exposées à une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette. *For. Chron.*, 74 : 91-99.
- ROWE, J.S. and G.W. SCOTTER. 1973. Fire in the boreal forest. *Quat. Res.*, 3 : 444-464.
- RUEL, J.-C. 1995. Understanding windthrow: Silvicultural implications. *For. Chron.*, 71 : 434-445.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE. 1998a. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version). *L'Aubelle*, 124 (février-mars) : supplément p. 1-12.
- SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE et J.-F. BERGERON. 1998b. Les zones de végétation et les domaines bioclimatiques du Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, carte 216 x 279 mm.
- SIROIS, L. 1992. The transition between boreal forest and tundra. Dans Shugart, H.H., R. Leemans et G.B. Bonan (Editors). *A systems analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., p. 196-215.

Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique

Sylvie Gauthier, Alain Leduc, Brian Harvey, Yves Bergeron et Pierre Drapeau

Introduction

En milieu naturel, la dynamique des forêts est fortement affectée par le régime de perturbations (Pickett et White, 1985). Ainsi, en forêt boréale, les incendies forestiers constituent l'une des perturbations majeures affectant la dynamique forestière. Au niveau des paysages, ces incendies sont responsables, de concert avec les caractéristiques physiques du territoire, de l'existence des mosaïques forestières, composées de peuplements d'âge et de composition variés, constituant la diversité des écosystèmes rencontrés dans la mosaïque. La variabilité qui peut caractériser un régime de perturbations (voir encart) peut se définir selon trois axes principaux : les intervalles entre les perturbations successives, la superficie des perturbations et leur sévérité. Dans les diverses régions boréales de la forêt québécoise, l'amplitude de chacun de ces axes est assez élevée et varie d'une région forestière à l'autre. Ainsi, l'aléa de l'occurrence des feux fera en sorte qu'un site puisse brûler à quelques années d'intervalle, tandis qu'un autre pourra être épargné pour des centaines d'années. De même, la taille des feux (superficie incendiée) peut varier de moins d'un hectare à des milliers de kilomètres carrés. Enfin, alors que certains feux n'affectent que le sous-bois forestier, les feux de couronnes très intenses tuent la majorité des arbres et peuvent brûler l'humus jusqu'au sol minéral. L'ensemble de ces caractéristiques et d'autres (la saison, les causes, etc.) constituent le régime de perturbations (Pickett and White, 1985) qui caractérise une région forestière.

Outre la variabilité imposée par les caractéristiques permanentes des sites qui déterminent les régimes thermiques, hydriques et nutritionnels, c'est le régime de perturbations naturelles (feu, insectes, maladie, vents) qui est responsable de la dynamique forestière et de la variété des habitats. La combinaison des caractéristiques physiques et du régime des perturbations d'un territoire détermine le niveau supérieur de la biodiversité, soit la diversité des écosystèmes, qui influence fortement la diversité en espèces de même que leur constitution génétique. Dans cet article, nous présentons certaines caractéristiques du régime des perturbations naturelles (en nous attardant principalement aux feux) des régions écologiques de la forêt boréale mixte et résineuse du Québec et les répercussions sur la diversité de la mosaïque forestière qui en résultent.



Les incendies de forêt sont une des perturbations qui engendrent le dynamisme de la forêt boréale.

Cycle de feu et distribution des classes d'âge des peuplements

Il importe d'abord de définir ce qu'est un cycle de feu. À l'échelle d'un territoire tel qu'une région écologique, l'intervalle moyen entre les incendies forestiers à différents sites caractérise le cycle de feu. Le cycle de feu est le temps requis pour brûler une superficie équivalente au territoire d'intérêt.

Sylvie Gauthier, Ph. D. (sciences biologiques),
Alain Leduc, Ph. D. (sciences biologiques),
Brian Harvey, M. Sc., ingénieur forestier,
Yves Bergeron, Ph. D. (sciences biologiques)
Pierre Drapeau, Ph. D. (sciences biologiques)

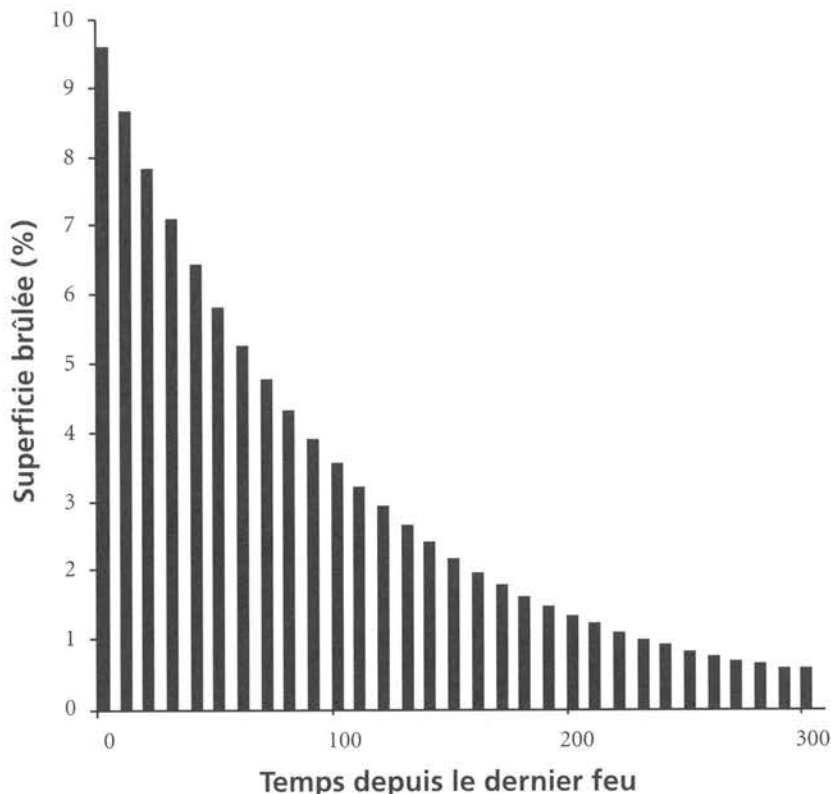


Figure 1. Distribution théorique des classes d'âge sous un cycle de feu de 100 ans.

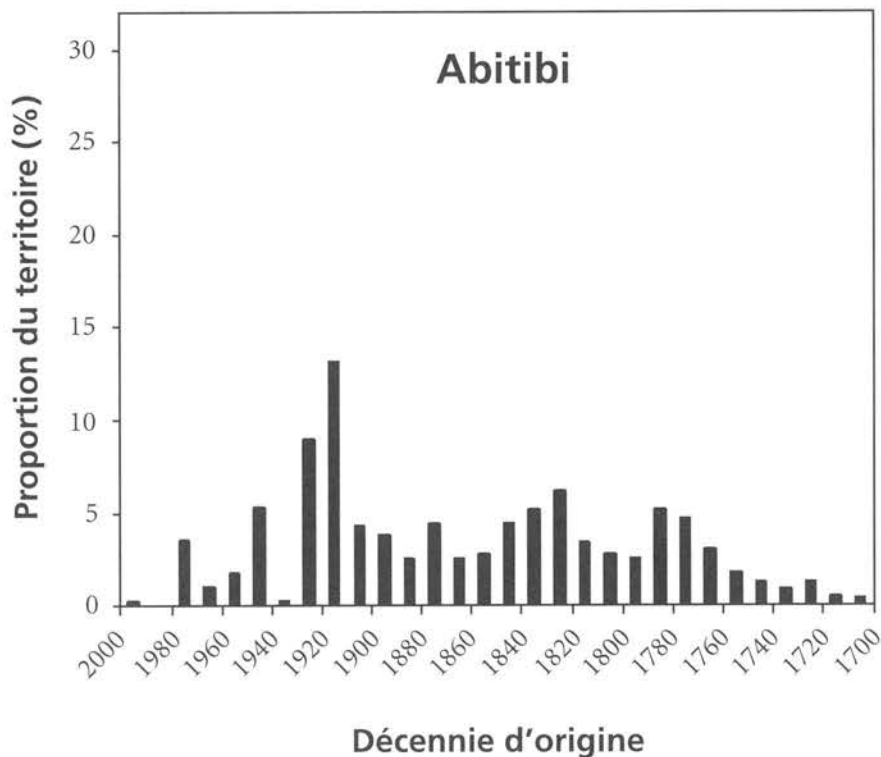


Figure 2. Distribution des classes d'âge observée en Abitibi (modifié de Bergeron *et al.*, 2001).

Cette définition exprime le fait que, par exemple, pour un cycle de 100 ans, certains sites brûleront plusieurs fois pendant cette période, tandis que d'autres seront exempts d'incendie, puisque l'occurrence de ces perturbations est un phénomène quasi aléatoire. Par conséquent, un territoire forestier en équilibre avec son régime des feux possède une distribution de classes d'âge de peuplements (si la probabilité qu'ont les peuplements de brûler est indépendante de leur âge, ce qui apparaît être le cas en forêt boréale) de type négatif exponentiel (figure 1; van Wagner, 1978). Ainsi, on observerait 63 % des peuplements dans les classes d'âge inférieures au cycle (100 ans) et 37 % dans des classes supérieures (figure 1).

Pour se convaincre de l'existence d'une proportion importante de vieilles forêts dans les paysages naturels, nous disposons de données provenant de la reconstitution historique des feux dans les régions écologiques des Basses-Terres d'Amos (sapinière à bouleau blanc) et du lac Matagami (pessière noire à mousse) en Abitibi (Bergeron *et al.*, 2001). Ces travaux permettent d'estimer la distribution des classes d'âge de peuplements communes à ces deux régions écologiques (figure 2). Ces résultats, qui suggèrent que le cycle de feu est plus long que 100 ans, montrent que 57 % des forêts sont issues de feux s'étant produits il y a plus de 100 ans, 20 % datant même de plus de 200 ans. Contrairement à une croyance populaire, ces observations montrent que, sous un régime de feu naturel, il existe une proportion importante de forêts dont l'origine excède 200 ans, et ce, même dans la pessière.

Le temps écoulé depuis le dernier feu a également des impacts sur la composition des peuplements forestiers. Dans le cas de la sapinière à bouleau blanc (la forêt boréale mixte), la dynamique naturelle est principalement caractérisée par une succession de peuplements forestiers (de feuillus à résineux), lorsque le temps écoulé entre les feux est suffisamment long. Dans la région des Basses-Terres d'Amos, les forêts feuillues (bouleau et tremble) et de pin gris dominant peu de temps après le passage des incendies (Leduc *et al.*, 1995; Gauthier *et al.*, 1996; Gauthier *et al.*, 2000). À mesure que la régénération résineuse s'établit et croît, ces forêts sont d'abord remplacées par des peuplements mélangés à dominance feuillue puis à dominance résineuse. Finalement, ces derniers sont remplacés par des peuplements résineux, dominés par le sapin et le cèdre, quelque 200 ans après feu. En pessière, la dynamique forestière

Quelques définitions des paramètres du régime des feux

Cycle du feu

Nombre d'années requises pour brûler une superficie égale à celle du territoire qui nous intéresse (p. ex., région écologique). Cette définition implique que, dans le territoire considéré, certains sites auront échappé au feu pendant la période de temps qui correspond au cycle, tandis que d'autres auront été incendiés plusieurs fois.

Intervalle des feux

Temps écoulé entre deux feux successifs, à un endroit précis. Dans une région donnée (par ex., région écologique), l'intervalle moyen entre les feux correspond au cycle.

Occurrence de feu

Nombre de feux ayant été allumés dans un territoire donné sur une période de temps donnée.

Sévérité du feu

Effet du feu sur les organismes vivants et profondeur à laquelle le feu pénètre la couche organique du sol.

Taille du feu

Superficie couverte par un événement de feu. L'ensemble des événements de feu ayant sévi dans un territoire (p. ex., région écologique) constitue la distribution de taille des feux.

et sont caractérisés par une structure plus ouverte et hétérogène. Ce type de changement a été mis en évidence en Abitibi (Gauthier *et al.*, 2000). Vers l'est, toutefois, il semble que, dans les vieux peuplements d'épinette, le sapin connaisse une recrudescence et qu'il puisse former des peuplements mixtes avec l'épinette (De Grandpré *et al.*, 2000).

Le maintien de ces caractéristiques (classes d'âge et composition) pourrait donc constituer un objectif d'aménagement visant à assurer en tout temps une diversité de peuplements et d'habitats voisine de ce qui est observé dans les mosaïques naturelles (Gauthier *et al.*, 1996; Bergeron *et al.*, 1999). En outre, puisqu'il serait utopique de vouloir maintenir d'aussi grandes proportions de forêts dépassant l'âge d'exploitation dans les paysages aménagés, il faudrait développer des stratégies d'aménagement incluant plusieurs approches. Par exemple, on pourrait instaurer un réseau d'aires protégées de vieilles forêts et développer des méthodes d'interventions sylvicoles permettant le maintien de caractéristiques de structure et de composition propres aux forêts naturelles, dans une partie des peuplements exploités.

Variation des cycles entre régions forestières de la forêt boréale

Les données actuelles de la récurrence des feux dans la sapinière et dans la pessière québécoise révèlent d'importantes variations dans les cycles de feux entre les diverses régions écologiques boréales (Bergeron *et al.*, 2001). Des reconstitutions de l'historique des feux sur les 300 dernières années ont été réalisées dans quatre territoires allant de l'est de la forêt boréale ontarienne jusqu'au centre du Québec. Ces travaux montrent d'abord que le cycle des feux a varié au cours de cette période (tableau 1). De fait, dans les quatre régions, les cycles étaient plus courts avant 1850, et ils s'allongent depuis (Bergeron *et al.*, 2001). Il semble que cet allongement se produise sous l'effet des changements de conditions climatiques qui deviennent moins propices aux événements de grands feux. Au niveau régional, on observe également des changements dans la longueur du cycle moyen (tel qu'estimé par l'âge moyen des forêts), qui décroît du territoire le plus à l'ouest jusqu'au secteur Abitibi-Est, pour recommencer à s'allonger dans le territoire du réservoir Gouin (tableau 1).

Tableau 1. Estimation des cycles de feu dans quatre régions boréales de l'est de l'Ontario et de l'ouest du Québec (tiré de Bergeron *et al.*, 2001).

Région	Superficie (km ²)	Âge moyen (an)	% de forêt de plus de 100 ans	Cycle de feu		
				1920-1999	1850-1920	<1850
Forêt modèle du Lac Abitibi	8 245	172	78	521	234	132
Abitibi-ouest	15 793	139	57	325	146	83
Abitibi-est	3 294	111	54	191	86	-----
Réservoir Gouin	3 844	127	56	273	123	69

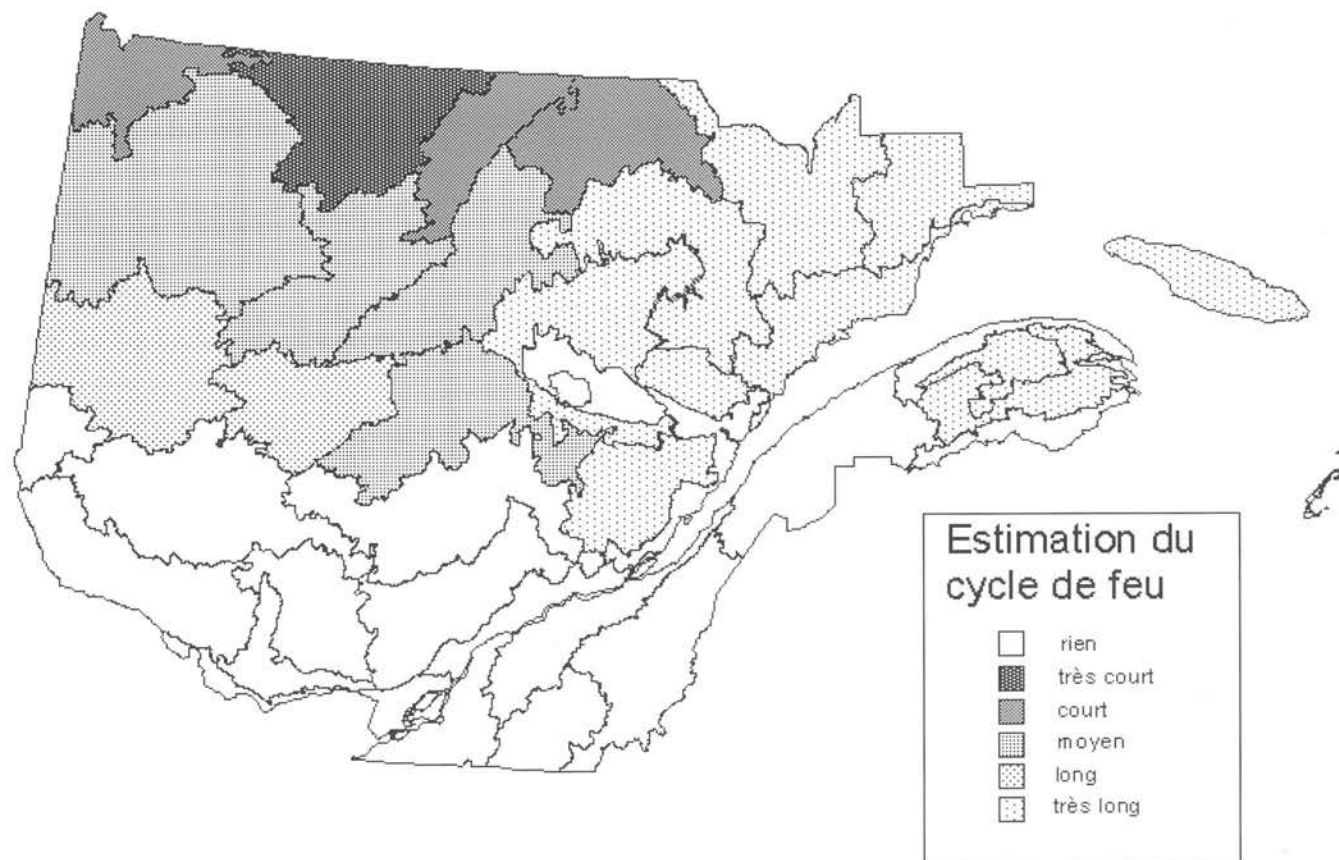


Figure 3. Estimation du cycle de feu dans les régions écologiques boréales du Québec.

Ces résultats indiquent qu'il existe une variation de la longueur du cycle entre différentes régions de la forêt boréale. Finalement, le tableau 1 indique que plus de 50 % des territoires forestiers des quatre secteurs sont constitués de forêts de plus de 100 ans.

En se basant sur des données d'archives de la Direction de la conservation des forêts du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ), des estimations des cycles de feu ont été dérivées par région écologique (figure 3), mais avec des données portant sur une période plus courte (environ 100 ans). La figure 3 indique que certaines régions seraient caractérisées par un cycle de feu relativement court (moins de 100 ans), ce qui implique que la dynamique naturelle des peuplements est principalement caractérisée par une succession cyclique où les peuplements ont généralement des structures d'âge équiennes, puisque les intervalles entre les feux successifs sont généralement courts. Par contre, d'autres régions sont caractérisées par un cycle de longueur moyenne (100-200 ans) où les peuplements à structure équienne, irrégulière et inéquienne sont représentés dans des proportions semblables. Les régions où le cycle de feu est très long (200-500 ans) ont, quant à elles, une grande proportion de forêts qui sont exemptes de feu assez longtemps pour que les forêts subissent une succession de peuplements avec remplacement d'arbres dans le temps développant fréquem-

ment des structures irrégulières et inéquiennes. Dans ces régions, caractérisées par de longs cycles de feu, d'autres types de perturbations telles que les épidémies d'insectes et les chablis deviennent les principaux moteurs de la dynamique forestière, alors caractérisée par une dynamique à plus petite échelle.

L'ensemble des résultats sur les cycles de feu démontre donc la variété de situations observées à l'échelle des régions écologiques du Québec boréal et, par le fait même, la diversité des habitats que l'on y rencontre. Ceci met en évidence, tout comme Gauthier *et al.* (1996) l'avaient suggéré, que la diversité biologique que l'on tentera de maintenir dans un objectif d'aménagement forestier durable varie d'une région à l'autre sous l'influence du milieu physique et du régime des perturbations propres à chacune.

La taille des incendies

Le registre des événements de feux de forêt de 1943 à aujourd'hui (Direction de la conservation des forêts du MRNQ) permet de définir la distribution de la taille des feux. On y constate d'abord que, bien que la majorité des incendies de forêt soient de superficie inférieure à 1 000 ha, ils représentent moins de 10 % de l'ensemble des superficies brûlées (Leduc *et al.*, 2000). Par conséquent, ce sont les grands feux (ceux de plus de 1 000 ha) qui imprègnent la structure d'âge

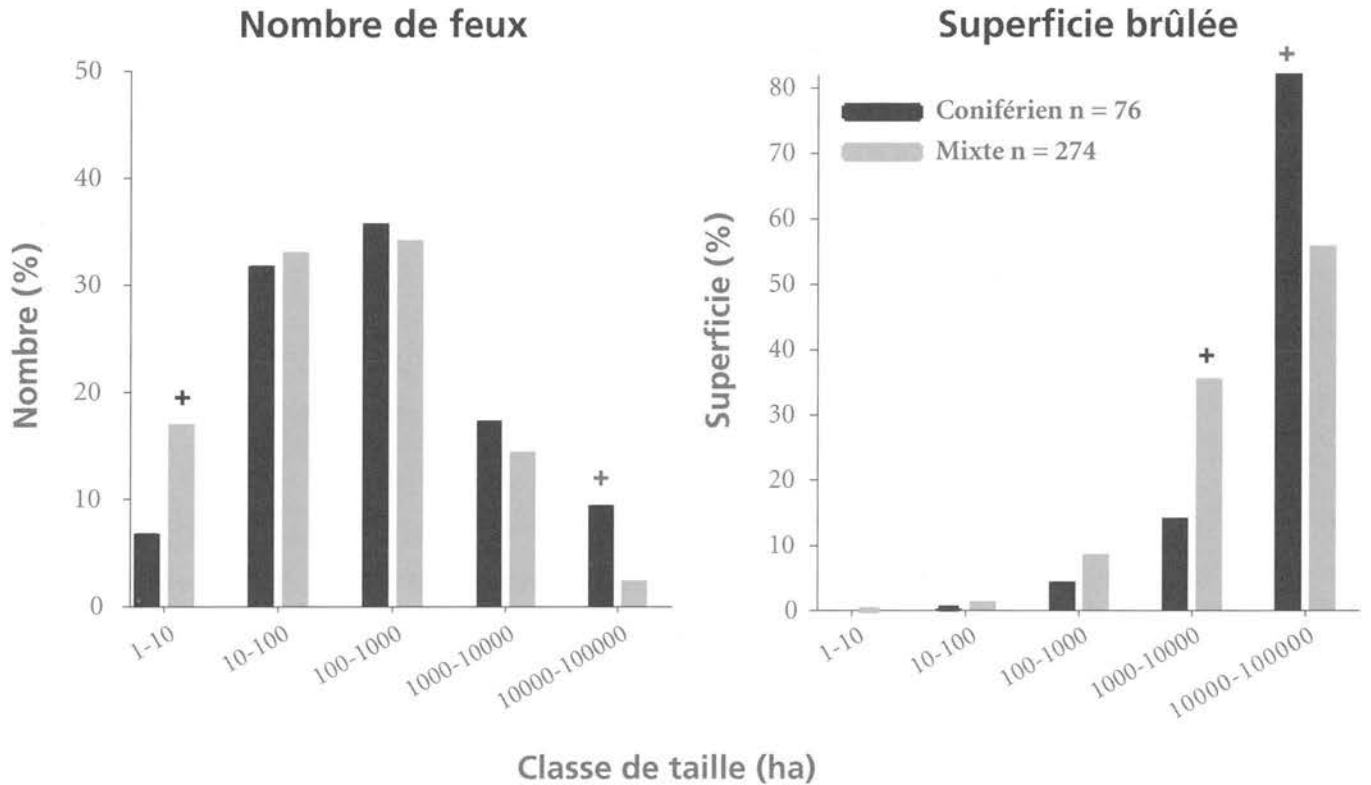


Figure 4. Distribution de la taille des incendies de la forêt boréale de l'ouest québécois.

et la configuration des paysages que l'on observe dans les diverses régions écologiques (Johnson *et al.*, 1998; Bergeron *et al.*, 1998). Parmi les grands feux (plus de 1 000 ha), même si seulement 10 % font plus de 10 000 ha, ceux-ci sont responsables de près de 40 % du total des superficies brûlées (Leduc *et al.*, 2000). Les données de la figure 4, qui proviennent de l'Abitibi, démontrent que la taille des feux est plus grande en forêt boréale résineuse que dans la sapinière à bouleau blanc, particulièrement parce que les feux de plus de 10 000 ha y sont plus nombreux. Ces résultats, qui concordent pour la forêt boréale de l'ouest québécois (Leduc *et al.*, 2000), impliquent que les paysages de ces deux domaines de végétation diffèrent en termes d'agencement des peuplements, d'âge et de composition, ce qui affectent la répartition des organismes qui habitent ces forêts. Ainsi, la taille des incendies forestiers en pessière pourrait expliquer pourquoi des espèces, tels le sapin et l'épinette blanche, qui ont de faibles capacités de dispersion, y sont moins abondantes (Gauthier *et al.*, 2000). L'observation des cartes de reconstitution de l'historique des feux de l'Abitibi révèle également que, contrairement à ce qui a été observé dans l'ouest du Canada (Johnson *et al.*, 1998), de très grandes superficies de forêt n'ont pas subi de feu sur de longues périodes. Il en résulte que les vieilles forêts des territoires boréaux québécois ne sont pas seulement constituées d'îlots préservés de feux récents, mais occupent bel et bien de très grandes zones. Les données sur la taille des incendies et sur leur répartition dans l'es-

pace peuvent servir de guides dans le développement de stratégies d'aménagement adaptées aux conditions diverses rencontrées dans les régions écologiques de la forêt boréale québécoise (Leduc *et al.*, 2000), dans le but de conserver adéquatement la diversité biologique qu'on y observe.

La sévérité des incendies

On a tendance à considérer que les incendies forestiers en forêt boréale sont toujours sévères, tuant la majorité des arbres inclus dans leur périmètre. Or, un même incendie présentera des variations de sévérité sur son parcours, laissant plusieurs arbres verts après son passage (Kafka *et al.*, sous presse; Turner *et al.*, 1994; van Wagner, 1983). La cartographie de la sévérité des feux reconnaît l'existence de ce phénomène en incluant dans sa légende une classe « mélange de cimes vertes et de cimes rougies à dominance de cimes vertes » afin de désigner les zones où le feu a eu un faible impact. Le tableau 2 présente les profils de composition de 16 feux ayant sévi lors des années 1995 et 1996. En comparant ces profils, on constate des différences entre les deux années de feux découlant en partie des conditions météorologiques ayant prévalu lors de ces deux saisons. L'année 1995 a été particulièrement propice au développement de feux de grandes superficies à grande sévérité, lors d'une saison de feux particulièrement sévère. De fait, à l'intérieur du périmètre incendié, la superficie des zones brûlées à dominance de cimes vertes a varié entre 5 et 28 %. En contraste, en 1996,



À l'intérieur du périmètre d'un incendie forestier, la sévérité du feu peut varier fortement.

Tableau 2. Proportion de la superficie préservée du feu, ou à prédominance de cime verte, à l'intérieur du périmètre des incendies forestiers ayant sévi en forêt boréale de l'ouest québécois en 1995 et 1996.

Année	Superficie (ha) (ha)	Zones préservées	Zones à dominance de cimes vertes	Zone brûlée
1995	5 974	1,5	20,6	78,0
	7 855	16,0	13,6	70,4
	23 436	1,0	5,0	94,0
	29 418	1,1	8,2	90,7
	40 696	3,7	5,8	90,5
	49 074	2,4	27,6	70,0
	66 655	3,4	13,2	83,5
1996	2 567	1,8	52,7	45,4
	4 509	2,0	35,6	62,4
	4 650	8,5	51,6	39,8
	9 372	4,6	58,6	36,8
	12 191	15,7	40,9	43,4
	14 059	12,3	57,0	30,7
	14 504	7,0	37,3	55,6
	16 225	5,7	41,4	52,9
	25 074	6,6	43,0	50,5

année où les dangers d'incendie ont été moins sévères, les feux ont été de moindre superficie, présentant davantage de superficies faiblement brûlées (35 à 57 % de leur superficie; tableau 2).

La variabilité interannuelle concerne avant tout les superficies ayant été incendiées partiellement, le pourcentage du brûlis ayant totalement échappé au feu (îlots préservés) étant relativement faible et constant (1 à 16 %; tableau 2). Ces données montrent que les zones où un ou plusieurs arbres survivent au feu sont loin de constituer un phénomène marginal, mais sont susceptibles de représenter occasionnellement plus de 50 % de la superficie brûlée. Ces zones préservées totalement ou en partie jouent un rôle déterminant pour la régénération du brûlis (Greene et Johnson, 1999), tout en constituant des refuges ou abris pour divers organismes qui recoloniseront la future forêt en régénération. Ces îlots contribuent également à accroître l'hétérogénéité spatiale de la mosaïque forestière qui résulte des feux. Elles sont donc une source de diversité d'habitats qui influencent les autres niveaux de la diversité biologique (espèces et gènes). En conséquence, les pratiques de récolte en forêt boréale devraient également tenir compte de cette grande variabilité.

Conclusion

Il semble de plus en plus clair que la forêt boréale, malgré son apparente simplicité est un système assez complexe et qui varie d'une région à l'autre sous l'effet du climat, du milieu physique et du régime de perturbations. La biodiversité observée naturellement dans ces régions est donc propre à chacune d'elles. Les exemples présentés ici démontrent clairement que la présence universelle dans la forêt boréale d'un régime de feux sévères et fréquents produisant uniquement des peuplements à structure équiennne, qui a souvent été utilisée pour justifier l'aménagement de nos forêts, est un mythe. En somme, pour aménager les paysages forestiers boréaux québécois, de manière à retenir certaines caractéristiques clés pour la biodiversité à l'échelle des paysages soumis à un régime naturel de perturbations, il nous faudrait développer ou modifier les pratiques d'aménagement afin de tenir compte de la variabilité que l'on y observe, en termes d'intervalles entre les interventions, de la taille de ces interventions de même que de la sévérité de celles-ci.

C'est pourquoi l'aménagement écosystémique basé sur les connaissances de la dynamique naturelle des forêts semble être une voie prometteuse pour la conservation de la diversité biologique dans les paysages forestiers sous aménagement (Attiwill, 1994; Franklin, 1993). Récemment, notre équipe suggérait (Bergeron *et al.*, 1999; Leduc *et al.*, 2000) qu'il faudrait développer des stratégies d'aménagement où l'on s'assurerait 1) de conserver des peuplements dépassant l'âge d'exploitation, 2) de maintenir les caractéristiques de structure et de composition de ces vieilles forêts dans une

partie des forêts exploitées, 3) de tenir compte de la dynamique naturelle et 4) de considérer l'agencement spatial des peuplements, et ce, de manière adaptée à chacune des régions.

Par ailleurs, dans une perspective de maintien de la diversité biologique, l'approche écosystémique apparaît complémentaire à une approche visant la protection intégrale du territoire. En effet, la préservation des habitats, telle qu'elle est préconisée ici (filtre brut), ne saurait satisfaire les exigences écologiques de l'ensemble des espèces et le recours à des actions visant la protection d'organismes menacés ou vulnérables (filtre fin) s'avère incontournable. À cet égard, un zonage du territoire en trois grandes catégories (Hunter, 1999) visant 1) des aires protégées intégralement, 2) des zones d'aménagement extensif où des traitements sylvicoles s'inspirant de la dynamique naturelle sont appliqués et 3) des zones d'aménagement intensif (visant à compenser les pertes causées par la protection intégrale de portions de territoire), a déjà été proposé comme une solution intégrée au problème que pose le maintien de la biodiversité en territoire aménagé par l'industrie forestière.

L'approche d'aménagement écosystémique ne devrait pas consister à mimer la nature, mais bien plutôt à s'en inspirer, afin de maintenir ses fonctions essentielles (e.g. sa productivité, sa résilience) et sa diversité biologique. En ce sens, des projets visant l'expérimentation de nouvelles approches sylvicoles s'inspirant de la nature, comme ceux en cours en forêt boréale au Canada (Harvey *et al.*, sous presse; Spence, www.biology.ualberta.ca/emend/index.htm) doivent être multipliés. Cependant, on ne peut attendre les résultats de ces études pour changer nos pratiques forestières. En effet, la forêt naturelle disparaît rapidement et nous avons dès maintenant le devoir de l'aménager de façon durable. Par ailleurs, il est probablement beaucoup moins coûteux, à long terme, d'implanter dès maintenant des pratiques s'inspirant de la nature dans des forêts naturelles que de tenter de restaurer des forêts ayant subi des traitements sylvicoles inadéquats. Nous devrions apprendre de l'expérience des pays du nord de l'Europe, qui doivent actuellement consacrer de gros investissements à la restauration de leurs forêts naturelles. ◀

Références

- ATTIWILL, P.M., 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manag.*, 63 : 247-300.
- BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC, et S. GAUTHIER, 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *For. Chron.*, 75 : 55-61.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT and D. LESIEUR, 2001. Natural fire frequency for the Eastern Canadian Boreal Forest: consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* (in press).

- BERGERON, Y., P.J.H. RICHARD, C. CARCAILLET, M. FLANNIGAN, S. GAUTHIER and Y. PRAIRIE, 1998. Variability in Holocene fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management. *Conserv. Ecol.*, 12 : art. 6 (on line).
- DE GRANDPRÉ, L., J. MORISSETTE and S. GAUTHIER, 2000. Long term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. *J. Veg. Sc.*, 11 : 791-800.
- FRANKLIN, J.F., 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes. *Eco. Appl.*, 3 : 202-205.
- GAUTHIER, S., L. DE GRANDPRÉ and Y. BERGERON, 2000. Differences in forest composition in two ecoregions of the boreal forest of Québec. *J. Veg. Sc.*, 11 : 781-790.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC and Y. BERGERON, 1996. Forest dynamics modelling under a natural fire cycle: A tool to define natural mosaic diversity in forest management. *Environ. Monitoring Asses.*, 39 : 417-434.
- GREENE, D.F. and E.A. JOHNSON, 1999. Modelling recruitment of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana*, and *Picea mariana* following fire in the mixedwood boreal forest. *Can. J. For. Res.*, 29 : 462-473.
- HARVEY, B.D., A. LEDUC, S. GAUTHIER and Y. BERGERON, (sous presse). Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *For. Ecol. Manage.*
- HUNTER, M.L. Jr. (Ed.), 1999. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge 12 University Press, Cambridge, UK.
- JOHNSON, E.A., K. MIYANISHI and J.M.H. WEIR, 1998. Wildfires in the Western Canadian boreal forest: Landscape patterns and ecosystem management. *J. Veg. Sci.*, 9 : 603-610.
- KAFKA, V., S. GAUTHIER and Y. BERGERON, (sous presse). Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Québec. *Int. J. Wild. Fire*.
- LEDUC, A., S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 1995. Prédiction de la composition de la mosaïque forestière naturelle soumise à un régime de feu : proposition d'un modèle empirique pour le nord-ouest du Québec. *Compte-rendus de la 4^e conférence de la Société canadienne d'écologie et d'aménagement du paysage*, Université Laval, Québec, 1-3 juin 1994, p. 197-203.
- LEDUC, A., Y. BERGERON, P. DRAPEAU, B. HARVEY et S. GAUTHIER, 2000. Le régime naturel des incendies forestiers : Un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale. *L'Aubelle*, Novembre-Décembre 2000, p. 13-16, 22.
- PICKETT, S.T.A. and P.S. WHITE, 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. New York.
- SPENCE, J., 2001. *Ecosystem Management by Emulating Natural Disturbance*—Web site. [<http://www.biology.ualberta.ca/emend/index.htm>]. Accessed 22 May, 2001.
- TURNER, M.G., W.W. HARGROVE, R.H. GARDNER and W.H. ROMME, 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *J. Veg. Sci.*, 5 : 731-742.
- VAN WAGNER, C.E., 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. J. For. Res.*, 8 : 220-227.
- VAN WAGNER, C.E., 1983. Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands. Pages 65-80. *In* R.W. Wein and D.A. MacLean, eds. *The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.

20 km de sentiers de randonnée pédestre ♣ Vélo ♣ 150 km de ski de fond ♣ Raquette
Traîneau à chiens ♣ Centre d'interprétation ♣ Hébergement ♣ Restauration ♣ et plus...

Un patrimoine forestier
à découvrir...
une multitude d'activités
à pratiquer!



143, route Duchesnay
Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier (Québec) G0A 3M0
Téléphone : (418) 875-2122
Télécopieur : (418) 875-2868
Sans frais : 1-887-511-5885
Courriel : duchesnay@sepaq.com
Site internet : www.sepaq.com

PARTENAIRE
EN RÉGION **Sépaq**

La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est

L'EXPÉRIENCE DE LA FORÊT MONTMORENCY

Louis Bélanger

Introduction

En vue d'implanter l'aménagement forestier durable, il y a des attentes importantes au Canada pour que les chercheurs et les gestionnaires forestiers travaillent de concert pour formuler des pratiques reposant sur des bases scientifiques éprouvées. C'est le mandat que s'est donnée la Forêt Montmorency, la forêt d'enseignement et de recherche de l'Université Laval. Située sur les terres publiques du Québec à 70 km au nord de Québec, la Forêt Montmorency constitue actuellement l'un des rares exemples d'une forêt boréale québécoise sous aménagement durable. Sa mission est de développer un modèle d'aménagement intégré qui valorise, de façon écoviable, le plein potentiel du « Capital-Nature » dans le contexte de la sapinière boréale habitée de l'est du Québec, une forêt boréale du « sud » située à proximité des villes et villages des régions de Québec, du Saguenay – Lac-St-Jean, de la Gaspésie et de la Haute-Côte-Nord. L'aménagement de la Forêt Montmorency est une expérience de grande envergure qui vise à optimiser le rôle de la forêt comme moyen de développement social et économique, tout en conservant son intégrité écologique.

Cette forêt d'enseignement et de recherche a été constituée en 1964 en vue de favoriser la formation pratique des étudiants et étudiantes de la Faculté de foresterie et de géomatique ainsi que la recherche en foresterie. Le gouvernement du Québec confiait ainsi à l'Université Laval la gestion d'un territoire de 6 665 ha en vertu d'un contrat d'emphytéose d'une durée de 99 ans. En retour, l'Université Laval s'engageait à l'aménager « par l'utilisation des meilleures méthodes connues de la sylviculture » et « suivant les principes de l'aménagement polyvalent » (Côté, 1966).

La Forêt Montmorency est située dans les contreforts des Laurentides à quelque 70 km au nord de la ville de Québec dans le sous-domaine écologique boréal de la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Grondin *et al.*, 1996). C'est un territoire au relief plutôt accidenté, caractérisé par un plateau d'une altitude d'environ 750 m avec des collines atteignant 1 000 m et percé de deux rivières principales, les rivières Montmorency et Noire. Le climat y est particulièrement froid et très humide. Suivant les données de la station météorologique de la Forêt Montmorency, la température

annuelle moyenne n'atteint que 0,3°C alors que les précipitations annuelles moyennes comptent parmi les plus fortes de la province, soit 1527 mm dont le tiers tombe sous forme de neige (Environnement Canada, 1993). La Forêt Montmorency est représentative des grandes forêts résineuses de l'est du Québec, dominées par le sapin baumier (*Abies balsamea*).

Une orientation de base : le maintien de la spécificité écologique

La Forêt Montmorency souscrit à l'option de base selon laquelle l'aménagement d'un territoire forestier ne doit pas appauvrir la composante biologique de cette forêt. Dans la forêt boréale québécoise, l'enjeu le plus important est la conservation de la diversité des écosystèmes (ministère des Ressources naturelles, 1996). Le problème est lié à l'humanisation progressive des paysages forestiers; l'aménagement forestier remplace les anciens régimes de perturbations naturelles par des régimes sylvicoles contrôlés par l'homme. Ces changements peuvent altérer progressivement le caractère distinct de certaines régions forestières et raréfier ou parfois même éliminer certains écosystèmes. C'est le cas de la région des Laurentides au nord de Québec, par exemple. À la suite des coupes effectuées depuis 40 ans, on y observe un enfeuillage progressif de ce qui était une grande forêt résineuse.

La stratégie de conservation de la biodiversité adoptée par la Forêt Montmorency est celle de « l'aménagement de mosaïques forestières naturelles » (Booth *et al.*, 1993). Notre stratégie vise à maintenir la « spécificité écologique » de cette sapinière boréale pluviale en maintenant ses traits écologiques distinctifs.

Dans la pratique à la Forêt Montmorency, la gestion de la diversité des écosystèmes s'est concrétisée par l'application de trois principes d'aménagement, deux visant le traitement des peuplements et l'autre visant l'aménagement à l'échelle du paysage:

Louis Bélanger, Ph. D. ingénieur forestier.

- l'utilisation d'une sylviculture proche de la nature cherchant à préserver la naturalité des peuplements, notamment en assurant leur renouvellement à l'aide de processus de régénération naturelle proches de ceux de la forêt primitive;
- l'utilisation de modèles de coupe qui s'inspirent des perturbations naturelles afin de maintenir des mosaïques forestières qui se rapprochent de celles de la forêt primitive;
- le développement de modalités spéciales d'aménagement pour les habitats critiques et les écosystèmes exceptionnels afin de conserver leur valeur écologique.

Cette orientation se veut une interprétation plutôt rigoureuse du principe du filtre brut (Hunter, 1990). Ce principe propose que le maintien d'une quantité suffisante et bien répartie de l'ensemble des écosystèmes propres à une région puisse permettre de maintenir une grande part de la diversité des espèces et de la diversité génétique. Une stratégie prudente d'aménagement consiste donc à élaborer des méthodes de coupe qui s'inspirent du régime de perturbations naturelles propre au domaine écologique où l'on se trouve (Cissel *et al.*, 1994). Les espèces fauniques et floristiques, qui se sont maintenues en présence de perturbations naturelles récurrentes, sont aptes à se perpétuer dans des conditions de perturbations similaires (Wallin *et al.*, 1996).

La prémisse à notre orientation est qu'une stratégie de conservation de la biodiversité devrait maintenir des mosaïques d'écosystèmes proches des limites de variabilité de la forêt primitive. Les mosaïques de la forêt primitive sont donc utilisées comme modèle pour inspirer les stratégies de récolte.

Cette stratégie reconnaît et accepte néanmoins le fait que notre aménagement produise des « paysages culturels », c'est-à-dire des paysages modifiés par l'homme. Une coupe forestière restera toujours différente d'une perturbation naturelle du fait qu'on y exporte hors de l'écosystème une partie importante de la biomasse végétale. Le cas de la sapinière à *hylocomium*, le type forestier qui était le plus abondant dans la sapinière primitive (Linteau, 1959), illustre bien cet effet. Malgré l'utilisation de méthodes d'exploitation laissant les branches sur le terrain de coupe, ce type forestier est en voie de disparaître de la Forêt Montmorency car l'*Hylocomium splendens* ne retrouve plus son habitat préférentiel, le gros bois mort au sol (Lessard, 1990).

Spécificité écologique de la sapinière boréale pluviale

Sur le plan écologique, la sapinière à bouleau blanc de l'Est se démarque nettement du reste de la forêt boréale canadienne. En raison de l'abondance de ses précipitations, c'est la forêt pluviale de la zone boréale, soit le pendant nordique de la forêt pluviale tropicale et de la forêt pluviale tempérée de la côte Ouest. Alors que les feux conditionnent la dynamique du reste de la forêt boréale, ils ne jouent qu'un rôle secondaire dans la sapinière boréale pluviale. Le cycle

de feu y est estimé grossièrement à plus de 400 ans. Ce sont les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) (Blais, 1983) ainsi que les chablis (Webb, 1957) qui caractérisent le régime de perturbations naturelles de ce sous-domaine écologique.

Nous pouvons schématiser sa spécificité par quatre traits principaux.

Un paysage résineux dominé par le sapin

En l'absence de feux, le sapin baumier (*Abies balsamea*) est une essence envahissante en milieu boréal, l'une des rares pouvant succéder aux autres espèces (Carleton et Maycock, 1978). Son agressivité s'explique par une production semencière abondante, sa facilité à s'établir sur l'humus et sa grande tolérance à l'ombre. La stabilité écologique de la sapinière primitive était liée à la présence systématique d'une banque de semis préétablis de sapin dans les peuplements mûrs capables de remplacer les arbres tués par une perturbation ou morts par sénescence. La sapinière boréale pluviale est considérée comme un écosystème cyclique à perturbations catastrophiques, associées aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (MacLean, 1988).

Une mosaïque hétérogène de classes d'âge

Les données historiques (Leblanc et Bélanger, 2000; Levesque, 1997) montrent que la sapinière boréale de l'est du Québec avait une composition relativement uniforme. Toutefois, sa structure spatiale était par contraste très hétérogène. Elle présentait un entremêlement de petits peuplements (1 à 100 ha) à divers stades de développement. Cette fragmentation était causée par l'imbrication de deux types de perturbations : (1) la mort de peuplements entiers lors d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) et de grands chablis, (2) la décrépitude des peuplements surannés (70 à 120 ans) caractérisée par de petits chablis de moins de 0,2 ha. Les grandes perturbations formaient des peuplements équiens alors que les petites perturbations formaient des peuplements irréguliers, sinon inéquiens. Près du tiers de la sapinière primitive pouvait être formée de peuplements irréguliers (Leblanc et Bélanger, 2000).

Il est estimé que la mosaïque caractéristique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est se développait à une échelle approximative de 10 à 25 km². Il est intéressant de noter que ce « grain » assez fin de la mosaïque primitive correspond au domaine vital d'espèces telles que l'orignal et la martre.

La sous-dominance des aires perturbées

Bien que la sapinière primitive était soumise régulièrement à des perturbations naturelles récurrentes, les jeunes peuplements n'y occupaient que de 20 à 40 % de la superficie des sous-bassins versants. Les paysages étaient plutôt

dominés par les peuplements matures et surannés, soit ceux âgés de 70 à 140 ans, comme l'ont si bien décrit nombre de forestiers avant 1960 (Leblanc et Bélanger, 2000). Cette abondance de forêts résineuses matures ainsi que la présence de rivières importantes expliquent que la sapinière boréale de l'Est a constitué la base historique pour le développement de l'industrie des pâtes et papiers au Québec.

Une faune diversifiée à l'échelle locale

Tout laisse croire que dans les sapinières matures et surannées primitives morcelées de trouées en régénération, la faune se caractérisait par l'imbrication à l'échelle locale (10 à 50 km²), des divers groupes fauniques associés ailleurs dans la forêt boréale canadienne, à des stades de développement différents de la végétation. Encore aujourd'hui, on trouve dans le petit territoire qu'est la Forêt Montmorency cet ensemble d'espèces. De façon schématique, cinq chaînes trophiques importantes se côtoyaient :

- La sapinière mature et surannée représentait un habitat optimum pour la martre d'Amérique (*Martes americana*). On considère que l'ensemble de la réserve faunique des Laurentides supporte toujours des densités moyennes de martre et l'on y rapporte des succès de capture de l'ordre de 1,5 martre/100 nuits-pièges (Banville, 1983; Fortin et Cantin, 1990). Dans un secteur non coupé de cette réserve, Clément Fortin (ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Québec, 1996, comm. pers.) a même obtenu un succès de capture de 12 martres/100 nuits pièges. Ces populations abondantes sont supportées par des populations également importantes de campagnol à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*). Beauchesne (1991) rapporte des succès de capture de 36 campagnols à dos roux/100 jours-pièges dans des sapinières matures, et Gagné (1997) des succès de 39 captures/100 jours-pièges dans de jeunes peuplements établis à la suite d'une épidémie de tordeuse. Ces indices de densité comptent parmi les plus forts jamais rapportés pour cette espèce dans la littérature.
- Les trouées de perturbations occupées par de jeunes peuplements (plus de 4 m de hauteur et plus de 20 à 25 ans) ainsi que les peuplements surannés en décrépitude répondent aux besoins du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) (Alvarez, 1996; Guay, 1994) et, donc, à ceux des nombreux prédateurs qui en dépendent dont le lynx du Canada (*Lynx canadensis*) (Parker, 1983), le renard roux (*Vulpes fulva*) et le grand duc (*Bubo virginianus*).
- L'entremêlement des peuplements matures et jeunes fournit un habitat pour l'orignal (*Alces alces*) et par conséquent pour le loup (*Canis lupus*).
- La paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*), une espèce migratrice, et la mésange à tête brune (*Parus hudsonicus*), une espèce résidante, sont représentatives de la faune ailée insectivore distinctive de la sapinière boréale

(Erskine, 1977; Drolet, 1997). Les oiseaux forestiers de la sapinière boréale se caractérisent également par des explosions de populations lors des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette.

- Dans les territoires montagneux précambriens où se trouve la Forêt Montmorency, les eaux oligotrophes se distinguent par des populations allopatriques (une seule espèce) de l'omble de fontaine (truite mouchetée) (*Salvelinus fontinalis*) (Cantin, 2000).

Cadre de gestion adaptative : une approche combinée forêt / faune

L'aménagiste forestier sera toujours confronté à une bonne dose d'incertitude quant aux impacts à long terme de ses pratiques sur la biodiversité. La philosophie d'aménagement de la Forêt Montmorency tient donc compte que nos connaissances en la matière sont limitées et, qu'en conséquence, une gestion responsable doit s'appuyer sur une évaluation continue de la performance et des impacts environnementaux de nos stratégies d'aménagement. La mise en place d'un programme de recherche à long terme en constante rétroaction avec la gestion est indispensable pour assurer cette amélioration continue.

Le cadre de gestion retenu pour élaborer notre stratégie de conservation de la biodiversité comporte deux volets complémentaires : (1) l'établissement d'une mosaïque cible et (2) un suivi pour vérifier les effets sur les communautés fauniques des mosaïques effectivement créées sur le terrain.

Une mosaïque cible

Le cœur de la démarche est la détermination d'une «mosaïque cible» qui doit servir de référence pour planifier la nature, la répartition et la dimension des coupes. Cette mosaïque «idéale» doit guider les interventions afin d'assurer une représentation adéquate des divers écosystèmes à l'échelle du paysage. Les caractères spécifiques de la forêt primitive ainsi que l'éventail historique de variabilité de ses paysages sont deux critères intéressants pour concevoir initialement cette mosaïque cible.

Le suivi faunique

Le point faible du principe du filtre brut est de déterminer ce que représente au juste une quantité suffisante de chaque écosystème. D'où la nécessité de contrôler l'impact réel des interventions forestières sur la faune, la biodiversité et la qualité des habitats. Par un suivi de certaines espèces cibles judicieusement sélectionnées, que ce soit des espèces vedettes, représentatives ou des groupes indicateurs, on essaie de déterminer les répercussions des mosaïques créées par notre aménagement sur les communautés fauniques. L'évaluation des impacts de ces mosaïques sur les espèces cibles doit permettre d'ajuster le modèle d'aménagement initial.



LOUIS BÉLANGER

Figure 1. Exemple d'une récente coupe par trouées dispersées à la forêt Montmorency. Cette stratégie de dispersion des coupes est à la base de la forêt mosaïque. On peut noter que les limites des coupes sont irrégulières et suivent les limites naturelles des peuplements.

La forêt mosaïque : notre stratégie à l'échelle du paysage

Le modèle d'aménagement développé à la Forêt Montmorency est celui de la forêt mosaïque (Bélanger, 1992) (figure 1). La forêt mosaïque comprend trois composantes : un système sylvicole basé sur une distribution des coupes, la subdivision du territoire en unités de paysage et un ensemble d'indicateurs de la mosaïque.

Système sylvicole : la forêt mosaïque

Le système sylvicole s'inspire des processus écologiques qui prévalaient dans la sapinière primitive de façon à sauvegarder la spécificité écologique propre à cette forêt. Le système sylvicole utilisé est celui de la coupe à blanc par trouées dispersées avec protection de la régénération préétablie. La coupe à blanc avec protection de la régénération, incluant la haute régénération composée des gaules, est une sylviculture cyclique appropriée à l'écosystème cyclique qu'est la sapinière (Côté et Bélanger, 1991). Elle est bien adaptée au maintien du sapin. Pour planifier la dispersion

des coupes, les peuplements sont traités sur une base individuelle. La dimension et les contours des coupes suivent généralement les limites naturelles des peuplements.

Une certaine proportion des peuplements doit, par contre, être maintenue dans une structure irrégulière, voire inéquienne. Actuellement, le zonage de la Forêt Montmorency identifie 10 % du territoire devant être traité par coupe progressive irrégulière, notamment dans les milieux riverains et récréotouristiques.

Il faut bien noter que le concept de forêt mosaïque ne se limite pas à la simple dispersion des coupes. La forêt mosaïque n'est pas simplement une « coupe mosaïque », mais bien une stratégie d'aménagement écosystémique pour la sapinière boréale, qui vise à maintenir la spécificité écologique de cette forêt.

Unités de paysage

Les unités de paysage retenues à la Forêt Montmorency pour établir la « forêt mosaïque » sont relativement de petites dimensions, soit de l'ordre de 10 km². Cette superficie

correspond aux dimensions des domaines vitaux de deux espèces cibles à la Forêt Montmorency, la martre d'Amérique et l'original. On peut donc considérer ces unités de paysage aussi comme des unités d'aménagement d'habitat pour ces deux espèces. Ces unités pourraient atteindre ailleurs 50 km². Cette dimension permet de maintenir le mosaïquage forestier typique à la région forestière (figure 2).

Indicateurs de la forêt mosaïque

La stratégie d'aménagement développée pour la Forêt Montmorency a été conçue pour maintenir les quatre caractères les plus typiques de la sapinière boréale pluviale (Leblanc et Bélanger, 2000). Les objectifs se reflètent dans cinq guides généraux établis pour structurer les interventions dans les unités de paysage :

1. La règle du un tiers, un tiers, un tiers

Cet indicateur vise à maintenir l'entremêlement des classes d'âge. Il s'agit de répartir les coupes de façon à obtenir dans chaque unité de paysage de 10 km² :

- un tiers (20 à 40 %) de la superficie en peuplements en régénération (0 à 20 ans);

- un tiers (20 à 40 %) de la superficie en peuplements jeunes (20 à 40 ans);
- un tiers (20 à 40 %) de la superficie en peuplements mûrs (plus de 40 ans) et dont 5 à 10 % de la superficie en peuplements surannés (plus de 70 ans), vierges si possible ou en restauration. Nous reviendrons, au cinquième indicateur, sur la nécessité de sauvegarder cette composante de peuplements vierges qui est menacée de liquidation par notre aménagement.

2. La règle du 0 - 10 - 20 - 30

Sur la base des dimensions des perturbations dans la forêt primitive, notamment celles associées aux épidémies de tordeuse et aux chablis catastrophiques, on cherche à varier la dimension des coupes en trois classes de superficie :

- 10 % de la superficie en coupes partielles (coupe progressive irrégulière et autres),
- 30 % (20 à 40 %) de la superficie en coupes de 0,5 à 10 ha,
- 30 % (20 à 40 %) de la superficie en coupes de 10 à 30 ha,
- 30 % (20 à 40 %) de la superficie en coupes de 30 à 100 ha.



LOUIS BELANGER

Figure 2. Paysage illustrant la forêt mosaïque à la forêt Montmorency composé d'une imprication de peuplements mûrs (40 à 60 ans), de peuplements jeunes (20 à 40 ans) et de peuplements en régénération (0 à 20 ans).

3. Maintien de la composition en essences

L'abondance relative des principales essences devrait être maintenue à long terme. Une conversion à grande échelle par des plantations représente une artificialisation incompatible avec le concept de forêt mosaïque.

- Le sapin baumier doit constituer plus de 60 % du volume total des essences forestières. En plus de l'application de coupes avec protection de la haute régénération, la révolution entre les coupes doit dépasser si possible 60 ans pour assurer l'établissement d'une banque de semis suffisamment abondante.
- L'épinette blanche (*Picea glauca*) doit représenter plus de 10 % du volume total. Cette essence connaît des problèmes de régénération par suite de la raréfaction de ses microsites préférentiels de régénération que sont les buttes de chablis et le bois mort. Pour assurer son maintien, un programme d'enrichissement (regarni) des stations mésiques a été mis en place à la Forêt Montmorency où l'on plante l'épinette blanche sur les microsites non occupés par la régénération naturelle.
- L'épinette noire (*Picea mariana*) doit représenter plus de 3 % du volume total. Cette essence est particulièrement critique pour le maintien du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*).
- Le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) doit constituer de 10 à 25 % du volume total. Dans ce cas, l'enjeu principal est d'éviter l'enfeuillage de la sapinière par l'envahissement du bouleau qui est très nettement favorisé par le rajeunissement généralisé de la région forestière après 80 ans de foresterie (Côté et Bélanger, 1991; Déry *et al.*, 2000). Toutefois, il ne s'agit pas pour autant de réduire la représentation du bouleau à papier qui joue un rôle écologique majeur comme source de nourriture pour des herbivores tels que le lièvre, l'orignal et la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*).

4. Zonage des milieux riverains

Les milieux riverains constituent des habitats fauniques essentiels ainsi que des milieux récréatifs privilégiés. Les divers types de cours d'eau et de lacs ont fait l'objet d'un zonage basé sur leurs fonctions fauniques ou récréatives. Cinq classes de cours d'eau ont été déterminées et des modalités spéciales établies :

- les ruisseaux à frayères d'omble de fontaine sans traverses de routes et avec bande de 30 m conservée intégralement pour protéger cet habitat essentiel ;
- les rivières à pêche d'omble de fontaine avec bande de 60 m traitée par coupes progressives irrégulières pour maintenir la qualité visuelle des paysages et l'intégrité de l'écosystème aquatique ;
- les lacs à vocation polyvalente avec bande de 60 m de large traitée ou non par coupes progressives irrégulières afin de maintenir la qualité visuelle du paysage et des refuges biologiques efficaces ;

- les ruisseaux à castor dont la zone d'aménagement de 40 m de large est traitée par coupes par trouées de 60 m de large pour favoriser les feuillus et améliorer la qualité d'habitat du castor, une espèce clé dont dépend le canard noir par exemple ;
- les petits ruisseaux avec bande de 20 m traitée par coupes progressives irrégulières afin de protéger la qualité de l'eau.

5. Un réseau de refuges biologiques

De récentes études ont clairement démontré que les sapinières anciennes vierges se distinguent des sapinières aménagées quant à leur diversité biologique (Despouts *et al.*, 1999). Les sapinières vierges constituent notamment des refuges pour plusieurs plantes invasives, associées au processus de décomposition du bois mort. En conséquence, un réseau de refuges biologiques a été établi pour reconstituer ce type de peuplement. Ces refuges, d'une superficie minimale de 30 ha, occupent maintenant 8 % de la Forêt Montmorency. Ils ont été répartis dans chaque unité de paysage et de manière à être représentatifs de la diversité des écosystèmes.

Le suivi faunique

Une priorité importante de la Forêt Montmorency, au cours des dernières années, a été d'étudier les aspects les plus controversés soulevés par l'aménagement des forêts boréales de l'est du Québec. Il s'agissait d'évaluer l'impact réel de la forêt mosaïque sur des groupes fauniques qui soulèvent l'intérêt de la population ou des spécialistes de la biodiversité. Les principales questions soulevées, ces dernières années, sont les suivantes :

- Quel est l'impact de notre aménagement sur les espèces de gibier vedettes, notamment l'orignal et l'omble de fontaine ?
- Est-ce que notre aménagement maintient les espèces fauniques associées aux grandes forêts résineuses matures, notamment la martre et les oiseaux chanteurs ?
- Quel est l'impact d'une sylviculture intensive dans la forêt boréale ? En particulier, quels sont les effets des éclaircies précommerciales et des reboisements ?

Optimiser l'habitat de l'orignal et de l'omble de fontaine

En principe, la stratégie de forêt mosaïque devrait créer un habitat optimal pour l'orignal dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc (Courtois *et al.*, 1996). C'est effectivement ce qui est observé à la Forêt Montmorency. Le secteur de la Forêt Montmorency où l'on trouve des vieilles coupes de l'ordre de 20 à 30 ans supporte une densité de 5 orignaux/10 km², une densité qui se rapproche du maximum observé dans la région (8 orignaux/10 km²) (St-Onge *et al.*, 1995)

Les mesures spéciales d'aménagement des milieux riverains ont aussi permis de maintenir des populations importantes d'omble de fontaine. Toutefois, un réalignement important des efforts est prévu au cours des prochaines années. L'identification, la protection et la mise en valeur des frayères deviennent prioritaires dans notre aménagement des milieux riverains. La plupart des frayères se trouvent dans de petits ruisseaux très vulnérables aux apports de sédiments. De nouvelles modalités de protection sont actuellement mises en place pour éviter l'apport de sédiments, notamment à partir du réseau routier.

Le maintien des espèces de forêt mature

Du fait que l'exploitation forestière vise en premier lieu les vieux peuplements, les espèces associées à ce type de forêt sont les plus menacées par la foresterie. Comme nous l'avons déjà présenté, certaines espèces de mousses, d'hépatiques et de champignons semblent inféodées aux vieilles sapinières vierges, ce qui exige la création de refuges biologiques. De plus, certaines autres espèces d'oiseaux pourraient être menacées par notre aménagement. Il s'agit tout particulièrement des espèces ayant besoin de chicots en grande quantité (Imbeau *et al.*, 2000). La récupération systématique des peuplements perturbés par les chablis et les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette raréfie les types d'écosystème riches en chicots. Le pic à dos noir (*Picoides arcticus*) ainsi que le grimpeur brun (*Certhia familiaris*) devraient faire l'objet d'un suivi au cours des prochaines années (Drolet, 1997).

Par contre, la forêt mosaïque semble maintenir certaines espèces de mammifères et d'oiseaux représentatives de peuplements matures, notamment la martre d'Amérique (Alvarez, 1996) et les oiseaux chanteurs (Drolet *et al.*, 1999). L'entremêlement de peuplements à divers stades de développement maintenu par la forêt mosaïque ne constitue pas l'habitat optimal des espèces associées aux sapinières matures. Néanmoins, on rencontre de la martre systématiquement dans tous les secteurs de la Forêt Montmorency. Le fait que le lièvre constitue la principale proie de la martre au cours de l'hiver explique en partie ce comportement (Alvarez, 1996). Quant aux oiseaux, on n'observe pas à la Forêt Montmorency les effets négatifs associés généralement à la fragmentation des forêts (Darveau *et al.*, 1997). En fait, la sapinière boréale est naturellement mosaïquée, phénomène qu'il faut différencier de la fragmentation. Ainsi, les lisières ne semblent pas augmenter la prédation des nids, tandis que le vacher à tête brune (un oiseau qui parasite les nids) est absent de la Forêt Montmorency.

Améliorer les méthodes sylvicoles pour protéger les habitats fauniques

Les suivis fauniques réalisés à la suite de certains traitements sylvicoles démontrent plusieurs résultats étonnants. Il semble bien que les traitements de la végétation au stade de fourré (DHP < 1 cm), tels que les dégagements mécaniques (débroussaillage), ne causent pas beaucoup d'impact sur des groupes fauniques indicateurs comme les oiseaux et les petits mammifères (Gagné *et al.*, 1999). Par contre, les éclaircies précommerciales dans les gaulis (DHP 1 à 9 cm) détériorent l'habitat du lièvre dans la sapinière boréale. Comme le lièvre est une espèce clé de la forêt boréale en étant la proie de très nombreux prédateurs (lynx du Canada, martre, renard roux, grand duc), l'utilisation intensive des éclaircies précommerciales pourrait nuire à la faune boréale. Pour contrer cette situation, la Forêt Montmorency est en voie d'élaborer un traitement d'éclaircie précommerciale avec protection des valeurs fauniques avec plusieurs partenaires (Sansregret, 2000).

Conclusion

Le concept d'aménagement forestier durable traduit fondamentalement une nouvelle vision éthique de la foresterie. Par un aménagement écosystémique et intégré qui implique la population, il s'agit de concilier l'ensemble des valeurs environnementales, sociales et économiques en lien avec les forêts. Le défi pour le monde forestier canadien est de traduire ce nouveau discours en stratégies d'aménagement pratiques sur le terrain.

La stratégie développée à la Forêt Montmorency est le résultat de 35 années de recherche et d'essais pour mettre au point un modèle d'aménagement intégré pour la sapinière boréale, qui soit socialement acceptable au Québec. Développée spécifiquement dans le contexte d'une forêt habitée du Québec, elle ne se prétend pas toutefois une solution pour l'ensemble de la forêt boréale.

Remerciements

La Forêt Montmorency est le travail collectif de deux générations de forestiers et de biologistes de l'Université Laval. Je tiens à remercier tout particulièrement la présente équipe de foresterie formée de Paul Bouliane, Cyril Dusseault, Serge Lemay et Pierre-Serge Tremblay. Ils ont, depuis 15 ans, la difficile tâche de faire évoluer ce modèle dans un contexte de rareté de ressources pour en assurer la viabilité à long terme. La Forêt Montmorency est également redevable aux étudiants et étudiantes qui ont été à la base de son programme dynamique de recherche et ont contribué au développement des informations, concepts et principes qui y sont mis en application. J'aimerais également remercier Agathe Cimon et Jean Huot pour leurs précieux commentaires sur ce manuscrit. ◀

Références

- ALVAREZ, E., 1996. La forêt mosaïque : une alternative d'aménagement pour le maintien de la martre dans la sapinière boréale ? Mémoire de maîtrise. Faculté de foresterie et géomatique, Université Laval, 38 p.
- BANVILLE, D., 1983. Étude écologique de la martre d'Amérique dans le parc de la Jacques-Cartier et la réserve faunique des Laurentides. Rapport d'étape. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune terrestre. 10 p.
- BEAUCHESNE, P., 1991. Effets de la largeur de la bande riveraine de protection sur l'abondance et la diversité de la faune de la sapinière boréale. Mémoire de maîtrise. Université Laval, 98 p.
- BÉLANGER, L., 1992. La forêt mosaïque : une stratégie socialement acceptable pour la forêt boréale du Québec. II – Principes de base pour la sapinière. L'Aubelle, 89 : 15-18.
- BLAIS, J.R., 1983. Trends in the frequency, extent and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Can. J. For. Res.*, 13 : 539-547.
- BOOTH, D.L., D.W.K. BOULTER, D.J. NEAVE, A.A. ROTHERHAM and A.D. WELSH, 1993. Natural forest landscape management : a strategy for Canada. *For. Chron.*, 69 : 141-145.
- CANTIN, M., 2000. Situation de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans la région de la Capitale nationale. Rapport. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale nationale. Québec. 76 p.
- CARLETON, T.J. and P.F. MAYCOCK, 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. *Can. J. Bot.*, 56 : 1157-1173.
- CISSEL, J.H., F.J. SWANSON, W.A. MCKEE and A.L. BURDITT, 1994. Using the past to plan the future in the Pacific northwest. *J. For.*, 92 : 30,31,46.
- CÔTÉ, M., 1966. Plan général d'aménagement de la Forêt Montmorency. Presses de l'Université Laval, Québec, 160 p.
- CÔTÉ, S. et L. BÉLANGER, 1991. Variations de la régénération préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques. *Can. J. For. Res.*, 21 : 1779-1795.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, M.-C. DANSEREAU et A.-M. FAUVEL, 1996. Habitat de début d'hiver de l'orignal (*Alces alces*) dans quatre zones bioclimatiques du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, 24 p.
- DARVEAU, M., L. BÉLANGER, J. HUOT, É. MELANÇON and S. DEBELLEFEUILLE, 1997. Forestry practices and the risk of bird predation in a boreal coniferous forest. *Ecol. Appl.*, 7 : 572-580.
- DÉRY, S., L. BÉLANGER, S. MARCHAND et S. CÔTÉ, 2000. Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue. *Can. J. For. Res.*, 30 : 801-816.
- DESPONTS, M., L. BÉLANGER, A. DESROCHERS et J. HUOT, 1999. Les sapinières vierges : un élément essentiel au maintien de la biodiversité en milieu forestier. L'Aubelle, 131 : 21-24.
- DROLET, B., 1997. Variation des assemblages d'oiseaux chanteurs selon la structure du paysage de la sapinière boréale exploitée. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 86p.
- DROLET, B., A. DESROCHERS and M.J. FORTIN, 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. *Condor*, 101 : 699-704.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1993. Normales climatiques au Canada 1961-1990. 157 p.
- ERSKINE, E., 1977. Birds in boreal Canada : communities, densities and adaptations. Biological series no 38. Report no 114. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- FORTIN, C. et M. CANTIN, 1990. Effet du piégeage sur une population nouvellement exploitée de martre d'Amérique en milieu boréal. Publication n° 1176. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Québec.
- GAGNÉ, N., 1997. Comparaison des effets sur les petits mammifères des méthodes de régénération de la sapinière boréale. Thèse de doctorat. Université Laval, 121 p.
- GAGNÉ N., L. BÉLANGER and J. HUOT, 1999. Comparative responses of small mammals, vegetation and food sources to natural regeneration and conifer release treatments in boreal balsam fir stands of Quebec. *Can. J. For. Res.*, 29 : 1128-1140.
- GRONDIN, P. et coll., 1996. Écologie forestière. In Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec, p. 133-279.
- HUNTER, M.L., 1990. Wildlife, Forests and Forestry : Principles of Managing Forests for Biological Diversity. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall, 370 p.
- IMBEAU, L., M. MÖNKÖNEN and A. DESROCHERS, 2000. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forest : a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* (sous presse).
- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte. Mémoire de recherche forestière n° 136. Ministère des Ressources naturelles, Québec, 91 p.
- LESSARD, G., 1990. Groupes écologiques d'espèces et leur valeur indicatrice dans la sapinière à bouleau à papier, secteur Forêt Montmorency. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 51 p.
- LEVESQUE, F., 1997. Conséquences de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du parc national de Forillon. Mémoire de maîtrise. Université Laval, 186 p.
- LINTEAU, A., 1959. Classification des stations forestières de la section des conifères du nord-est, région forestière boréale du Québec. Bulletin n° 18. Ministère du Nord canadien et des Ressources nationales, Direction des forêts. Ottawa.
- MACLEAN, D.A., 1984. Effects of spruce budworm outbreaks on the productivity and stability of balsam fir forests. *For. Chron.*, 60 : 273-279.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 1996. Biodiversité du milieu forestier. Bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles. Québec, 152 p.
- SANSREGRET, H., 2000. Effets de l'éclaircie précommerciale sur les petits mammifères dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Mémoire de maîtrise. Fac. foresterie et de géomatique, Université Laval.
- ST-ONGE, R., COURTOIS et D. BANVILLE, 1995. Inventaires aériens de l'original dans les réserves fauniques du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 109 p.
- WALLIN, D.O., F.J. SWANSON, B. MARKS, J.H. CISSEL and J. KERTIS, 1996. Comparison of managed and presettlement landscape dynamics in forests of the Pacific northwest. *For. Ecol. Manage.*, 85 : 292-309.
- WEBB, L.S., 1957. The growth and development of balsam fir in Gaspé. Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada, February : 236-248.

Les forêts d'épinette noire du Québec: dynamique, perturbations et biodiversité

Réjean Gagnon et Hubert Morin



RÉJEAN GAGNON

La forêt boréale de l'est du continent nord-américain est largement dominée par l'épinette noire.

Introduction

Cet article a pour premier objectif de présenter une synthèse des grands principes de fonctionnement des forêts d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) ainsi que les nouvelles données écologiques sur la dynamique naturelle de cette espèce (Gagnon *et al.*, 1998, 1999). Ces données sont le résultat de travaux de recherche entrepris depuis près de 20 ans par l'équipe du Laboratoire d'écologie végétale de l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), avec le support financier et le savoir terrain de ses partenaires industriels et gouvernementaux, regroupés au sein du Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale. Dans un deuxième temps, une analyse de l'impact de l'aménagement forestier sur les forêts d'épinette noire est présentée à la lumière de ces nouvelles données écologiques. Volontairement, seule la composante arbre de l'écosystème a

été retenue. Nous sommes bien conscients que les arbres ne composent qu'une partie seulement de la biodiversité forestière. Le lecteur est invité à consulter les autres textes regroupés dans cet ouvrage pour plus d'information. Les résultats de recherche et les hypothèses présentés dans cet article sont tirés d'études effectuées sur le territoire de la région du Saguenay – Lac-Saint-Jean – Chibougamau-Chapais.

Importance de l'épinette noire

La forêt boréale de l'est du continent nord-américain est largement dominée par l'épinette noire, un élément de la biodiversité mondiale. En effet, cette essence est présente uniquement en Amérique du Nord (Heinselman,

Réjean Gagnon, Ph. D., sciences biologiques,
Hubert Morin, Ph. D. sciences biologiques.

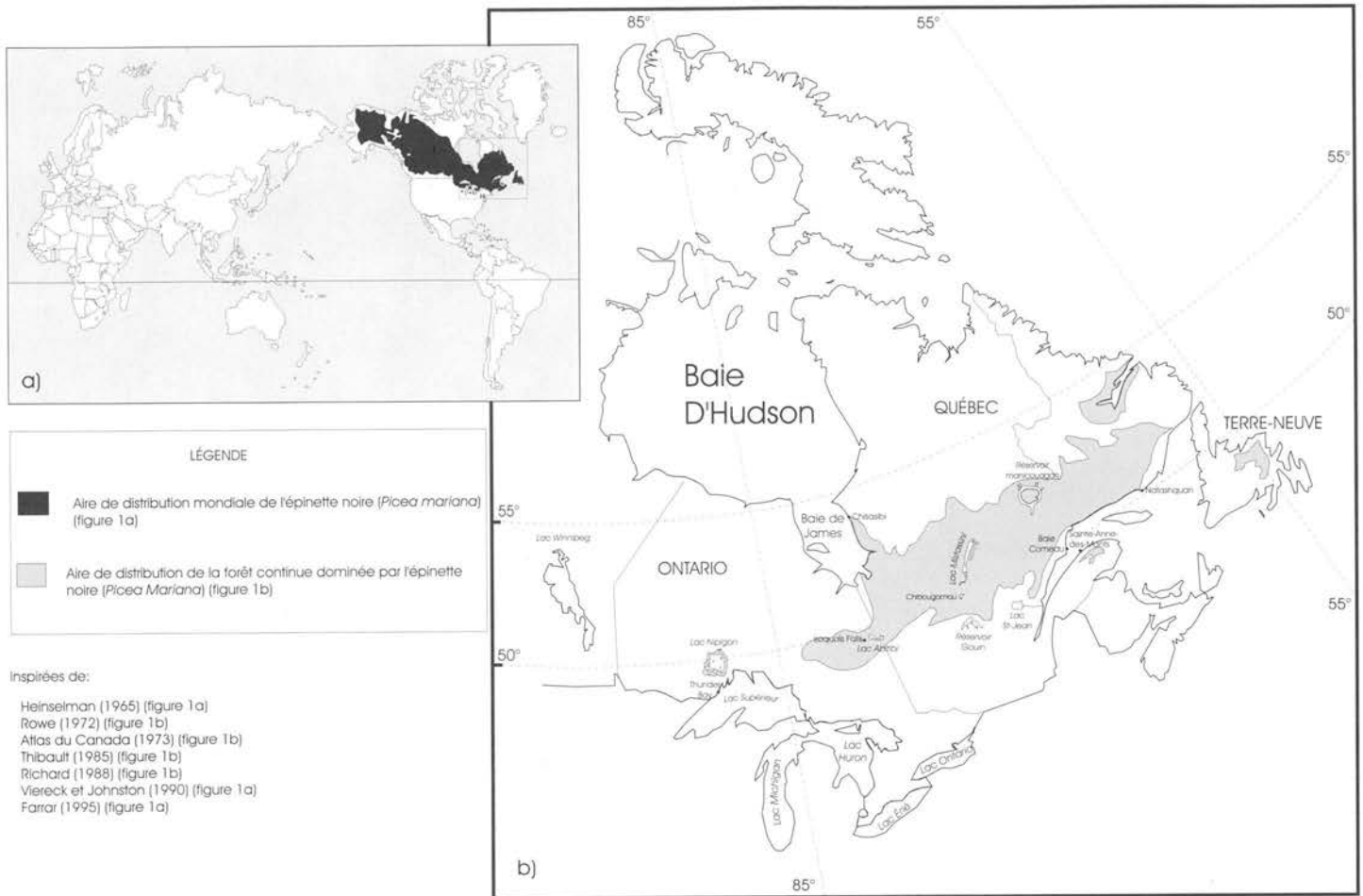


Figure 1. Distribution mondiale de l'épinette noire (*Picea mariana*) (a) et distribution de la forêt continue dominée par l'épinette noire (b)

1965; Gagnon 1988; Viereck et Johnston, 1990; Farrar, 1995) et absente de façon naturelle ailleurs (figure 1a). Les forêts d'épinette noire se trouvent dans l'est du continent, soit au Québec, en Ontario ainsi qu'à Terre-Neuve, mais c'est sur les terres publiques du Québec que l'on trouve les plus grandes forêts de cette espèce au monde. Le domaine de la pessière noire à mousses est le plus vaste domaine forestier de la province. Sa superficie totale représente 28 % du territoire québécois (figure 1b) (Rowe, 1972; Atlas du Canada, 1973; Thibault, 1985; Richard, 1988; Saucier *et al.*, 1998). Cette grande forêt d'épinette noire forme une bande de près de 300 km de largeur qui traverse la province d'ouest en est entre le 52° et le 49° parallèle. La pessière noire du centre du Québec possède trois caractéristiques principales : 1) elle est composée de peuplements largement dominés par l'épinette noire; 2) ces formations continues couvrent de grandes superficies d'un seul tenant et, 3) ces peuplements naturels sont issus de perturbations, en l'occurrence principalement d'incendies forestiers.

En tant que territoire où l'on trouve la plus grande partie des forêts mondiales d'épinette noire, le Québec a la responsabilité d'assurer la pérennité de ces forêts en y

pratiquant un aménagement durable pour le bénéfice des générations actuelles et futures. Le maintien de cet écosystème assurera par la même occasion la conservation des espèces animales et végétales qui y sont associées. Une meilleure compréhension du fonctionnement de cet écosystème est essentielle afin de préserver la biodiversité de ces forêts. L'importance de l'épinette noire à l'échelle écologique est doublée d'un rôle économique important. La qualité de ses fibres en fait une essence qui est très recherchée et hautement appréciée autant pour la fabrication du papier que pour celle du bois d'œuvre. La forêt boréale joue également un rôle important dans le bilan planétaire du carbone en fixant une partie du CO₂ atmosphérique.

Mécanismes de régénération de l'épinette noire

L'épinette noire peut se régénérer à la fois de façon sexuée, par graines, et de manière végétative, par marcottage. Cette essence est reconnue comme une espèce bien adaptée à se régénérer après feu (LeBarron, 1939) grâce à ses cônes semi-sérotineux qui s'ouvrent et libèrent les graines sous l'effet de la chaleur lors du passage de l'incendie. Puisqu'il

n'y a pas de réserve de graines d'épinette noire dans le sol (Thomas et Wein, 1985; Gagnon et Morin, 1992), la régénération après feu se fait uniquement grâce à la réserve de graines maintenue dans les cônes (LeBarron, 1939; Vincent 1965; Heinselman, 1981a; Viereck, 1983). L'installation des semis après feu s'effectue rapidement et sur une courte période, soit d'un à cinq ans (Heinselman, 1981a; Gagnon et Morin, 1992; Gagnon *et al.*, 1992a, 1992b; St-Pierre *et al.*, 1992). Il est à noter que les résultats de la durée de la période d'installation varient selon la méthode de calcul de l'âge utilisée (DesRochers et Gagnon 1997). Lorsque l'épinette noire se régénère après feu, elle se comporte comme une espèce pionnière (Gagnon 1988; St-Pierre *et al.* 1992).

En l'absence de feu, les peuplements d'épinette noire peuvent se régénérer par marcottage, c'est-à-dire par l'enracinement de branches basses. La presque totalité de la régénération préétablie dans les peuplements naturels d'épinette noire est constituée de marcottes (Doucet, 1988). En fait, le marcottage est le principal mécanisme permettant à l'épinette noire de s'établir sous son propre couvert (Doucet, 1988; Lussier 1996) et de se régénérer après des perturbations autres que le feu.

Actions de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur l'épinette noire

L'épinette noire, malgré son nom, n'est pas l'hôte principal de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). Cette caractéristique peut permettre à l'épinette noire d'augmenter sa proportion par rapport à celle du sapin à la suite d'une épidémie dans des peuplements où les deux espèces sont présentes (Sarrasin, 1991). Cependant, localement, la TBE peut causer une mortalité importante de l'épinette noire. Lussier (1996) a aussi montré que la TBE pouvait affecter les petites tiges causant ainsi une éclaircie. Un des impacts importants de la TBE, à l'échelle de la forêt boréale, est de causer un ralentissement de la croissance des épinettes noires. Un échantillonnage (50 sites/5 tiges dominantes) couvrant le Québec d'ouest en est entre le 48^e et le 51^e parallèle montre que les épinettes noires dominantes ont perdu de 1 à 37 % de leur volume théorique au cours de la dernière épidémie (Morin, 2001).



Sous l'effet de la chaleur lors du passage de l'incendie, les cônes semi-sérotineux de l'épinette noire s'ouvrent et libèrent les graines.

La régénération composée de jeunes semis ou de marcottes d'épinette noire subirait aussi un ralentissement de la croissance, particulièrement en hauteur, lors d'épidémies sévères de la TBE (Fournier, 1997; Fantin, 1999; Gagné, 2000). De plus, récemment, Payette *et al.* (2000) ont montré que la TBE pouvait compromettre la production de graines en détruisant une partie des strobiles des épinettes. Lorsqu'un feu survient à la fin d'une épidémie de TBE, il y a possibilité que la régénération des épinettes noires soit inadéquate (Payette *et al.*, 2000; Côté 2001).

Rôle écologique du feu dans les peuplements d'épinette noire

Les feux sont des phénomènes naturels et récurrents dans la forêt boréale (Dix et Swan, 1971; Swain, 1973; Heinselman, 1981a, 1981b; Gagnon, 1988, 1989; Sirois et Payette, 1989; St-Pierre *et al.*, 1991; Gagnon *et al.*, 1992a). Le régime de feu qui y sévit est caractérisé par des incendies forestiers violents, couvrant de grandes superficies et balayant le territoire suivant un cycle, tel que calculé aujourd'hui, variant de 75 à 300 ans et plus, d'ouest en est du Québec (Heinselman, 1981a; Wein et MacLean, 1983; Payette *et al.*, 1989; Bergeron et Charron, 1995; MRN 2000).

Dans ce contexte de feux récurrents, une des principales hypothèses mises de l'avant par les chercheurs œuvrant dans la partie sud de la forêt boréale est que les écosystèmes forestiers boréaux sont dépendants des feux, et que ces derniers sont nécessaires au maintien de leur intégrité écologique (Heinselman, 1971; Vogl, 1980; Alexander et Euler, 1981). Cependant, les travaux que nous avons effectués nous incitent à nuancer cette affirmation et à mieux préciser le rôle écologique du feu dans le cas des forêts d'épinette noire. Bien que cette espèce possède des adaptations (cônes semi-sérotineux) lui permettant de se régénérer après feu, elle n'en est pas dépendante comme le pin gris (*Pinus banksiana*). En l'absence de feu, l'épinette noire a la capacité de se régénérer de façon végétative par marcottage lui permettant, entre autres, de se régénérer après un chablis. De plus, dans certaines circonstances, le feu peut avoir une influence négative sur les peuplements d'épinette noire en entraînant leur régression; cet aspect sera abordé plus en détail dans la section portant sur le nouveau modèle d'évolution naturelle des forêts d'épinette noire après feu. La forêt d'épinette noire pourrait être qualifiée d'écosystème susceptible de régression à la suite des passages des feux.

L'intégration du facteur écologique feu dans le cycle normal de fonctionnement des écosystèmes boréaux a amené les chercheurs à remettre en question la pertinence de l'application des notions de succession et de climax comme processus fondamentaux d'évolution de ces écosystèmes. L'application de ces concepts nécessite des conditions écologiques relativement stables, ce qui n'est pas le cas dans la forêt boréale où les perturbations (feux, épidémies, chablis) sont fréquentes. Dans cet écosystème, la plupart des espèces présentes sur les sites avant feu se réinstallent immédiatement après l'incendie, dans des proportions pouvant toutefois varier. Il n'y a cependant pas de remplacement de ces espèces dans le temps (Methven *et al.*, 1975; Heinselman, 1981a). En raison du passage fréquent des feux et des adaptations des espèces de la forêt boréale à cette perturbation, de nombreux auteurs signalent l'absence de véritable succession et de climax dans la forêt boréale. Ils mentionnent plutôt un renouvellement cyclique des peuplements (Dix et Swan, 1971; Methven *et al.*, 1975; Heinselman, 1981a; Cogbill, 1985; Gagnon, 1988, 1989).

Nouveau modèle d'évolution naturelle des forêts d'épinette noire après feu

Ce modèle est essentiellement basé sur les mécanismes de régénération naturelle ou de recrutement (après feu sévère) des espèces arborescentes présentes en forêt boréale et ne fait pas appel aux concepts de succession et de climax (figure 2). Il se réfère aux processus de types fermés ou cycliques. Ce modèle présente également une nouveauté pour la forêt boréale, soit l'introduction de processus ouverts qui, selon la conjoncture, peuvent transformer, de façon naturelle et de manière possiblement irréversible, un écosystème forestier dominé par l'épinette noire en un autre écosystème. Contrairement aux processus fermés, les processus ouverts se caractérisent par le non-retour au point de départ.

Le processus fermé peut se résumer de la façon suivante. Après feu, un peuplement pur d'épinette noire se régénérera en un autre peuplement semblable sans succession, s'il était constitué à l'origine d'arbres matures ayant des graines viables et si les conditions de germination et de survie des semis sont adéquates. Les processus de types fermés sont les plus communs dans la pessière noire (Dix et Swan, 1971; Methven *et al.*, 1975; Heinselman, 1981a; Cogbill, 1985; Gagnon, 1989; Boulfroy, 1996).

Par contre, si avant le feu, le peuplement d'épinette noire est immature, la production de graines compromise, les graines parasitées ou si, après l'incendie, une partie des graines sont détruites ou les conditions de germination et de survie des semis sont inadéquates, il y aura un manque de régénération et on assistera alors à un changement dans le type de peuplement après feu. C'est ici qu'intervient le processus de type ouvert. À la suite de la faible régénération de l'épinette noire, ce processus mènera à la régression de cette espèce. Selon la conjoncture, la régression peut s'effectuer soit par le remplacement des épinettes noires par des espèces compagnes ou bien par l'établissement de formations ouvertes d'épinette noire.

Remplacement de l'épinette noire par des espèces compagnes

Si certaines espèces compagnes sont présentes dans les environs comme le pin gris, le peuplier faux-tremble ou le bouleau à papier, l'épinette noire pourra être remplacée graduellement par ces espèces. Le peuplier faux-tremble et le bouleau à papier sont des espèces qui ne résistent pas au passage du feu. Toutefois, elles sont bien adaptées à un environnement où le feu est récurrent et elles sont capables de se régénérer très efficacement après cette perturbation, à la fois de manière sexuée, par graines, et de manière végétative, par drageonnement dans le cas du faux-tremble et par rejets de souche dans le cas du bouleau. L'installation de ces feuillus se fait rapidement et en abondance après feu. Le régime actuel de perturbations, de même que l'autécologie des essences semblent favoriser le peuplier (reproduction végétative abondante et production de nombreuses semences)

DYNAMIQUE NATURELLE APRÈS FEU DES PEUPELEMENTS PURS D'ÉPINETTE NOIRE (*Picea mariana*)

Domaine de la pessière noire

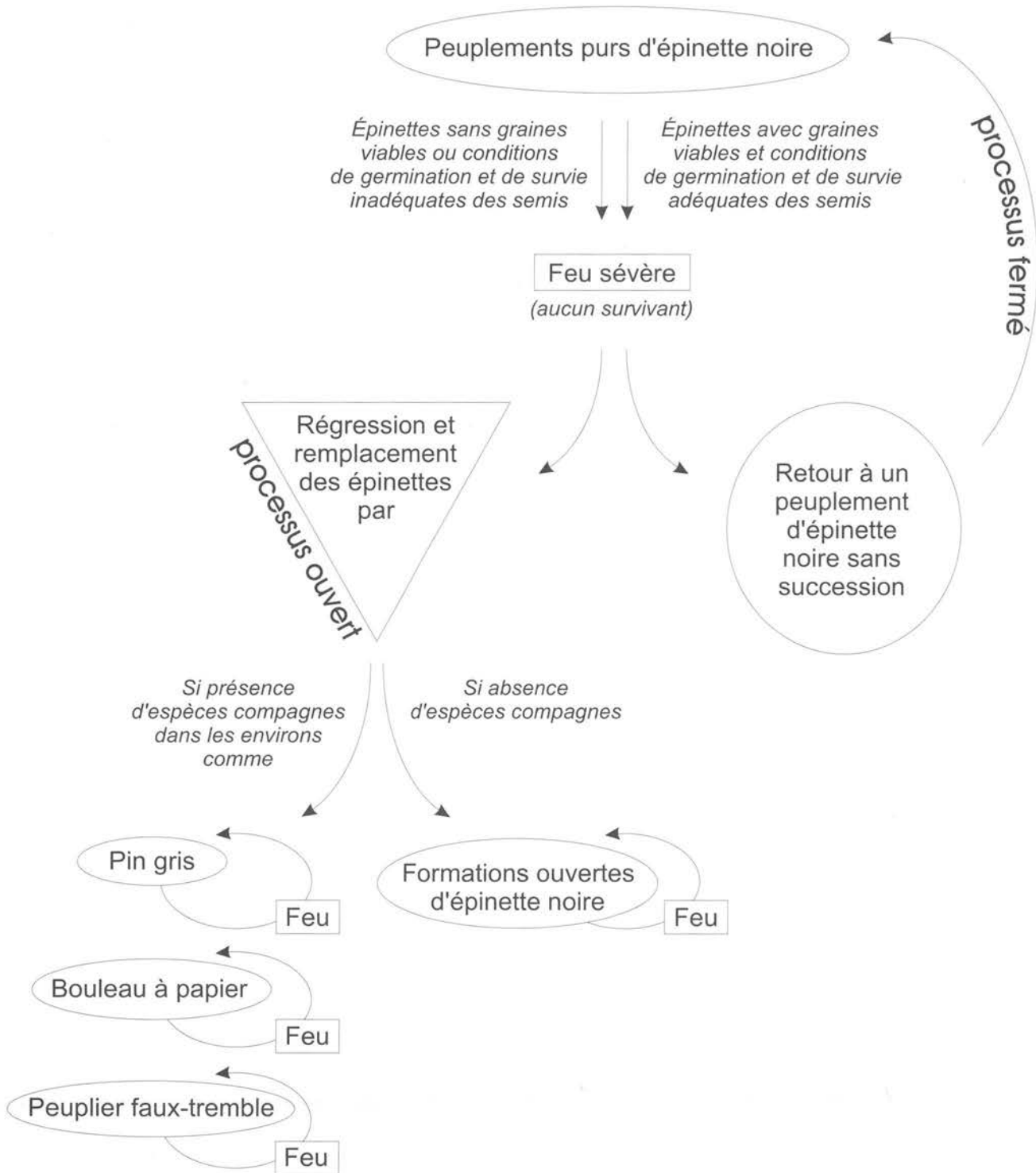


Figure 2. Nouveau modèle d'évolution naturelle des forêts d'épinette noire (*Picea mariana*) après feu.

et le bouleau (rejets de souche, production de nombreuses semences et important réservoir de graines dans le sol) (Bergeron, 1996). En raison de l'efficacité de la reproduction après feu de ces deux espèces, dans les secteurs où l'épinette noire et ces feuillus se côtoient, les feux rapprochés causeront une diminution des épinettes noires au profit de ces essences (Fortin, 1999). Les feux favoriseront ensuite le maintien de ces nouvelles espèces en place.

Le pin gris est également une espèce que l'on rencontre souvent associée à l'épinette noire. Le pin gris présente sensiblement la même stratégie de reproduction sexuée que l'épinette noire, à la différence qu'il possède des cônes sérotimeux qui s'ouvrent et libèrent les graines seulement lors du passage du feu. Ce dernier est indispensable au maintien des peuplements de pin gris puisqu'il contrôle la libération des semences (Heinselmann, 1981a; Carroll et Bliss, 1982). Le pin gris est une espèce très bien adaptée au feu et on peut la qualifier de dépendante de cette perturbation pour sa reproduction en forêt boréale. Contrairement à l'épinette noire, ce conifère ne possède aucune autre méthode de régénération. Lors de la régénération après feu de peuplements mixtes épinette noire – pin gris, il a été démontré que ces deux espèces se réinstallaient rapidement et de manière contemporaine après feu (St-Pierre *et al.*, 1992). Cependant, le pin gris demeure favorisé en raison de sa croissance plus rapide que celle de l'épinette noire (Wilton, 1963; Vincent, 1965; Carleton, 1982). Lors de la régénération après feu, les proportions entre les deux essences régénérées peuvent varier et il apparaît que la représentativité du pin gris peut être accrue dans un contexte de feux rapprochés, dans des peuplements composés à l'origine de ces deux espèces (St-Pierre *et al.*, 1992). L'expansion du pin gris a également été mise en évidence par Despons et Payette (1992), Lavoie et Sirois (1998) dans le domaine de la pessière à lichens. Cette expansion du pin gris après feu se traduit par une augmentation de la dominance du pin gris et l'exclusion partielle de l'épinette noire sur certains sites. Le régime actuel des perturbations et les caractéristiques du pin gris (croissance rapide et production de graines viables dès l'âge de 15 ans) semblent favoriser cette espèce (Bergeron, 1996).

Au fil des ans, lors de feux rapprochés par exemple, l'épinette noire perdra graduellement du terrain au profit de ces trois espèces (pin gris, peuplier faux-tremble et bouleau à papier). Le processus ouvert entraîne donc un changement d'essences principales par l'initiation du développement des autres espèces présentes dans le peuplement.

Ouverture des peuplements d'épinette noire

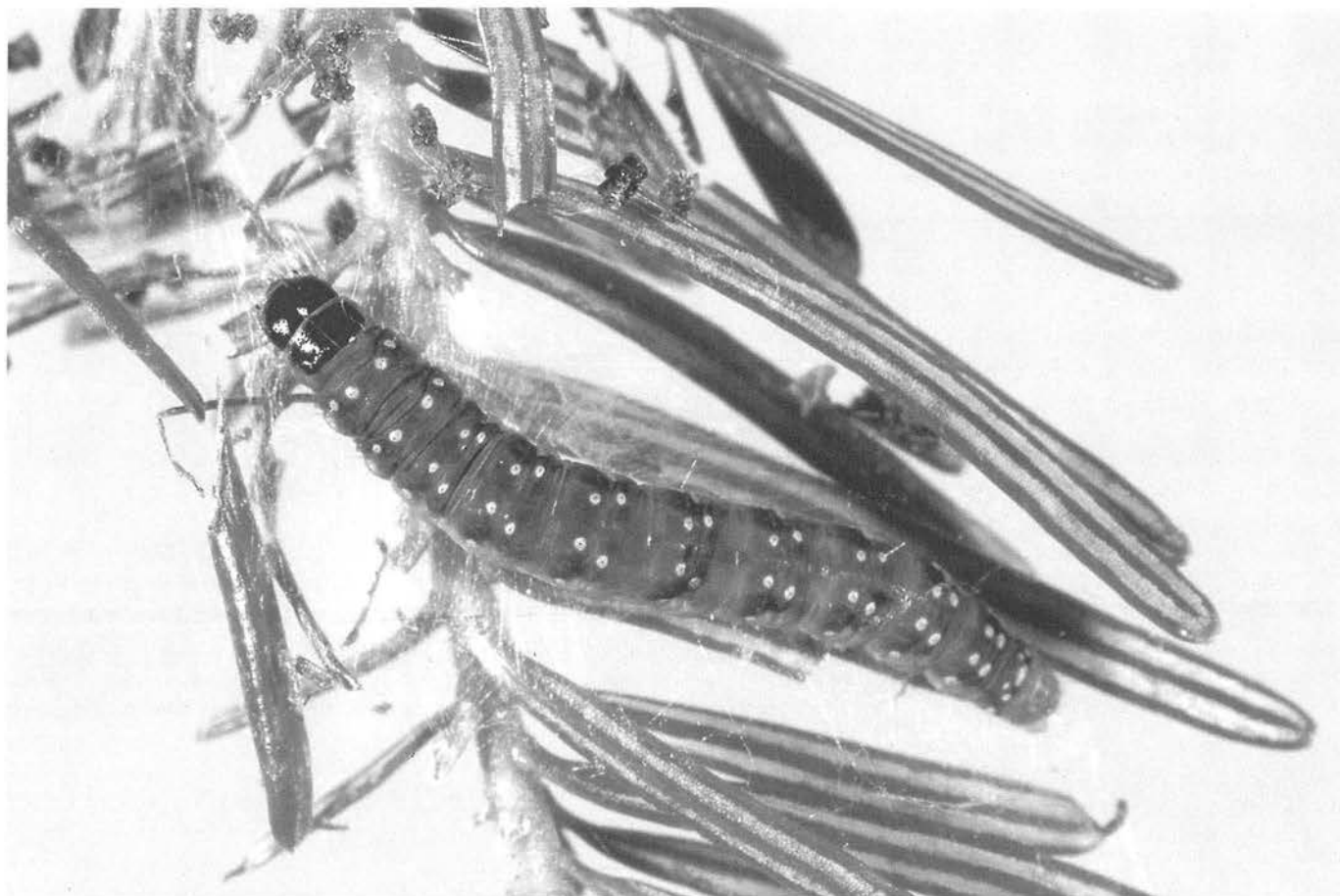
Les pessières à cladonie se rencontrent parfois dans le domaine de la pessière à mousses où elles forment des peuplements ouverts dispersés dans les forêts fermées. Le nouveau modèle d'évolution naturelle des forêts d'épinette noire présenté propose une explication sur l'origine de ces

peuplements ouverts. En effet, le passage d'un feu ou de feux successifs, dans une pessière à mousses ne présentant pas ou peu de graines viables et ayant des conditions de germination et de survie des semis inadéquates, mènera à un processus d'ouverture du couvert forestier en l'absence d'espèces compagnes (figure 2).

Ce processus entraîne la formation de forêts ouvertes comme des landes forestières (dénudés secs) ou des pessières à cladonie. Les feux suivants vont maintenir ces formations ouvertes et, d'un feu à l'autre, la densité d'épinette noire ira en diminuant. Une étude en cours près de la rivière Mistassibi au 50^e degré de latitude Nord dans une pessière à cladonie, située à l'intérieur de la zone de la pessière à mousses et présentant trois générations d'épinette noire après feu, montre une importante diminution de la densité après chaque feu et une ouverture graduelle du peuplement (Côté, 2001). Payette *et al.* (2000) ont décrit le même phénomène d'ouverture dans le parc des Grands Jardins. Le seul mécanisme important de régénération présent dans ces sites ouverts est le marcottage, mais ce mode de croissance ne semble pas contribuer à une fermeture du couvert arborescent (Riverin et Gagnon, 1996; Payette *et al.*, 2000).

Une fois le processus d'ouverture enclenché, il est peu probable qu'il y ait un retour de l'épinette noire et une fermeture du peuplement. En effet, nous savons maintenant que l'installation des semis d'épinette noire après feu doit se faire rapidement (St-Pierre *et al.*, 1992). Si l'épinette noire ne se régénère pas au cours des cinq premières années, il est très peu probable qu'elle puisse naturellement recoloniser le territoire brûlé (Gagnon, 1988). On assistera alors à une ouverture du peuplement. La déforestation procédera ensuite par la diminution répétée de la densité des populations arborescentes au cours de plusieurs incendies. L'intervalle de feu joue un rôle important dans ce processus d'ouverture. L'incidence de deux feux à l'intérieur d'un bref intervalle de temps est peu fréquente, mais constitue un processus de déforestation efficace chez l'épinette noire.

Ce processus d'ouverture, qui peut se produire dans la pessière à mousses, n'est pas un phénomène nouveau et est en branle depuis plusieurs millénaires dans la zone subarctique où la déforestation par les feux est à l'origine de la toundra forestière au Québec (Payette et Gagnon, 1985) et ailleurs en Scandinavie et en Sibérie (Hustich, 1966). Les feux entraînent aussi une expansion vers le sud de la toundra forestière à l'intérieur de la forêt boréale (Sirois et Payette, 1991; Lavoie et Sirois, 1998). Une importante constatation se dégage de tous ces travaux. De façon naturelle, l'épinette noire a été et est présentement en régression au profit d'autres espèces, tels le peuplier faux-tremble et le pin gris, ou de nouveaux écosystèmes, comme la pessière à cladonie, qui sont eux en expansion. Le feu apparaît donc comme une des causes naturelles importantes de régression des épinettes noires.



La tordeuse des bourgeons de l'épinette

L'aménagement forestier peut-il influencer la régression des épinettes noires?

L'aménagement des forêts inclut, entre autres, la construction de voies d'accès au territoire, la coupe, le reboisement, la lutte contre les feux, etc. La plantation et le contrôle des feux apparaissent comme deux outils efficaces pour freiner la régression des forêts d'épinette noire. Cependant, de façon pratique au Québec, on ne peut dissocier la récolte forestière des autres activités d'aménagement. Afin d'évaluer l'impact de la coupe sur les forêts d'épinette noire, le modèle d'évolution naturelle des forêts d'épinette noire (figure 2) a été utilisé comme cadre d'analyse en remplaçant la perturbation feu par la perturbation coupe. Le mode de coupe retenu est celui de la protection de la régénération naturelle et des sols qu'on pratique au Québec et communément appelé CPRS (MRN, 1997).

Lors de la coupe par CPRS d'un peuplement d'épinette noire, la régénération va se faire essentiellement à partir de la régénération naturelle préétablie d'épinette noire présente sous couvert au moment de la coupe (Doucet, 1988; Lussier, 1996). Après coupe, il y a peu d'installation de nouvelles épinettes par graines, les conditions de germination étant peu propices. En fait, les mécanismes naturels de régé-

nération après CPRS s'apparentent à ceux lors d'un chablis. En effet, après chablis dans un peuplement d'épinette noire le retour au peuplement d'origine se fait sans succession à partir de la régénération en place au moment de la perturbation. Après chablis ou coupe dans un peuplement d'épinette noire, l'évolution se fera selon un processus cyclique et il y aura éventuellement retour à un peuplement semblable à celui d'origine. Dans de telles conditions, la CPRS ne devrait pas causer une régression des épinettes noires.

Toutefois, si la régénération préétablie est peu abondante lors de la récolte forestière et, comme il y a peu de chances que de nouveaux semis s'installent, il y aura danger de régression des épinettes noires. L'évolution de ces forêts d'épinette peut alors emprunter la voie des processus ouverts, comme lors des feux, et mener à des formations ouvertes d'épinette dans le cas d'absence d'espèces compagnes dans les environs. Pour contrer l'action des processus ouverts, on doit procéder à la plantation de semis d'épinette noire provenant de graines récoltées dans les environs. La coupe en soi peut donc causer une régression des épinettes, mais les activités d'aménagement, comme la plantation ou l'ensemencement, offrent les garanties nécessaires au maintien des épinettes noires.

Si la CPRS a lieu dans des peuplements d'épinette noire où certaines espèces compagnes sont présentes, sur la base de leur mécanisme de régénération naturelle après coupe (Dufour, 2001), on peut envisager l'évolution suivante des peuplements. Dans les peuplements où l'épinette noire et le pin gris se côtoient, comme il n'y a pratiquement pas de régénération préétablie de pin et que les conditions de régénération par graines sont peu propices après CPRS, le nombre de pins gris devrait diminuer. L'épinette noire quant à elle devrait se maintenir. Sur la base du modèle d'évolution naturelle des forêts d'épinette noire après feu (figure 2) montrant une régression et une tendance naturelle au remplacement des épinettes noires par les pins gris, la plantation d'épinette noire devrait être privilégiée aux dépens des pins gris afin de pallier la régression naturelle des épinettes noires. L'aménagement forestier pourrait ainsi contribuer de façon positive à la restauration des peuplements d'épinette noire d'origine.

Dans les secteurs où le peuplier faux-tremble est présent avec l'épinette noire, lors de la CPRS, des efforts particuliers devraient être entrepris afin de minimiser l'expansion des trembles (Fortin 1999). En effet, lorsque l'épinette noire et le tremble sont récoltés en même temps, les racines de tremble survivent et ces dernières vont produire une grande quantité de nouvelles tiges par drageonnement, caractérisé par fort potentiel de croissance. Lorsque ce mode végétatif de régénération du tremble est enclenché, l'expansion des clones peut se faire au détriment des épinettes noires. De plus, les trembles produisent une grande quantité de graines légères avec des poils soyeux pouvant être dispersées sur de longues distances. La germination des graines nécessitant, entre autres, un sol perturbé, on pourra voir apparaître sur les territoires de coupe des semis de tremble où le sol minéral a été exposé. Cependant, les taux de survie des semis semblent assez faibles. Mais, les survivants auront un fort potentiel d'expansion par drageonnement lors de perturbations ultérieures. Dans un contexte où les trembles sont présents, il y a donc danger que l'évolution naturelle des épinettes noires se fasse selon les processus ouverts et entraîne une régression des épinettes. Des efforts de recherche devront être déployés afin de développer des méthodes d'aménagement qui vont limiter l'expansion des trembles. Comme les semis d'épinette noire ne s'installent pratiquement pas sous couvert, donc sous les trembles (Bondu, 2001), il faut espérer que le temps, à moyen terme, (via les processus de succession) entraîne un remplacement des trembles par les épinettes. On ne trouve aucune étude démontrant le remplacement *in situ* de peuplements de tremble par des épinettes noires (Fortin, 1999).

Les activités d'aménagement devraient inclure le reboisement des sites à l'intérieur de la pessière à mousses où il y a eu une déforestation naturelle à la suite des anciens feux (comme les pessières à cladonie ou à éricacées, les landes ou

dénudés secs). Cette action humaine contribuerait au retour et à l'augmentation des forêts d'épinette noire, qui sont un élément de la biodiversité mondiale. Ces nouvelles forêts pourraient contribuer au maintien de la biodiversité québécoise et, part le fait même, à celle de la planète.

Conclusion

Aussi paradoxal ou inhabituel que cela puisse paraître, les forêts d'épinette noire qui constituent un des éléments de la biodiversité mondiale ont besoin d'un coup de pouce des humains pour se maintenir et retrouver une partie de leur distribution d'origine, notamment dans le domaine de la pessière à mousses. En effet, l'aménagement des forêts du domaine de l'épinette noire va permettre d'entreprendre des actions particulières de lutte contre les feux et de reboisement afin de restaurer les sites où les processus ouverts ont conduit à la formation de peuplements ouverts comme les pessières à cladonie ou à éricacées et les landes (dénudés secs). La création seule de parcs traditionnels de conservation n'est pas suffisante; il faut envisager des interventions humaines (lutte contre les feux, reboisement) pour garantir la pérennité des forêts d'épinette noire. Enfin, on serait porté à croire, dans le domaine de la pessière, que la biodiversité serait plus élevée si on rencontrait dans un même secteur des formations de tremble, de pin gris, une pessière à cladonie et une pessière noire fermée. Cependant, une analyse à l'échelle planétaire nous conduit à des conclusions différentes. En effet, le tremble est l'espèce d'arbre la plus abondante en Amérique du Nord et il est en expansion. Un gain en tremble va contribuer à uniformiser davantage le milieu forestier nord-américain. Le pin gris est aussi très abondant à l'ouest du Québec et les feux favorisent son expansion. Les pessières à lichens sont aussi très abondantes au Québec et ailleurs dans le nord canadien. De plus, les principaux lichens qui composent ces milieux sont aussi présents en Scandinavie et en Sibérie; ils ont une distribution circumpolaire. À l'échelle de la planète ce sont les forêts d'épinette noire qui sont relativement rares et en déclin naturellement depuis des millénaires. Des efforts collectifs devront être entrepris afin de maintenir et de restaurer les épinettes à l'intérieur de tout le domaine de la pessière noire à mousses. ◀

Références

- ALEXANDER, M.E. and D.L. EULER, 1981. Ecological role of fire in the uncut boreal mixewood forest. *In* Boreal mixewood symposium, p. 42-64. Can. for. serv., Great lakes For. Res. Centre, COJFRC Symposium proceedings P-P-9.
- ATLAS NATIONAL DU CANADA, 1973. Régions de végétation (carte). Ministère de l'Énergie des Mines et des Ressources. Direction des levées et de la cartographie. Quatrième édition. Ottawa, 254 p.
- BERGERON, J.-F., 1996. La pessière noire à mousses. *In* Manuel de foresterie, p. 132-279. Presses de l'Université Laval, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Sainte-Foy, 1428 p.

- BERGERON, Y. et D. CHARRON, 1995. Le feu cet indissociable ami de la forêt boréale. *Quatre-Temps*, 19 : 24-26.
- BONDU, M., 2001. Installation des épinettes noires sous le couvert des trembles. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.
- BOULFROY, E., 1996. Prédiction de la régénération forestière naturelle après feu dans la forêt boréale québécoise. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 93 p.
- CARLETON, T.J., 1982. The pattern of invasion and establishment of *Picea mariana* (Mill.) BSP into the subcanopy layers of *Pinus banksiana* Lamb. dominated stands. *Can. J. For. Res.*, 12 : 973-984.
- CARROLL, S.B. and L.C. BLISS, 1982. Jack pine – lichen woodland on sandy soils in northern Saskatchewan and northeastern Alberta. *Can. J. Bot.*, 60 : 2270-2282.
- COGBILL, C.V., 1985. Dynamics of the boreal forests of the Laurentian Highlands, Canada. *Can. J. For. Res.*, 15 : 252-261.
- CÔTÉ, D., 2001. Dynamique des landes forestières ouvertes du Saguenay – Lac-Saint-Jean. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi.
- DESPONTS, M. and S. PAYETTE, 1992. Recent dynamics of jack pine at its northern distribution limit in northern Quebec. *Can. J. Bot.*, 70 : 1157-1167.
- DESROCHERS, A. and R. GAGNON, 1997. Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age? *Can. J. For. Res.*, 27 : 1263-1267.
- DIX, R.L. and J.M.A. SWAN, 1971. The roles of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan. *Can. J. Bot.*, 49 : 657-676.
- DOUCET, R., 1988. La régénération préétablie dans les peuplements forestiers naturels au Québec. *For. Chron.*, 64 : 116-120.
- DUFOUR, B., 2001. Essai de modélisation de la régénération naturelle après coupe en forêt boréale québécoise. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 61 p.
- FANTIN, N., 1999. Croissance juvénile des arbres mères comparée à celle de jeunes semis d'épinette noire issus de graines après feu sur un même site. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 66 p.
- FARRAR, J.L., 1995. *Trees in Canada*. Fitzhenry & Whiteside Limited, Markham, Ontario, 502 p.
- FORTIN, S., 1999. Expansion du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) dans le bassin de la rivière York en Gaspésie, Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 67 p.
- FOURNIER, M., 1997. Structure et croissance d'un peuplement d'épinette noire issu d'une coupe d'une vingtaine d'années dans la région du Saguenay-Lac Saint-Jean. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 107 p.
- GAGNÉ, C., 2000. Tendances à long terme de la croissance de l'épinette noire en forêt boréale québécoise. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 96 p.
- GAGNON, R., 1988. La dynamique naturelle des peuplements équiennes d'épinette noire. In *Les mécanismes de régénération naturelle de l'épinette noire : applications pratiques en aménagement*. Colloque de l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Chicoutimi, 18-19 août, 11 p.
- GAGNON, R., 1989. Maintien après feu de limites abruptes entre des peuplements d'épinettes noires (*Picea mariana*) et des formations de feuillus intolérants (*Populus tremuloides* et *Betula papyrifera*) dans la région du Saguenay – Lac-Saint-Jean (Québec). *Le Naturaliste canadien*, 116 : 117-124.
- GAGNON, R., (sous la direction de), 1998. Les bases écologiques de fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay – Lac-Saint-Jean – Chibougamau – Chapais (Québec) : vers un aménagement forestier durable. Laboratoire d'écologie végétale, Université du Québec à Chicoutimi, 27 p.
- GAGNON, R. and H. MORIN, 1992. Establishment period of black spruce (*Picea mariana*) after fire. In *Proceedings of International dendrochronological symposium, tree rings and environment*, Ystad, Suède, 3-9 septembre 1990. T. S. Bartholin, B. E. Berglund, D. Eckstein et F. H. Schweingruber (éditeurs). *Lundqua report 34* : 112-114.
- GAGNON, R., H. MORIN, H. ST-PIERRE, J. FILION et G. VILLENEUVE, 1992a. La régénération naturelle de l'épinette noire par graines : point de départ d'une méthode efficace d'ensemencement. In *Compte-rendu du Colloque sur les semences forestières*, p. 171-180. Division de la recherche sur les semences, les boutures et les plants, Service de l'amélioration des arbres et Service du transfert de technologie, ministère des Forêts, 12-13 février, Sainte-Foy.
- GAGNON, R., G. VILLENEUVE, H. MORIN and H. ST-PIERRE, 1992b. Dating mistake of mature black spruce (*Picea mariana*) after fire and their impact on population dynamics studies. In *Proceedings of Disturbance dynamics in boreal forest workshop*, 10-14 août, Umea, Suède. O. Engelman et R. Bradshaw (éditeurs). Université de Umeå, Suède.
- GAGNON, R., H. MORIN, D. LORD, C. KRAUSE, J. POTVIN, G. SAVARD et S. CLOUTIER, 1999. Nouvelles connaissances sur la dynamique naturelle des forêts d'épinette noire. *Aubelle*, 128 : 11-14.
- HEINSELMAN, M.L., 1965. Black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P. In *Silvics of forest trees of the United States*, p. 288-298. H. A. Fowells (éditeur). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 271.
- HEINSELMAN, M.L., 1971. The natural role of fire in northern conifer forest. In *Fire in the northern environment*, p. 61-72. C.W. Slauher, R.Y. Banney et G.M. Hanson (éditeurs). *Proceedings of a symposium, Alaska, USDA Forest service, Pacific Northwest forest and range experiment station*, 275 p.
- HEINSELMAN, M.L., 1981a. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. In *Forest succession, concepts and application*, p. 374-405. D.C. West, H.H. Shugart et D.B. Botkin (éditeurs). Springer-Verlag, New York, 517 p.
- HEINSELMAN, M.L., 1981b. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. In *Fire regime and ecosystem properties*. H.A. Mooney, T.M. Bonnicksen, N.L. Christensen et W.A. Reiners (éditeurs). *Gen. Tech. Rep. WO (U. S. For. Serv.) No. WO-26*.
- HUSTICH, I., 1966. On the forest-tundra and the northern tree-lines. Reports from the Kevo subarctic research station no 3. *Annales universitatis Turkuensis. Series II. Biologica-Geographica no 36*. Turku.
- LAVOIE, L. and L. SIROIS, 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science*, 9 : 483-492.
- LEBARRON, R.K., 1939. The role of forests fires in the reproduction of black spruce. *The Minnesota Academy of Science, Proceedings*, 7 : 11-14.
- LUSSIER, J.-M., 1996. Reconstitution de la dynamique récente de pessières noires vierges et de seconde venue. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal, 125 p.
- METHVEN, I.R., C.E. Van Wagner, and B.J. Stocks., 1975. The vegetation on four burned areas in northwest Ontario. Information report PS-X-80. Petawawa forest experimental station, Petawawa, Ontario.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 1997. Manuel d'aménagement forestier. Gouvernement du Québec.

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 2000. La limite nordique des forêts attribuables. Gouvernement du Québec. 101 p.
- MORIN, H., 2001. Évaluation de l'impact des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la croissance et la mortalité des épinettes noires. Rapport de recherche. Direction de la recherche forestière, ministère des Ressources naturelles du Québec. 17 p.
- PAYETTE, S. and R. GAGNON, 1985. Late Holocene deforestation and tree regeneration in the forest-tundra of Québec. *Nature*, 313 : 570-572.
- PAYETTE, S., C. MORNEAU, L. SIROIS, and M. DESPONTS. 1989. Recent fire history of the northern Quebec biomes. *Ecology* 7 : 656-673.
- PAYETTE, S., N. BHIRY, A. DELWAIDE, M. SIMARD, 2000. Origin of lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada : the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Ca. J. For. Res.*, 30 : 288-305.
- RICHARD, P.J.H. 1988. Végétation du Québec-Labrador : Formation et grands domaines. Carte en couleurs 1 : 5 x 10⁶. Département de Géographie, Université de Montréal, Montréal.
- RIVERIN, S. et R. GAGNON, 1996. Dynamique de la régénération d'une pessière à lichen dans la zone de la pessière noire à mousses, nord du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec). *Can. J. For. Res.*, 26 : 1504-1509.
- ROWE, J.S. 1972. Les régions forestières du Canada. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts. Publication N° Fo47-1300F, 172 p.
- SARRASIN, R., 1991. Dynamique de sapinières et de pessières boréales sur une période de 40 ans après coupe. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 70 p.
- SAUCIER, J-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version) : un des éléments du système hiérarchique de la classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles. L'Aubelle, fév-mars. 12 p.
- SIROIS, L. and S. PAYETTE, 1989. Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Can. J. For. Res.*, 19 : 1571-1580.
- SIROIS, L. and S. PAYETTE. 1991. Reduced postfire tree regeneration along a boreal forest-forest-tundra transect in northern Quebec. *Ecology*, 72 : 619-627.
- ST-PIERRE, H., R. GAGNON et P. BELLEFLEUR, 1991. Distribution spatiale de la régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, réserve faunique Ashuapmushuan, Québec. *Can. J. Bot.*, 69 : 717-721.
- ST-PIERRE, H., R. GAGNON et P. BELLEFLEUR, 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Can. J. For. Res.*, 22 : 474-481.
- SWAIN, A.M., 1973. A history of fire and vegetation in northeastern Minnesota as recorded in lake sediments. *Quaternary Research*, 3 : 383-396.
- THIBAUT, M., 1985. Les régions écologiques du Québec méridional, deuxième approximation. Service de la recherche appliquée, ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec, cartes en couleurs à l'échelle 1/1 250 000.
- THOMAS, P.A. and R.W. WEIN, 1985. Delayed emergence of four conifer species on postfire seedbeds in eastern Canada. *Can. J. For. Res.*, 15 : 727-729.
- VIERECK, L.A., 1983. The effects of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada. *In* The role of fire in northern circumpolar ecosystems, p. 201-221. R. W. Wein et D. A. Maclean (éditeurs). SCOPE 18, John Wiley & Sons Inc., New York, 322 p.
- VIERECK, L.A. and W.F. JOHNSTON, 1990. *Picea mariana* (Mill.) B. S. P., Black spruce. *In* Silvics of North America, Volume 1, Conifers, p. 227-237. Agriculture Handbook 654, Forest Service, United States Department of Agriculture, Washington D. C., 675 p.
- VINCENT, A.B., 1965. Black spruce: a review of its silvics, ecology and silviculture. *Can. Dep. For. Ottawa, Ont. Publ.*, 1100, 79 p.
- VOGL, R.J., 1980. Fire: a destructive menace or a natural process? *In* Recovery and restoration of damaged ecosystems. J. jr. Cairns, K. L. Dickson et E. E. Herricks (éditeurs). University of Virginia, Charlottesville.
- WEIN, R.W. et D.A. MACLEAN, 1983. An overview of fire in northern ecosystem. *In* The role of fire in northern circumpolar ecosystems. R. S. Wein et D. A. MacLean (éditeurs). SCOPE 18, John Wiley & Sons, New York.
- WILTON, W.C., 1963. Black spruce seedfall immediately following fire. *For. Chron.*, 26 : 477-479.

Recherches sur les oiseaux forestiers

IL ÉTAIT UNE FOIS DANS L'EST

André Desrochers et Marcel Darveau

La recherche sur les oiseaux forestiers québécois n'a pas commencé hier, mais elle n'est pas très vieille non plus : à peine un siècle! Dans cet article, nous proposons un bref aperçu historique de la recherche québécoise sur les oiseaux forestiers, puis une revue des grandes questions qui intéressent actuellement les chercheurs dans l'est du Québec.

Historique

On dit souvent que la fin dicte les moyens. Dans le cas de la recherche sur les oiseaux forestiers boréaux, on distingue trois grandes époques de recherche correspondant à trois grandes questions. Nous les nommerons : la préhistoire (avant 1889), l'ère des catalogueurs (1889-1980) et l'ère contemporaine (de 1981 à nos jours).

La préhistoire ornithologique a duré longtemps en ce qui concerne la forêt boréale québécoise. En effet, même si les autochtones et les premiers colonisateurs européens avaient acquis des connaissances traditionnelles sur les oiseaux et bien que quelques naturalistes explorateurs, comme John James Audubon, se soient aventurés sur la Côte-Nord dans les années 1830 (Ouellet, 1995), l'ornithologie de l'époque se faisait surtout dans la plaine du Saint-Laurent. On peut considérer que le *Catalogue des oiseaux de la province de Québec avec des notes sur leur distribution géographique* de Charles-Eusèbe Dionne (1889) pourrait être le premier ouvrage significatif permettant de faire un portrait des oiseaux de la forêt boréale québécoise.

De 1889 à 1980, plusieurs traités et articles scientifiques ont permis de préciser la répartition des oiseaux forestiers québécois et de décrire leur histoire naturelle (Ouellet, 1995). De nombreux catalogues sur les oiseaux du Québec sont parus à cette époque qui s'est étirée jusque dans les années 1980, alors que les études d'impact des projets hydro-électriques de la baie James consistaient en majeure partie à décrire l'avifaune de ce territoire. Malheureusement, très peu des renseignements recueillis par les firmes de consultants ont été publiés à la suite de ces études. Paradoxalement, à la même époque, Erskine (1977), dans *Birds in boreal Canada*, faisait ressortir qu'il nous en restait beaucoup à apprendre sur les oiseaux de la forêt boréale.

Recherches récentes

Au cours des 20 dernières années, des développements rapides dans le domaine de la biologie de la conservation ont fait ressortir que trois grandes menaces pèsent sur les espèces et sur la biodiversité planétaire : la réaffectation des terres, les invasions biologiques et la dégradation des écosystèmes (pollution et contamination).

Dans la forêt boréale québécoise, ces menaces ne sont pas trop sérieuses pour l'instant. En effet, la réaffectation des terres ne pose pas encore de problèmes, puisque la vocation du territoire demeure presque exclusivement forestière. Aucune invasion biologique majeure n'a affecté notre avifaune boréale. Par ailleurs, les travaux menés par le Service canadien de la faune, dans les années 1980, ont montré que l'acidification des lacs résultant de polluants atmosphériques aéroportés pourraient entraîner des changements majeurs dans la structure des communautés d'oiseaux associées aux milieux aquatiques et aux milieux humides de la forêt boréale (DesGranges et Rodrigue, 1986; DesGranges et Gagnon, 1994). Même si la pollution atmosphérique ne



La corneille d'Amérique, une nouvelle venue en forêt boréale. Son établissement est de toute évidence facilité par les déchets laissés par les humains. Le problème, c'est qu'elle se nourrit aussi d'oeufs et d'oisillons...

André Desrochers, Ph. D., sciences biologiques,
Marcel Darveau, Ph. D., ingénieur forestier.



**Le secteur du lac Malin, dans la Réserve faunique des Laurentides.
Coupé à blanc à la fin des années 1980.**

MARCEL BARRÉ

fait pas la manchette ces années-ci, les effets deviennent graduellement plus perceptibles dans les écosystèmes forestiers (Pitelka, 1994). En fait, la principale menace que l'activité humaine fait peser sur les oiseaux, en forêt boréale, est liée à la dégradation des écosystèmes résultant de la récolte forestière.

Bien qu'aucune espèce d'oiseaux ne soit disparue depuis un siècle en forêt boréale québécoise, certaines espèces classées vulnérables, comme la grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*), pourraient éprouver des problèmes dans les prochaines années (Conseil canadien des ministres des forêts, 2000). Examinons plus en détail certains aspects de la dégradation des écosystèmes forestiers, du point de vue de l'avifaune.

Un hectare de forêt résiduelle vaut-il un hectare de forêt inexploitée?

La conséquence la plus évidente du passage de l'industrie forestière dans un paysage est la perte immédiate d'habitat pour les espèces strictement associées aux peuplements matures et surannés. Il s'ensuit généralement une dentelle de lisières boisées, seuls refuges pour la faune ailée des forêts matures pour quelques décennies. Afin d'évaluer les impacts à moyen et à long terme de cette perte d'habitat, on peut se demander : un hectare de forêt résiduelle vaut-il autant, mieux ou moins qu'un hectare de forêt vierge?

Dans le cas le plus simple, la valeur des peuplements résiduels demeure inchangée, et on peut penser qu'on aura une perte d'effectifs en proportion égale à la proportion d'habitat perdu, suivie d'un rétablissement graduel des effectifs à mesure que les peuplements matures se rétablissent. Les études d'oiseaux en forêt boréale exploitée que nous citons tout au long du texte sont compatibles avec cette vision, du moins dans la mesure où les densités de populations aviaires ou les occurrences qu'elles rapportent pour la majorité des espèces en forêt résiduelle sont similaires à celles en forêts non exploitées.

Le scénario de la valeur accrue, de son côté, voit les oiseaux dont l'habitat a été détruit se déplacer dans les habitats voisins, de sorte que la perte d'habitat ne se traduit pas, sauf dans les cas extrêmes, en pertes d'effectifs à moyen terme. Dans ce cas, un hectare de forêt résiduelle gagne en importance, car il abrite une densité accrue de population d'oiseaux. Ce scénario plutôt optimiste a rarement été illustré (quelques exemples classiques dans la littérature suggèrent en fait que les zones tampons sont souvent de piètre qualité, p. ex. Krebs, 1971). On imagine que ce scénario se produirait dans les cas où une population est de taille réduite avant même la perte d'habitat, de sorte qu'elle n'utilise pas complètement les habitats optimaux. Souvent, on a un gain à court terme seulement. Par exemple, un suivi à long terme de lisières boisées riveraines restant après coupe des forêts

adjacentes, dans des sapinières de la Forêt Montmorency et de la réserve des Laurentides, a montré que les densités de population augmentaient l'année après une coupe, mais que les populations se réajustaient rapidement et que rien n'y paraissait trois ans plus tard (Darveau *et al.*, 1995).

Finalement, le scénario de la valeur diminuée voit les populations chuter en proportion supérieure à la perte d'habitat, c'est-à-dire que la qualité ou la disponibilité des peuplements résiduels dans les paysages coupés chute par rapport à la situation originale. La structure des paysages forestiers boréaux du Québec a un impact sur l'occurrence de certaines espèces (Drolet, Desrochers et Fortin, 1999; Drapeau *et al.*, 2000). Par exemple, dans des forêts d'épinette noire (*Picea mariana*) au nord du lac Saint-Jean, on a observé que la paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*), un oiseau insectivore qui se nourrit surtout dans les conifères matures, ne s'accommode pas des peuplements résiduels de faible superficie. Au cours des trois années suivant une coupe forestière, cette espèce a disparu des bandes boisées de 60 m de largeur ainsi que des blocs de forêt résiduelle de 10 à 20 ha tandis que les populations restaient stables dans les grands massifs des alentours (Darveau *et al.*, 2000).

Par quels mécanismes les peuplements résiduels pourraient-ils perdre leur attrait pour la faune ailée? D'abord, ces peuplements ont souvent une forme linéaire, constituant des lisières entre les parterres de coupe. Ces lisières sont souvent le théâtre d'un risque élevé de prédation des nids, du moins dans les paysages prédominés par l'agriculture (Hartley et Hunter, 1998). Dans l'est du Québec cependant, des efforts récents suggèrent que le risque de prédation des nids n'est pas plus élevé dans les forêts boréales résiduelles que dans les forêts non exploitées (Boulet, Darveau et Bélanger, 2000). Il existe néanmoins plusieurs prédateurs de nids en forêt boréale au Québec (figure 1), et le mésangeai du Canada, un des principaux prédateurs, est étroitement associé aux lisières dans les forêts exploitées (figure 2). Il est donc difficile, à ce jour, d'exclure l'augmentation de la prédation des nids en lisières comme effet potentiellement négatif de la coupe en forêt boréale. Parmi les autres effets pervers de la perte de couvert forestier, on peut souligner l'isolement des habitats résiduels, qui peut mener à leur sous-utilisation par les oiseaux, dont la capacité de dispersion semble limitée par la fragmentation du couvert forestier (Bélisle, Desrochers et Fortin, 2001). Finalement, la dislocation sociale (effets Allée) pourrait accentuer les conséquences négatives de la perte d'habitat chez les espèces qui

se trouvent en «grappes» ou mini-colonies dans nos forêts (Norris et Stutchbury, 2001). Ce dernier mécanisme, souvent soupçonné, demeure à peu près inexploré, mais certaines expériences sont en cours actuellement à ce sujet dans la région de Québec (Bourque, en cours).

Les forêts surannées : le principal enjeu

Les effets de la perte d'habitat sont à juste titre relativisés dans le contexte de l'exploitation forestière, en raison du remplacement réel (ou anticipé) des peuplements forestiers par des modèles plus ou moins prévisibles de succession végétale secondaire. Néanmoins, dans le plus optimiste des scénarios, la disparition de vastes superficies de forêts matures commande l'examen de deux questions fondamentales :

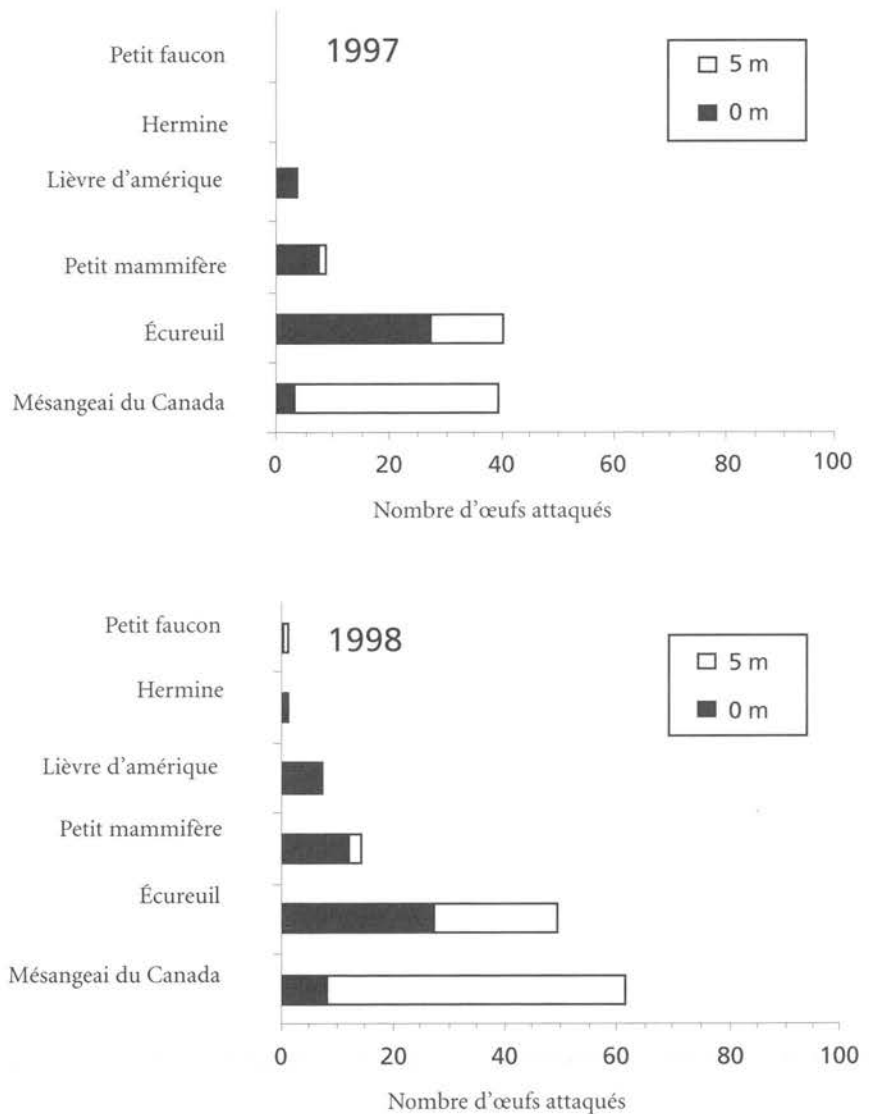


Figure 1. Principaux prédateurs de nids d'oiseaux rencontrés en forêt boréale. Données obtenues avec des nids artificiels placés au sol et à 5 m de hauteur.
Tiré de Boulet, Darveau et Bélanger, 2000.

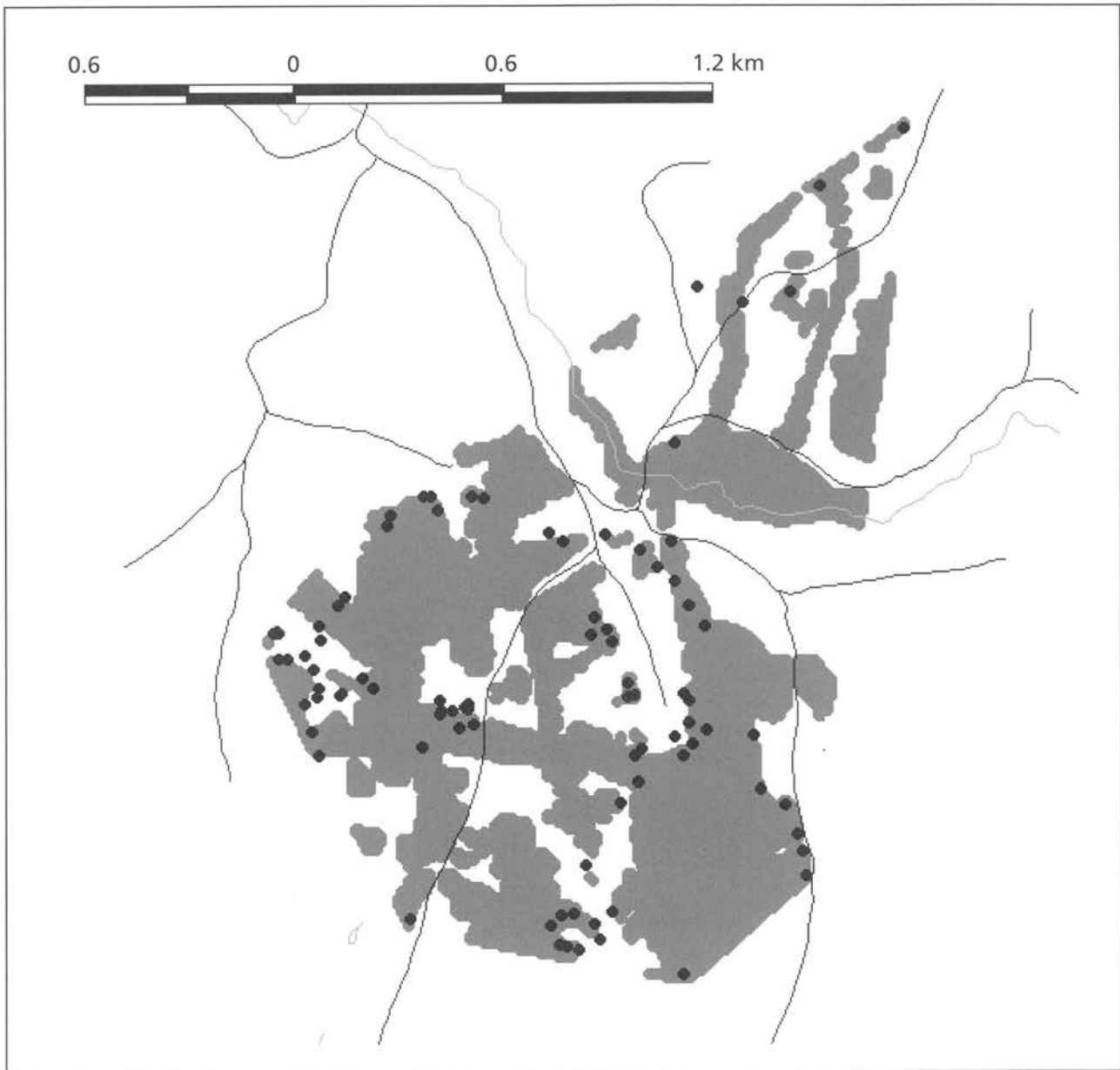


Figure 2. Utilisation des lisières de forêt par une famille de mésangeais du Canada. La zone grise représente la forêt mature à l'intérieur du domaine vital. Les traits noirs représentent les chemins, les traits gris, les cours d'eau. Les points représentent des localisations de mésangeais par radiotélémetrie. Forêt Montmorency, juin-juillet 1995.

Données de Ibarzabal, 2000.

1) Est-ce que le rétablissement des forêts matures sera suffisamment rapide pour éviter des conséquences irréversibles dans certaines populations aviaires? 2) Est-ce que les quantités résiduelles de forêts surannées (d'un âge dépassant la maturité commerciale) sont suffisantes pour assurer la viabilité des populations strictement liées à ces habitats?

Dans le premier cas, il est raisonnable d'afficher un certain optimisme dans la mesure où la majorité des espèces s'accoutument des forêts résiduelles comme refuges et sont très fécondes, donc capables de «rebondir» démographiquement en l'espace de quelques années. Par contre, la perte

définitive de la presque totalité des forêts surannées a de quoi inquiéter, car certaines espèces, déjà peu abondantes, en sont strictement dépendantes (tableau 1).

Conclusion

La connaissance des oiseaux de la forêt boréale au Québec a fait d'énormes bonds depuis dix ans. Il reste cependant plusieurs autres bonds à faire avant que cette connaissance atteigne un niveau permettant un aménagement rationnel plutôt qu'intuitif de nos forêts boréales, du moins en ce qui a trait aux oiseaux. Néanmoins, il n'est pas

Tableau 1. Espèces d'oiseaux les plus vulnérables à l'exploitation de la forêt boréale du Québec pour la matière ligneeuse. Cette évaluation est basée sur les huit facteurs de vulnérabilité suivants : (1) stade de succession, (2) taille du domaine vital, (3) utilisation de chicots pour l'alimentation, (4) nidification en cavités, (5) incapacité d'excavation de cavité, (6) grande taille corporelle, (7) besoin d'arbres de grande taille pour l'installation d'un nid en coupe, (8) répartition géographique limitée à la forêt boréale. Chaque facteur de vulnérabilité a une valeur de 0 (aucune pertinence) à 3 (forte pertinence) pour chaque espèce. Détails dans Imbeau *et al.*, 2001.

Espèce	Somme des scores associés aux facteurs de vulnérabilité
pic tridactyle (<i>Picoides tridactylus</i>)	8
pic à dos noir (<i>Picoides arcticus</i>)	8
grand pic (<i>Dryocopus pileatus</i>)	7
nyctale de Tengmalm (<i>Aegolius funereus</i>)	7
mésange à tête brune (<i>Poecile hudsonica</i>)	5
grimpeur brun (<i>Certhia americana</i>)	5
garrot d'Islande (<i>Bucephala islandica</i>)	5

prématuré de conclure que le problème le plus immédiat en matière de conservation des oiseaux en forêt boréale est celui des forêts surannées. Nous sommes actuellement incapables de proposer une superficie minimale de ces forêts surannées essentielles de la biodiversité, ce qui ne devrait pas être interprété comme un appui à la complaisance, mais plutôt une raison pour adopter une approche prudente de gestion, couplée à la quête d'une meilleure compréhension des facteurs qui rendent essentielles les forêts boréales surannées pour certaines espèces dont le Québec est l'un des derniers bastions. ◀

Références

BÉLISLE, M., A. DESROCHERS and M.-J. FORTIN, 2001. Habitat fragmentation impedes large scale movements of forest birds. *Ecology* (sous presse).

BOULET, M., M. DARVEAU and L. BÉLANGER, 2000. A landscape perspective on bird nest predation in a managed boreal black spruce forest. *Ecoscience*, 7 : 281-289.

BOURQUE, J., (en cours). Répartition spatiale des oiseaux forestiers dans les paysages fragmentés : influences de la qualité de l'habitat, de l'attraction conspécifique et des contraintes dans les mouvements. Thèse de Doctorat, Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES FORÊTS, 2000. Critères et indicateurs de l'aménagement durable des forêts au Canada - Bilan national 2000. Ressources Naturelles Canada. Rapport n° F075-3/6-200F, 124 p.

DARVEAU, M., P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER, J. HUOT and P. LARUE, 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management*, 59 : 67-78.

DARVEAU, M., M. BOULET, C. VALLIÈRES, L. BÉLANGER et J.C. RUEL, 2000. Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire. NCE Sustainable Forest Management Network. Project Report,

DESGRANGES, J.L. and C. GAGNON, 1994. Duckling response to changes in the trophic web of acidified lakes. *Hydrobiologia*, 279/280 : 207-221.

DESGRANGES, J.L. and J. RODRIGUE, 1986. Influence of acidity and competition with fish on the development of ducklings in Quebec. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 30 : 743-750.

DIONNE, C.E., 1889. Catalogue des oiseaux de la province de Québec avec des notes sur leur distribution géographique. J. Dussault, Québec, 119 p.

DRAPEAU, P., A. LEDUC, J.-F. GIROUX, J.-P.L. SAVARD, Y. BERGERON and W.L. VICKERY, 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs*, 70 : 423-444.

DROLET, B., A. DESROCHERS and M.-J. FORTIN, 1999. Are songbirds affected by landscape structure in exploited boreal forest? *Condor*, 101 : 699-704.

ERSKINE, A.J., 1977. Birds in boreal Canada : communities, densities and adaptations. Canadian Wildlife Service. Report Series. 73 p.

HARTLEY, M.J. and M.L. HUNTER, Jr., 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology*, 12 : 465-469.

IBARZABAL, J., 2001. Écologie des prédateurs de nids dans une sapinière boréale. Thèse de Doctorat, Université Laval Sainte-Foy, Québec, Canada.

IMBEAU, L., M. MÖNKÖNEN and A. DESROCHERS, 2001. Long-term impacts of forestry on birds of the eastern Canadian boreal spruce forests : what can we learn from the Fennoscandian experience? *Conservation Biology* (sous presse).

KREBS, J.R., 1971. Territory and breeding densities in the Great Tit. *Ecology*, 52 : 2-22.

NORRIS, D.R. and B.J.M. STUTCHBURY, 2001. Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology* (sous presse).

QUELLET, H., 1995. Le développement de l'ornithologie au Québec : des origines à 1960. Pages 5-10. In J. Gauthier & Y. Aubry (ed.). Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Service canadien de la faune, Association québécoise des groupes ornithologiques et Société québécoise de protection des oiseaux, Montréal.

PITELKA, L.F., 1994. Air pollution and terrestrial ecosystems. *Ecology*, 75 : 627-628.

Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales

Pierre Drapeau, Alain Leduc, Jean-Pierre Savard et Yves Bergeron

La forêt boréale : une mosaïque diversifiée de peuplements

En forêt boréale, la structure et la composition des mosaïques forestières ont historiquement été modelées par des perturbations naturelles (feux de forêts et épidémies d'insectes) qui couvrent de grandes superficies (Bergeron, 1991; Johnson, 1992). Au cours des dernières décennies toutefois, l'aménagement commercial de la forêt est devenu la principale perturbation des grandes forêts de l'hémisphère nord (Franklin and Forman, 1987; Spies *et al.*, 1994; Angletam, 1996). Au Québec, la forêt boréale compte encore des superficies importantes qui sont issues de perturbations naturelles, notamment les feux. Dans ces territoires, une forte proportion de la mosaïque forestière est constituée de forêts qui dépassent l'âge d'exploitation forestière (forêts surannées et anciennes). Un défi important posé à la gestion durable des forêts, tant pour l'industrie forestière que pour les agences gouvernementales responsables, consistera à évaluer jusqu'à quel point les forêts aménagées peuvent se substituer aux mosaïques naturelles comme milieu de vie pour la diversité biologique. Quelles stratégies d'aménagement peuvent être mises en œuvre pour assurer le maintien de la diversité biologique dans ces territoires? Pareille évaluation requiert le développement d'indicateurs biologiques qui répondent à la fois aux changements spécifiques du couvert forestier qui ont cours au sein des peuplements et aux effets cumulatifs des pratiques forestières à l'échelle des paysages. Les oiseaux forestiers constituent l'un des groupes d'espèces susceptibles de remplir adéquatement cette fonction d'indicateur de l'état de la diversité biologique.

Dans cet article, nous exposons certains des problèmes auxquels la diversité biologique est confrontée à l'égard des changements à grande échelle de la forêt boréale mixte et résineuse du Québec. Plus précisément, nous utilisons la réponse des oiseaux comme un indicateur des effets : 1) du rajeunissement des mosaïques forestières aménagées, 2) des changements de structure et de composition des peuplements résultants ainsi que 3) de la diminution d'attributs d'habitat qui sont critiques pour la diversité biologique de ces écosystèmes.

Les perturbations naturelles et humaines, des différences importantes à l'échelle des paysages

Bien que l'aménagement forestier puisse montrer des similarités avec les perturbations naturelles (feux et épidémies d'insectes) auxquelles sont adaptés les organismes, il persiste d'importantes différences entre ces deux types de perturbations quant aux mosaïques forestières qui en résultent. Par exemple, il est connu que les révolutions forestières (intervalle de temps entre deux récoltes de bois) sont souvent plus courtes que les cycles de perturbations naturelles des forêts (Spies *et al.*, 1994; Gauthier *et al.*, 1996; Bergeron et Harvey, 1997). Qui plus est, pour des temps équivalents, la distribution des classes d'âge des peuplements à l'échelle du paysage ne dépasse jamais le temps de révolution dans les forêts aménagées, tandis que sous un régime naturel de perturbations, une forte proportion des territoires forestiers dépasse l'âge des cycles de perturbations (Bergeron *et al.*, 1999a; Seymour et Hunter, 1999). À long terme, les pratiques sylvicoles rajeunissent donc passablement la mosaïque forestière en augmentant la proportion de jeunes forêts et en diminuant considérablement l'importance régionale des



Dans notre aire d'étude, le pic à dos noir était la seule espèce d'oiseau qui était relativement restreinte à un type de couvert forestier, les peuplements d'épinettes noires récemment incendiés.

Pierre Drapeau, Ph. D., écologie animale;
Alain Leduc, Ph. D., écologie du paysage;
Jean-Pierre Savard, Ph. D., écologie animale;
Yves Bergeron, Ph. D., écologie végétale.

forêts surannées et anciennes. Enfin, les pratiques forestières actuelles laissent très peu d'arbres morts après coupe (Spies *et al.*, 1994). La matière ligneuse morte ou sénescence représente un attribut-clé d'habitat pour le maintien de la diversité biologique des écosystèmes boréaux (Harmon *et al.*, 1986; Bull *et al.*, 1997). La diminution considérable de la disponibilité en matière ligneuse morte est présentement considérée comme l'une des principales causes de perte de diversité biologique en forêt fenno-scandinave. Dans la liste des espèces menacées en Suède et en Finlande, le quart de celles-ci sont associées aux arbres morts (Virkalla et Toivonen, 1999). Parmi ces espèces, le pic tridactyle est présentement classé vulnérable.

Les effets sur l'avifaune forestière

Au Québec, les forêts boréales mixtes sont aménagées depuis plus longtemps que les forêts résineuses d'épinettes noires. Les effets de la coupe sur la régénération du couvert forestier ainsi que les courtes révolutions forestières (Spies *et al.*, 1994; Gauthier *et al.*, 1996) ont provoqué des changements à grande échelle favorisant la conversion du couvert forestier mature de mixte à feuillu. Drapeau *et al.*, (2000) ont montré que les communautés d'oiseaux répondent fortement à ces changements régionaux du couvert forestier. Par rapport aux mosaïques forestières issues de perturbations naturelles, les forêts matures aménagées comptaient un moins grand nombre d'espèces d'oiseaux (figure 1a). La diminution substantielle de forêts mixtes dans les paysages aménagés a contribué à faire chuter les effectifs de nombreuses espèces associées aux conifères (figure 1b). Ce fut le cas de la paruline à gorge orangée, du roitelet à couronne dorée, du roitelet à couronne rubis et de la sittelle à poitrine rousse. À l'opposé, certaines espèces comme le moucherolle tchébec et la grive fauve ont été favorisées par cet accroissement régional du couvert forestier en peuplements feuillus. À l'échelle des paysages, ces transformations de la matrice forestière peuvent donc avoir des conséquences importantes sur l'intégrité écologique de l'avifaune.

En zone de pessière à mousses, la composition du couvert forestier est plus simple et risque moins d'être affectée par l'aménagement forestier. Les enjeux liés au rajeunissement des mosaïques forestières renvoient plutôt à une perte de diversité structurale des mosaïques forestières (Bergeron *et al.*, 1999a). La diversité structurale des peuplements issus de perturbations naturelles a été documentée dans les forêts d'épinette noire de l'Abitibi et des basses-terres de la baie James au moyen

d'une vaste étude sur la reconstitution historique des feux en Abitibi (Bergeron *et al.*, 1999b). Au cours des trois dernières années, nous avons mesuré dans ces forêts la répartition et l'abondance de divers indicateurs de diversité biologique, dont les oiseaux (Drapeau *et al.*, 1999). Cette étude couvrait un gradient de paysages forestiers sous régime naturel de perturbations s'étendant des brûlis récents (moins de 5 ans) aux forêts anciennes (plus de 200 ans). Nos travaux ont montré que la composition des assemblages d'oiseaux était étroitement associée aux changements de structure (hauteur et recouvrement du couvert forestier) des forêts. Ainsi, les habitats en régénération et les jeunes forêts comportaient un cortège d'espèces associées aux milieux ouverts telles que la paruline masquée, la paruline à calotte noire, le moucherolle des aulnes, le bruant de Lincoln et l'omniprésent bruant à gorge blanche.

Par ailleurs, la maturation du couvert forestier et la fermeture des forêts ont vu les effectifs d'espèces typiquement propres aux forêts fermées, comme la grive à dos

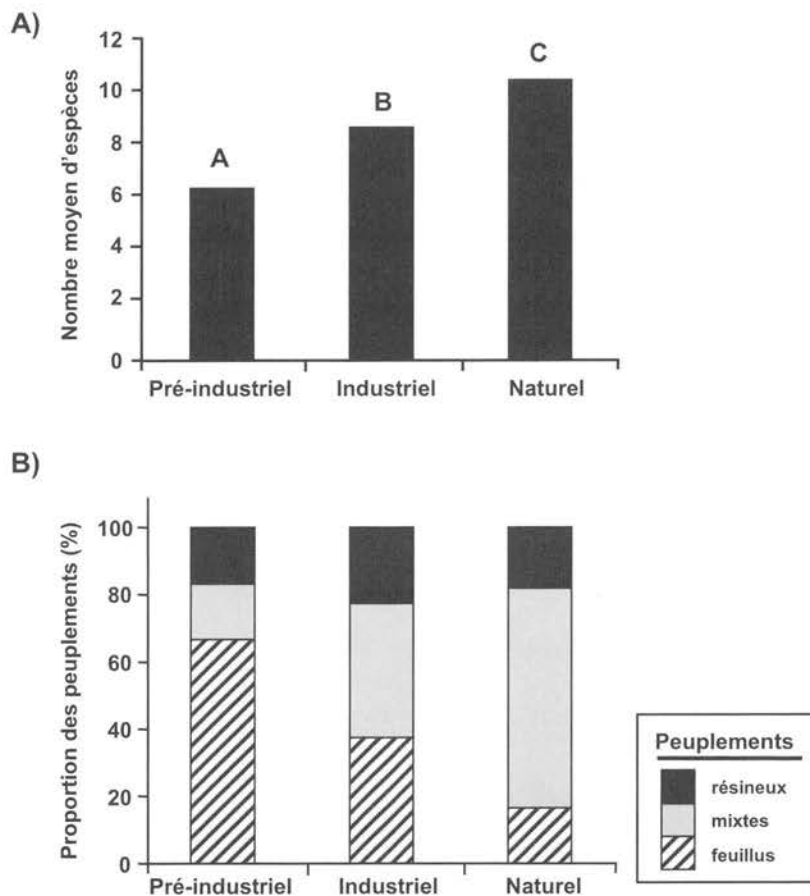


Figure 1.
A. Nombre moyen d'espèces d'oiseaux associées aux forêts matures dans les trois paysages de la forêt boréale mixte des cantons d'Hébertcourt et de Roquemaure en Abitibi. Les lettres différentes indiquent une différence significative ($P < 0,05$) entre les paysages.

A. Proportions des peuplements qui sont dominés par des essences feuillues, mixtes et résineuses dans les trois paysages de la forêt boréale mixte des cantons d'Hébertcourt et de Roquemaure en Abitibi.

olive, le roitelet à couronne dorée, le grimpeur brun, la mésange à tête brune, la sittelle à poitrine rousse et la paruline à poitrine baie, augmenter au fur et à mesure que les forêts devenaient matures. Ces espèces se sont par la suite maintenues dans les forêts surannées (qui dépassent l'âge d'exploitation commerciale, plus de 100 ans), mais elles n'étaient plus présentes dans les forêts anciennes (plus de 200 ans) dont l'ouverture de la voûte attirait les espèces de milieux ouverts et les espèces forestières tolérantes aux ouvertures comme la paruline à joues grises et la paruline obscure. La composition des assemblages d'oiseaux dans les forêts anciennes est donc davantage semblable à celle des jeunes forêts qu'à celle des forêts matures et surannées (figure 2).

À l'instar des forêts mixtes, ces résultats indiquent qu'une diminution nette de la proportion des forêts qui dépassent l'âge d'exploitation forestière (plus de 100 ans) est préoccupante pour le maintien de l'intégrité écologique des communautés d'oiseaux de la pessière. C'est toutefois, le devenir des forêts surannées (entre 100 et 200 ans) qui est particulièrement inquiétant pour les oiseaux forestiers associés aux futaies les plus fermées de ce biome, puisque les forêts anciennes sont trop ouvertes pour constituer un refuge ou un relais pour ces espèces. Pour la pessière à mousses de l'ouest du Québec (Saucier *et al.*, 1998), le main-



PIERRE DARTREAU

Dans les forêts anciennes l'ouverture de la voûte attire les espèces forestières tolérantes aux ouvertures comme la paruline à joues grises et la paruline obscure et favorise même le retour des espèces de milieux ouverts. La composition des assemblages d'oiseaux dans les forêts anciennes est donc davantage semblable à celle des jeunes forêts qu'à celle des forêts matures et surannées.

tien des populations d'espèces caractéristiques des forêts fermées nécessite le maintien d'une portion importante du territoire en forêts, qui présentent les caractéristiques des forêts surannées.

Dans les forêts de conifères, il a été démontré que la densité de la matière ligneuse morte debout et au sol atteint des valeurs maximales dans les brûlis récents ainsi que dans les forêts anciennes (Hutto, 1995; Saab et Dudley, 1998;

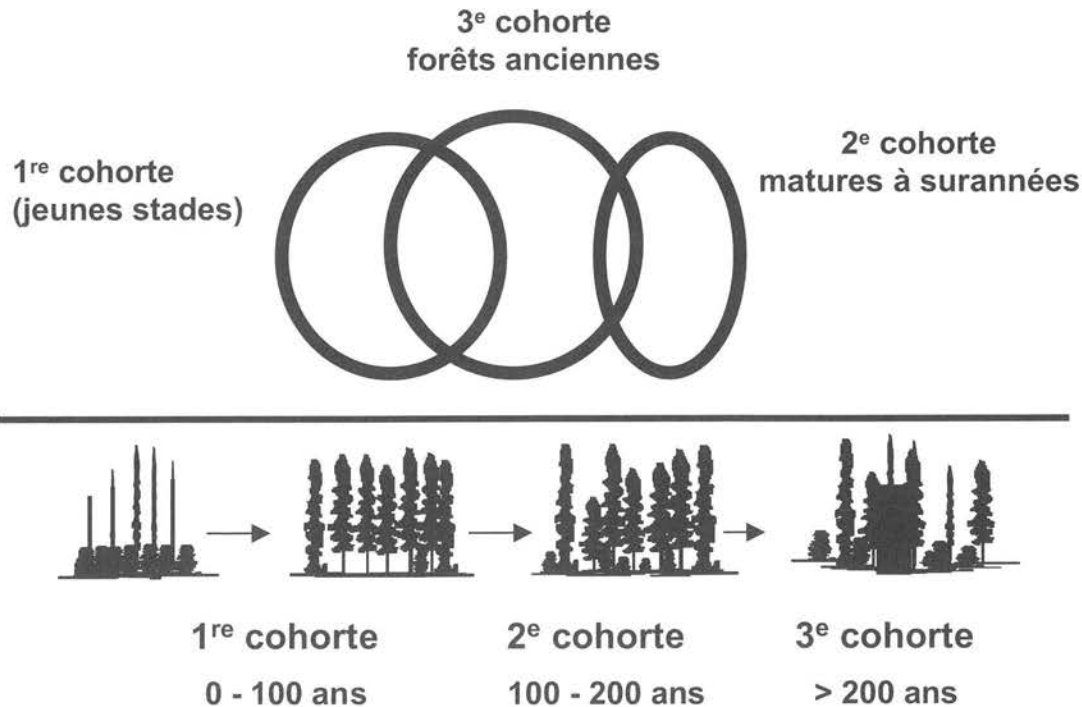


Figure 2. Diagramme illustrant la similarité des communautés d'oiseaux quant à leur composition en espèces en fonction de l'âge des mosaïques forestières sous régime naturel des perturbations.



La maturation du couvert forestier crée des conditions de fermeture de la futaie qui constituent des conditions d'habitat propices pour les espèces de forêts fermées, comme la grive à dos olive, le roitelet à couronne dorée, le grimpeur brun, la mésange à tête brune, la sittelle à poitrine rousse et la paruline à poitrine baie.

Clark *et al.*, 1998). Pour la zone de pessière à mousses de l'ouest du Québec, nos résultats indiquent qu'il y a une très faible densité en arbres morts dans les forêts anciennes. De fait, la densité d'arbres morts (y compris les arbres de gros diamètre) atteignait sa plus faible valeur dans ces forêts (figure 3a). On aurait pu s'attendre à des valeurs plus élevées puisqu'échappant au feu, ces forêts ont eu le temps d'accumuler la matière ligneuse morte. Toutefois, contrairement aux forêts résineuses de la côte Ouest par exemple, le diamètre moyen des arbres est nettement plus faible entraînant ainsi des taux de décomposition plus rapides. De plus, au fur et à mesure qu'elles vieillissent, les forêts d'épinette noire voient leur structure changer de façon graduelle et non de manière saccadée avec une mortalité synchrone de plusieurs arbres à la fois. Enfin, la très faible densité d'arbres morts des forêts anciennes du nord-ouest du Québec n'est pas sans lien avec la perte de productivité forestière liée à l'accumulation de sphaignes au sol et au mauvais drainage de ces forêts de la grande ceinture d'argile (Claybelt) des basses-terres de la baie James (Boudreault *et al.*, soumis).

En corollaire à ces résultats, l'avifaune associée aux arbres morts était également peu représentée dans les forêts anciennes. Les excavateurs primaires étaient très peu abondants, tandis que les utilisateurs secondaires de cavités étaient principalement représentés par une espèce, le tro-

glodyte mignon (figure 3b). À l'opposé, les brûlis récents représentaient un habitat clé tant au niveau de leur contribution en arbres morts de bonne qualité (faiblement décomposés) que du nombre d'espèces utilisatrices qui les fréquentaient. Les oiseaux excavateurs de cavités atteignent leur abondance maximale dans les brûlis récents. Ainsi, la fréquence de détection du pic à dos noir dans les habitats brûlés était dix fois supérieure à ce qui a été observé dans les autres classes d'âge de forêts. Bien qu'il ne soit pas surprenant que le feu constitue la source principale de bois mort en forêt boréale, dans notre région d'étude, l'importance des brûlis récents comme source de recrutement de la matière ligneuse morte était amplifiée par le faible recrutement observé dans les autres classes d'âge des forêts d'épinette noire, notamment les forêts anciennes.

Les conséquences en aménagement forestier

Le défi en matière de gestion durable des forêts et de maintien de la diversité biologique est de réduire les écarts entre les forêts qui sont sous régime naturel de perturbations et les forêts aménagées. À cet égard, les stratégies d'aménagement écosystémiques récemment proposées par Bergeron et Harvey (1997) et Bergeron *et al.*, (1999a) sont prometteuses pour la forêt boréale québécoise et pour son avifaune. Elles consistent à remplacer l'utilisation généralisée de la

coupe totale (CPRS) par une diversification des pratiques forestières sur un même territoire. En pratique, cela renvoie à proposer que les territoires soient en partie aménagés en CPRS, en coupes partielles et en coupes sélectives, recréant ainsi une mosaïque forestière qui s'apparente à la distribution des classes d'âges créée par les feux (Bergeron *et al.*,

1999a). En outre, l'utilisation étendue de la coupe partielle dans les forêts contribuera à maintenir un couvert forestier fermé plus important que ne le pourrait un plan général d'aménagement axé sur l'utilisation unique de la CPRS. Du point de vue de la conservation de l'avifaune, nous croyons que pareille approche constitue une stratégie régionale prometteuse pour minimiser les effets négatifs des pratiques courantes d'aménagement des forêts boréales sur les populations d'oiseaux.

Cette approche est également intéressante sur le plan de son acceptabilité sociale auprès des autres utilisateurs de la forêt (chasseurs, trappeurs, observateurs de la nature). Ceux-ci retrouveraient des paysages forestiers moins uniformes et plus variés en termes de structure des peuplements que ce que les pratiques courantes nous ont habitué à voir au cours des dernières décennies.

Enfin, le Québec ne dispose d'aucune politique de maintien des arbres morts en territoire aménagé. Comme nous l'avons vu, cet attribut d'habitat a une importance élevée pour la diversité biologique, notamment pour de nombreuses espèces d'oiseaux. Cette déficience de l'actuel *Règlement des normes d'interventions en forêt* (RNI), un des outils de la gestion de nos forêts, n'a pas été corrigée dans la récente réforme de la loi. Qui plus est, on propose d'accroître considérablement la récupération des bois en perte dans les territoires forestiers soumis à des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes), soit là où le recrutement en arbres morts est le plus élevé. Les plans spéciaux actuels de récupération dans les secteurs brûlés ou affectés par les épidémies d'insectes ne tiennent pas compte du rôle écologique de ces stades de développement de la forêt dans le maintien de la diversité biologique. Nos travaux indiquent que la contribution d'habitats tels que les brûlis récents tient à la fois au fait qu'ils sont des habitats clés pour certaines espèces fauniques (le pic à dos noir, seule espèce d'oiseau spécialisée dans notre aire d'étude, était associé à cet habitat) et qu'ils représentent la principale source d'arbres morts en zone de pessière noire à mousses (Drapeau *et al.*, 1999). Dans ce contexte, l'absence de modalités d'aménagement concernant les arbres morts dans la réforme du régime forestier est préoccupante, et ce, tant pour les forêts saines que pour celles qui sont affectées par les perturbations naturelles. Planifier les interventions forestières sans tenir compte de cette dimension peut sérieusement compromettre la viabilité des populations fauniques qui dépendent des arbres morts, un contingent important de la diversité biologique en forêt boréale. ◀

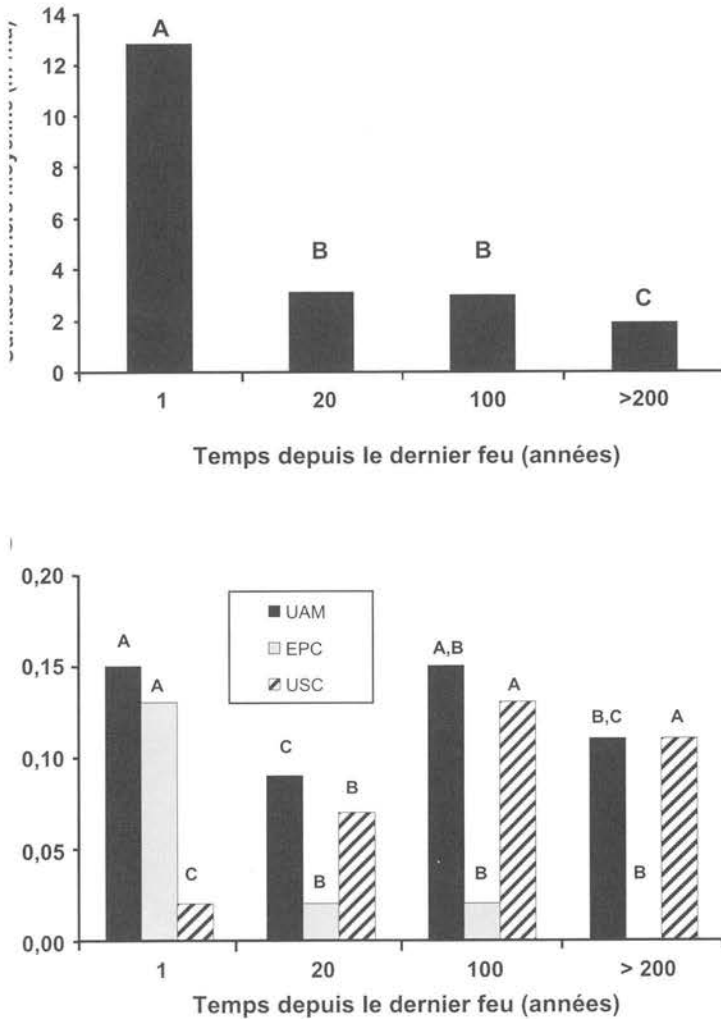


Figure 3

A. Surface terrière moyenne des arbres morts debout en fonction du temps depuis le dernier feu dans quatre paysages forestiers échantillonnés en pessière à mousses en Abitibi. Les lettres différentes indiquent une différence significative ($P < 0,05$) entre les paysages.

B. Proportion des espèces utilisatrices d'arbres morts (UAM) sur le nombre total d'espèces d'oiseaux détectées en fonction du temps depuis le dernier feu dans les quatre paysages forestiers échantillonnés en pessière à mousses en Abitibi. Trois groupes d'oiseaux sont représentés, l'ensemble des espèces utilisatrices d'arbres morts (UAM), les excavateurs primaires de cavités (EPC) et les utilisateurs secondaires de cavités (USC). Les tests statistiques (Tests de G) portaient sur une comparaison entre paysages pour chacun des groupes d'espèces. Les lettres différentes indiquent une différence significative ($P < 0,05$) entre les paysages.

Références

- ANGLESTAM, P.A., 1996. The ghost of forest past-natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. Pages 287-337. *In* R.M. DeGraaf and R.I. Miller, editors. Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman and Hall, New York, New York.
- BERGERON, Y., 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on the boreal forest fire regimes. *Ecology*, 72 : 1980-1992.
- BERGERON, Y and B. HARVEY, 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management*, 92 : 235-242.
- BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC and S. GAUTHIER, 1999a. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *Forestry Chronicle*, 75 : 1-6.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, C. CARCAILLET, M. FLANNIGAN and P.J.H. RICHARD, 1999b. Reconstruction of recent and Holocene fire chronologies and associated changes in forest composition: a basis for forest landscape management. Scientific Report # 1999-16. Network of Centres of Excellence. Sustainable Forest management network. University of Alberta. Edmonton, Alberta, 18 p.
- BOUDREAU, C., S. GAUTHIER, P. DRAPEAU and Y. BERGERON, Bryophyte and lichen communities in natural boreal forests of the Abitibi region, Canada. Soumis en mars 2001 à Canadian Journal of Forest Research.
- BULL, E.L., C.G. PARKS and T.R. TORGERSEN, 1997. Trees and logs important to wildlife in the Interior Columbia River Basin. USDA, Forest Service. Pacific Northwest Research Station. General Technical Report, PNW-GTR-391.
- CLARK, D.F., D.D. KNEESHAW, P.J. BURTON and J.A. ANTOS, 1998. Coarse woody debris in sub-boreal spruce forests of west-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 28 : 284-290.
- DRAPEAU, P., Y. BERGERON and B. HARVEY, 1999. Key factors in the maintenance of biodiversity in the boreal forest at local and landscape scales. Pages 39-45, *In* T.S. Veeman, D.W. Smith, B.G. Purdy, F.J. Salkie and G.A. Larkin (editors). Sustainable Forest Management Conference Network Conference, February 14-17, 1999. Edmonton, Alberta, Canada.
- DRAPEAU, P., A. LEDUC, J.-F. GIROUX, J.-P. SAVARD, Y. BERGERON and W.L. VICKERY, 2000. Landscape scale disturbances and changes in bird communities of North American eastern boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs*, 70 : 423-444.
- FRANKLIN, J.F. and R.T. FORMAN, 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 1 : 5-18.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC and Y. BERGERON. 1996. Forest dynamics modeling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 39 : 417-434.
- HARMON, M.E., J.F. FRANKLIN and F.J. SWANSON, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15 : 133-302.
- HUTTO, R.L. 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in Northern Rocky Mountain (USA) conifer forests. *Conservation Biology*, 9 : 1041-1058.
- JOHNSON, E.A. 1992. Fire and Vegetation dynamics: studies from the North American boreal forests. *Cambridge Studies in Ecology*, Cambridge University Press. 129 p.
- SAAB, V.A. et J.G. DUDLEY, 1998. Responses of cavity-nesting birds to stand-replacement fire and salvage logging in Ponderosa Pine/Douglas-Fir forests of Southwestern Idaho. USDA, Rocky Mountain Research Station. Research Paper RMRS-RP-11. 17 p.
- SAUCIER, J-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version). L'Aubelle, Février-Mars 1998, 12 p.
- SEYMOUR, R., and M. HUNTER. Principles of Ecological Forestry. 1999. *In* Maintaining Biodiversity in Forests Ecosystems. M. L. Hunter, editor. Pages 22-61. Cambridge University Press, Cambridge
- SPIES, T.A., W.J. RIPPLE and G.A. BRADSHAW, 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications*, 4 : 555-568.
- VIRKKALA, R. and H. TOIVONEN, 1999. Maintaining biological diversity in Finnish forests. Finnish Environment Institute. Edita Ltd., Helsinki, Finland. 56 p.

Le suivi des oiseaux de la forêt boréale à l'observatoire d'oiseaux de Tadoussac, une opportunité unique au Québec

Jean-Pierre L. Savard et Jacques Ibarzabal

La technique la plus utilisée pour suivre les changements dans les populations d'oiseaux terrestres en Amérique du Nord est le Relevé des oiseaux nicheurs (RON; Robbins *et al.*, 1986, Droege 1990). Cette méthode est très performante aux États-Unis et dans le sud du Canada où le réseau routier est dense (Erskine, 1978; Bradstreet et Dunn, 1997). De plus, cette méthode repose presque uniquement sur la participation d'ornithologues amateurs bénévoles qui sont moins nombreux dans le nord du Canada. Ceci, combiné au faible réseau routier couvrant la forêt boréale, implique que le RON n'est pas très efficace pour déterminer les tendances des espèces associées à ce biome. Comme méthode alternative, plusieurs chercheurs ont exploré le potentiel qu'offrent les dénombrements standardisés lors des déplacements migratoires des oiseaux (Dunn et Hussell, 1995; Hussell, 1981; Hussell *et al.*, 1992; Hussell, 1997). Les résultats sont très encourageants, entre autres, pour les oiseaux de proie (Bednarz et Kerlinger, 1989; Bednarz *et al.*, 1990; Nagy, 1977; Titus et Fuller, 1990). Certaines études ont même relevé une bonne corrélation entre le RON et les suivis migratoires où les deux méthodes se chevauchent (Dunn *et al.*, 1997; Dunn et Hussell, 1995). Le nombre de stations de suivis migratoires s'élève maintenant à près de 20 au Canada dont une seule au Québec, soit l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac (OOT; Dunn et Hussell, 1995; données non publiées). Ces observatoires sont réunis en un réseau : le *Canadian Migration Monitoring Network*, supervisé par Bird Studies Canada – Étude d'oiseaux Canada.

Au Québec, certains travaux récents sur la modification de la mosaïque forestière (Drolet *et al.*, 1999; Drapeau *et al.*, 2000) et sur les espèces associées aux forêts matures (Potvin *et al.*, 1999; Imbeau *et al.*, 1999, Imbeau, 2001) confirment les effets importants de l'exploitation forestière sur les oiseaux de la forêt boréale. Plusieurs études dans les pays scandinaves ont montré l'impact important que l'exploitation forestière peut avoir sur les communautés d'oiseaux et sur l'écosystème forestier en général (Angelstam et Mikusinski, 1994; Mönkkönen et Welsh, 1994; Edenius et Elmberg, 1996.). Imbeau (2001) a mis en évidence les similarités entre les communautés d'oiseaux des forêts boréales

scandinaves et québécoises et démontre de façon convaincante qu'avec l'intensification de notre exploitation forestière, les communautés d'oiseaux du Québec seront affectées de façon similaire. L'exploitation accrue de la forêt boréale au Québec (Parent, 1999) et le manque criant d'aires protégées rendent urgent un suivi très serré des populations d'oiseaux de la forêt boréale au Québec.

Nous examinons ci-dessous les premières années d'opération de l'OOT et mettons en évidence le potentiel de la station en ce qui concerne le suivi des oiseaux de la forêt boréale.

Méthodes d'inventaire

L'OOT est localisé environ trois kilomètres à l'est de l'embouchure du Saguenay au sommet de dunes de sable (figure 1). Ce site est idéal puisque les oiseaux arrivant du nord sont arrêtés par le Saint-Laurent et se mettent à longer le fleuve en direction ouest, ce qui les concentre dans le secteur de la station d'observation. Plusieurs méthodes sont utilisées simultanément à l'OOT pour assurer un suivi de la majorité des espèces. Pour les oiseaux de proie, des recensements quotidiens sont effectués de la mi-août à la fin novembre, débutant vers 8 heures et se poursuivant jusqu'à 16 heures suivant la méthode établie par Broun dans les années 1930 (Broun, 1935, 1949). Les observations sont notées par tranches de 60 minutes. Au cours de cet inventaire, tous les autres oiseaux pouvant être identifiés au vol sont répertoriés sur une base quotidienne. Les espèces peu détectables à la vue (passereaux) sont dénombrées en terme de succès de capture en utilisant des filets japonais (filet*heure) et divers pièges munis d'appâts (piège*heure). Les filets et les pièges sont ouverts du début août à la mi-octobre, 30 minutes avant l'heure officielle du lever du soleil et sont fermés sept heures plus tard. Finalement, des filets spéciaux utilisant des leurres sonores sont utilisés pour la capture des pics le jour et des nyctales la nuit (12 septembre au 31 octobre; Whalen et

Jean-Pierre L. Savard, Ph. D., écologie animale;
Jacques Ibarzabal, M. Sc., écologie végétale, ornithologue.



Figure 1. Sites de dénombrement et de baguage d'oiseaux à Tadoussac. La station est localisée en bordure du Saint-Laurent au sommet d'anciennes dunes de sable.

Watts, 1999). Ces travaux ont lieu tous les jours sauf si les conditions de captures sont inadéquates pour la survie des oiseaux.

Chaque jour, pour chacune des espèces, on calcule divers indices d'abondance : 1) le nombre d'oiseaux aperçus lors des temps d'observation standardisés; 2) les autres observations obtenues en dehors des périodes standards, et 3) le nombre d'individus capturés et bagués. L'indice d'abondance que nous présentons ici est l'estimation journalière globale pour chacune des espèces. Cette estimation combine toutes les observations d'une journée donnée.

Résultats

Passereaux

Pour ce groupe, les données sont disponibles de 1997 à 1999 inclusivement. La plupart des espèces associées à la forêt boréale varient en abondance d'une année à l'autre. Le modèle de variation change selon les espèces, indiquant que certains groupes d'espèces sont influencés par des facteurs environnementaux et biologiques différents. Deux espèces, la mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*) et le durbec des sapins (*Pinicola enucleator*) étaient abondantes en 1997 et 1999, mais presque absentes en 1998 (figure 2). La pie grièche grise (*Lanius exubitor*) et la sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*) avaient aussi un modèle d'abondance similaire.

La mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*) était par contre considérablement moins abondante en 1997 qu'en 1998 et 1999 alors que le gros-bec errant (*Coccothraustes vespertinus*) avait un modèle d'abondance opposé, étant plus abondant en 1997 qu'en 1998 ou 1999 (figure 2). Plusieurs espèces, le bec-croisé bifascié (*Loxia leucoptera*), le jaseur d'Amérique (*Bombycilla cedrorum*), le jaseur boréal (*Bombycilla garrulus*) et le tarin des pins (*Carduelis pinus*), étaient très abondantes en 1998 comparativement à 1997 et 1999 (figure 3).

Oiseaux de proie

Le décompte des oiseaux de proie diurnes s'effectue à Tadoussac depuis 1993 (Ibarzabal, 1999) et s'avère une méthode efficace pour suivre les tendances des populations de ces oiseaux et même, pour certaines espèces, leur succès de reproduction. Depuis 1997, on exerce aussi un suivi de deux espèces de nyctales, la petite nyctale (*Aegolius acadicus*) et la nyctale de Tengmalm (boréale; *Aegolius funereus*). Les résultats à ce jour indiquent une forte migration annuelle de petites nyctales et un mouvement de nyctales de Tengmalm à vraisemblablement tous les quatre ans, indiquant que cette dernière répond au cycle d'abondance de certains rongeurs de la forêt boréale. Une telle réponse de la nyctale de Tengmalm a été observée en Europe (Korpimäki et Norrdahl, 1989).

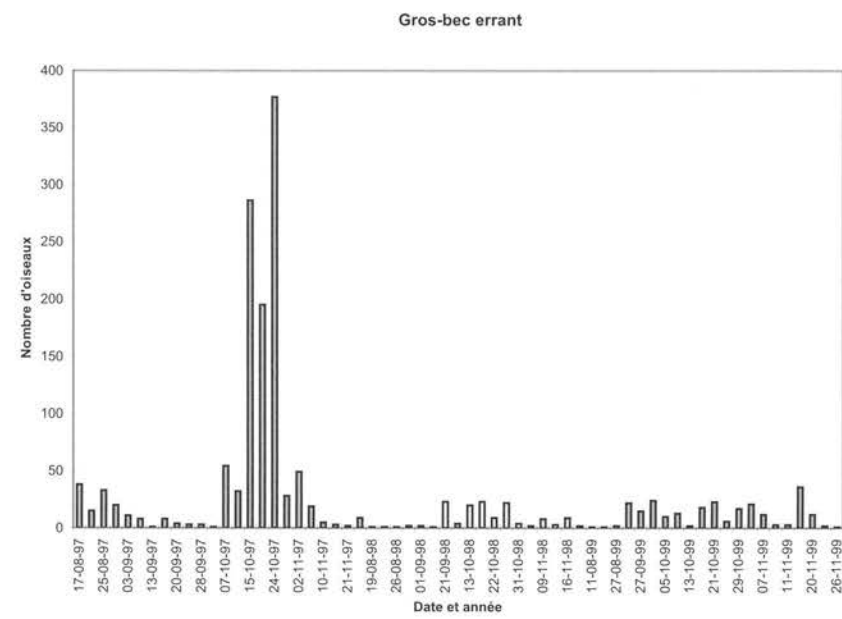
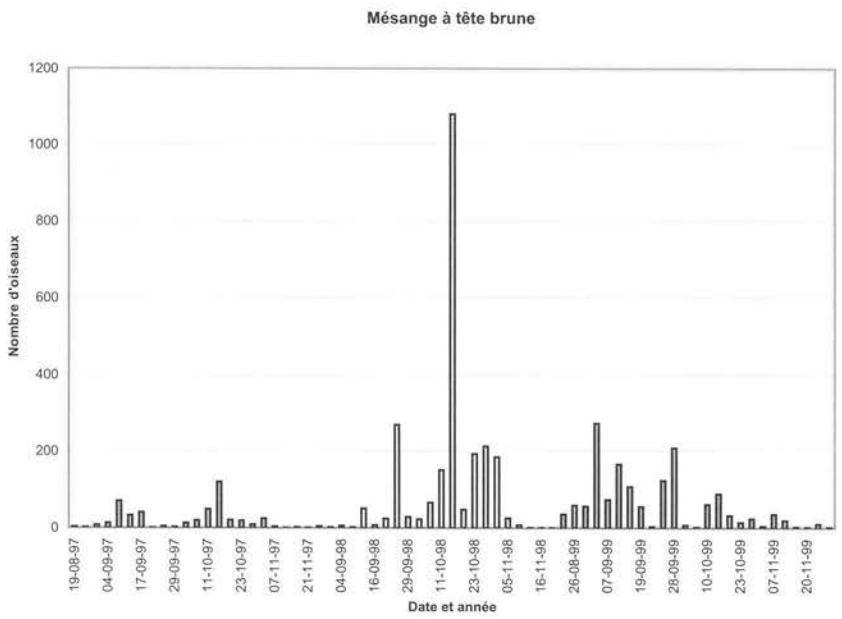
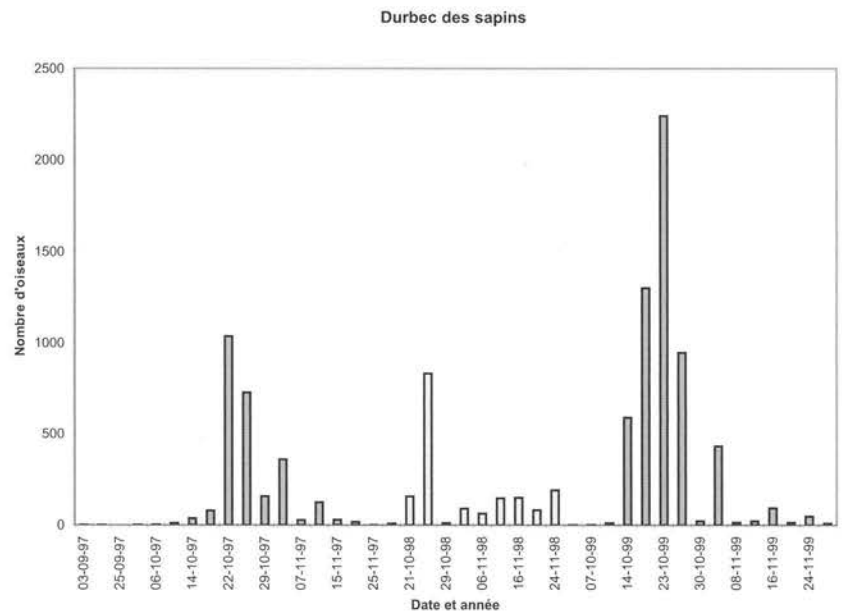
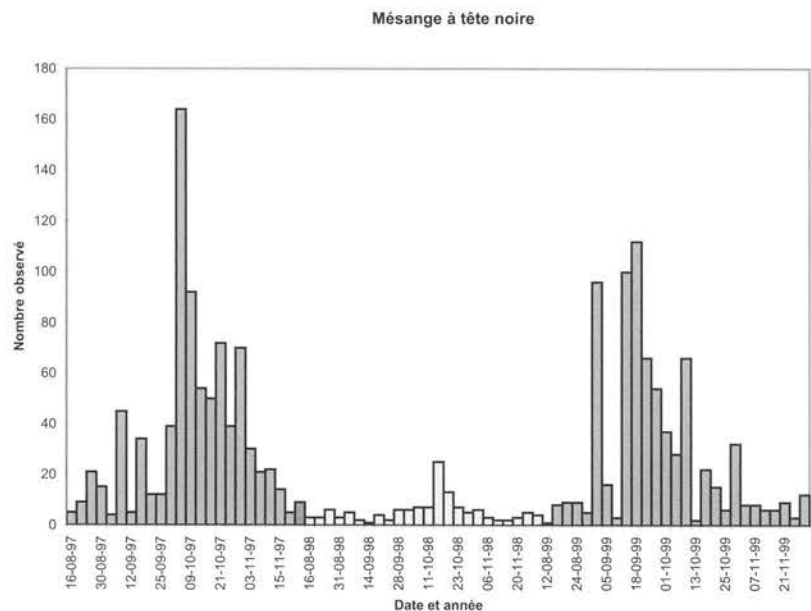


Figure 2. Modèle d'abondance annuelle de la mésange à tête noire, de la mésange à tête brune, du durbec des sapins et du gros-bec errant durant la migration automnale à Tadoussac.

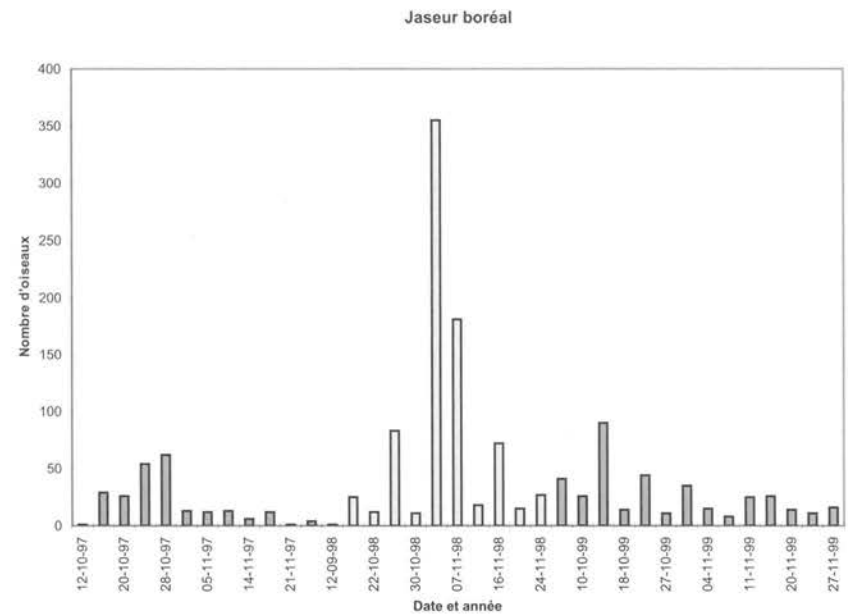
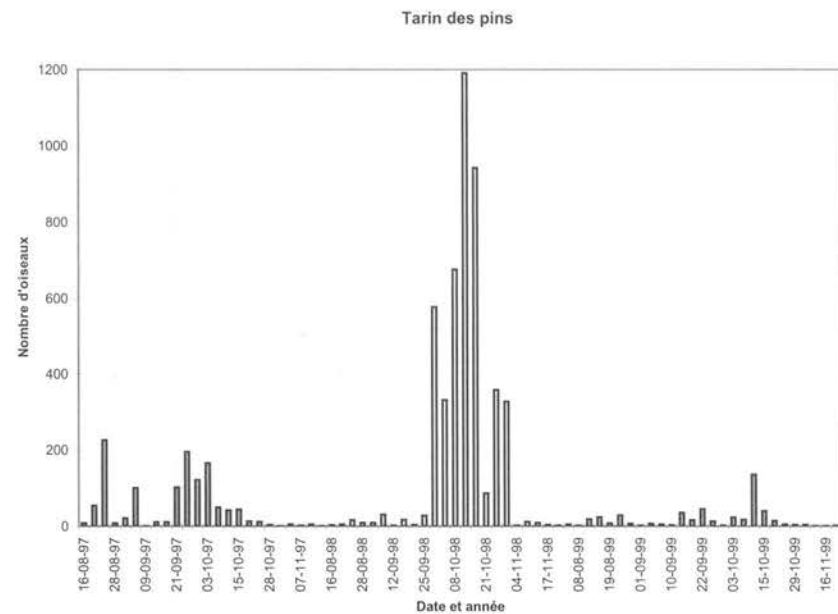
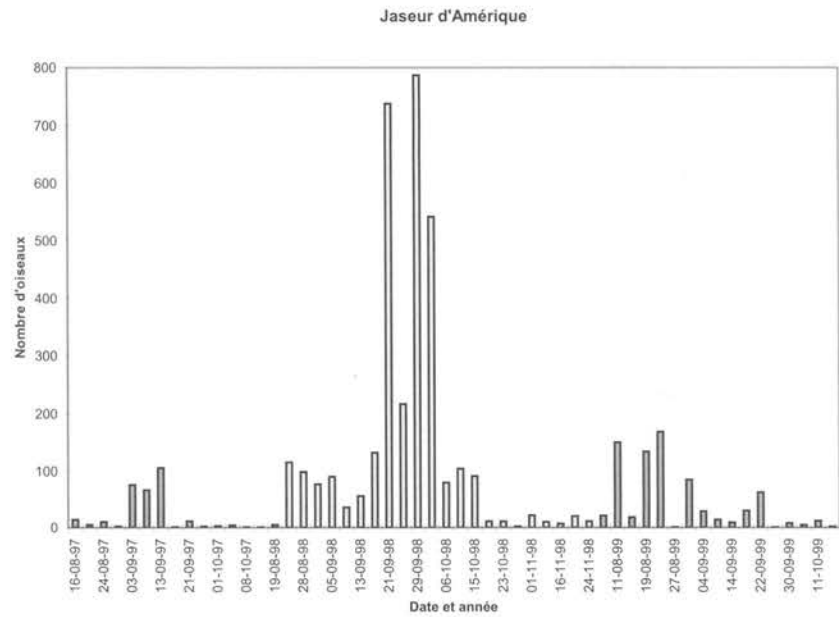
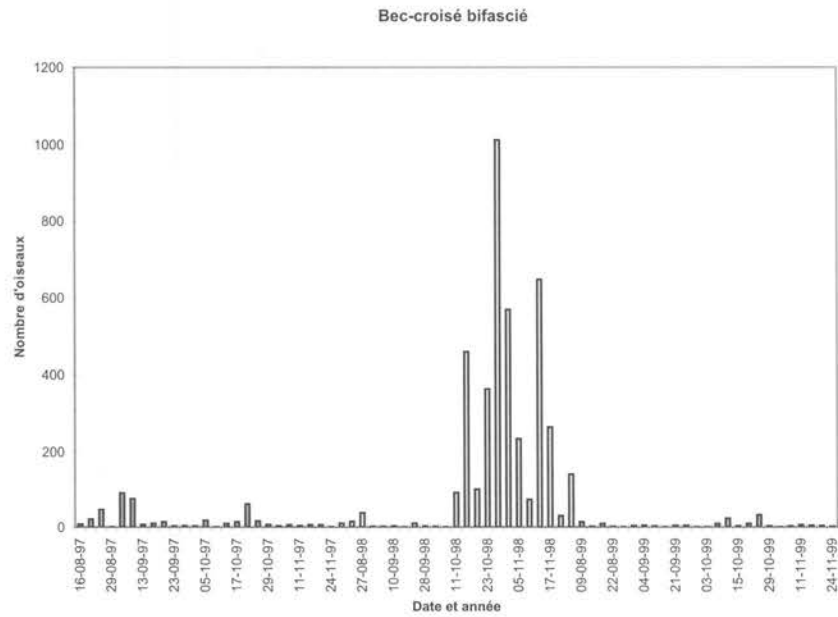


Figure 3. Modèle d'abondance annuelle du bec-croisé bifascié, du tarin des pins, du jaseur d'Amérique et du jaseur boréal durant la migration automnale à Tadoussac.

Discussion

Suivi des fluctuations annuelles

L'abondance automnale de la plupart des espèces observées à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac varie d'une année à l'autre et aussi d'une espèce à l'autre. Nous soutenons que ces fluctuations reflètent des changements réels dans l'importance des mouvements migratoires de ces espèces et, dans certains cas, des effectifs de leur population. L'acquisition de données sur un plus grand nombre d'années d'observations permettra d'identifier certains des processus biologiques et environnementaux causant ces fluctuations et, alors, les données d'inventaires pourront nous procurer un indice d'abondance pour plusieurs espèces de l'écosystème boréal. Déjà, nous pouvons nous interroger sur certaines relations. Quels sont les facteurs responsables de la faible abondance de la mésange à tête noire, du durbec des sapins et de la pie-grièche grise en 1998 alors que les espèces tels le bec-croisé bifascié, le mésangeai du Canada et le tarin des pins étaient à leur pic d'abondance? Il est clair que ces espèces sont influencées par différents facteurs. Deux des trois dernières espèces sont granivores et dépendent dans leurs déplacements de la production de cônes (Larson et Bock, 1986). Trois espèces nettement frugivores en hiver ont aussi eu des indices d'abondance élevés en 1998, ce sont le merle d'Amérique, le jaseur d'Amérique et le jaseur boréal. Il est à noter que 1998 a été une année où la production de petits fruits, surtout de sorbiers, a été exceptionnellement abondante comparativement à 1997 et 1999. La production de cônes par les conifères suit, elle aussi, un cycle bisannuel qui souvent coïncide avec celui des arbres fruitiers. Les conséquences de ces fluctuations de production primaire se reflètent au travers de tout l'écosystème.

La réponse de plusieurs espèces aux variations de production de cônes a été bien documentée dans le passé (Bock et Lepthien, 1972, 1976; Reinikainen, 1937). Certaines années, l'irruption des bec-croisés peut être très spectaculaire (Newton, 1970, 1985). D'autres espèces ont aussi des mouvements de masse en réponse aux fluctuations dans leurs ressources alimentaires, le pic à dos noir (*Picoides arcticus*) et le pic tridactyle (*Picoides tridactylus*) (Yunick, 1985), la pie-grièche grise (Davis, 1974) et la nyctale de Tengmalm (Korpimäki et Norrdahl, 1989).

Suivi de la productivité annuelle

Les données provenant du baguage permettent de déterminer un rapport entre adultes et jeunes et il est possible que, pour certaines espèces, ce rapport puisse représenter un indice du succès de reproduction (Dunn, comm. pers.). Cela est déjà possible pour les espèces d'oiseaux de proie chez lesquels on peut déterminer l'âge des individus au vol.

Les observatoires en réseaux

L'usage de données provenant d'un observatoire effectuant le suivi des migrations est d'autant plus pertinent que les observateurs sont qualifiés, qu'ils mesurent l'effort accordé à la cueillette des données et que cet effort est continu durant toute la période de migration, et ce, année après année. De plus, en combinant les résultats de plusieurs stations de suivi de migration on ne peut qu'accroître la puissance des interprétations et faciliter la détection de tendances (Lewis et Gould, 2000). Plusieurs provinces canadiennes ont déjà plusieurs stations de suivi de migration. Au Québec, avec une seule station, les résultats sont déjà encourageants car ils comblent des lacunes relativement à la couverture de l'avifaune du réseau canadien. À l'échelle québécoise, l'OOT procure des données de base permettant un suivi de l'écosystème boréal. Pour en arriver là, il est impératif d'assurer le maintien de ces travaux de recensement dans une vision de suivi à long terme.

Références

- ANGELSTAM, P. and G. MIKUSINSKI, 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forests—a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31 : 157-172.
- BEDNARZ, J.C. and P. KERLINGER, 1989. Monitoring hawk populations by counting migrants, *Nat. Wildl. Fed. Sci. & Tech. Series*, 13 : 328-342.
- BEDNARZ, J.C., D. Klem, Jr., L.J. GOODRICH and S. E. SENNER, 1990. Migration counts of raptors at Hawk Mountain, Pennsylvania as indicators of population trends, 1934-1986, *Auk*, 107 : 96-109.
- BOCK, C.E. and L.W. LEPTHIEN, 1972. Winter eruptions of Red-breasted Nuthatches in North America 1950-1970. *American Birds*, 26 : 558-561.
- BOCK, C.E. and L.W. LEPTHIEN, 1976. Synchronous eruptions of boreal seed-eating birds. *American Naturalist*, 110 : 559-571.
- BRADSTREET, M.S.W. and E.H. DUNN, 1997. Using breeding season surveys to monitor changes in Canadian landbird populations. P. 30-35. In E.H. Dunn, M.D. Cadman and J.B. Falls (eds) *Monitoring bird populations : the Canadian experience*. Occasional paper no. 95. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- BROUN, M., 1935. The hawk migration during the fall of 1934, along the Kittany Ridge in Pennsylvania. *Auk*, 52 : 233-248.
- BROUN, M., 1949. *Hawks aloft : The story of Hawk mountain*. New York, Dodd, Mead.
- DAVIS, D.E., 1974. Emigrations of Northern Shrikes 1959-1970. *Auk*, 91 : 821-825.
- DRAPEAU, P., A. LEDUC, J.-P. GIROUX, J.-P.L. SAVARD, Y. BERGERON, and W.L. VICKERY, 2000. Landscape-scale disturbance and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs*, 70 : 423-444.
- DROEGE, S., 1990. The North American Breeding Bird Survey. P. 1-4. In J.R. Sauer et S. Droegé (eds) *Survey designs and statistical methods for the estimation of avian population trends*. U.S. Fish Wildl. Serv., Biol. Rep. 90. 166 p.
- DROLET, B., A. DESROCHERS, and M.-J. FORTIN, 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. *Condor*, 101 : 699-704.

- DUNN, E.H. et D.J.T. HUSSELL, 1995. Utilisation des dénombrements migratoires pour la surveillance des populations d'oiseaux terrestres : état de la situation. Série de Rapports Techniques n° 238. Administration centrale Service canadien de la faune, Ottawa.
- DUNN, E.H., D.J.T. HUSSELL and R.J. ADAMS, 1997. Monitoring songbird population change with autumn mist netting. *J. Wildl. Manage.*, 61 : 389-396.
- EDENIUS, L. and J. ELMBERG, 1996. Landscape level effects of modern forestry on bird communities in north Swedish boreal forests. *Landscape Ecology*, 11 : 325-338.
- ERSKINE, A.J., 1978. The first ten years of the co-operative Breeding Bird Survey in Canada, *Can Wildl. Serv. Rep. Series*, 42 : 1-59.
- HUSSELL, D.J.T., 1981. The use of migration counts for monitoring bird population levels. *Stud. Avian Biol.*, 6 : 92-102.
- HUSSELL, D.J.T., M.H. MATHER and P.H. SINCLAIR, 1992. Trends in numbers of tropical and temperate-wintering migrant landbirds in migration at Long Point, Ontario, 1961-1988. *In Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*, (J.M. Hagan et D.W. Johnston, dir. de publ.), Smithsonian Inst. Press, Washington, p. 101-114.
- HUSSELL, D.J.T., 1997. Monitoring migrants to detect changes in populations of birds breeding in Canada : present status and future prospects. P. 43-48. *In E.H. Dunn, M.D. Cadman and J.B. Falls (eds) Monitoring bird populations : the Canadian experience. Occasional paper no. 95. Canadian Wildlife Service, Ottawa.*
- IBARZABAL, J., 1999. Tadoussac : un site de migration des oiseaux de proie. *Le Naturaliste canadien*, 123 : 11-18.
- IMBEAU, L., 2001. Effets à court et à long terme de l'aménagement forestier sur l'avifaune de la forêt boréale et une de ses espèces-clé : le pic tridactyle. Thèse de Doctorat, Département des Sciences du bois et de la forêt, Faculté de Foresterie et de Géomatique, Université Laval, Québec.
- IMBEAU, L., J.-P.L. SAVARD, et R. GAGNON, 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology*, 77 : 1850-1860.
- KORPIMÄKI, E. and K. NORRDAHL, 1989. Predation of Tengmalm's Owls : Numerical responses, functional responses and dampening impact on population fluctuations of microtines. *Giko*, 54 : 154-164.
- LARSON, D.L. and C.E. BOCK, 1986. Eruptions of some North American boreal seed-eating birds 1901-1980. *Ibis*, 128 : 137-140.
- LEWIS, S.A., and W.R. GOULD, 2000. Survey effort effects on power to detect trends in raptor migration counts. *Wildlife Society Bulletin*, 28 : 317-329.
- MÖNKKÖNEN, M., and D.A. WELSH, 1994. A biogeographical hypothesis on the effects of human caused landscape changes on the forest bird communities of Europe and North America. *Annales Zoologici Fennici*, 31 : 61-70.
- NAGY, A.C., 1977. Population trend indices based on 40 years of autumn counts at Hawk Mountain Sanctuary in northeastern Pennsylvania, in *Proceedings of World Conference on Birds of Prey, 1975*, CIP, Vienne, p. 243-253.
- NEWTON, I., 1970. Irruption of Crossbills in Europe, p. 337-357. *In Watson, A. Ed. Animal populations in relation to their food resources. Symposium of the British Ecological Society*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 477 p.
- NEWTON, I., 1985. Irruption, p. 307-309. *In Campbell and E. Lack, ed. A dictionary of birds. British Ornithologist's Union, Buteo Books, Vermillion, South Dakota*, 670 p.
- PARENT, B., 1999. Ressource et industrie forestière : portrait statistique. Gouvernement du Québec, ministère des Richesses naturelles, Charlesbourg, Québec.
- POTVIN, F., R. COURTOIS and L. BÉLANGER, 1999. Short term responses of wildlife to clear-cutting in Québec boreal forests : multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29 : 1120-1127.
- REINIKAINEN, A., 1937. The irregular migrations of the crossbill (*Loxia c. curvirostra*) and their relation to the cone-crop of the conifers. *Ornis Fennica*, 14 : 55-64.
- ROBBINS, C.S. D. BYSTRAK and P.H. GEISLER, 1986. The breeding bird survey : its first fifteen years, 1965-1979. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, Resource Publications no. 157, 196 p.
- TITUS, K. and M.R. FULLER, 1990. Recent trends in counts of migrant hawks from northeastern North America, *J. Wildl. Manage.*, 54 : 463-470.
- WHALEN, D.M. and B.D. WATTS, 1999. The influence of Audio-lures on capture patterns of migrant Northern Saw-whet Owls. *J. Field Ornithol.*, 70 : 163-168.
- YUNICK, R.P., 1985. A review of recent irruptions of the Black-backed Woodpecker and Three-toed Woodpecker in eastern North America. *J. Field Ornithol.*, 56 : 138-152.

La situation du caribou forestier au Québec

Réhaume Courtois, Jean-Pierre Ouellet, André Gingras,
Claude Dussault et Daniel Banville



Caribou femelle de la harde de Charlevoix, munie d'un collier émetteur. Celle-ci contribuera à une meilleure compréhension de la biologie de l'écotype forestier.

Introduction

La décennie 1990 a amené de nouveaux concepts d'aménagement forestier. Développement durable et préservation de la biodiversité sont devenus les nouveaux paradigmes (Gerlach et Bengstron, 1994). Comme il est impossible de suivre toutes les formes vivantes, les scientifiques ont suggéré deux concepts pour le monitoring de la biodiversité : 1) l'aménagement écosystémique, qui suggère de décrire l'évolution des processus écologiques plutôt que celle des espèces, et 2) le suivi d'espèces indicatrices pour en inférer le sort des autres espèces (Simberloff, 1998). Ces dernières sont parfois des espèces amirales (*flagship*), vedettes chères aux yeux du public, parfois des espèces-clés (*keystone*) dont les activités gouvernent le bien-être de plusieurs autres espèces ou encore, des espèces parapluies (*umbrella*), tellement exigeantes qu'en les protégeant, on s'assure de con-

server la plupart des autres espèces. Dans cet article, nous traitons de la situation du caribou forestier au Québec, un groupe que plusieurs voient déjà comme le parapluie de nos forêts nordiques.

Caribou des bois ou caribou forestier ?

Le caribou d'Amérique du Nord et le renne d'Europe appartiennent à une seule espèce, *Rangifer tarandus*, mais plusieurs sous-espèces ont été identifiées, leur nombre variant selon les critères retenus pour la classification. En Amérique du Nord, Banfield (1961) reconnaît quatre sous-

Réhaume Courtois, André Gingras, Claude Dussault et Daniel Banville sont biologistes à la Société de la faune et des parcs du Québec. Jean-Pierre Ouellet est professeur à l'Université du Québec à Rimouski.



Figure 1. Répartition des sous-espèces de caribou dans le monde (d'après Banfield 1961, Roed et al., 1991).

espèces de caribou : celle de l'Alaska, celle des Territoires du Nord-Ouest continentaux et de l'île de Baffin, celle de Peary et, finalement, le caribou des bois, présent depuis Terre-Neuve et la péninsule Québec-Labrador jusqu'à la Colombie-Britannique. Une cinquième sous-espèce qui vivait dans les îles de la Reine-Charlotte, en Colombie-Britannique, est éteinte depuis 1910. À ces cinq sous-espèces s'ajouteraient le renne et le caribou forestier d'Europe (figure 1; Roed et al., 1991). Cette classification ne fait toutefois pas l'unanimité. Geist (1991) suggère 14 sous-espèces, soit huit en Europe et sept en Amérique du Nord, dont celle qui est éteinte. Ces deux classifications sont basées sur des critères morphologiques (crâniométrie, taille, coloration du pelage, forme des bois), géographiques et historiques. Roed et al. (1991) ont utilisé un critère génétique, soit la variabilité de la transferrine, une protéine dont les formes révèlent la présence de différents allèles, pour distinguer les sous-espèces et étudier plus en détail six populations de caribou des bois de l'est du Canada, dont trois du Québec. Ils ont noté d'importantes différences entre les sous-espèces, mais ils ont aussi mis en

évidence des variations non négligeables entre les populations de la sous-espèce des bois.

Selon Roed et al. (1991), les caribous de l'est de l'Amérique seraient tous issus d'une population réfugiée plus au sud lors de la dernière glaciation. Toutefois, leurs données suggèrent plus de ressemblances entre les caribous du parc de la Gaspésie, de l'Ontario et du Manitoba qu'entre les caribous de la Gaspésie et ceux du nord du Québec. Cette différence s'expliquerait par des contacts postglaciaires entre les troupeaux nordiques du Québec et ceux de l'Arctique canadien. Par ailleurs, nous ne savons pas si les hardes (petites populations discontinues) du sud du Québec constituent une métapopulation, c'est-à-dire un groupe de populations locales reliées par des individus qui se dispersent, présentant des échanges génétiques faibles mais réels, distincts de ceux des troupeaux nordiques.

Étant largement réparti, le caribou se trouve dans des conditions écologiques très différentes si bien qu'on peut aussi le classer selon l'habitat qu'il fréquente. On note alors quatre écotypes : le montagnard, surtout présent dans l'ouest du pays; l'insulaire, généralement rencontré dans l'Arctique; le toundrique et le forestier, ces deux derniers écotypes étant assez largement répartis dans la partie septentrionale de l'Amérique du Nord (Mallory et Hillis, 1998). Le vocable « caribou forestier » désigne donc l'écotype alors qu'on utilise le terme « caribou des bois » pour identifier la sous-espèce (*Rangifer tarandus caribou*).

On trouve au Québec trois écotypes : le toundrique, représenté par deux grands troupeaux migrateurs du nord du Québec (rivière George : $\approx 776\ 000$ individus; rivière aux Feuilles : $\approx 260\ 000$ caribous; Couturier et al., 1994); le montagnard, présent dans le parc de la Gaspésie (moins de 200 à 250 bêtes; Crête et al., 1990) et dans les monts Torngat (Nord du Québec, effectif inconnu, S. Couturier, comm. pers.) et finalement, le caribou forestier, réparti de façon discontinue dans la forêt boréale (figure 2).

On trouve au Québec trois écotypes : le toundrique, représenté par deux grands troupeaux migrateurs du nord du Québec (rivière George : $\approx 776\ 000$ individus; rivière aux Feuilles : $\approx 260\ 000$ caribous; Couturier et al., 1994); le montagnard, présent dans le parc de la Gaspésie (moins de 200 à 250 bêtes; Crête et al., 1990) et dans les monts Torngat (Nord du Québec, effectif inconnu, S. Couturier, comm. pers.) et finalement, le caribou forestier, réparti de façon discontinue dans la forêt boréale (figure 2).

Des hardes éparpillées

Des quatre écotypes, le caribou forestier est celui qui est le plus préoccupant et ce, à l'échelle de toute son aire de répartition. D'après une étude récente (Mallory et Hillis, 1998), environ 70 % des hardes seraient en décroissance à travers le monde.

Le caribou forestier vit en faible densité (1 à 3 individus/100 km²) dans toute son aire de répartition, laquelle se situe généralement au sud du 52° parallèle, dans l'est du Canada. Au Québec, on le trouve principalement dans deux secteurs, le premier situé au sud et à l'est de la baie James, et le second situé au nord-est du lac Saint-Jean et sur la Côte-Nord. À ces principales populations s'ajoutent deux petites hardes isolées, dans les régions de Charlevoix (parc des Grands-Jardins) et de Val-d'Or. Hormis ces deux hardes, la répartition québécoise du caribou forestier va du 49° parallèle jusqu'à la limite septentrionale de la taïga, aux environs du 55° parallèle, mais celle-ci est très discontinue.

On ne connaît pas la population totale de caribous forestiers au Québec. Cependant, les hardes isolées ont été inventoriées à plusieurs occasions. Celle de Charlevoix compte environ 110 caribous, alors qu'on a recensé environ 40 individus dans celle de Val-d'Or (Paré et Brassard, 1994; Banville 1998). Des inventaires aériens ponctuels suggèrent des densités de l'ordre de 0,9 à 1,4 caribou/100 km² sur la Côte-Nord, au Saguenay et à la baie James (Paré et Huot, 1985; Gingras et Malouin, 1993; Bourbonnais *et al.*, 1997; Brassard et Brault, 1997), mais les effectifs totaux demeurent méconnus à cause des contraintes logistiques et des coûts liés au recensement des populations vivant en très faible densité et disséminées sur de vastes territoires. De plus, les animaux sont difficiles à trouver parce qu'ils sont souvent sous le couvert forestier et la proportion détectée lors des inventaires (taux de visibilité) n'est pas connue. Finalement, les migrations hivernales amènent parfois des caribous toundriques jusqu'au 52° parallèle, ce qui empêche à toutes fins utiles une estimation non biaisée des effectifs de caribous forestiers, les deux écotypes étant morphologiquement semblables.

Faute d'inventaires standardisés, les tendances historiques des populations québécoises ne sont pas bien connues mais les données disponibles suggèrent une décroissance. Ainsi, la densité fut estimée à 1,8 caribou/100 km² au nord de Baie-Comeau, en 1981, alors qu'elle était inférieure de 20 % en 1993 (Brassard et Brault, 1997). Les inventaires réalisés durant les années 1960 indiquaient la présence de quelques milliers de caribous sur la Basse-Côte-Nord, alors que Bourbonnais *et al.* (1997) n'en ont retrouvé que des vestiges. L'effectif de la harde du lac Joseph (frontière Québec-Labrador) serait passé de 5 000 individus, durant les années 1960, à 3 000 dix ans plus tard (Follinsbee, 1979). Lors de l'inventaire de

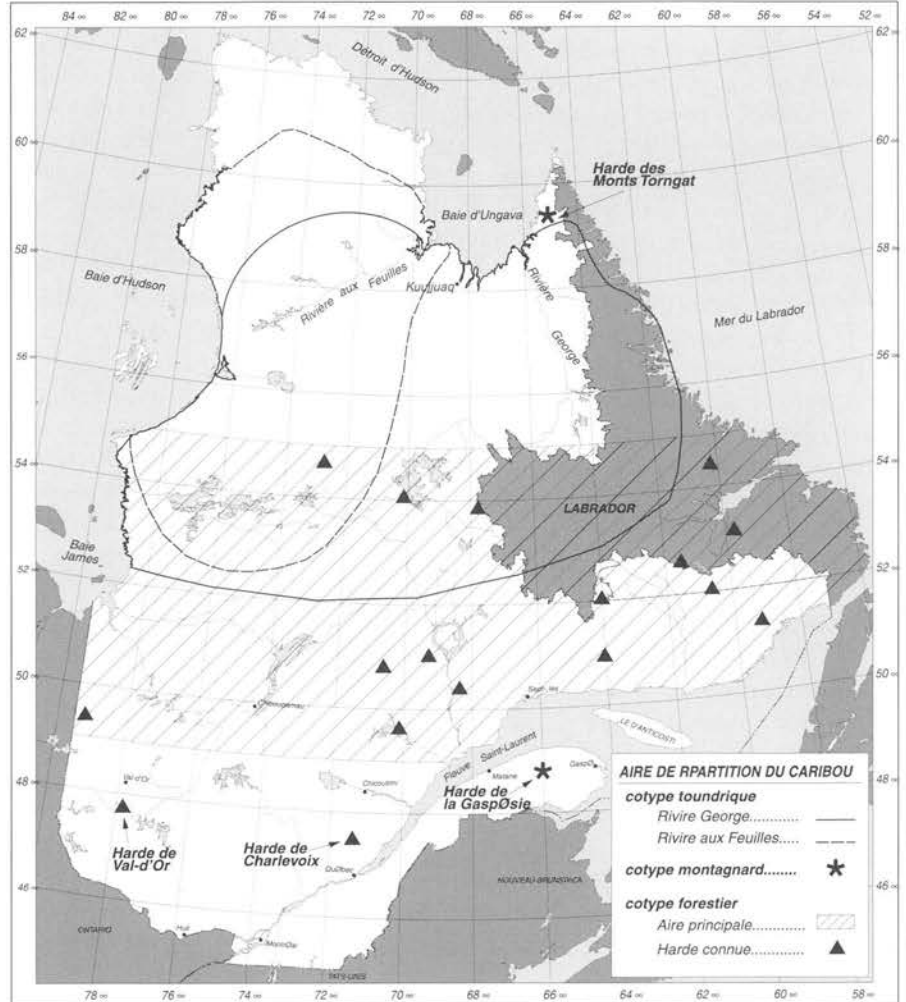


Figure 2. Aire de répartition approximative des troupeaux (rassemblement des femelles sur les aires de mise bas) et des hardes (dispersion lors de la mise bas) de caribous au Québec. Le caribou forestier se rencontre principalement au sud du 55° parallèle, où il vit en hardes de quelques dizaines à quelques centaines d'individus. Les deux troupeaux migrateurs vivent au nord du Québec, mais cohabitent parfois avec le caribou forestier, particulièrement durant l'hiver, entre les 52° et 55° parallèles (d'après Crête *et al.*, 1990; Follinsbee, 1979; Anonyme, 1994; Brassard et Brault, 1997).

cette harde, en 1975, 524 caribous avaient été recensés dans 5 370 km², soit environ 10 caribous/100 km², une densité qu'on ne rencontre plus aujourd'hui. De même, la limite méridionale de l'aire de répartition du caribou forestier semble remonter graduellement vers le nord, une situation comparable à celle notée en Ontario (Racey et Armstrong, 1996). Sur la Côte-Nord et au Saguenay, seuls quelques petits groupes subsistent au sud du 50° parallèle. Le sort des hardes découvertes à la baie James durant les années 1970 n'est pas connu. Celle de la rivière Rupert s'est peut-être déplacée, celles de la rivière Caniapiscou et du lac Bienville ont été envahies graduellement par les grands troupeaux du nord dans les années 1980 (Paré, 1987). Les grandes hardes de caribous observées sur la Côte-Nord durant les années 1960 peuvent suggérer un envahissement par le caribou toundrique, mais ce dernier écotype était peu abondant à cette époque.

Un écotype vulnérable

Le caribou forestier a vu ses effectifs baisser depuis le début du XX^e siècle (Bergerud, 1974). Trois causes peuvent être avancées pour expliquer sa précarité : la prédation, la chasse légale (sportive et de subsistance) et illégale de même que les modifications et les pertes d'habitats causées par les interventions forestières, les développements hydroélectriques et, dans certaines régions, l'exploitation des mines et des tourbières (AWCCSDC, 1996). Ces causes peuvent être partiellement ou totalement additives.

La prédation, principalement par le loup, est généralement reconnue comme le principal facteur limitatif des populations de caribous forestiers (AWCCSDC, 1996). Le caribou est beaucoup plus vulnérable aux prédateurs que les autres ongulés. Contrairement à l'orignal, il peut difficilement contrer les attaques du loup, à cause de sa petite taille. Sa faible productivité le rend plus fragile aux pertes par prédation que le cerf de Virginie et, contrairement à la chèvre de montagne, on ne le rencontre pas dans des milieux très inhospitaliers où les prédateurs sont rares. Les populations de caribous ne semblent pas pouvoir se maintenir lorsque les densités de loups dépassent 0,65/100 km² et le contrôle de ce prédateur favorise l'accroissement des populations de caribous (Boerje *et al.*, 1996). Lorsqu'ils sont présents, l'ours noir, le coyote, le carcajou, le lynx, le cougar et même l'aigle royal s'attaquent aussi au caribou forestier, principalement aux faons.

La rigueur des hivers (épaisseur et densité de la neige), les conditions climatiques difficiles durant la mise bas (menant à l'hypothermie des faons), les accidents routiers,

les maladies et parasites (ver des méninges, dérangement par les insectes) et les activités humaines (avion, moto-neige, VTT, exploitation minière, exploitation pétrolière, etc.) seraient des causes de mortalité mineures (AWCCSDC, 1996). Finalement, l'importance des facteurs limitatifs varie vraisemblablement d'une région à l'autre selon l'environnement biologique des hardes, par exemple leur degré d'isolement, la diversité et l'abondance des prédateurs (loup, ours noir), la présence d'autres cervidés (orignal, cerf de Virginie) et les prélèvements humains de prédateurs, de caribous et d'autres cervidés.

Les populations de caribous sont peu productives, les femelles ne donnant naissance qu'à un faon par année. Le taux de conception avoisine 100 % même chez les femelles de 1,5 an, mais les faons subissent généralement de forts taux de mortalité dans leurs premières semaines de vie, souvent par prédation (Crête *et al.*, 1990). Le nombre de jeunes survivant jusqu'à l'âge adulte (recrutement) dépendrait de la densité, et les hardes seraient généralement stables à environ 6 caribous/100 km² (Bergerud, 1996), une densité bien supérieure à celle notée au Québec. Le recrutement serait habituellement de l'ordre de 10 à 15 %, mais le taux de mortalité annuel dépasserait souvent ces valeurs amenant une décroissance des hardes.

Dans la région de Caniapiscau, des taux de mortalité de 19 à 27 % ont été estimés pour des femelles adultes munies de colliers émetteurs au milieu des années 1980, les principales causes de mortalité étant la prédation par le loup et l'ours noir, ainsi que les noyades (Huot et Paré, 1986). À titre de comparaison, durant la même période, le taux de mortalité



LOUIS JOURDAN - FAPAC

Le caribou est vulnérable à la chasse, à la prédation et à diverses causes de mortalité naturelle. Ici, des loups se nourrissent sur la carcasse d'une femelle de la harde de Val d'Or qu'ils ont abattue récemment.

du caribou toundrique de la rivière George était de l'ordre de 10 % (prédation = 4 %, chasse = 2 %, malnutrition = 1 %, autres = 3 %; Hearn *et al.*, 1990).

Les différents facteurs limitatifs ne sont pas indépendants. Pour maximiser sa survie, le caribou forestier pratiquerait une stratégie d'évitement des prédateurs en se dispersant dans des habitats homogènes et peu propices aux autres cervidés telles de grandes forêts résineuses ou des tourbières (Racey *et al.*, 1997). Les pertes d'habitat, leur rajeunissement et l'accroissement de l'accès auraient entraîné une augmentation de la prédation et des prélèvements humains. Par exemple, l'ouverture du milieu et la création d'accès à la suite de coupes forestières pourraient concentrer le caribou dans les habitats résiduels, diminuer sa capacité de dispersion et augmenter la fréquentation du territoire pour divers types d'usages, y compris la chasse légale et illégale. De plus, la coupe morcelle l'habitat en créant des îlots discontinus de forêt résineuse. Dans certains cas, les résineux ne se rétablissent pas ou font place à des essences de succession (Gagnon *et al.*, 1998; Lavoie et Sirois, 1998). Une telle situation favoriserait l'établissement d'autres proies comme l'orignal, augmentant ainsi l'abondance du loup et la prédation du caribou. Les hardes forestières peuvent être éliminées si les autres proies sont assez nombreuses pour soutenir des populations de loups abondantes. De plus, le rajeunissement de la végétation favoriserait l'implantation de l'ours noir et la prédation des faons.

L'humain, un prédateur efficace

L'humain a certainement contribué fortement aux déclinés du caribou en Amérique du Nord (Bergerud, 1974). Au Québec, la chasse a souvent été citée comme la principale cause de la chute des populations de caribous forestiers (Cinq-Mars, 1977; Folinsbee, 1979; Gingras et Malouin, 1993; Bourbonnais *et al.*, 1997). Sur la Basse-Côte-Nord, Cinq-Mars (1977) a estimé que les effectifs avaient diminué de 60 % en cinq ans, cette baisse étant principalement attribuée à la chasse, laquelle était plutôt libérale jusqu'à la fin des années 1970.

À la baie James, la chasse d'alimentation est maintenant assez bien documentée grâce à des ententes avec les Cris. Celle des Algonquins, au nord de l'Abitibi, est inavouée mais probablement faible. Historiquement, toutes les personnes résidant sur la Côte-Nord, à l'est du chemin de fer de Sept-Îles – Schefferville, avaient le droit de récolter deux caribous par an pour fins d'alimentation. Cette pratique a été arrêtée à la fin des années 1970 à cause de la précarité des hardes. La chasse d'alimentation est toujours pratiquée par les Autochtones, mais le niveau de récolte est mal connu. En outre, on soupçonne que plusieurs résidents s'adonnent au braconnage en motoneige un peu partout sur la Côte-Nord,

particulièrement à l'est de Havre-Saint-Pierre. Jusqu'à tout récemment, la chasse sportive était ouverte à l'automne au Saguenay et sur la Côte-Nord (généralement 600 permis par an), de même qu'à l'hiver, dans la région de Fermont (1 600 permis) et à la baie James (aucun contingentement). La récolte d'automne avait tendance à décroître; de 75 à 100 caribous par an à la fin des années 1980, elle n'atteignait plus qu'environ 40 à 60 individus au cours des dernières années. La chasse hivernale vise principalement les troupeaux migrateurs qui demeurent sous-exploités. Cependant,



Un défi majeur de la prochaine décennie sera de mettre sur pied des pratiques forestières compatibles avec le maintien du caribou à l'échelle régionale.

on soupçonne que cette chasse s'effectue en partie sur les caribous résidents parce que les migrations des grands troupeaux du nord ne sont pas régulières (Paré et Huot, 1985).

Le taux d'exploitation des hardes québécoises de caribous forestiers, et par conséquent leur évolution probable, sont inconnus pour trois raisons : les populations totales n'ont pas été estimées, certains prélèvements sont méconnus et on ignore l'importance relative du caribou forestier dans la récolte sportive hivernale.

Des habitats peu propices aux autres cervidés

Le caribou forestier se disperse dans des milieux homogènes et peu propices aux autres cervidés probablement dans le but de s'isoler de ces derniers et de leurs prédateurs. Dans le nord-est de l'Alberta, on le rencontre toute l'année dans des milieux dominés par les tourbières (Bradshaw *et al.*, 1995). En Saskatchewan, il fréquente les tourbières et les peuplements d'épinette noire (Rettie *et al.*, 1997). Dans le nord-ouest de l'Ontario, le caribou utilise surtout des sites riches en lichens terrestres ou arboricoles qu'il trouve dans des endroits secs, des dépôts de sable délavés, des eskers, des dunes de sable ou des terres humides avec des crans rocheux exposés (Racey *et al.*, 1997). Dans

le nord-est de l'Ontario, il fréquenterait surtout les forêts matures d'épinettes (Darby et Duquette, 1986). Le caribou évite les milieux perturbés, tels les coupes forestières et les brûlis récents, soit parce que les risques de prédation y sont plus grands, soit parce que les lichens se brisent facilement et sont détruits par les opérations forestières et par le feu. Certains brûlis peuvent parfois attirer le caribou à cause du développement rapide des plantes herbacées (ex. linaigrette), mais ces sites sont délaissés à moyen terme lorsque les mousses remplacent les plantes herbacées.

Les sites utilisés varient selon les saisons et très probablement, selon l'environnement où se situent les hardes. Dans certaines régions, les femelles se dispersent dans des tourbières ou sur des îles pour mettre bas, vraisemblablement pour réduire les risques de prédation. À l'été, certains auteurs rapportent l'utilisation de sites offrant une meilleure qualité alimentaire ou de milieux ouverts, exposés au vent, qui permettent de fuir les insectes. À l'hiver, les caribous forestiers forment de plus grands groupes que durant les autres saisons. Ils évitent les peuplements mélangés et fréquentent principalement des milieux ouverts, riches en lichens terrestres, jusqu'à ce que les conditions de neige ne permettent plus le creusage de cratères d'alimentation (Vandal, 1985). Ils se déplacent alors vers des forêts de conifères plus denses où ils se nourrissent probablement de lichens arboricoles. De même, une couverture de neige moins épaisse permet peut-être une certaine utilisation de la nourriture au sol, même si elle est plus pauvre que dans les milieux ouverts. Ils utiliseraient les plans d'eau pour se déplacer, fuir les prédateurs et se reposer. Les domaines vitaux sont habituellement grands (200 à 300 km²) mais varient beaucoup selon les hardes et les individus (32 à 1470 km²; Stuart-Smith *et al.*, 1997).

Au Québec, les renseignements que nous possédons sur l'habitat du caribou forestier demeurent disparates. Plusieurs proviennent des inventaires aériens réalisés à la fin de l'hiver, alors que d'autres sont fournis par quelques études télémétriques réalisées dans les régions du lac Bienville, de la rivière Caniapiscou, de Val-d'Or et de Charlevoix. Tel qu'observé ailleurs en Amérique du Nord, les caribous semblent plus regroupés durant cette période. On les aperçoit souvent dans des peuplements forestiers ouverts où ils creusent des cratères dans la neige pour se nourrir de lichens terrestres (Vandal, 1985). Sur la Côte-Nord et en Abitibi, les pessières



Un groupe de caribous sur un lac gelé de la région de Charlevoix. Un patrimoine naturel à conserver.

fermées seraient également utilisées. Les habitats fréquentés durant les autres périodes, comme le rut ou la mise bas, alors que les caribous sont beaucoup plus dispersés, sont pour ainsi dire inconnus.

Les composantes fines de l'habitat sont aussi mal connues. Le régime alimentaire du caribou forestier est probablement dominé par les lichens en hiver et par les graminées et les plantes ligneuses l'été, comme c'est le cas pour le caribou toundrique (Gauthier *et al.*, 1989). Cependant, on ne possède pas d'estimation de la disponibilité des lichens terrestres au sud du 52^e parallèle. Par contre, des estimations qualitatives des lichens arboricoles sont disponibles pour les régions de Val-d'Or et du parc des Grands-Jardins, mais ces

lichens seraient surtout importants pour le caribou montagnard, comme en Gaspésie (Ouellet *et al.*, 1996). Ailleurs au Québec, il est probable que les caribous dépendent principalement des lichens terrestres, le climat étant plus sec et par conséquent moins propice au développement des espèces arboricoles.

Nous ne savons pas si certains sites à lichens sont plus importants pour le caribou, par exemple, ceux situés près des grands plans d'eau qui permettent l'alimentation, tout en minimisant les risques de prédation. Le rôle exact des éricacées n'a pas été précisé non plus. Ces dernières pourraient orienter les caribous lorsqu'ils recherchent des lichens terrestres en hiver, en facilitant la propagation des odeurs vers la surface de la neige (Brown et Theberge, 1990).

La distribution et l'importance relative des différents types d'habitats sont également peu connues. Par exemple, la localisation et le taux d'utilisation des pessières à cladonie de quatre hectares et plus, protégées en raison du *Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine public*, n'ont pas été définis à ce jour. Ces pessières ne peuvent pas être identifiées à partir des cartes forestières, mais des méthodes par télédétection existent et pourraient être mises à profit pour les localiser. D'autre part, aucune protection n'est accordée aux pinèdes grises ouvertes qui pourraient être d'une grande importance pour le caribou forestier. Les activités connexes à l'exploitation forestière peuvent aussi affecter certains milieux critiques. Par exemple, les pinèdes à cladonie ne sont pas nécessairement recherchées par l'industrie forestière mais sont récoltées au passage. De plus, la nature des sols où poussent ces peuplements est favorable à la construction de chemins et le gravier qu'on y trouve est utilisé comme banc d'emprunt pour la réfection des chemins.

Importance de la composition et de la structure des forêts

Les feux de forêt sont l'agent perturbateur naturel des forêts nordiques et leur récurrence est d'environ 75 à 250 ans (plus de 9000 ans dans la toundra arbustive) selon les conditions climatiques (température, humidité) et la densité du couvert forestier (Payette *et al.*, 1989). Les feux favorisent généralement la régénération de l'épinette noire et du pin gris en provoquant l'ouverture des cônes et en accélérant le recyclage des éléments nutritifs. Lorsque les conditions sont propices, l'épinette se réinstalle en trois à cinq ans, sans succession au niveau des espèces ligneuses (Lavoie et Sirois, 1998). Cependant, le réservoir de graines s'épuise en moins de dix ans et on peut assister à l'ouverture des peuplements (création de pessières à cladonie) si les perturbations ont lieu lorsque la capacité de régénération est faible (deux feux en moins de 40 ans, graines parasitées) ou si les conditions de germination sont inadéquates (Lavoie et Sirois, 1998). Après un feu, les lichens se reconstituent en 15 à 30 ans sur sites mésiques. Les plantes vasculaires peuvent dominer le parterre forestier jusqu'à 25 ans après un feu mais font place aux lichens après 30 à 40 ans. Le couvert lichénique est générale-



La structure de la forêt boréale est façonnée par les feux de forêts. Partout en Amérique du Nord, les scientifiques s'interrogent sur la façon de pratiquer la coupe forestière pour qu'elle imite cet agent naturel.

ment bien établi après 65 ans. Les pessières ouvertes semblent stables, le tapis de lichen empêchant l'établissement de la régénération arborescente (Riverin et Gagnon, 1996). Dans les sites humides, les lichens peuvent être déplacés par les mousses à la suite de la fermeture du couvert forestier, ce phénomène étant toutefois considéré marginal au Québec (Gagnon *et al.*, 1998).

Des peuplements forestiers différents de la pessière noire peuvent aussi s'établir à la suite de feux intenses dans des peuplements mixtes (pin gris, bouleau à papier, peuplier faux-tremble) d'épinette, les cônes de cette espèce étant moins résistants que ceux du pin gris (St-Pierre *et al.*, 1992). À l'inverse, lorsque l'intervalle entre les perturbations est très grand, l'épinette peut remplacer le pin gris à cause de sa grande longévité et de sa capacité à produire des marcottes après 50 - 70 ans (Lavoie et Sirois, 1998). Ce type de succession est probablement peu fréquent parce que le cycle des feux est habituellement trop court.

Le caribou a su s'adapter aux feux, mais dans les forêts commerciales, cet agent de perturbation naturelle a été remplacé par la coupe. Présentement, nous ne savons pas si ce type de perturbation imite convenablement les feux. Son impact sur la pessière a été peu étudié et un remplacement de



MONTAGNE, COURTESY-TERRA

Le caribou recherche les habitats peu propices aux autres cervidés. En hiver, il utilise fréquemment des peuplements résineux ouverts, riches en lichens terrestres.

l'épinette par le sapin est à prévoir dans la partie méridionale (Riverin et Gagnon, 1996). En effet, contrairement au feu qui détruit la strate basse de la végétation, la coupe favorise la régénération des essences d'ombre préétablies tel le sapin. Cette essence est mal adaptée au feu (écorce mince, pas de rejet de souche, production cyclique de cônes non sérotimeux, pas de réservoir de graines dans le sol), mais peut agir comme essence de fin de succession à cause de sa tolérance à l'ombre, d'une abondante production de graines et du marcottage (Sirois, 1997). Une succession végétale en faveur du sapin ou des essences feuillues serait néfaste au caribou en facilitant l'implantation de l'orignal et de son principal prédateur, le loup.

Les préoccupations concernant la disponibilité de l'habitat semblent aussi justifiées. Sur la Côte-Nord, environ 3 400 km² de forêt ont été inondés par le projet Manic-Outardes et 222 autres le seront par le projet Sainte-Marguerite. À Caniapiscou, c'est un peu plus de 2 000 km² de milieux forestiers qui ont été mis en eau, entre 1981 et 1984 (Paré, 1987). De même, l'industrie forestière utilise actuellement de façon intensive tout le secteur de la pessière, entre les 49° et 51° parallèles et progresse graduellement vers le nord. À titre d'exemple, on prélève environ 300 km² de forêts résineuses par année, sur la Côte-Nord seulement.

Ces habitats perturbés, ou ceux dans lesquels la proportion de vieilles forêts est faible, seraient délaissés par le caribou (Cumming et Beange, 1993; Smith *et al.*, 2000).

Une composante de la biodiversité

On reconnaît d'emblée que le caribou forestier est un élément majeur de la forêt boréale. La spécificité de l'éco-type forestier est probable puisque les toundriques, qui sont migrants, sont normalement localisés plus au nord durant le rut. Cependant, l'abondance du caribou toundrique a beaucoup augmenté depuis le début des années 1970 et il a étendu considérablement son aire de répartition. En hiver, il envahit maintenant certaines hardes forestières et des femelles ont semblé suivre les caribous toundriques lors de leur migration printanière (Paré, 1987). De même, il n'est pas exclu que des migrants se sédentarisent dans l'aire utilisée par le caribou forestier.

Les impacts d'un apport génétique occasionnel provenant du caribou migrant ne sont pas connus. D'une part, le caribou forestier pourrait posséder certains caractères spécifiques qui pourraient disparaître à la suite de l'hybridation avec le caribou toundrique. D'autre part, les populations peu abondantes et isolées sont susceptibles de présenter une plus faible variabilité génétique à cause de la consanguinité (Caughley, 1994). Une plus grande diversité génétique favorise l'adaptation aux changements environnementaux (*fitness*) en permettant l'expression des caractères dominants ou en masquant les effets d'allèles récessifs délétères. L'isolation des petites hardes pourrait mener à une réduction de leur adaptabilité, augmentant de la sorte les risques d'extinction à cause des facteurs abiotiques, biotiques ou stochastiques. Des effectifs réduits conduisent généralement au déclin par des facteurs aléatoires ou par dérive génétique à cause de l'augmentation de la reproduction entre proches parents. Celle-ci mène à une diminution de la diversité génétique d'où expression d'allèles récessifs, baisse de la fécondité, augmentation de la mortalité, diminution de la population et éventuellement, extinction de la population. Les effets de la sélection naturelle sont également plus marqués dans les petites populations isolées. Des échanges occasionnels entre les constituantes d'une métapopulation favorisent sa conservation.

Il est à prévoir que l'écotourisme prendra de l'ampleur au cours des prochaines années et que les parcs de conservation joueront un rôle de premier plan pour la mise en valeur des espèces rares. Ainsi, les caribous forestiers fréquentent souvent des milieux ouverts ce qui facilite leur observation à des fins d'interprétation. Dans le parc des Grands-Jardins, un programme d'interprétation en ski de fond a été mis en place en 1993 (Banville, 1998). Toutefois, les randonneurs peuvent déranger le caribou qui modifie alors son comportement (Duchesne, 1996), ce qui pourrait l'amener à fréquenter des milieux moins propices où il serait plus vulnérable à la prédation (Crête *et al.*, 1990). Cet impact devrait être documenté davantage pour assurer le développement harmonieux des activités récréotouristiques.

Des mesures de protection timides

Quelques mesures ont été adoptées pour protéger le caribou forestier et ses habitats. La chasse sportive est prohibée dans la majeure partie de l'aire de répartition du caribou forestier depuis plusieurs décennies. De plus, sur la Côte-Nord, les baisses d'effectifs ont amené l'arrêt de la chasse à l'est du chemin de fer reliant Sept-Îles et Schefferville en 1979. À la même époque, à l'ouest du chemin de fer, les permis de chasse ont été contingentés à 350 par année, mais ce nombre a été augmenté à 600 à la suite des pressions du milieu. Le nombre de permis a de nouveau été ramené à 300 à l'automne 2000, et la chasse du caribou forestier sera fermée en 2001.

Des mesures visant la protection des habitats du caribou ont aussi été adoptées. L'habitat de la harde de Charlevoix est en partie protégé par le parc des Grands-Jardins. Le *Règlement sur les habitats fauniques* vise à protéger les aires de fréquentation du caribou au sud du 52° parallèle. Il présente ces milieux comme des territoires servant à la mise bas, au rut ou à l'alimentation hivernale pour un troupeau d'au moins 50 caribous. Cette dernière notion n'est pas appropriée puisque les caribous forestiers se trouvent souvent en nombre très inférieur. Les groupes ne se forment qu'à l'automne et à l'hiver et plusieurs groupes ne comptent qu'une dizaine de bêtes ou moins, quand il ne s'agit pas carrément d'une femelle avec son faon. De plus, on rencontre des hardes forestières au nord du 52° parallèle. Actuellement, seule la harde montagnarde de la Gaspésie jouit de la protection accordée par le *Règlement sur les habitats fauniques*. Or, cette aire de fréquentation se situe majoritairement à l'intérieur des limites du parc de la Gaspésie, où sa protection est de toute façon assurée en vertu de la *Loi sur les parcs*.

On note dans le *Règlement sur les normes d'interventions dans les forêts du domaine public*, cinq articles qui font référence au caribou, dont deux concernent le caribou forestier. Ces articles reprennent les définitions du *Règlement sur les habitats fauniques* et introduisent les mêmes notions de localisation géographique et d'effectifs minimaux. Les seules mesures quelque peu significatives concernent le maintien des composantes de l'habitat et la protection des pessières à cladonie. Cependant, ces normes font aussi référence aux notions d'aires de fréquentation et d'habitats utilisés durant la mise bas, le rut et la période hivernale. Comme ces habitats n'ont jamais été définis, les normes d'exploitation forestière sont à toutes fins pratiques inopérantes.

Pour une protection adéquate, la notion de troupeau devra être revue pour tenir compte de la répartition réelle du caribou forestier et de ses comportements saisonniers. Les caractéristiques des habitats fréquentés durant la mise bas, le rut et l'hiver devront être précisées. Dans un contexte d'exploitation forestière, l'identification des hardes et la délimitation géographique des aires utilisées par chacune d'elles permettraient de circonscrire les sites à aménager en fonction du caribou.

Que de problèmes !

La conservation des hardes de caribous forestiers n'est pas assurée. Cet écotype est en déclin presque partout et ses effectifs, sa densité et son recrutement sont faibles. De plus, il est très vulnérable à la prédation et aux prélèvements humains, particulièrement lorsque son habitat est modifié. Par ailleurs, on assiste depuis une vingtaine d'années, à une importante expansion septentrionale de l'exploitation forestière. Les données fragmentaires qui existent suggèrent une décroissance importante des hardes et certaines ont probablement déjà disparu. Ce constat est particulièrement inquiétant dans un contexte où la dynamique de ces populations n'est pas connue.

L'origine exacte, la spécificité et l'importance des échanges génétiques entre les grands troupeaux de caribous toundriques et les hardes de caribous forestiers ne sont pas établies. La classification de Banfield (1961) ne fait pas l'unanimité. Une différenciation non équivoque exigerait l'examen de plusieurs caractères génétiques et biologiques (déplacements, répartition, morphologie) des hardes forestières et des troupeaux toundriques.

Dans la sapinière, la coupe forestière permet l'établissement d'une succession végétale diversifiée, favorable aux espèces animales associées aux lisières de forêt, à celles ayant un large spectre d'habitats ou une bonne mobilité. Plusieurs espèces, dont l'orignal, prospèrent dans les aires coupées dès qu'elles sont bien régénérées. Par contre, le morcellement de l'habitat favorise aussi les prédateurs en augmentant le nombre et la diversité des proies. Les bordures agissent comme des barrières; les prédateurs les longent, augmentant ainsi la vulnérabilité des proies qui y vivent. De plus, la coupe réduit la superficie et modifie la qualité des habitats des espèces associées aux forêts matures, entraînant des changements d'abondance. Ainsi, plusieurs auteurs pensent que la coupe serait la cause ultime des déclin du caribou en favorisant la prédation et la chasse.

Compte tenu de la fragilité du caribou forestier et de l'importance de l'industrie forestière, il est prioritaire de trouver des méthodes de gestion assurant leur coexistence. Ceci constitue un défi de taille puisque plusieurs tentatives se sont avérées infructueuses et que les normes d'intervention forestière privilégient l'orignal au détriment du caribou en morcelant la forêt. Une bonne compréhension des effets de la coupe sur l'organisation spatiale des hardes, la dynamique de population, l'utilisation de l'habitat et les échanges génétiques est préalable à l'élaboration d'objectifs et de normes d'aménagement de l'habitat. L'impact négatif des coupes peut être amoindri par une protection accrue de l'espèce (contre les humains et les prédateurs), par la création d'aires protégées et par l'adoption de pratiques sylvicoles visant à préserver la répartition, la composition et la structure de la forêt d'origine, des conditions qui favoriseraient les déplacements des caribous et le maintien des échanges occasionnels entre les hardes.

La problématique du caribou forestier au Québec est résumée au tableau 1.

Un avenir prometteur ?

Nous réalisons présentement un projet de recherche dans le but d'acquérir les connaissances de base nécessaires pour protéger le caribou forestier et son habitat. La cartographie à petite échelle des renseignements disponibles donnera la localisation des principales aires de concentration, afin d'identifier les sites où l'on doit adopter des pratiques forestières propices à cette espèce, associée aux forêts matures et surannées.

Une technique d'inventaire aérien adaptée au caribou forestier permettra d'estimer ses effectifs et d'évaluer sa productivité. Les principales causes de mortalité et leur importance relative seront estimées à l'aide de la télémétrie. Ces travaux aideront à identifier les causes du déclin des effectifs et à trouver des solutions pour réduire les impacts négatifs des activités humaines. Finalement, la description des habitats utilisés sur une base saisonnière permettra de suggérer des pratiques forestières adaptées aux paysages nordiques et susceptibles de diminuer l'importance des mortalités du caribou.

Tableau 1. Résumé de la problématique du caribou forestier au Québec.

La répartition actuelle, la densité et les effectifs totaux sont mal connus

- Le devenir des petites hardes isolées est incertain
- Les raisons du déclin des hardes sont mal connues
- Aucune synthèse globale des données disponibles n'a été faite
- Une technique d'inventaire doit être mise au point

L'écotype forestier est vulnérable

- Il vit en petits groupes isolés et en faible densité
- Son recrutement est faible et son taux de mortalité est élevé
- Il est très vulnérable à la prédation
- Il est très sensible aux modifications d'habitat
- La récolte potentielle est inconnue
- Il est peut-être surexploité à cause de la cohabitation avec le toundrique
- Il est probablement spécifique génétiquement
- Les impacts de l'écotourisme sont peu documentés

Les habitats fréquentés n'ont pas été étudiés sur une base saisonnière

- Les habitats utilisés durant la mise bas et le rut n'ont pas été décrits
- Les habitats d'hiver n'ont été étudiés que sommairement

L'impact des coupes forestières et des autres modifications d'habitat est inconnu

- Leur influence sur la répartition et les déplacements n'ont pas été étudiés
- L'impact de la présence des autres cervidés n'est pas bien compris
- L'influence des coupes sur l'abondance des prédateurs est mal connue
- On connaît mal l'effet de l'utilisation des sites déboisés sur la prédation
- Le morcellement de l'habitat isole probablement les hardes

Les normes de protection de l'habitat sont inopérantes

- La plupart des groupes n'atteignent pas 50 caribous
- Les habitats saisonniers n'ont pas été décrits
- Le taux d'utilisation des pessières de 4 ha et plus n'a pas été étudié
- L'importance des pinèdes ouvertes n'est pas connue

Dans le cadre de cette étude, la mise au point et l'application de techniques novatrices de différenciation génétique augmenteront notre compréhension des liens entre les divers groupes de caribous. Elles permettront aussi de vérifier l'impact de la diversité génétique sur l'adaptabilité des individus et des métapopulations. La conservation à long terme des pools génétiques pourrait exiger le maintien non seulement de l'espèce, mais également des populations locales, peu importe qu'elles forment des sous-espèces, des unités évolutives réelles ou des sous-populations (Caughley, 1994).

Le projet de recherche orientera les stratégies de conservation du caribou forestier et servira de guide pour évaluer la pertinence d'inclure cet écotype parmi les espèces menacées ou vulnérables au Québec. L'intérêt manifesté par l'industrie forestière pour le projet et pour des aménagements forestiers adaptés au caribou augure un avenir meilleur pour cet écotype et pour les espèces nordiques vivant sous son ombrelle.

Remerciements

Le projet en cours fait suite à la volonté de la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) de combler le manque de connaissances sur le caribou forestier. Le devis de recherche a été élaboré à la suite de discussions et de commentaires fournis par Laurier Breton, Michel Crête, Hélène Jolicoeur, Gilles Lamontagne, Marcel Paré et François Potvin de la FAPAQ ainsi que Jean-Pierre Ducruc du ministère de l'Environnement du Québec (MENV), Agathe Cimon du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN), Jean Huot de l'Université Laval et Luc Sirois de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR). Le présent travail de synthèse n'aurait pu être réalisé sans la contribution de nos partenaires financiers : la FAPAQ, le MRN, l'Association des manufacturiers de bois de sciage du Québec, la Fondation de la faune du Québec, Abitibi-Consolidated, Kruger (Scierie-Manic) et l'UQAR. ◀

Références

- ANONYME, 1994. É.I.E. : Activités militaires aériennes. Énoncé des incidences environnementales des activités militaires aériennes au Labrador et au Québec. Défense nationale, Gouvernement du Canada. p. 9-44 à 9-53.
- AWCCSDC – Alberta Woodland Caribou Conservation Strategy Development Committee, 1996. Alberta's woodland conservation strategy. Draft # 100. 55 p.
- BANFIELD, A.W.F., 1961. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. Musée National du Canada, Bulletin n° 177, 137 p.
- BANVILLE, D., 1998. Plan de gestion du caribou de Charlevoix. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Québec, 26 p.
- BERGERUD, A.T., 1974. Decline of caribou in North America following settlement. The Journal of Wildlife Management, 38 : 757-770.

- BERGERUD, A.T., 1996. Evolving perspectives on caribou population dynamics. *Rangifer*, Special Issue, 9 : 95-116.
- BOERTJE, R.D., P. VALKENBURG and M.E. MCNAY, 1996. Increases in moose, caribou and wolves following wolf control in Alaska. *The Journal of Wildlife Management*, 60 : 474-489.
- BOURBONNAIS, N., A. GINGRAS et B. ROCHETTE, 1997. Inventaire aérien du caribou dans une portion de la zone de chasse 19 sud (partie est) en mars 1993. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Côte-Nord, 24 p.
- BRADSHAW, C.J.A., D.M. HEBERT, A.B. RIPPIN and S. BOUTIN, 1995. Winter peatland habitat selection by woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 73 : 1567-1574.
- BRASSARD, C. et M. BRAULT, 1997. État de la situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de la Côte-Nord, 62 p.
- BROWN W.K. and J.B. THEBERGE, 1990. The effect of extreme snowcover on feeding-site selection by woodland caribou. *The Journal of Wildlife Management*, 54 : 161-168.
- CAUGHLEY, G., 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63 : 215-244.
- CINQ-MARS, J. 1977. Inventaire aérien du caribou sur la Basse-Côte-Nord, hiver 1977. Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Direction Régionale de la Côte-Nord, 15 p.
- COUTURIER, S., R. COURTOIS, H. CRÉPEAU, L.-P. RIVEST and S. LUTTICH. 1994. Calving photocensus of the rivière George caribou herd and comparison with an independent census. *Rangifer*, Special Issue, 9 : 283-296.
- CRÊTE, M., R. NAULT et H. LAFLAMME, 1990. Caribou. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune et de habitats. SP 1780-02-91, 73 p.
- CUMMING, H.G. and D.B. BEANGE, 1993. Survival of woodland caribou in commercial forests of northern Ontario. *The Forestry Chronicle*, 69 : 579-588.
- DARBY, R. and L.S. DUQUETTE, 1986. Woodland caribou and forestry in northern Ontario, Canada. *Rangifer*, Special Issue, 1 : 87-93.
- DUCHESNE, M., 1996. Impact de l'écotourisme hivernal sur les caribous (*Rangifer tarandus caribou*) des Grands-Jardins, Charlevoix. Thèse de Maîtrise, Université Laval. 94 p.
- FOLINSBEE, J., 1979. Distribution et abondance passées et présentes du caribou (*Rangifer tarandus*), au Labrador méridional et dans les régions adjacentes du Québec. *Recherches amérindiennes au Québec*, 9 : 37-46.
- GAGNON, R., J. POTVIN et É. GAGNÉ, 1998. Les bases écologiques du fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay-Lac-Saint-Jean-Chibougamau-Chapais (Québec) : vers un aménagement forestier durable. Université du Québec à Chicoutimi, 27 p.
- GAUTHIER, L., R. NAULT et M. CRÊTE, 1989. Variations saisonnières du régime alimentaire des caribous du troupeau de la Rivière George, Québec nordique. *Le Naturaliste canadien*, 116 : 101-112.
- GEIST, V., 1991. Taxonomy : on an objective definition of subspecies, taxa as legal entities, and its application to *Rangifer tarandus* Lin. 1758, p 1-36. In Butler, C.E. and Mahoney S.P (éds.). *Proceedings of the 4th North American Caribou workshop*. St. John's Newfoundland.
- GERLACH, L.P. and D.N. BENGSTRON, 1994. If ecosystem management is the solution, what's the problem? *Journal of Forestry*, 92, (8) : 18-21.
- GINGRAS, A. et B. MALOUIN, 1993. Inventaire aérien du caribou dans la zone de chasse 19 sud (partie ouest) en mars 1991. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche Direction régionale de la Côte-Nord, 26 p.
- HEARN, B.J., S.N. LUTTICH, M. CRÊTE and M. BERGER, 1990. Survival of radio-tagged caribou (*Rangifer tarandus caribou*) from the George River herd, Nouveau-Québec-Labrador. *Canadian Journal of Zoology*, 68 : 276-283.
- HUOT, J. et M. PARÉ, 1986. Surveillance écologique du complexe La Grande. Synthèse des études sur le caribou de la région de Caniapiscou. Université Laval et Société d'énergie de la baie James, 86 p.
- LAVOIE, L. and L. SIROIS, 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *Journal Vegetation Science*, 9 : 483-492.
- MALLORY, F.F. and T.L. HILLIS, 1998. Demographic characteristics of circumpolar caribou populations: ecotypes, ecological constraints/releases, and population dynamics. *Rangifer*, Special Issue, No. 10 : 49-60.
- OUELLET, J.-P., J. FERRON and L. SIROIS, 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Québec. *Canadian Journal of Zoology*, 74 : 1922-1933.
- PARÉ, M., 1987. Effets du remplissage d'un réservoir hydro-électrique sur la population de caribous de Caniapiscou. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 141 p.
- PARÉ, M. et C. BRASSARD, 1994. Écologie et plan de protection de la population de caribous de Val-d'Or. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, 56 p.
- PARÉ, M. et J. HUOT, 1985. Inventaire du caribou de la partie centrale de la péninsule Québec-Labrador de 1981 à 1984. Université Laval, 61 p.
- PAYETTE, S., C. MORNEAU, L. SIROIS, and M. DESPONT, 1989. Recent fire history of the northern Québec biomes. *Ecology*, 70 : 656-673.
- RACEY, G., and T. AMSTRONG. 1996. Towards a caribou habitat management strategy for Northwestern Ontario : running the gauntlet. *Rangifer*, Special Issue, No. 9 : 159-170.
- RACEY, G., A. HARRIS, T. AMSTRONG, L. GERRISH, R. SCHOTT, J. MCNICOL and R. GOLLAT, 1997. Landscape planning for the conservation of forest dwelling woodland caribou. Ontario Ministry of Natural Resources, northwestern region, 53 p.
- RETTIE, W.J., J.W. SHEARD, and F. MESSIER, 1997. Identification and description of forested vegetation communities available to woodland caribou: relating wildlife habitat to forest cover data. *Forest Ecology and Management*, 93 : 245-260.
- RIVERIN, S. et R. GAGNON, 1996. Dynamique de la régénération d'une pessière à lichen dans la zone de la pessière noire à mousse, nord du Saguenay - Lac-Saint-Jean (Québec). *Canadian Journal of Forest Research*, 26 : 1504-1509.
- ROED, K.H., M.A.D. Ferguson, M. Crête and T.A. Bergerud. 1991. Genetic variation in transferring as a predictor for differentiation and evolution of caribou from eastern Canada. *Rangifer*, 11 : 65-74.
- SIMBERLOFF, D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83 : 247-257.
- SIROIS, L., 1997. Distribution and dynamics of balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill.) at its northern limit in the James Bay area. *Ecoscience*, 4 : 340-352.
- SMITH, K.G., E.J. FICHT, D. HOBSON, T.C. SORESENSEN and D. HERVIEUX, 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 78 : 1433-1440.
- STUART-SMITH, A.K., C.J.A. BRADSHAW, S. BOUTIN, D.M. HEBERT, and A.B. RIPPIN, 1997. Woodland caribou relative to landscape pattern in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 61 : 622-633.
- ST-PIERRE, H., R. GAGNON et P. BELLEFLEUR, 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 22 : 474-481.
- VANDAL, D. 1985. Écologie comportementale du caribou du parc des Grands-Jardins. Thèse de Maîtrise. Université Laval, Québec, 128 p.

conservons
conservons

LA *vraie Vie*
EN NATURE !

développons
développons

protégeons
protégeons



Faune et Parcs
Québec 

La coupe forestière et la faune terrestre en forêt boréale : des effets à court terme liés à la taille des domaines vitaux¹

François Potvin, Réhaume Courtois et Louis Bélanger

Introduction

En dépit du débat qu'elle suscite (Blouin et Comeau, 1991), la coupe à blanc demeure le système de récolte le plus utilisé en forêt boréale. Cette technique sylvicole convient bien aux forêts équiennes issues de grandes perturbations (feu, épidémies d'insectes); elle est sécuritaire pour les travailleurs et elle s'avère peu coûteuse (Anonyme, 1991; ACPP, 1992). La coupe à blanc peut cependant entraîner des effets marqués sur la faune, car elle change rapidement la structure de la forêt et crée de vastes mosaïques fortement déboisées où les habitats sont fragmentés. Même si l'on connaît les impacts à moyen terme pour plusieurs espèces (Telfer, 1974; Thompson, 1988), les effets à court terme ont par contre rarement été étudiés. De plus, la plupart des recherches concernent une seule espèce ou un nombre limité d'espèces. Les préoccupations récentes concernant la biodiversité et la gestion intégrée des ressources suggèrent une approche plus globale qui ferait intervenir plusieurs espèces ayant des besoins spatiaux et des exigences d'habitat variés.

Ce texte présente les résultats d'une étude réalisée de 1990 à 1994 dans l'ouest du Québec. Nous avons mesuré les effets à court terme (0 à 2 ans) de la coupe forestière sur l'abondance relative de 12 espèces fauniques allant des petits mammifères à l'orignal (*Alces alces*). Des renseignements plus détaillés sont disponibles dans les publications suivantes : Courtois *et al.* (1998); Courtois et Beaumont (1999); Dussault *et al.* (1998); Ferron *et al.* (1998); Génier (1995); Potvin et Breton (1997); Potvin (1998); Potvin et Courtois (1998); Potvin *et al.* (1999, 2000) et Turcotte *et al.* (2000).

Matériel et méthodes

Secteurs d'étude

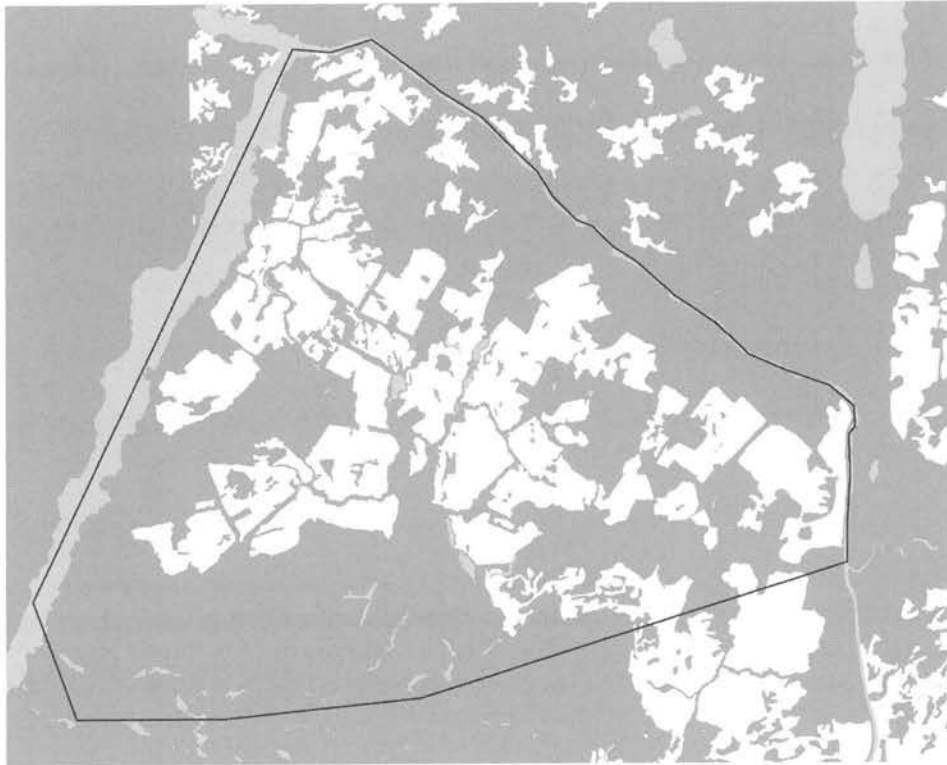
L'étude a eu lieu dans quatre blocs (52 à 114 km²) situés en Abitibi-Témiscamingue. Les peuplements résineux dominaient les blocs 3, 5 et 13 alors que les peuplements mixtes étaient plus abondants dans le bloc 20 (tableau 1). Les principales essences arborescentes étaient l'épinette noire (*Picea mariana*), le pin gris (*Pinus banksiana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), le bouleau à papier (*Betula papy-*

rifera) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). De 1992 à 1994, trois blocs ont partiellement fait l'objet de coupe avec protection de la régénération (CPR), une technique de coupe à blanc qui utilise des sentiers espacés de 10 à 15 m pour l'abattage et le débardage. Par rapport à une coupe à blanc conventionnelle, la CPR assure une meilleure protection de la régénération et des strates muscinale, herbacée et arbustive. Les tiges de résineux et de peuplier faux-tremble de 10 cm et plus au DHP⁴ ont été récoltées, mais non celles du bouleau à papier et des autres feuillus. Après coupe, la surface terrière des peuplements à dominance résineuse est passée en moyenne de 12 à 0,5 m²/ha et celle des peuplements à dominance feuillue de 15 à 8 m²/ha. Dans les assiettes de coupe, la strate arbustive était généralement clairsemée (moins de 5 000 tiges/ha) dans les peuplements à dominance résineuse et de faible hauteur (moins de 1,5 m). Elle était par contre plus dense (plus de 10 000 tiges/ha) et plus haute dans les peuplements à dominance feuillue et dans les peuplements partiellement affectés par une épidémie de tordeuse (*Choristoneura fumiferana*) 15 à 20 ans plus tôt. En vertu de la réglementation en vigueur (MER, 1989), les assiettes de coupe de 100 à 250 ha étaient séparées par des lisières boisées de 60 à 100 m de largeur et avaient une distribution regroupée (figure 1). Si l'on inclut dans l'aire d'intervention les assiettes de coupe contiguës ainsi que les fragments de forêt résiduelle (lisières boisées, autres îlots de forêt résiduelle laissée sur pied), celle-ci représente 34 à 50 % de la superficie des blocs 3, 13 et 20.

Prise de données

Nous avons choisi des espèces animales dont la taille des domaines vitaux et les exigences d'habitat différaient : les petits mammifères, la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), le castor (*Castor canadensis*), la martre (*Martes americana*) et l'orignal. Le castor, la martre

François Potvin, Ph D., ing. f., biologiste;
Réhaume Courtois, biologiste et chercheur scientifique;
Louis Bélanger, professeur, gestion intégrée des ressources.



■ EAU □ COUPE

Figure 1. Aperçu général du bloc 13 montrant les assiettes de coupe (100-250 ha) espacées de lisières boisées (60-100 m de largeur) et distribuées de façon regroupée.

et l'original ont été étudiés à l'échelle de l'ensemble des blocs. Les espèces ayant de plus petits domaines vitaux l'ont été à l'échelle du peuplement forestier (environ 10 à 20 ha). Selon l'espèce, neuf à 15 peuplements ont été sélectionnés à l'intérieur des blocs 3 et 5 ou dans un rayon de 10 km de ces derniers. Certains de ces peuplements ont été coupés

de 10 m, avec deux pièges par point. Dans les peuplements coupés, les grilles étaient totalement situées dans les assiettes de coupe et à au moins 30 m de la forêt résiduelle. Les pièges ont été en fonction durant quatre nuits consécutives. L'indice d'abondance par peuplement est le nombre de captures différentes/100 nuits-pièges par espèce.

en 1992, alors que les autres ont servi de témoins. L'abondance relative des petits mammifères, de la gélinotte, du tétaras, du lièvre et de l'original a été mesurée chaque année de 1990-1991 à 1993-1994. Les petits mammifères et le lièvre ont fait l'objet d'inventaires additionnels en 1996 et 1997. La densité du castor a été évaluée dans le bloc 5 (témoin) et le bloc 3 (coupé en 1992) en 1990 et 1994, de même que dans le bloc 13 immédiatement après coupe (1992) et deux ans plus tard, alors que le déboisement avait sensiblement progressé. Nous avons comparé l'abondance relative de la martre entre deux blocs non coupés (3 et 5), en 1990 et 1991, et le bloc 13, en 1992 et 1993.

Nous avons effectué la capture vivante des petits mammifères entre la fin août et la mi-septembre avec des pièges Sherman pliants (Davis, 1982) à l'intérieur de cinq peuplements résineux et de quatre peuplements mixtes à dominance résineuse. Quatre de ces peuplements furent coupés en 1992. Deux grilles (40 x 100 m) ont été placées dans chaque peuplement, contenant chacune 40 points équidistants

Tableau 1. Composition forestière des blocs d'étude.

Type de couvert	% de la superficie			
	Bloc 3	Bloc 5	Bloc 13	Bloc 20
Pessière noire	38	28	37	18
Pinède grise	3	39	0	0
Autres résineux	8	1	6	2
Mixte	21	8	14	30
Feuillu	6	3	8	13
Régénération	9	3	21	23
Aulne (<i>Alnus rugosa</i>) et dénudés	11	12	12	11
Eau	3	5	3	2
Superficie totale (km ²)	83	114	69	52
Coupes de type CPR 1992-1994 (km ²)	19	0	25	17



Martre

La densité relative de la gélinotte a été mesurée par inventaire de tambourinage tôt le matin durant la première semaine de mai (Petraborg *et al.*, 1953) dans 15 peuplements feuillus et mixtes. Dix de ces peuplements furent coupés en 1992. Dans chaque peuplement, nous avons placé dix stations espacées de 150 m et avons compté le nombre de mâles tambourineurs entendus durant une période de cinq minutes. Le tétras a aussi fait l'objet d'un inventaire au début de mai dans 15 peuplements résineux, en utilisant un enregistrement du chant de la femelle (Schroeder et Boag, 1989). Les stations étaient distantes de 150 m et l'enregistrement était joué durant 15 minutes. La densité relative est basée sur le nombre de mâles dénombrés aux stations.

La densité relative du lièvre a été estimée en comptant les crottes dans des parcelles permanentes (Litvaitis *et al.*, 1985) dans six peuplements résineux et quatre peuplements mixtes à dominance résineuse. Cinq de ces peuplements furent coupés en 1992. Dans chaque peuplement, les parcelles circulaires (1 m de rayon) étaient espacées de 20 m sur deux lignes distantes de 100 m, à raison de 15 parcelles par ligne. Les crottes de lièvre ont été comptées et enlevées en mai de chaque année. Dans les peuplements traités, toutes les parcelles étaient situées à l'intérieur des assiettes de coupe.

Le nombre de colonies de castor a été mesuré par inventaire aérien réalisé après la chute des feuilles dans les blocs 3, 5 et 13. Nous avons survolé le réseau hydrique avec un hélicoptère Bell 206-B. Un navigateur-observateur, à l'avant, et un observateur, à l'arrière, ont dénombré les caches de nourriture, qui indiquent la présence d'une colonie active.

Nous avons utilisé le succès de piégeage de la martre comme indice d'abondance dans les blocs 3, 5 et 13. Les blocs 3 et 5 ont servi de témoins, car ils ont été étudiés avant coupe. Chaque bloc a fait l'objet de piégeage durant deux années consécutives par les mêmes équipes. Les martres ont été capturées vivantes dans des cages Tomahawk pliantes installées dans des peuplements résineux et mixtes accessibles à partir des chemins et des plans d'eau. L'effort de piégeage par bloc a varié entre 300 et 2 100 nuits-pièges.

La densité de l'orignal a été mesurée par inventaire aérien (Courtois *et al.*, 1994) entre la mi-janvier et la mi-février dans les blocs 3, 5 et 20. Les blocs ont été survolés en hélicoptère (Hughes 500-C ou 500-D) le long de lignes nord-sud espacées de 500 m, à une altitude moyenne de 110 m et une vitesse de 160 km/h. L'équipe d'inventaire était composée d'un navigateur et de deux observateurs à l'arrière. Les réseaux de pistes identifiés lors du survol ont été vérifiés soigneusement afin d'y dénombrer les orignaux.

Nous avons fait appel à la télémétrie pour le tétras, le lièvre, la martre et l'orignal, dans le but de mesurer les effets de la CPR sur l'utilisation de l'espace, les déplacements, la survie et la sélection d'habitat (Courtois *et al.*, 1998; Ferron *et al.*, 1998; Potvin *et al.*, 2000; Turcotte *et al.*, 2000). La réponse immédiate du tétras et du lièvre à la coupe a été étudiée dans une portion de 31 km² du bloc 3, récoltée en 1992. Nous avons installé des émetteurs sur les tétras ($n=22$) et les lièvres ($n=16$) deux à six semaines avant coupe et les avons suivis jusqu'à environ deux mois après coupe. La martre et l'orignal ont fait l'objet d'étude télémétrique durant quatre ans dans les divers blocs. Des domaines vitaux valides ont été délimités pour 34 martres et 48 orignaux.

Résultats

Le campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*) et la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*) totalisent respectivement 43 et 31 % des 1 215 captures de petits mammifères. Le tamia rayé (*Tamias striatus*) (13 %) et la musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*) (5 %) étaient aussi présents à chaque année. La seule espèce ayant réagi à la

coupe fut la souris sylvestre, qui a doublé d'abondance après coupe ($P = 0,002$) (figure 2). La densité des trois autres espèces n'a pas été modifiée ($P > 0,05$). Il n'a pas été possible de tester statistiquement l'abondance des autres espèces en raison du faible nombre de captures. De 1992 à 1997, le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*) a été noté seulement dans les peuplements témoins (sept captures). Après coupe, quelques captures d'écureuil roux (*Tamasciurus hudsonicus*) ont été réalisées à la fois dans les peuplements témoins et coupés (huit et six captures).

La coupe n'a pas influencé la densité relative de la gélinotte huppée dans les peuplements feuillus et dans les peuplements mixtes récoltés partiellement ($P > 0,10$) (figure 3). Par contre, le téttras était totalement absent des assiettes de coupe lors de l'inventaire de 1993, mais fréquentait toujours les lisières et îlots de forêt résiduelle dans l'aire d'intervention (2 à 4 mâles/km²). Après coupe, le suivi télémétrique a montré que le téttras abandonne rapidement les peuplements coupés, qu'il se déplace davantage et qu'il a un taux de survie plus faible (Turcotte *et al.*, 2000).

Dans les peuplements coupés, le lièvre est pratiquement disparu après un, deux et quatre ans, une baisse très nette par rapport aux peuplements témoins ($P < 0,01$) (figure 4). Après coupe, le lièvre a augmenté ses déplacements et la taille de son domaine vital. Il s'est relocalisé partiellement ou complètement dans des secteurs de forêt

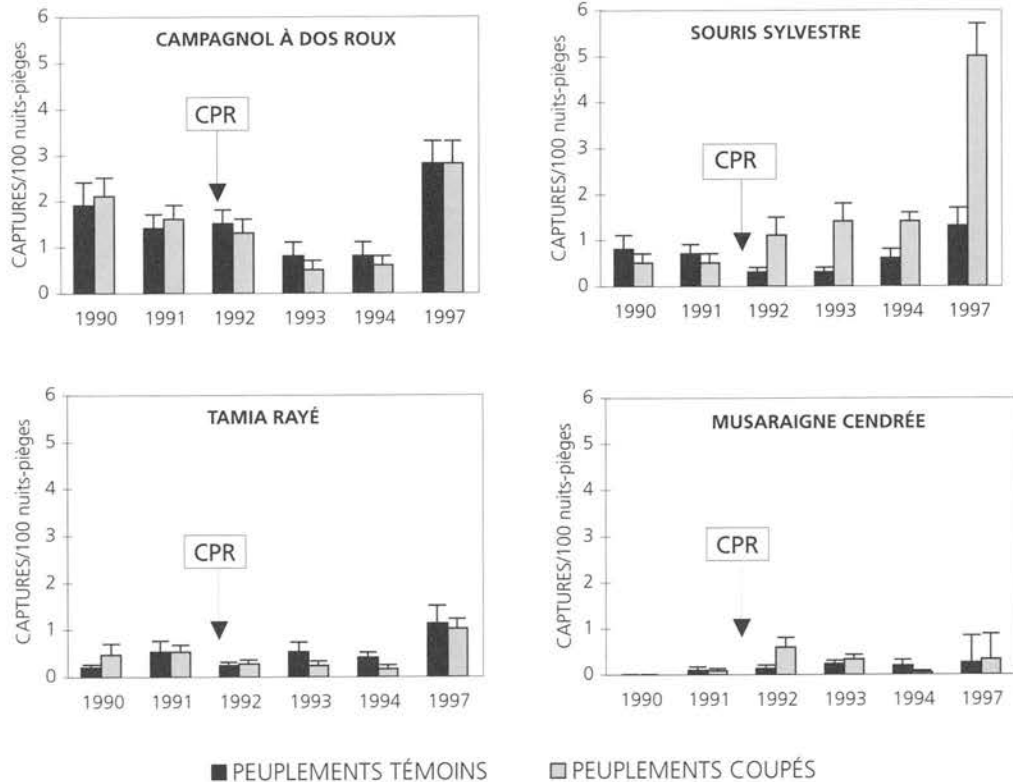


Figure 2. Densité relative moyenne (\pm erreur type) de quatre espèces de petits mammifères dans cinq peuplements témoins et quatre peuplements traités. Les peuplements traités ont été coupés par CPR avant le relevé de 1992.

intacte, mais n'a pas eu une survie moindre (Ferron *et al.*, 1998).

De 1990 à 1994, la densité des colonies de castor s'est accrue de 25 à 30 %, tant dans le bloc 3, coupé en 1992, que dans le bloc 5 (témoin) (figure 5). Dans le bloc 13, la densité n'a pas varié de 1992 à 1994 même si la proportion déboisée est passée de 28 à 43 %.

Le succès de piégeage de la martre dans le bloc 13, coupé en 1992 et 1993, fut comparable à celui du bloc 3,

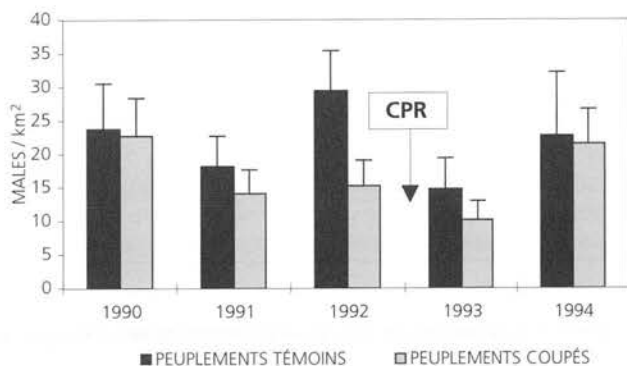


Figure 3. Densité moyenne (\pm erreur type) des gélinottes huppées mâles dans cinq peuplements témoins et dix peuplements traités. Les peuplements traités ont été partiellement coupés par CPR après le relevé de 1992.

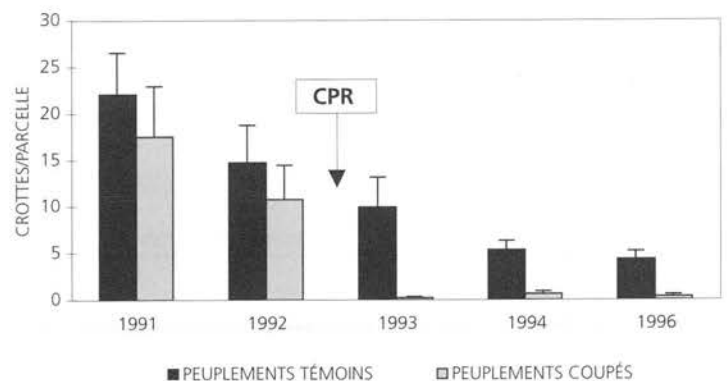


Figure 4. Densité moyenne (\pm erreur type) du lièvre dans cinq peuplements témoins et cinq peuplements traités. Les peuplements traités ont été coupés par CPR après le relevé de 1992.

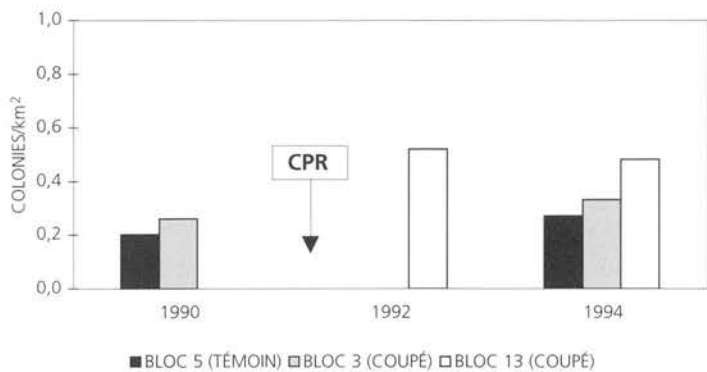


Figure 5. Densité des colonies de castor dans un bloc témoin et deux blocs traités. Les blocs traités ont été coupés par CPR avant le relevé de 1992. Seul le bloc 13 a été survolé en 1992.

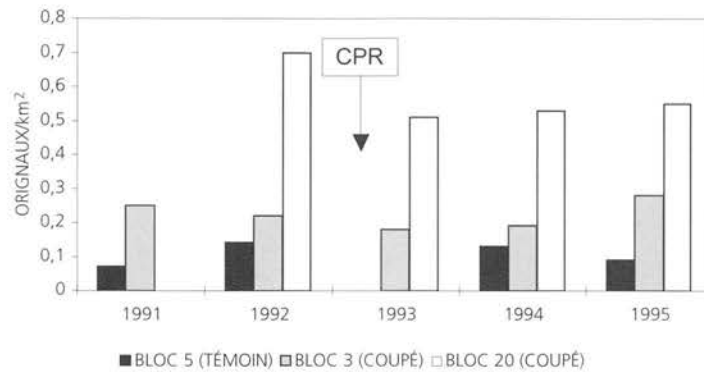


Figure 7. Densité de l'orignal dans un bloc témoin et deux blocs traités. Les blocs traités ont été coupés par CPR après l'inventaire de 1992.

étudié avant coupe, mais bien inférieur à celui du bloc 5 (témoin) (figure 6). Dans le bloc 13, les martres qui fréquentaient les coupes avaient de plus grands domaines vitaux ($P < 0,10$) que celles vivant dans la forêt restée intacte à l'extérieur de l'aire d'intervention (Potvin et Breton, 1997). Les assiettes de coupe ont été évitées, sauf celles où la régénération et la strate arbustive étaient denses (Potvin, 1998; Potvin *et al.*, 2000). En général, le domaine vital contenait moins de 30 à 35 % de coupe et plus de 40 à 50 % de forêt (> 30 ans). La taille moyenne du domaine vital annuel était de 9 km² (polygone convexe minimum avec 100 % des localisations).

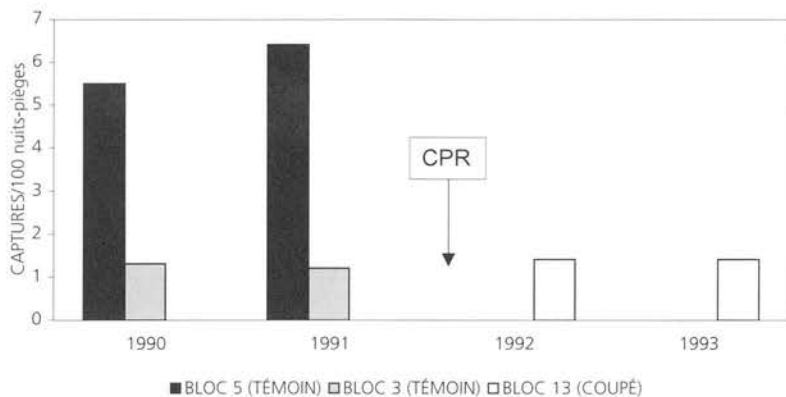


Figure 6. Succès de piégeage de la martre dans deux blocs témoins et un bloc traité. Le bloc traité a été coupé par CPR avant la saison de piégeage de 1992.

La densité de l'orignal a diminué de 20 à 30 % immédiatement après coupe dans les blocs 3 et 20, en raison de l'évitement par l'orignal des milieux ouverts (figure 7). Après coupe, l'orignal a augmenté l'ampleur de ses déplacements et a évité les endroits ayant une strate arbustive clairsemée (Courtois *et al.*, 1998). En moyenne, le domaine vital occupait 56 km² (polygone convexe minimum 100 %) et contenait 30 à 40 % de peuplements mixtes et feuillus, 30 à 35 % de peuplements résineux et 20 à 25 % de coupes récentes.

Discussion

La notion d'échelle spatiale est fondamentale en écologie, mais les écologistes ont souvent tendance à étudier les phénomènes d'un point de vue anthropocentrique (Wiens et Milne, 1989). En foresterie, deux échelles sont d'usage courant. Les traitements sylvicoles, comme la coupe, sont appliqués à l'échelle du peuplement, un peuplement étant une parcelle de forêt plus ou moins uniforme. La planification de l'aménagement forestier se réalise à l'échelle du paysage (*landscape*) ou mosaïque forestière, une mosaïque étant un assemblage de peuplements couvrant une vaste étendue.

Cependant, si l'on adopte le point de vue de l'animal, l'échelle sera très différente selon la taille de l'organisme (McGarigal et Marks, 1995). Ainsi, pour un campagnol, chaque tronc, pierre ou arbuste peut être assimilé à un élément d'habitat, dont l'assemblage forme une mosaïque beaucoup plus petite qu'un peuplement forestier. À l'inverse, pour la martre et l'orignal, la mosaïque fréquentée contient un grand nombre de peuplements. Sans mettre de côté pour autant la perspective de l'animal, nous adopterons, pour des raisons pratiques, la terminologie forestière usuelle de peuplement et de mosaïque pour discuter des effets de la coupe sur la faune terrestre et ses implications pour l'aménagement.

Effets à court terme de la coupe sur la faune terrestre

Les aires d'intervention de nos blocs d'étude sont typiques de celles issues de la réglementation de 1987-1995 en vigueur au Québec (MER, 1989). Les assiettes de coupe de 100 à 250 ha y sont distribuées de façon regroupée et couvrent une vaste superficie. En 1996, la taille maximale des assiettes de coupe a été ramenée à 150 ha, mais la même distribution continue de s'appliquer. Dans ce type de mosaïque, les effets de la coupe sur une espèce animale dépendent de la taille de son domaine vital et de ses besoins en habitat. Pour

les espèces dont le domaine vital est inférieur à l'assiette de coupe, la question se pose à l'échelle du peuplement. Après déboisement, ces espèces resteront présentes dans l'assiette de coupe si leurs attributs d'habitat sont maintenus ou améliorés. En cas contraire, elles devront se relocaliser dans les lisières boisées ou dans la forêt adjacente restée intacte. Dans notre étude, les petits mammifères, le groupe d'espèces ayant les plus petits domaines vitaux (≤ 1 ha) se sont maintenus à l'intérieur des assiettes de coupe ou disposaient d'un habitat de remplacement dans les lisières de forêt résiduelle. La quantité de débris ligneux et la luminosité au sol augmentent après coupe (Génier, 1995), ce qui pourrait offrir un bon couvert aux petits mammifères ainsi qu'une source de nourriture plus abondante (plantes herbacées, invertébrés). C'est vraisemblablement ce qui explique l'augmentation du double des populations de souris sylvestre et le maintien du campagnol à dos roux, du tamia et de la musaraigne cendrée. Pour leur part, l'écureuil roux et le grand polatouche ont besoin de forêt intacte et s'accommodent des lisières boisées (Côté *et al.*, 2000), en raison de la taille réduite de leur domaine vital.

La plupart des espèces ayant un domaine vital de taille intermédiaire, jusqu'à 25 ha (tétrras, lièvre), ont délaissé les assiettes de coupe. Même si la gélinotte est restée abondante dans les peuplements mixtes et dans les peuplements feuillus après coupe partielle, nous estimons qu'elle aurait aussi été affectée négativement si toutes les tiges commerciales avaient été récoltées, en raison d'un manque de couvert. Après CPR, les peuplements d'épinette noire ont un couvert vertical et latéral insuffisant pour le tétras et le lièvre (Ferron *et al.*, 1998; Turcotte *et al.*, 2000).

La coupe n'a pas eu d'effet immédiat sur la densité du castor. Cette espèce s'alimente surtout à moins de 30 m des berges (Thompson, 1988). Son habitat reste intact après coupe car la réglementation actuelle oblige à conserver une bande riveraine de 20 m le long des cours d'eau.

Le domaine vital de la martre et de l'orignal excède 5 km² et englobe donc plusieurs assiettes de coupe. L'impact sur ces espèces doit donc être analysé à l'échelle de la mosaïque forestière. Dans leur domaine vital, les deux espèces ont évité les assiettes de coupe typiques, mais ont utilisé celles où la régénération et la strate arbustive étaient denses. La martre a maintenu le même domaine vital lorsqu'il restait plus de 40 % de forêt intacte, mais s'est relocalisée dans la forêt adjacente à l'aire d'intervention dans le cas contraire. Aucune martre ne s'est satisfaite uniquement d'assiettes de coupe et de lisières boisées pour son domaine vital. Dans l'aire d'intervention, le maintien de la martre était lié à la présence de massifs de forêt résiduelle de plus de 1 km². En raison d'un plus grand domaine vital, l'orignal était plus flexible. Il a généralement conservé le même domaine vital, mais il a utilisé de façon préférentielle les superficies de forêt intacte dans la mosaïque forestière transformée par la coupe.

Implications pour l'aménagement

Malgré le débat dont la coupe à blanc fait l'objet, nous ne voyons aucune nécessité de remplacer complètement cette technique sylvicole à l'échelle du peuplement. Dans les forêts boréales d'Amérique du Nord, les grandes coupes à blanc ne sont pas associées à la disparition d'espèces animales, du moins celles étudiées ici, lesquelles sont pour la plupart adaptées aux grandes perturbations (Lautenschlager, 1997). La CPR pourrait cependant être améliorée en fonction des attributs d'habitat de la faune. Lorsque c'est possible, il faudrait que les coupes récentes offrent une structure plus diversifiée, ce qui inclut la présence d'arbres vivants de bonne dimension, de chicots et de débris ligneux. Dans notre étude, nous avons observé que le lièvre, la martre et l'orignal utilisaient les assiettes de coupe ayant une structure complexe (Courtois *et al.*, 1998; Potvin, 1998). La coupe avec protection des petites tiges marchandes, récemment expérimentée au Québec (J. Bégin, comm. pers.), est une amélioration notable en ce sens.



Tétrras femelle

Notre principale préoccupation au sujet de la coupe à blanc concerne la mosaïque de l'aire d'intervention. De façon générale, les assiettes de coupe récentes n'étaient pas des habitats convenables pour plusieurs espèces fauniques. Un rétablissement progressif est prévisible quand le développement de la végétation procurera à nouveau un habitat propice. La période d'attente dure probablement 10 à 15 ans pour la gélinotte, le lièvre et l'orignal, jusqu'à ce que la strate arbustive se soit bien réimplantée. Pour le tétras et la martre, qui ont besoin de couvert arborescent, la période s'allonge à 30 ans. Dans l'intervalle, le maintien de ces espèces dépend de la forêt résiduelle. La question importante n'est pas la dimension des assiettes de coupe, mais l'étendue et la confi-



FRANÇOIS POTVIN

Bande riveraine séparant une coupe avec protection de la régénération d'un habitat de castor.

guration de la forêt résiduelle. À titre d'exemple, la martre a besoin de plus de 40 % de forêt intacte à l'intérieur de blocs de 5 à 10 km².

Il serait possible de formuler des recommandations d'aménagement forestier propres à chaque espèce animale. Nous préférons une approche plus globale où la faune et la forêt sont considérées simultanément dans une démarche de gestion intégrée. Le regroupement des assiettes de coupe en de vastes aires d'intervention est inacceptable pour les utilisateurs de la faune, qui ont besoin d'une production soutenue. Selon le scénario actuel, l'ensemble d'un terrain de piégeage ou d'une pourvoirie peut être récolté en quelques années, en ne laissant que des lisières boisées. Cette mosaïque est inappropriée pour la martre et l'orignal, deux espèces très importantes pour les utilisateurs de la faune. Pour les espèces de petit gibier, la valeur de la forêt résiduelle apparaît marginale si l'on considère la taille de leur domaine vital. Dans le cas d'une lisière de 60 m de largeur, il faut une longueur de 1,7 km pour cumuler 10 ha de forêt. Les risques de prédation sont probablement plus élevés dans des fragments aussi étroits.

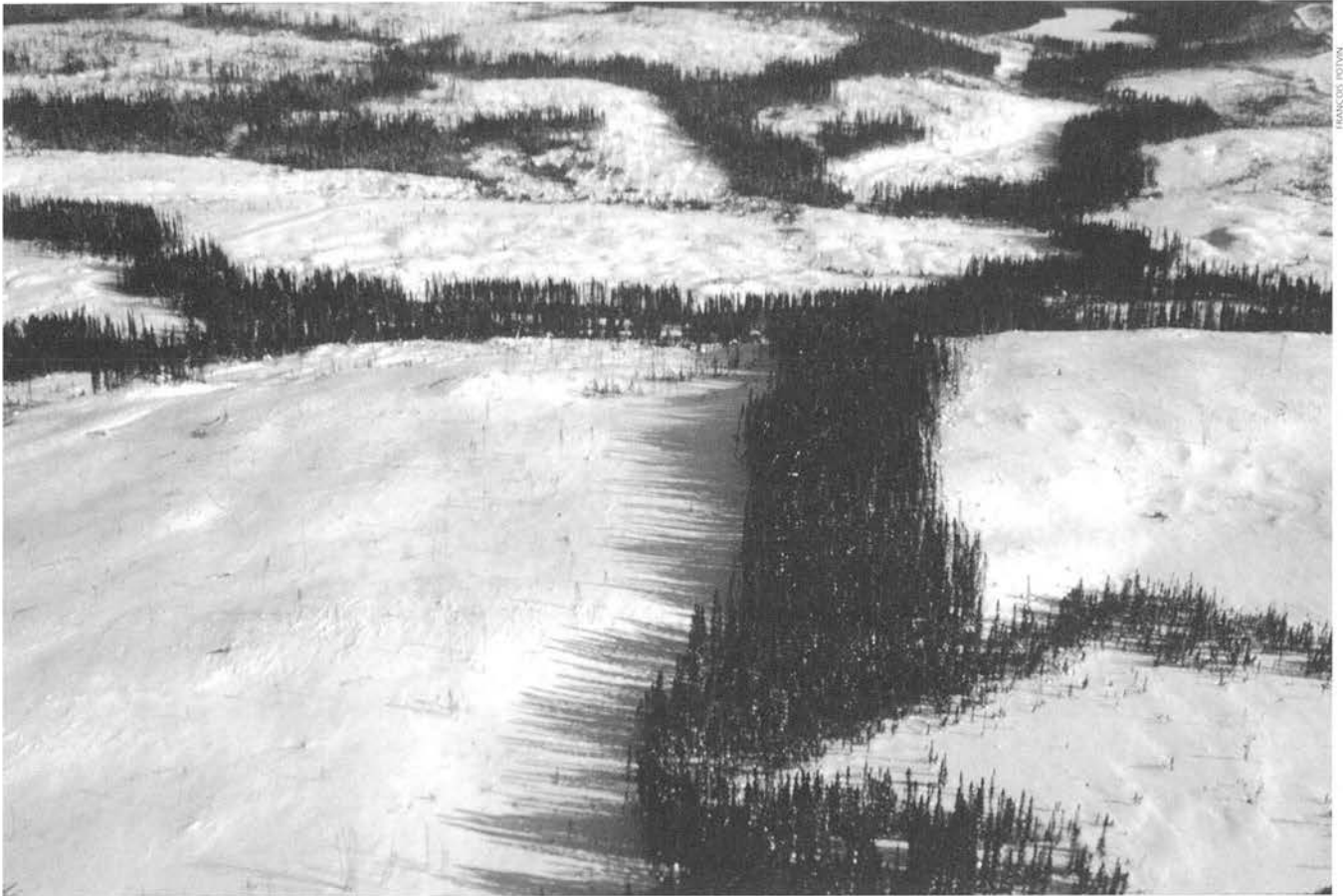
À la place d'un regroupement des assiettes de coupe, nous proposons deux scénarios différents, selon les espèces fauniques auxquelles on doit donner priorité. Pour favoriser

le petit gibier, nous suggérons de plus petites assiettes (15 à 25 ha) en forêt équienne, récoltées sur trois périodes espacées de 20 à 30 ans et distribuées de façon dispersée. La martre a besoin de vastes étendues de forêt. Pour cette espèce, nous proposons des assiettes de 50 à 150 ha réparties dans des unités de 10 km², en s'assurant que l'unité contiendra en tout temps au moins 50 % de forêt (de plus de 30 ans) sous forme de parcelles de plus de 1 km². L'un ou l'autre des scénarios peut convenir à l'orignal.

Gestion intégrée et biodiversité

Les propositions d'aménagement formulées s'appliquent à une échelle locale et dans un contexte de gestion intégrée. Elles présupposent des unités territoriales suffisamment petites (50 à 500 km²) pour que le public ait un sentiment d'appartenance. En territoire autochtone, Morel et Bélanger (1998) ont proposé d'utiliser les terrains de piégeage. Les terrains de piégeage et les pourvoiries sont des entités bien connues des utilisateurs de la faune et leur taille est suffisante pour planifier un aménagement forestier soutenu.

En plus de l'échelle locale, deux autres échelles sont importantes. La première est celle du paysage forestier (1 000 à 5 000 km²). À cette échelle, il s'agit de conserver une



Portion d'une grande aire d'intervention avec séparateurs de coupe.

mosaïque dynamique de peuplements forestiers en termes de composition, d'âge et de configuration spatiale (Rowe, 1992; Franklin, 1993). L'autre échelle est l'échelle régionale ($\geq 10\,000\text{ km}^2$), où l'objectif est le maintien de la biodiversité d'une région forestière. C'est ici qu'interviennent les aires protégées et leur interconnection, évaluée par des analyses de carence (*GAP analysis*) (Scott *et al.*, 1993). La stratégie idéale d'aménagement faune-forêt ne devrait pas procéder uniquement par le haut ou par le bas, c'est-à-dire seulement à une échelle régionale ou locale. Il faut plutôt un processus interactif avec différents acteurs qui interagissent, allant de l'État (échelle régionale) à l'industrie forestière (échelle du paysage) et au grand public (échelle locale pour la gestion intégrée). Au lieu de l'approche actuelle qui engendre l'uniformisation, une telle stratégie devrait entraîner des prescriptions et des mosaïques plus diversifiées. ◀

1. Adaptation d'un texte paru dans la Revue canadienne de recherche forestière (Potvin *et al.*, 1999).
2. Chercheur scientifique, Société de la faune et des parcs du Québec.
3. Professeur en gestion intégrée des ressources, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.
4. Diamètre à hauteur de poitrine.

Références

- ANONYME, 1991. Clearcutting in Canada. *Forestry Chronicle*, 67 : 454-462.
- ASSOCIATION CANADIENNE DES PÂTES ET PAPIERS, 1992. La coupe à blanc : une méthode de régénération forestière. Association canadienne des pâtes et papiers, Montréal, 4 p.
- BLOUIN, G. and R. COMEAU, éd., 1991. *Forestry on the Hill*. Canadian Forestry Association, Ottawa, 67 p.
- CÔTÉ, M., J. FERRON, M.H. ST-LAURENT et A. CARON, 2000. Utilisation de différents types de forêt résiduelle après coupe en forêt boréale par trois espèces de sciuridés. Université du Québec à Rimouski, 58 p.
- COURTOIS, R. and A. BEAUMONT, 1999. The influence of accessibility on moose hunting. *Alces*, 35:41-50.
- COURTOIS, R., Y. LEBLANC, J. MALTAIS et H. CRÉPEAU, 1994. Québec moose aerial surveys: methods to estimate population characteristics and improve sampling strategies. *Alces*, 30 : 159-171.
- COURTOIS, R., J.P. OUELLET et B. Gagné, 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces*, 34 : 210-211.
- DAVIS, D. E. 1982. *CRC handbook of census methods for terrestrial vertebrates*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 397 p.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS et J. FERRON, 1998. Impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research*, 28 : 468-477.

- FERRON, J., F. POTVIN and C. DUSSAULT, 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 28:1335-1343.
- FRANKLIN, J. F., 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications*, 3 : 202-205.
- GÉNIEP, A., 1995. Impact à court terme de la coupe à blanc avec protection de la régénération sur les petits mammifères en forêt boréale. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, 127 p.
- LAUTENSCHLAGER, R.A., 1997. Biodiversity is dead. *Wildlife Society Bulletin*, 25 : 679-685.
- LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE, and J.A. BISSONETTE, 1985. A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *Journal of Wildlife Management*, 49 : 693-695.
- MCGARIGAL, K. and B.J. MARKS, 1995. FRAGSTATS : spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report PNW 351, 122 p.
- MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES, 1989. Modalités d'intervention en milieu forestier. Québec, Rapport 3210-23-86, 75 p.
- MOREL, S. and L. BÉLANGER, 1998. An integrated wildlife/forest management model - Accommodating traditional Innu activities and forest management practices. *Forestry Chronicle*, 74:363-366.
- PETRABORG, W.H., E.G. WILLWIN and V.E. GUNVALSON, 1953. Roadside drumming counts: a spring census method for ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management*, 17 : 292-295.
- POTVIN, F., 1998. La martre d'Amérique et la coupe à blanc en forêt boréale : une approche télémétrique et géomatique. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 245 p.
- POTVIN, F., L. BÉLANGER and L. LOWELL, 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology*, 14:844-857.
- POTVIN, F. and L. BRETON, 1997. Short-term effects of clearcutting on martens and their prey in the boreal forest of western Québec. *In Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. Edité par G. Proulx, H. N. Bryant et P. M. Woodward. Provincial Museum of Alberta, Edmonton, Alberta, p. 452-474.
- POTVIN, F. et R. COURTOIS, 1998. Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre : synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Rapport 4026-98-11, 91 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS and L. BÉLANGER, 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research*, 29:1120-1127.
- ROWE, J.S., 1992. The ecosystem approach to forestland management. *Forestry Chronicle*, 68 : 222-224.
- SCOTT, J.W., F. DAVIS, B. CSUTI, R. NOSS, B. BUTTERRELD, C. GROVES, H. ANDERSON, S. CAICCO, F. D'ERCHIA, T. C. EDWARDS, Jr., J. ULLIMAN and R. G. WRIGHT, 1993. GAP analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife. Monograph*, 123. 41 p.
- SCHROEDER, M.A. and E.A. BOAG, 1989. Evaluation of a density index for terrestrial male spruce grouse. *Journal of Wildlife Management*, 53 : 475-478.
- TELFER, E.S., 1974. Logging as a factor in wildlife ecology in the boreal forest. *Forestry Chronicle*, 50 : 186-190.
- THOMPSON, I.D., 1988. Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario. *Forestry Chronicle*, 64 : 251-261.
- TURCOTTE, F., R. COURTOIS, R., COUTURE et J. FERRON, 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*). *Canadian Journal of Forest Research*, 30:202-210.
- WIENS, J.A. et B. MILNE, 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3 : 385-397.

Que savons-nous de l'ours noir dans la forêt boréale ?

Claude Samson

Introduction

Il y a quelques années, un ours s'était installé sur l'île du Havre, dans la réserve du parc national de l'archipel de Mingan, en face du village de Havre-Saint-Pierre sur la Basse-Côte-nord. Le séjour des malades résidant dans l'hôpital du village était souvent égayé par la vue de cet ours déambulant le long de la grève de l'île, en quête de nourriture. L'animal avait vraisemblablement traversé à la nage le chenal qui sépare l'archipel de la côte, d'une largeur d'environ un kilomètre, et avait erré d'île en île jusqu'à ce qu'il décide de vivre sur l'île du Havre. La présence d'un ours sur cette île posait un dilemme pour les gardes du parc. En effet, l'île du Havre était, à l'époque, une des seules îles où il était permis de faire du camping sauvage. Imaginez la crainte qu'inspirait à certains campeurs le fait de partager une île de quelques kilomètres carrés avec un ours ! Certains visiteurs étaient par contre ravis d'avoir l'opportunité d'observer aussi facilement un ours dans son milieu naturel. De son côté, l'ours se contentait de rôder autour des sites de camping et laissait les campeurs tranquilles.

Pour le Service de conservation du parc, l'ours avait sa place dans l'île tant qu'il ne menaçait pas la sécurité du public. Durant deux étés consécutifs, les sites de camping furent donc fermés pendant de longues périodes, à la grande déception de certains visiteurs qui venaient de loin, expressément pour séjourner dans l'île. Les autorités du parc espéraient sans doute que l'ours quitte l'île par lui-même, sans que les gardes n'aient à intervenir. Toutefois, à la suite des pressions des visiteurs déçus de ne pouvoir camper sur l'île, l'ours fut capturé et muni d'un collier émetteur afin que l'on sache où il se trouvait, à tout moment. Cet ours, un mâle de 100 kg en parfaite santé, put dormir pendant un autre hiver sur l'île du Havre. Néanmoins, il fut décidé de le recapturer au printemps suivant pour le déporter sur le continent, afin de rassurer la population locale qui s'inquiétait des effets négatifs de la présence de cet ours sur la venue des touristes. L'économie du village, situé en région éloignée, était trop dépendante du nombre de visiteurs pour que l'on se permette le luxe de garder un ours sur l'île.



Cette anecdote illustre bien l'ambivalence des sentiments qu'inspirent l'ours noir. Il faut dire que c'est un animal discret dont les mœurs, peu connues du public, sont entachées de toutes sortes de croyances populaires. Pour certaines personnes, l'ours est un animal nuisible et dangereux, qui ruine un séjour en forêt par une visite impromptue et un saccage du campement. L'attaque inexplicable d'une biathlète par un ours sur la base de Valcartier dans la région de Québec, au cours de l'été 2000, contribue à alimenter le sentiment de crainte à l'égard de l'ours, particulièrement lorsqu'un événement de ce genre est grandement médiatisé. Pour d'autres personnes, toutefois, l'ours représente un animal presque mythique, un fantôme dont la rencontre au détour d'un sentier au cœur de la forêt constitue un événement inoubliable et un souvenir précieux. Chose certaine, peu de gens restent calmes et indifférents à la présence d'un ours dans les environs.

Que savons-nous au juste de la situation de l'ours noir au Québec, en particulier dans la forêt boréale ? Au cours des dernières années, nos connaissances sur l'espèce dans

Claude Samson est professeur en aménagement de la faune et de l'habitat à l'Université de Moncton au Nouveau-Brunswick.

la forêt tempérée se sont accrues, mais il reste encore beaucoup de choses à apprendre sur la biologie de l'ours dans les régions plus nordiques. L'objectif de cet article est de dresser un bilan de nos connaissances au sujet de l'ours dans la forêt boréale afin d'identifier les lacunes qui restent à combler. Deux thèmes principaux seront abordés dans ce texte, soit en premier lieu, l'état de la population et, en second lieu, les besoins en habitat de l'espèce.

Bilan des connaissances sur l'état de la population

Abondance de l'ours

La popularité grandissante de l'ours auprès des chasseurs et des trappeurs, ainsi que certaines préoccupations liées à l'éthique et au trafic international de vésicules biliaires d'ours, ont incité la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) à élaborer un premier plan de gestion de l'ours, au cours des dernières années. Selon la synthèse des données effectuée pour les besoins de l'élaboration du plan de gestion, les densités les plus élevées se trouvent dans les forêts feuillues et mélangées avec environ 1,4 ours/10 km² en moyenne, comparativement à environ 0,5 ours/10 km² en moyenne dans les forêts de conifères (Lamontagne, 1998; Lamontagne *et al.*, 1999). Les densités seraient près de deux fois plus élevées dans les parcs et les réserves fauniques, là où la récolte est interdite ou plus restreinte, que dans le reste du territoire (Jolicœur *et al.*, 1992). L'ours est présent sur presque tout le territoire du Québec, sauf dans les régions agricoles et urbaines de la vallée du Saint-Laurent, sur l'île



G. OUELLETTE - PARCS CANADA

palement dans des parcs et des réserves fauniques localisés dans des forêts feuillues et mélangées. Les données sur les densités d'ours dans les forêts conifériennes, dominantes dans la forêt boréale, sont plus rares, en particulier dans l'est du Canada (voir la revue de Samson, 1996).

Dans les faits, on n'a qu'une estimation plutôt vague du nombre d'ours au Québec, parce qu'il est très difficile de déterminer l'abondance de cette espèce sur de grandes superficies. En effet, l'ours est difficile à observer et sa capture nécessite des moyens logistiques assez lourds. Pour pallier ces problèmes, la FAPAQ est actuellement à tester une nouvelle méthode d'estimation d'abondance, basée sur l'analyse de l'ADN de poils d'ours récoltés autour de sites d'appâtage (Gilles Lamontagne, FAPAQ, comm. pers.). Cette méthode s'inspire des méthodes traditionnelles de capture-marquage-recapture, mais elle pourrait s'appliquer sur de grands territoires sans avoir recours aux moyens logistiques requis pour capturer et marquer des ours, qui sont applicables seulement sur de petites superficies. Si cette méthode s'avère efficace, on pourra alors obtenir de meilleures estimations de densité dans différentes régions, en particulier dans la forêt boréale.

Récolte d'ours : la situation s'améliore grâce au plan de gestion

Le domaine de la forêt boréale occupe 78 % de la superficie du territoire du Québec, comparativement à 7 % pour le domaine de la forêt tempérée du sud du Québec



DÉNIS MASSÉ - PARCS CANADA

d'Anticosti et dans l'extrême nord du Québec. Le nombre d'ours noirs dans la province fut estimé à 60 000 individus, en 1995, dont près de 50 000 étaient présents dans les régions du Québec où on trouve les forêts mélangées et conifériennes. Toutefois, ces chiffres sont basés sur des estimations de densité effectuées dans un nombre limité d'endroits, princi-

(Grondin, 1996). Par contre, la récolte d'ours par les chasseurs et les trappeurs est, toute proportion gardée, moins élevée dans la forêt boréale que dans la forêt tempérée. En 1995, après plusieurs années de croissance, la récolte d'ours noirs atteignait 5 510 ours, dont 1 851 (34 %) furent récoltés dans les zones de chasse situées dans la forêt tempérée (zones 3 à 10 inclusivement ; Lamontagne *et al.*, 1999). Il s'agit ici

une baisse de près de 63 % comparativement à 1995. Dans les zones de chasse du nord, la baisse fut de 10 % comparativement à 1995 avec 3 126 ours. En supposant que l'abondance de l'ours soit restée la même depuis 1995, on obtient alors un taux de prélèvement d'environ 8,5 % dans la forêt tempérée, et d'environ 6 % dans la forêt boréale. Ces taux de prélèvement sont encore relativement près du potentiel d'accroissement démographique qui détermine la capacité de la population à soutenir une récolte.

La population d'ours dans la forêt boréale a été protégée jusqu'à présent des dangers de surexploitation, principalement en raison de la faible accessibilité au territoire. La mise en place d'un réseau routier pour la récolte du bois, au cours des prochaines années, va permettre à plus de gens d'avoir accès à une grande partie de la forêt boréale. Il est donc possible que la récolte d'ours augmente dans les années à venir. Il devient alors essentiel d'avoir une estimation plus précise de l'abondance de l'ours afin de s'assurer que la récolte soit soutenable à long terme.

Bilan des connaissances sur les besoins en habitat

L'influence de l'abondance de la nourriture sur la reproduction

L'ours noir est un omnivore et son régime alimentaire est varié (voir la revue de Samson, 1996). Au printemps, l'ours se nourrit de feuilles de bouleau et de peuplier, de « têtes-de-violon », de graminées, de fourmis et quelquefois d'un jeune caribou ou d'un faon de cerf. À partir du mois de juillet, il recherche activement les petits fruits et les noix, et à l'automne, dans le sud de la province, il se gave littéralement de glands et de faines. On dépeint souvent cet animal comme un opportuniste, parce qu'il se nourrit d'un peu près tout ce qui lui tombe sous la patte. Effectivement, l'ours adapte son régime alimentaire en fonction de ce qu'il

d'un nombre minimal, car on ignore combien d'ours ne sont pas enregistrés dans les statistiques parce qu'ils ont été abattus illégalement, lorsqu'ils rôdaient autour des chalets et des camps forestiers. En supposant que les estimations d'abondance soient exactes et que le nombre d'ours non enregistrés ne soit pas très élevé, le taux de prélèvement dans la forêt boréale serait de l'ordre de 7 % de la population, comparativement à 20 % dans le sud. L'éloignement des grands centres et l'accessibilité plus faible dans une grande partie de la forêt, expliquent le taux de prélèvement plus faible dans le nord. Or, dans les meilleures conditions, le potentiel d'accroissement démographique pour l'ours serait de 9 à 14 % en forêt feuillue et en forêt mélangée, et de 7 % en forêt coniférienne (Lamontagne *et al.*, 1999). Il est donc évident qu'en 1995, on récoltait plus d'ours que la population était capable d'en produire et que la situation était devenue critique dans les forêts du sud.

Les mesures de restriction, mises en place dans le nouveau plan de gestion (principalement la fermeture de la chasse automnale et l'établissement d'un quota pour les trappeurs), furent donc établies avant tout pour protéger la population d'ours au sud du Québec. Le plan de gestion fut mis en application en 1998 et il sera révisé en 2002. Les mesures de restriction furent efficaces puisque la récolte d'ours, en 2000, s'établissait à 3 741 ours (FAPAQ, 2001). La diminution est particulièrement évidente dans les zones de chasse du sud du Québec, avec une récolte de 849 ours, soit



JACQUES PÉLÉAU - INRS CANADA



JACQUES PÉLÉAU - INRS CANADA



JACQUES PELAU - IMRCS CANADA

aux fruits durs (glands, fâines, et noix), car cette source de nourriture est riche en lipides et en protéines. Le taux de reproduction des femelles, dans les régions de l'Amérique du Nord où elles se nourrissent de fruits durs, varie de 80 % à 94 %, comparativement à 36 % à 75 % dans les régions où les femelles n'ont pas accès à cette nourriture (voir la revue de Samson, 1996). Également, dans les régions où il y a des fruits durs, l'âge à la première reproduction est généralement de quatre à six ans, l'intervalle entre deux portées est de deux ans et les portées peuvent compter jusqu'à six oursons (Samson, 1996). Or, les fruits durs sont absents dans la forêt boréale et il

trouve dans le milieu et selon la saison. Mais il ne faudrait pas croire qu'un ours n'a jamais de difficultés à se nourrir, bien au contraire. Il arrive fréquemment qu'un ours manque de nourriture, particulièrement dans les forêts nordiques où les étés sont courts. La période durant laquelle sa nourriture riche en énergie est disponible, comme les petits fruits, ne dure que six à huit semaines. Ce n'est pas très long si l'on considère que durant cette période, l'ours doit reconstruire ses réserves de graisse pour se préparer au sommeil hivernal. La situation est encore plus problématique pour la femelle, car elle met bas en plein cœur de l'hiver, dans sa tanière. Ses réserves de graisse doivent non seulement lui permettre de survivre à l'hiver, mais aussi de mener à terme sa gestation et d'allaiter ses jeunes pendant trois à quatre mois. Il n'est donc pas étonnant qu'une femelle ne puisse mettre bas que tous les deux ans, dans les meilleures conditions.

Il y a peu d'études qui décrivent la reproduction des femelles en forêt boréale. On sait, cependant, que les ourses ont un meilleur succès reproducteur lorsqu'elles ont accès



DEBBI MASSE - IMRCS CANADA



JACQUES PELAU - IMRCS CANADA

arrive souvent qu'un gel tardif élimine la production de petits fruits. On peut donc supposer que les taux de reproduction sont relativement faibles dans les régions où les pessières et les sapinières à bouleau dominant. Selon des études effectuées dans le centre-nord et le nord-ouest de l'Amérique du Nord où les fruits durs sont absents, l'âge à la première reproduction est généralement de six à huit ans, l'intervalle entre les portées peut atteindre quatre ou cinq ans, et les portées de plus de trois oursons sont rares (voir la revue de Samson, 1996).



PARKS CANADA

L'ours et la coupe à blanc

L'accès aux petits fruits est donc essentiel dans les forêts du nord, car les sources de nourriture de remplacement sont pratiquement inexistantes. Les petits fruits poussent généralement dans la strate herbacée et arbustive et on les rencontre en grande quantité dans les milieux ouverts, là

où beaucoup de lumière atteint le sol. Sous le couvert d'une forêt dense, les petits fruits sont beaucoup plus rares. Il faut une perturbation comme un feu, une épidémie d'insectes ou une coupe forestière, pour éliminer les arbres et permettre aux petits fruits de pousser.

À prime abord, on pourrait croire que l'ours est favorisé par les perturbations dans une forêt et que la coupe à blanc est profitable pour cette espèce. Il serait alors facile d'aménager l'habitat de l'ours en forêt boréale en utilisant la coupe à blanc pour créer beaucoup d'ouvertures dans une forêt et favoriser la production de nourriture. Malheureusement, ce n'est pas aussi simple. Une étude est actuellement en cours, dans le sud-est de la réserve faunique des Laurentides, afin d'examiner de quelle façon les ours utilisent les coupes à blanc. Or, les résultats démontrent qu'on trouve près de deux fois plus d'indices de présence d'ours dans les 100 premiers mètres près de la forêt qu'au centre de la coupe (C. Samson, J. Huot et R. Hébert, données non publiées). Ces résultats pourraient signifier qu'un ours est réticent à quitter la sécurité d'une forêt pour s'aventurer très loin à découvert. Toutefois, un ours va d'abord utiliser la nourriture située près de la forêt et y laisser des traces de

ÉCOLE DE FORESTERIE ET DE TECHNOLOGIE DU BOIS DE DUCHESNAY



L'École offre les programmes suivants :

- récolte de la matière ligneuse
- aménagement de la forêt
- classement de bois débités (*)
- protection et exploitation des territoires fauniques
- sciage
- sylviculture
- affûtage



L'école offre également des programmes de perfectionnement pour la main-d'œuvre en emploi :

- acquisition de nouvelles compétences professionnelles
- nouvelles fonctions liées à l'exercice d'un métier

Pour plus d'information :
Programme de formation

Tél. : (418) 875-3467

Télé. : (418) 875-1444

Services aux entreprises

Tél. : (418) 875-1705, poste 103

Télé. : (418) 875-1444

Courriel : ecole.duchesnay@cscapitale.qc.ca





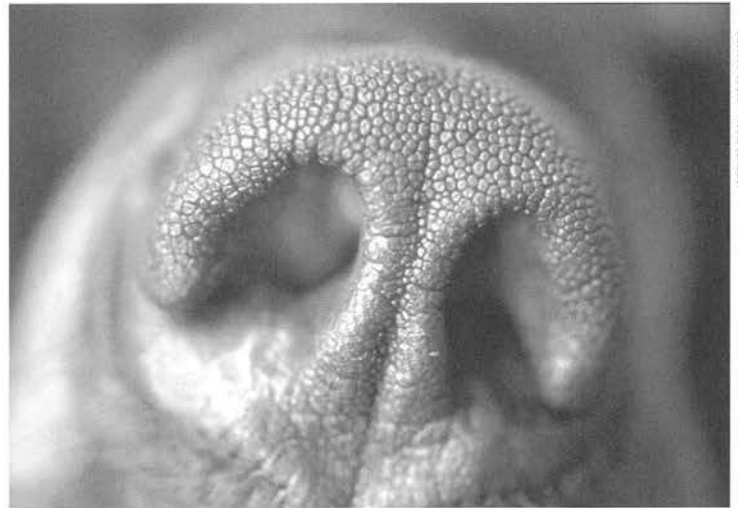
JACQUES PELAU - IMAGES CANADA

son passage en premier lieu lorsqu'il entre dans une coupe. Néanmoins, quiconque a déjà observé cet animal dans son milieu naturel a pu se rendre compte qu'un ours qui se sent menacé va d'abord s'enfuir pour se réfugier dans la forêt. Ce comportement est particulièrement évident chez les jeunes ours et les femelles accompagnées d'oursins. Ces derniers apprennent, dès leurs premiers jours hors de la tanière familiale, à grimper aux arbres au moindre signe de danger.

où les coupes à blanc, même si elles sont de petites superficies, sont dominantes dans le paysage. Le règlement sur les normes d'intervention en forêt publique du Québec oblige actuellement l'industrie forestière à maintenir un minimum de 30 % de la superficie d'un bloc d'intervention en peuplements de plus de sept mètres de hauteur. Autrement dit, les coupes à blanc, même de petites dimensions, peuvent occuper jusqu'à 70 % de la superficie d'une forêt. La forêt résiduelle, laissée après la récolte du bois, est fréquemment restreinte à des bandes riveraines, à quelques peuplements inaccessibles situés sur des pentes abruptes et à quelques lisières boisées, de 60 à 100 m de largeur, laissées entre les coupes. On a déjà mesuré une diminution de densité de l'orignal en Abitibi-Témiscamingue parce que les animaux délaissent les portions de territoire où les coupes à blanc étaient concentrées sur de grandes superficies (Potvin et Courtois, 1998). L'ours pourrait, comme l'orignal, désertier les territoires trop déboisés si la forêt résiduelle n'est pas suffisamment grande pour qu'il se sente en sécurité. Le nouveau régime forestier, qui entrera progressivement en vigueur au cours des prochaines années, améliorera peut-être la situation. Néanmoins, il faudra quand même étudier le comportement de l'ours dans un paysage fragmenté par les coupes à blanc, pour répondre à toutes les questions à ce sujet.



IMAGES CANADA



JACQUES PELAU - IMAGES CANADA

Peu importe les raisons qui expliquent la différence d'utilisation entre la bordure et le centre d'une coupe, ces résultats démontrent qu'une coupe à blanc de plus de 100 ha produira peut-être beaucoup de nourriture, mais une partie de l'habitat de ces grands parterres déboisés sera peu utilisée par l'ours. Il serait donc préférable d'aménager l'habitat de l'ours en utilisant des petites coupes (moins de 30 ha), dont la totalité de la superficie serait utilisée par l'espèce.

Le recours à des petites coupes pour aménager l'habitat de l'ours ne résout toutefois pas tous les problèmes. On ignore comment un ours se débrouille dans une forêt

Conclusion

En général, la situation de l'ours noir dans la forêt boréale du Québec n'est pas préoccupante outre mesure, malgré le manque de données sur la densité et la reproduction et malgré l'incertitude à l'égard des impacts de la coupe à blanc sur l'habitat. La forêt boréale est vaste et la présence humaine n'est pas très importante. L'habitat n'y est pas morcelé ou dégradé par des milieux agricoles ou urbains, comme c'est le cas dans la vallée du Saint-Laurent où l'ours est plus rare. L'espèce est, somme toute, relativement abondante et le taux de prélèvement actuel n'est

probablement pas suffisamment élevé pour être inquiétant, à court terme. Il faut évidemment continuer à suivre de près la situation de l'espèce et à parfaire nos connaissances sur la population et l'habitat, mais on peut se réjouir qu'aucune menace sérieuse ne plane sur l'ours noir dans la forêt boréale.

Remerciements

L'auteur tient à remercier M^{me} Hélène Lahaise, M. Luc Lavoie et M^{me} Hélène Jolicœur pour la révision de ce texte et leurs commentaires judicieux. ◀

Références

FAUNE ET PARCS DU QUÉBEC (FAPAQ), 2001. Statistiques de chasse au Québec : Grande faune – Ours noirs. Site internet consulté le 1^{er} février 2001 à l'adresse : <http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/faune/statistiques/ours.htm>

GRONDIN, P., 1996. Écologie forestière – Cadre bioclimatique de référence, p. 148-159. In J. Bérard et M. Côté (éds.), Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec.

JOLICŒUR, H., G. KENNEDY, and R. LEMIEUX, 1992. Radioisotope tagging for the determination of black bear population densities in Québec. Eastern Black Bear Workshop, 11 : 208-220.

LAMONTAGNE, G., 1998. Le plan de gestion de l'ours noir au Québec (1998 – 2002). Le Naturaliste canadien, 122 : 13-20.

LAMONTAGNE, G., H. JOLICŒUR et R. LAFOND, 1999. Plan de gestion de l'ours noir au Québec : 1998 – 2000. Direction de la faune et des habitats et Direction de la coordination opérationnelle, Société de la Faune et des Parcs du Québec. 336 p.

POTVIN, F. et R. COURTOIS, 1998. Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre : synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi – Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier. Direction de la faune et des habitats, ministère de l'Environnement et de la Faune, 84 p.

SAMSON, C., 1996. Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour l'ours noir (*Ursus americanus*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, 57 p.



PARCS CANADA

Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale

RÉTROSPECTIVE ET ANALYSE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Isabelle St-Onge, Pierre Bérubé et Pierre Magnan

Introduction

L'accroissement de la demande pour la matière ligneuse et les produits du bois, couplé à l'arrivée de machineries plus performantes et à l'instauration de nouvelles pratiques sylvicoles, ont rendu l'industrie forestière très florissante. Cette intensification des activités forestières est susceptible d'avoir des effets, non seulement sur les écosystèmes terrestres, mais également sur les lacs et rivières qui les drainent. Les feux de forêt peuvent également affecter les écosystèmes aquatiques en provoquant une déforestation de leur bassin versant. Comme les pratiques d'exploitation forestière impliquent parfois des coupes de récupération dans les secteurs ayant subi de grands feux, il est primordial de connaître l'effet de ces perturbations sur les écosystèmes aquatiques et ce, dans un contexte de gestion durable des ressources. L'objectif de cette rétrospective de la littérature vise donc à dresser un bilan de l'état actuel des connaissances concernant les impacts des coupes et des feux sur les milieux aquatiques et, en particulier, sur les écosystèmes de la forêt boréale.

Approche méthodologique

Sans être exhaustive, cette rétrospective de littérature couvre les principales composantes de l'environnement aquatique susceptibles d'être touchées par les interventions forestières et les incendies de forêt. La mise à jour des publications scientifiques pertinentes a été réalisée à l'aide d'une recherche signalétique informatisée regroupant les banques usuelles de références bibliographiques. Au total, quelque 150 articles publiés au cours des deux dernières décennies ont été recensés.

Dans la majorité des cas, les travaux cités portent sur des études nord-américaines qui ont évalué les impacts en rivière de l'exploitation forestière. Les données émanant de travaux effectués en lac sont plutôt rares et souvent fragmentaires. Toutefois, bien que la dynamique des lacs et des rivières soit très différente, les renseignements issus de la littérature récente peuvent aider à émettre certaines hypothèses s'appliquant au milieu lacustre et à établir des liens de similitude ou des analogies entre ces deux écosystèmes. Les

renseignements actuels dont on dispose sur les feux de forêt traitent surtout de la qualité physico-chimique de l'eau et ils intègrent très peu les différents compartiments des réseaux trophiques.

Modifications de l'habitat du poisson

Il existe un lien étroit entre les caractéristiques des bassins versants et les lacs et cours d'eau qu'ils contiennent. De ce fait, l'exploitation forestière et les feux de forêt sont susceptibles de modifier les régimes hydrologique, sédimentologique et thermique, ainsi que la physico-chimie de l'eau (apport d'oxygène, de substances nutritives et de sels minéraux ainsi qu'accumulation du mercure dans le réseau trophique).

Régime hydrologique

De façon générale, l'écoulement de surface annuel de l'eau dans un bassin versant augmente en fonction de la proportion du massif forestier coupé. L'enlèvement de la couverture végétale entraîne une réduction de l'interception de la pluie et de la neige par la voûte de feuillage et une baisse de l'évapotranspiration (Plamondon, 1981; Hetherington, 1987; Chamberlin *et al.*, 1991). Il s'ensuit un accroissement du ruissellement des eaux alimentant les cours d'eau. (Hicks *et al.*, 1991). La capacité d'interception et d'évapotranspiration des arbres varie selon la structure d'âge et le type de peuplement ainsi qu'en fonction des conditions climatiques régionales (Bosch et Hewlett, 1982; Miller *et al.*, 1997). Dans une étude réalisée en forêt boréale, Nicolson *et al.* (1982) ont montré que l'augmentation de l'écoulement annuel après une coupe variait entre 44 % et 300 %.

La hausse du débit moyen annuel d'un cours d'eau n'engendrerait pas, en elle-même, d'impacts négatifs sur le milieu aquatique. Ce sont plutôt les conditions hydrologiques extrêmes, notamment celles d'amplitude élevée survenant de façon épisodique, qui risquent de modifier la

Isabelle St-Onge, M. Sc., biologiste;
Pierre Bérubé, M. Sc., biologiste et professeur associé
à l'Université du Québec à Trois-Rivières;
Pierre Magnan, Ph. D., professeur-chercheur en écologie
aquatique à l'Université du Québec à Trois-Rivières.

configuration du lit et, par conséquent, les autres composantes du cours d'eau. À ce chapitre, il importe de considérer les débits de pointe, lesquels sont des écoulements maxima provoqués par des orages localisés de courte durée, des précipitations de longue durée et la fonte du couvert nival. Le déboisement s'accompagne souvent d'une augmentation du débit de pointe, lequel s'accroît avec la superficie coupée (Van Der Vinne et Andres, 1988b; Plamondon, 1993; Stednick, 1996). Une coupe à blanc couvrant moins de 33 % de la superficie totale d'un bassin versant perturberait rarement le régime d'écoulement, alors qu'une coupe de plus de 50 % présenterait un risque élevé d'accroissement des débits de pointe, notamment à cause de la diminution marquée de l'effet de la désynchronisation des taux de fonte (Plamondon, 1993). L'effet de la coupe augmenterait aussi en fonction de



JACQUES BROWN - HRAQ

Coupe forestière effectuée sur une vaste superficie d'un bassin versant à pente escarpée. Le lessivage et l'érosion marqués du sol favoriseront un transport et un dépôt accrus de sédiments dans le cours d'eau en période de crue printanière et lors d'épisodes de pluies diluviennes.

l'étendue des surfaces compactées, tels les chemins d'accès, les sentiers de débardage et les jetées (Harr *et al.*, 1979). La compaction occasionnée par le passage de la machinerie et le réseau routier diminue la porosité du sol, la capacité de rétention d'eau du sol et l'infiltration d'eau dans celui-ci. Ceci explique aussi l'augmentation des débits de pointe, mais signifie également une recharge moins importante de la nappe phréatique. Cette dernière constituant le principal apport d'eau de surface pendant les périodes sèches d'étiage, ces faibles débits peuvent se produire plus tôt en saison et être davantage marqués (FISCRWG, 1998). En ce sens, les débits d'étiage peuvent être un facteur limitant pour la faune aquatique.

Par ailleurs, le ruissellement de surface se produit quand le niveau de la précipitation dépasse la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol (Llamas, 1992). Les caractéristiques naturelles régissent ce phénomène, mais sont aussi affectées par les transformations d'origine anthropique. Entre autres, la formation d'ornières peut concentrer

et accélérer le ruissellement, augmentant ainsi les débits de pointe et l'érosion qui favoriseront à leur tour l'incision en profondeur du lit du cours d'eau récepteur.

L'augmentation des débits de pointe au-dessus des seuils habituels favorise l'érosion des berges et du lit du plan d'eau (Stednik, 1996). L'apport additionnel d'eau de surface causé par la coupe contraint le cours d'eau à rechercher un nouvel équilibre en réponse au changement du régime d'écoulement (Bravard et Petit, 1997). Il en résulte une augmentation du transport des particules fines qui proviennent du sol, des rives et du lit, et dont l'impact négatif sur l'habitat du poisson sera discuté à la prochaine section.

La durée du dérèglement des débits de pointe est fonction du temps nécessaire à la reconstitution d'un couvert végétal de taille et de densité suffisantes pour occasionner l'interception de la pluie et une évapotranspiration en bonne quantité. Dans le cas des débits de pointe causés par les crues de pluie (bassin de moins de 25 km²), les perturbations commenceraient à diminuer après cinq ou dix ans et, dans le pire des scénarios, pourraient persister de 30 à 70 ans (Plamondon, 1993). En ce qui a trait aux débits de pointe causés par les crues de fonte (bassins de 25 km² ou plus), l'impact serait plus marqué en forêt boréale où il durerait entre 15 et 25 ans, tandis qu'en forêt feuillue, il ne devrait pas excéder une dizaine d'années. En s'appuyant sur la dynamique des débits de pointe, Bérubé et Cabana (1997) ont élaboré un modèle de détermination du pourcentage maximal de coupe tolérable à l'intérieur d'un bassin versant pour protéger l'habitat du poisson. Ce modèle suggère que les bassins compris entre 0 et 5 km², entre 5,1 et 15 km², ainsi que ceux supérieurs à 15 km² ne devraient pas être déboisés sur plus de 55 %, 45 % et 35 % de leur superficie respective.

Régime sédimentologique

Les racines des arbres à la surface du sol ont comme aptitude de retenir une fraction des eaux de ruissellement et de fonte des neiges, ainsi que d'assurer l'ancrage et la cohésion du sol (Howes, 1987; Pearce *et al.*, 1987; Tsukamoto et Minematsu, 1987). L'extraction du couvert végétal met le sol minéral à nu et le comprime à certains endroits, diminuant ainsi la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol et augmentant subséquemment le ruissellement de surface (Roberge, 1996). Les travaux d'Anderson (1998) illustrent bien que l'augmentation de la charge sédimentaire dans les plans d'eau s'avère sans contredit le facteur qui crée les plus grands dommages aux habitats pendant et après les interventions forestières. En forêt boréale, ce problème est accentué compte tenu que les sols sont plutôt minces, peu profonds et facilement érodables (Scruton *et al.*, 1995). Les principales sources de sédiments sont liées à l'affaissement des sols situés sur des pentes abruptes (Swanston, 1991), aux glissements de terrain (Howes, 1987), à l'érosion de surface et à celle des berges (Hetherington, 1987).

Outre les événements naturels qui interviennent à ce chapitre, la construction de la voirie apparaît fortement responsable des phénomènes d'érosion qui surviennent en milieu forestier (Burns, 1972; Van Der Vinne et Andres, 1988a; Furniss *et al.*, 1991; Murphy et Milner, 1997; Schindler, 1998) et contribuerait en majeure partie à l'augmentation des sédiments dans les plans d'eau (Brown, 1983; Everest *et al.*, 1987; Clarke *et al.*, 1998a). Une étude réalisée en Alberta a démontré que les charges annuelles en sédiments avaient doublé dans le ruisseau Wampus Creek, principalement en raison de la construction des routes et, dans une moindre mesure, à la suite des coupes intensives qui ont été faites dans le bassin de Tri Creeks (Van Der Vinne et Andres, 1988a). De plus, un usage régulier de ces routes après leur construction pourrait causer un apport chronique de sédiments dans les rivières (Murphy et Milner, 1997).

En outre, il existe de plus en plus d'évidence à l'effet que le nombre de ponts et de ponceaux enjambant les cours d'eau soit positivement corrélé à la quantité de sédiments fins trouvés dans les rivières (Megahan et Kidd, 1972; Van Der Vinne et Andres, 1988a; Eaglin et Hubert, 1993; Murphy et Milner, 1997). Le mauvais dimensionnement ou l'installation inadéquate de ces structures, de concert avec le passage à gué de la machinerie dans les cours d'eau, favoriseraient également l'ensablement du lit des rivières. Les résultats préliminaires de travaux en cours dans la réserve faunique des Laurentides tendent à démontrer qu'il y a un apport significatif de sédiments fins sur des frayères potentielles à omble de fontaine, situées à plus de 50 m en aval de ponceaux nouvellement aménagés (Lachance et Dubé, 2001 : comm. pers.). Tel que mentionné précédemment, la déforestation est souvent accompagnée d'une augmentation des débits de pointe. Dans plusieurs cas, l'érosion des berges causée par un débit anormalement élevé constitue aussi une source non négligeable de sédiments (Hartman *et al.*, 1987; Scrivener et Brownlee, 1989).

Les feux de forêt peuvent également influencer la quantité de sédiments déposés dans les rivières. Megahan *et al.* (1995) ont observé que la charge annuelle en sédiments augmentait de 97 % dans les dix années suivant une coupe forestière. L'accélération de l'érosion de surface s'expliquait principalement par les feux qui étaient allumés volontairement à la suite de déboisement. À l'opposé, Cerdà *et al.* (1995) et Kochenderfer *et al.* (1997) ont noté que les feux de forêt ne produisaient pas de dégradations à long terme de l'écosystème, les pertes d'eau et de sédiments étant limitées à la première année suivant le feu. La durée de la dégradation de l'habitat, occasionnée par les feux de forêt, dépendrait de la vitesse de reboisement du bassin versant (Cerdà *et al.*, 1995; Megahan *et al.*, 1995).

Une fois introduits dans la rivière, les sédiments peuvent être transportés selon deux mécanismes : 1) le transport en suspension, par lequel les particules fines (diamètre < 1 mm) sont d'abord maintenues dans la colonne d'eau par la turbulence et le courant de l'eau (Scrivener et Brownlee,

1989). Celles-ci sont ensuite transportées sur de longues distances et sédimentent finalement dans les portions d'eau calme de la rivière (Murphy et Hall, 1981; Everest *et al.*, 1987; Roberge, 1996); 2) la charge de fond, où les grosses particules (diamètre de 1 mm ou plus) sont véhiculées par saltation ou par roulement le long du cours d'eau (Scrivener et Brownlee, 1989). Suivant ces deux modèles de dispersion, les apports de sédiments sont susceptibles d'affecter l'éclosion et le développement des larves de certaines espèces de poissons. D'une part, les sédiments modifieraient la composition, la structure et la porosité du substrat d'origine (Cederholm *et al.*, 1981), en colmatant les interstices du gravier des frayères; d'autre part, ils produiraient une barrière physique et réduiraient la percolation de l'eau et l'apport d'oxygène dans le milieu (Ringler et Hall, 1975; Murphy *et al.*, 1981; Moring, 1982; Everest *et al.*, 1987; Scrivener et Brownlee, 1989). En plus de restreindre le taux de survie des œufs et des alevins, la quantité de sédiments fins accumulés dans le substrat pourrait aussi affecter l'abondance (Hawkins *et al.*, 1983; Vuori et Joensuu, 1996; Van Lear *et al.*, 1998) et la diversité (Wagener, 1984; Bode, 1988; Bérubé et Poliquin, en préparation) des invertébrés benthiques servant de nourriture aux poissons.

Finalement, la durée et l'intensité des impacts causés par la sédimentation dépendent de plusieurs facteurs tels le type de pratique forestière (Burns, 1972; Graynoth, 1979; Murphy *et al.*, 1986), la géologie et la pente du bassin versant (Murphy *et al.*, 1981; Brown, 1983; Everest *et al.*, 1987; Vuori et Joensuu, 1996), le gradient et la topographie du cours d'eau (Newbold *et al.*, 1980; Murphy *et al.*, 1981; Grant *et al.*, 1986), les forces hydrauliques (Curry *et al.*, 1993; Curry et Devito, 1996) ainsi que le climat (Bolin et Ward, 1987; Robinson *et al.*, 1994; Cerdà *et al.*, 1995).

Régime thermique

La température est le facteur clé de la régulation des activités biologiques dans les écosystèmes aquatiques. Les modèles journalier et saisonnier de température dans les rivières influencent la plupart des réponses comportementales des organismes aquatiques (Brown, 1983) et conditionnent, en partie, l'abondance et la distribution spatiale de plusieurs espèces de poissons (Beschta *et al.*, 1987). L'augmentation de la température, à la suite de la suppression des lisières boisées et au retrait de la couverture végétale, est un phénomène qui s'observe surtout au niveau des rivières. Cette question est particulièrement bien documentée par Macdonald *et al.* (1998) et Scruton *et al.* (1998). La principale source de chaleur pour une rivière qui coule en milieu forestier est l'énergie solaire, qui atteint directement la surface de l'eau (Brown, 1983). L'augmentation de la température de l'eau dans une rivière après le déboisement est donc directement proportionnelle à la surface de l'eau exposée aux radiations solaires (Beschta *et al.*, 1987).

Après le déboisement et la construction de routes le long du ruisseau South Fork en Californie, Burns (1972) a noté une augmentation de 140 % des radiations solaires

incidentes, ce qui a entraîné une hausse de la température moyenne du cours d'eau de 11,1 °C. Cette élévation draconienne de la température correspond sensiblement aux résultats obtenus dans le cadre d'études similaires effectuées ailleurs en Amérique du Nord (Lee et Samuel, 1976; Krause, 1982; Lynch *et al.*, 1984; Noël *et al.*, 1986; Hetherington, 1987; Garman et Moring, 1991; Plamondon, 1993).

À l'échelle saisonnière, le déboisement aurait aussi comme effet d'abaisser la température moyenne de l'eau en hiver (Murphy et Milner, 1997), puisqu'il conduit à la perte de l'isolation thermique par la couverture végétale. Ainsi, après une coupe à blanc réalisée dans une rivière de Pennsylvanie, Lynch *et al.* (1984) ont mis en évidence des diminutions significatives de la température de l'eau de 3,9 °C en novembre, et de 1,4 °C en décembre.

En plus de causer une augmentation de la température en été et une diminution de celle-ci en hiver, l'enlèvement de la couverture végétale engendre aussi de grandes fluctuations journalières de température. Lynch *et al.* (1984) ont aussi enregistré une variation journalière maximale de 17 °C au mois de juin dans une rivière d'un bassin versant complètement déboisé. De même, Garman et Moring (1991) ont noté une hausse des fluctuations de la température journalière de 3,5 °C après coupe, ainsi qu'un retard du refroidissement automnal de la rivière Piscataquis située dans le Maine. Ces changements brusques de température quotidienne pourraient affecter certaines espèces de poissons sténothermes.

L'amplitude des changements de température est influencée par la profondeur et la largeur de la rivière, par son gradient, par son orientation et par sa superficie exposée aux radiations solaires (Brown, 1983; Holtby, 1988; Murphy et Milner, 1997). À débit comparable, une rivière large et peu profonde sera donc réchauffée plus vite qu'une rivière étroite et profonde (Brown, 1983; Chamberlin *et al.*, 1991). De plus, l'importance de l'impact lié à une réduction d'ombrage dépendra de la sensibilité thermique du cours d'eau, laquelle varie d'une région à l'autre (Stoneman et Jones, 1996). Ainsi, une hausse de température estivale enregistrée après une coupe présenterait plus de risques pour une rivière dont les eaux sont déjà relativement chaudes, comparativement à une rivière située en milieu nordique ou dont les eaux sont habituellement froides.

L'effet du retrait du couvert forestier sur la température peut être diminué en laissant une bordure de végétation suffisante le long des berges d'un cours d'eau afin de procurer un ombrage adéquat (Burns, 1972; Lee et Samuel, 1976; Ward, 1985; Beschta *et al.*, 1987; Binkley et Brown, 1993). Selon McNamee *et al.* (1987), les changements de température de l'eau des lacs, consécutifs à une baisse d'ombrage, sont peu probables. Toutefois, il est plausible de penser que des petits lacs pourraient subir une modification thermique si la température des tributaires qui les alimentent est altérée de façon tangible (Swift et Baker, 1973). Enfin, l'enlèvement des lisières boisées autour d'un lac peut causer une augmen-

tation de la vitesse des vents, ainsi qu'une modification de la composition floristique et structurale des espèces herbacées et arbustives qui colonisent le milieu riverain. Il peut en découler un refroidissement de la température de l'épilmnion et un changement de la stratification thermique du lac (Miller *et al.*, 1997).

Qualité physico-chimique de l'eau

Oxygène

L'oxygène étant essentiel à la vie, ses variations dans les écosystèmes aquatiques peuvent être fatales pour divers groupes d'organismes. Toutefois, au Québec, le maintien d'une lisière boisée protectrice de 20 m ou plus en périphérie des plans d'eau a contribué à ce qu'aucune baisse significative des teneurs en oxygène n'ait été jusqu'à maintenant détectable, à la fois sur la Côte-Nord, en Haute-Mauricie, en Abitibi et dans la région de Mont-Laurier, lorsque les cours d'eau étaient suffisamment larges pour être couverts par cette mesure de protection en terre publique (Plamondon *et al.*, 1982; Plamondon, 1993).



Chemin forestier sans réseau de drainage et empiétant sur un cours d'eau.

L'effet de la sédimentation sur la disponibilité en oxygène dans les frayères a maintes fois été décrit (Ringler et Hall, 1975; Graynoth, 1979; Moring, 1982; Everest *et al.*, 1987; Murphy et Milner, 1997). En colmatant les interstices du gravier, les sédiments fins réduisent les échanges d'oxygène entre la surface et l'intérieur du gravier. Ringler et Hall (1975) ont enregistré une baisse de 20 % de l'oxygène dissous dans les frayères d'une rivière de l'Orégon, dont le bassin versant avait été complètement déboisé, comparativement à une autre où seulement 25 % du bassin versant avait subi une coupe totale.

Il est connu que le pourcentage de saturation en oxygène dans l'eau est inversement proportionnel à sa température (Brown, 1983). Cette dernière peut donc influencer la quantité d'oxygène présente dans le gravier en diminuant sa solubilité (Ringler et Hall, 1975). Le développement,

l'émergence et la reproduction de certains invertébrés aquatiques pourraient également être affectés à des concentrations minimales d'oxygène (Nebecker, 1972; Lynch *et al.*, 1984).

Enfin, une quantité non négligeable d'oxygène dissous doit être disponible pour permettre l'oxydation des substances organiques générées par les débris de coupe. Les troncs d'arbres et les gros débris peuvent, en obstruant certains tronçons de rivière, provoquer la formation de cuvettes d'eau stagnante et parfois même d'étangs. À ces endroits, la diminution de la vélocité du courant et l'augmentation de la température de l'eau induisent des concentrations moins élevées en oxygène dissous (Brown, 1983). Cependant, on ne rapporte aucun cas où la teneur en oxygène s'est abaissée à un niveau critique pour les organismes aquatiques.

Substances nutritives et ions majeurs

Les nutriments, et plus particulièrement le phosphore, peuvent limiter la productivité primaire des plans d'eau s'ils sont en faible concentration dans le milieu aquatique, alors qu'ils peuvent accélérer le phénomène d'eutrophisation s'ils s'y trouvent en forte concentration (Roberge, 1996). À la suite du retrait du couvert végétal, l'assimilation des nutriments par la végétation est considérablement réduite (Jewett *et al.*, 1995; Pardo *et al.*, 1995; Rosén *et al.*, 1996) et la décomposition du sol est accélérée (Martin *et al.*, 1985; Hetherington, 1987). La réduction de l'évapotranspiration entraîne la percolation d'un plus grand volume d'eau à l'intérieur du sol (Plamondon, 1993). Cela n'est pas évident si le sol est compacté, si des ornières sont creusées et que l'infiltration s'en trouve réduite. Ainsi, les surplus de nutriments sont lixiviés par le ruissellement des eaux de surface ou par l'infiltration de celles-ci dans les nappes souterraines (Schindler *et al.*, 1980; Nicolson *et al.*, 1982; Hetherington, 1987).

Les changements de quantité et de concentration en nutriments dans les plans d'eau ont maintes fois été étudiés après une exploitation forestière ou un feu de forêt (Wright, 1976; McColl et Grigal, 1977; Schindler *et al.*, 1980; Plamondon et Gonzalez, 1982; Martin *et al.*, 1985; Spencer et Hauer, 1991; Jewett *et al.*, 1995; France *et al.*, 1996; Rosén *et al.*, 1996; Carignan *et al.*, 2000; Martin *et al.*, 2000 et ce numéro). Les résultats obtenus montrent des augmentations et des diminutions de certains éléments, mais aussi des valeurs de concentration semblables à celles mesurées avant la perturbation.

À la suite de l'exploitation forestière de deux bassins hydrographiques du centre de la Suède, Rosén *et al.* (1996) ont noté une augmentation des concentrations de potassium (K^+) et des principales formes d'azote (NH_4^+ : azote ammoniacal; NO_3^- : nitrates; N-organique et N-total) dans les rivières. Les concentrations en ions H^+ ont cependant diminué tandis que celles en calcium (Ca^{2+}), en magnésium (Mg^{2+}), en sodium (Na^+), en sulfates (SO_4^{2-}) et en chlorures (Cl^-) sont demeurées constantes. En Haute-Mauricie, les

travaux de Carignan *et al.* (2000) révèlent que les concentrations en phosphore total et en azote organique total ont au moins doublé dans une série de lacs touchés par les coupes et les feux, tandis que les teneurs en K^+ , en Cl^- et en Ca^{2+} ont plus que quintuplé. Quant aux teneurs en SO_4^{2-} et en NO_3^- , elles étaient respectivement six et 60 fois plus élevées dans les lacs touchés par les feux que dans ceux affectés par les coupes. Dans la plupart des cas, l'envergure de l'impact était directement proportionnelle au rapport entre l'aire déboisée (par le feu ou la coupe) et le volume ou la superficie du lac.

En comparant ces résultats avec d'autres études récentes réalisées en lac, Carignan et Steedman (2000) soulignent l'importance des caractéristiques du lac et du bassin versant quant aux effets que peuvent avoir les coupes forestières sur la qualité de l'eau. Par exemple, dans une étude menée en Ontario, Steedman (2000) a observé que les coupes forestières en forêt boréale n'auraient occasionné que de faibles changements sur la qualité de l'eau de trois lacs stratifiés. L'étude paléolimnologique de Scully *et al.* (2000) n'a révélé aucune augmentation des nutriments ou de matière organique à la suite de l'exploitation forestière effectuée en bordure d'un lac du Michigan. La variabilité des résultats serait probablement attribuable aux différences de morphométrie, de rapport de drainage et de temps de renouvellement en eau des lacs impliqués dans chacune des études (Carignan et Steedman, 2000). À ce titre, il devient risqué d'extrapoler à d'autres régions les effets observés sur un territoire donné.

Le lessivage des composés azotés constituerait le principal impact résultant des coupes forestières et des feux de forêt (Martin *et al.*, 1985; Roberge, 1996; Rosén *et al.*, 1996; Gerla et Galloway, 1998). À ce chapitre, Carignan et Steedman (2000) soulignent que les coupes forestières induiraient principalement des apports d'azote sous forme organique, tandis que les feux de forêt contribueraient davantage aux apports sous forme inorganique. À très court terme, soit dans les deux jours suivant un feu de forêt, Spencer et Hauer (1991) ont décelé des concentrations en phosphore et en azote de deux à 60 fois supérieures à celles observées avant la perturbation. Ces valeurs auraient été détectées sur une période s'étendant de quelques jours à quelques semaines seulement. Pour leur part, Lépisto *et al.* (1995) attribuent la hausse de la charge en nitrates à la physiographie des bassins, aux caractéristiques édaphiques et au taux de régénération de la végétation.

À l'opposé, des travaux de recherche réalisés au Minnesota par Wright (1976) et par McColl et Grigal (1977) ont montré que les concentrations en nutriments des lacs et des tributaires n'avaient pas été affectées par le feu et ce, même si les teneurs dans le sol et dans l'eau souterraine avaient augmenté. Il appert que le reboisement accéléré du bassin versant au cours de la saison suivant le feu a permis d'atténuer l'enrichissement des plans d'eau en substances nutritives. De même, l'étude effectuée par Lehmann (1994) en Mauricie n'a pas permis d'établir une relation significative entre les apports en nutriments et la superficie des coupes, sauf

lorsque l'étendue de ces dernières était supérieure à 50 % de la surface du bassin versant. Dans le cas des coupes de grande envergure, il pourrait y avoir rehaussement de la nappe phréatique jusqu'à la couche organique du sol, ce qui contribuerait à mobiliser le phosphore (Evans *et al.*, 2000).

Une diminution des apports allochtones de matière organique peut aussi modifier les propriétés chimiques de l'eau (Hetherington, 1987). Ainsi, France *et al.* (1996) ont observé qu'une diminution de 97 % des apports en débris causée par le retrait de la végétation riveraine adjacente à plusieurs lacs du bouclier canadien provoquerait une baisse du carbone organique dissous et du phosphore total.

En résumé, l'ampleur du largage des nutriments dépend de l'étendue du déboisement, des caractéristiques du sol et du bassin versant, des conditions climatiques et de la vitesse de reboisement (Rosén *et al.*, 1996; Miller *et al.*, 1997). Les augmentations des concentrations en substances nutritives peuvent se manifester seulement quelques jours après les perturbations (Spencer et Hauer, 1991) et peuvent perdurer pendant un an (Nicolson *et al.*, 1982), cinq ans (Jewett *et al.*, 1995) et même huit ans (Rosén *et al.*, 1996). Dans le cas des lacs, les effets du largage des nutriments seraient retardés par rapport à ceux observés en rivière et leur magnitude dépendrait du temps de renouvellement des eaux (Carignan, 2000; Steedman, 2000). Globalement, les changements causés par la coupe forestière en milieu lacustre, pour ce qui est des concentrations en substances nutritives demeurent relativement variables (Plamondon, 1993) et peuvent être, selon les caractéristiques des bassins versants, mineurs (Steedman, 2000) ou davantage marqués (Carignan *et al.*, 2000).

Mercure

On sait que la matière organique contenue dans les matériaux meubles de surface peut être facilement transférée par érosion vers les milieux aquatiques, une fois que le sol a été mis à nu par les coupes forestières et les feux de forêt. L'augmentation du carbone organique dissous observée dans les lacs de coupe par Carignan *et al.* (2000) suggère que ce phénomène pourrait se produire dans les lacs du bouclier laurentien. Certains métaux comme le mercure sont associés à la matière organique et peuvent, à la suite de ce genre de perturbations, être lessivés vers les plans d'eau, s'introduire ensuite dans la chaîne alimentaire et s'y bioaccumuler. Les facteurs abiotiques qui contribuent à la spéciation des formes de mercure dans l'eau et à leur transfert dans les organismes vivants sont complexes et mal connus. Il est toutefois admis qu'en milieu aquatique, les mécanismes qui en contrôlent la biodisponibilité agissent surtout à l'interface eau-sédiments.

Garcia et Carignan (1999) ont observé des concentrations en méthylmercure (CH_3Hg^+) légèrement, mais significativement, plus élevées dans le zooplancton de lacs du bouclier laurentien dont les bassins versants avaient subi des coupes, comparativement à d'autres ayant subi des

feux ou aucune perturbation (lacs de référence). Par contre, les teneurs en CH_3Hg^+ dans le zooplancton de ces deux dernières catégories de lacs n'étaient pas significativement différentes. Le carbone organique dissous constituait une variable explicative majeure de la variation des concentrations en CH_3Hg^+ , ce qui confirme l'importance du bassin versant dans le transfert du mercure lié à la matière organique vers les lacs. La forte intensité des feux de forêt survenus dans le bassin versant des lacs à l'étude aurait plutôt provoqué la perte des métaux par volatilisation.

Des résultats similaires ont été observés par Garcia et Carignan (2000) pour le grand brochet, dont les concentrations en mercure total mesurées dans les muscles étaient significativement plus élevées dans les lacs dont les bassins versants avaient subi des coupes, comparativement à ceux ayant subi des feux ou aucune perturbation. Pour tous les lacs de coupe, le niveau de mercure dépassait la limite recommandée par l'Organisation mondiale de la santé pour la consommation humaine. Enfin, les travaux de McMurtry *et al.* (1989), Verta *et al.* (1986) ainsi que ceux de Mannio *et al.* (1986) indiquent que les variations interlacs dans le contenu en mercure de la chair de poisson sont corrélées positivement avec certains descripteurs de qualité de l'eau (carbone organique dissous, couleur, pH et demande biochimique en oxygène) et d'autres d'ordre physiographique tels que la superficie du bassin versant et la surface lacustre. La plupart de ces variables traduisent la quantité de matière organique présente dans l'environnement aquatique.

Modifications de la vie aquatique

Production primaire

La production primaire est à la base même du réseau trophique. Elle dépend des facteurs énergétiques (lumière et température) et du cycle des nutriments. Une faible production primaire peut limiter la biomasse et la productivité d'un écosystème aquatique entier. À l'opposé, son augmentation peut aussi être bénéfique à tous les échelons de la chaîne alimentaire.

La végétation riveraine influence fortement la productivité primaire dans les écosystèmes lotiques par l'atténuation de l'énergie lumineuse. L'augmentation de la luminosité causée par le déboisement sera plus accentuée dans les petites rivières où il n'existe pratiquement pas d'ouvertures dans la couverture végétale et où le taux de radiation solaire totale atteignant la rivière est inférieur à 1 % (Murphy et Hall, 1981; Gregory *et al.*, 1987). En Océan, les rivières présentes dans les endroits coupés à blanc contenaient deux fois plus d'organismes épilithiques que celles des régions boisées (Murphy *et al.*, 1981). Dans une rivière d'Alaska, la biomasse de périphyton dans les portions du cours d'eau affectées par les coupes forestières était de 130 % supérieure à celle notée dans les segments entourés de forêt mature et ce, pendant les dix à quinze premières années suivant le retrait de la couverture végétale (Murphy *et al.*, 1986). On a aussi observé une modification de la composition taxo-

nomique des assemblages périphytiques attribuables aux coupes (Murphy *et al.*, 1981; Noël *et al.*, 1986) et aux feux (Robinson *et al.*, 1994). Un suivi de la biomasse des algues pélagiques a, entre autres, été effectué en milieu lacustre par Planas *et al.* (2000). Les résultats obtenus ont démontré qu'au cours de trois années de suivi, la concentration en chlorophylle-A et la biomasse de ces algues étaient significativement de 1,4 à 3,0 fois plus élevées dans les lacs perturbés (coupes forestières et feux) que dans les lacs de référence. La réponse observée serait fortement liée à l'augmentation de la teneur en phosphore total mesurée dans les lacs à l'étude (Carignan *et al.*, 2000). Toutefois, les différences les plus marquées ont surtout été notées dans les lacs situés dans les bassins versants brûlés, la production primaire étant probablement limitée par la faible transmission lumineuse qui prévaut dans les lacs touchés par les coupes forestières.

Le déboisement augmenterait donc la production primaire là où, de prime abord, celle-ci s'avère limitée par la lumière (Hawkins *et al.*, 1983; Noël *et al.*, 1986). Ce phénomène d'accroissement de la productivité primaire se manifesterait tant et aussi longtemps que la couverture végétale se régénère, permettant ainsi à l'intensité lumineuse d'atteindre un niveau comparable à celui des forêts matures (Gregory *et al.*, 1987). Toutefois, l'effet du déboisement sur la productivité primaire serait beaucoup moins marqué pour les plans d'eau qui étaient à l'origine suffisamment exposés au rayonnement solaire et où le couvert forestier initial permettait un apport élevé de lumière pour saturer et inhiber la photosynthèse. À Carnation Creek, en Colombie-Britannique, Stockner et Shortreed (1987) n'ont noté aucune hausse de la productivité primaire bien que les coupes forestières aient augmenté la quantité de radiations lumineuses. Malgré une augmentation de la concentration en nitrates, le phosphore demeurerait toujours le facteur limitant la croissance du périphyton.

Les différentes réponses de la productivité primaire à la suite du retrait de la couverture végétale peuvent aussi dépendre de la géologie du bassin versant. Les rivières coulant sur une assise rocheuse riche en calcaire peuvent renfermer des concentrations élevées d'éléments organiques dissous provenant des apports allochtones. La productivité primaire de ces rivières sera plutôt limitée par la lumière. À l'opposé, la productivité primaire des rivières reposant sur un substrat igné sera surtout limitée par les substances nutritives (Murphy *et al.*, 1986; Bilby et Bisson, 1992). Une augmentation des nutriments induite par le déboisement pourrait contribuer, le cas échéant, à accroître la productivité primaire (Murphy et Hall, 1981). Toutefois, l'impact se limiterait généralement à la première décennie après les coupes, période correspondant au temps de régénération de la végétation (Gregory *et al.*, 1987). Enfin, Carignan *et al.* (2000) ont enregistré des concentrations de carbone organique dissous jusqu'à trois fois plus élevées dans des lacs dont

les bassins versants avaient subi des coupes, comparativement à ceux ayant subi des feux ou aucune perturbation. Des accroissements du même ordre de grandeur ont été notés pour les valeurs du coefficient d'extinction lumineuse, lesquelles témoignent d'eaux riches en solides en suspension et, par conséquent, de faible transparence.



Amoncellement de sable et de gravier sous le tablier ouvert d'un pont. Outre cette perte d'habitat aquatique, le rétrécissement et la diminution de profondeur du cours d'eau limiteront progressivement la libre circulation du poisson.

Production secondaire

Les communautés zooplanctonique et benthique constituent un bon indicateur de l'état de santé d'un écosystème puisqu'elles jouent un rôle prépondérant dans le transfert de l'énergie et le recyclage des nutriments vers les niveaux supérieurs du réseau trophique (Stemberger et Lazorchak, 1994). La variation de l'abondance et de la composition structurale de ces groupes d'organismes servant d'alimentation aux poissons est le reflet des perturbations naturelles et anthropiques qui affectent le milieu aquatique.

Zooplankton

Wallace et Gurtz (1986) ont observé, après une coupe à blanc effectuée à proximité d'un plan d'eau, une hausse du zooplankton qui s'expliquerait par une baisse d'apports organiques et une augmentation de la luminosité, d'où l'apparition d'espèces phytoplanctoniques plus facilement assimilables et également plus riches en protéines. Dans une forêt résineuse de Finlande, Rask *et al.* (1998) ont aussi noté une légère augmentation des crustacés zooplanctoniques, mais la densité et la diversité des rotifères sont restées inchangées dans les trois lacs touchés par les coupes comparativement au lac témoin.

Une étude réalisée par Pinel-Alloul *et al.* (1998) en forêt boréale indique que les coupes forestières n'augmenteraient pas la biomasse du zooplankton malgré une légère

hausse des nutriments. Dans ce cas, les apports accrus de carbone organique dissous après le déboisement freineraient la production biologique. Par contre, les feux de forêt entraîneraient une augmentation du zooplancton. Les feux de forêt et la coupe n'auraient toutefois pas d'effet sur la biodiversité des espèces zooplanctoniques. Dans la même région d'étude (Haute-Mauricie, Québec), un suivi de la biomasse zooplanctonique a démontré l'existence de changements dans les lacs perturbés (coupes et feux) en réponse à l'augmentation des nutriments (Patoine *et al.*, 2000). Les auteurs ont observé au cours de la première année suivant les perturbations, une biomasse de limnoplankton plus élevée (59 %) dans les lacs de feu, précisément pour la fraction composée par les rotifères. Au cours de la deuxième année, cette différence au niveau des rotifères était encore plus marquée (91 %), incluant de plus la fraction composée par les gros crustacés (65 %). Les lacs de coupe ont affiché une toute autre réponse puisque la seule différence significative observée s'est traduite par une baisse de 43 % de la biomasse des copépodes calanoïdes au cours de la première année suivant les perturbations. Pendant la troisième année, aucune différence de biomasse du zooplancton n'était détectable entre les trois groupes de lacs. L'augmentation de biomasse signalée dans les lacs de feu comparativement aux lacs de référence serait favorisée par les plus grandes concentrations en phosphore, en azote et en chlorophylle-*a* mesurées pour ce groupe de lacs. De plus, en dépit des fortes concentrations en nutriments dans les lacs où des coupes sont effectuées, ceux-ci supporteraient une plus faible biomasse en zooplancton en raison de la productivité primaire plus faible, qui se trouve limitée par la faible transmission lumineuse dans ce groupe de lacs.

Zoobenthos

Plusieurs études ont mis en évidence la sensibilité des invertébrés benthiques aux perturbations engendrées par les coupes forestières et les feux de forêt. L'abondance de la nourriture et la qualité du substrat ressortent comme les deux principaux facteurs qui contrôlent ces communautés (Lenat *et al.*, 1981; Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1983; Hartman et Scrivener, 1990; Waters, 1995; Vuori et Joensuu, 1996).

À Carnation Creek, l'exploitation forestière aurait causé une augmentation du transport des sédiments, une réduction de la stabilité du lit de la rivière et une diminution des apports de gros détritiques. Ces trois facteurs seraient responsables d'une baisse de la densité des invertébrés aquatiques de 41 % en été, et de 50 % en hiver (Hartman et Scrivener, 1990). En Finlande, les travaux de Vuori et Joensuu (1996) suggèrent que l'appauvrissement des communautés benthiques serait causé par la combinaison de deux facteurs; d'une part, le mouvement des sédiments le long de la surface du substrat, qui imposerait par son action récurrente et abrasive, un stress physique aux macroinvertébrés et, d'autre part, l'envasement de l'habitat par les sédiments, qui rédui-

rait l'apport en oxygène et la disponibilité en nourriture. Une baisse des teneurs en oxygène résultant d'une augmentation de la température pourrait aussi être responsable du déclin de ces organismes (Lee et Samuel, 1976; Lynch *et al.*, 1984). De plus, Nebecker (1972) a montré que de basses teneurs en oxygène dissous affecteraient le développement, l'émergence et la reproduction des larves d'insectes. Toutefois, les études permettant de soutenir ces hypothèses sont quasi inexistantes.

Des résultats opposés ont été observés par d'autres auteurs. Ainsi, l'accroissement de la production primaire résultant du retrait de la couverture végétale, semblerait être l'agent responsable d'une plus grande abondance d'invertébrés dans certaines rivières (Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1983; Murphy *et al.*, 1986; Noël *et al.*, 1986). En Oregon, l'augmentation de la productivité primaire découlant des coupes forestières en périphérie de quelques rivières aurait masqué et même surpassé les effets négatifs de la sédimentation (Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1982).

La composition taxonomique des communautés d'invertébrés serait modifiée par le déboisement. Dans quelques études, on rapporte une réduction de l'abondance des larves de plécoptères, d'éphéméroptères et d'odonates, tandis que les larves de diptères dominent habituellement le milieu (Graynoth, 1979; Noël *et al.*, 1986; Garman et Moring, 1993). En Californie, Newbold *et al.* (1980) ont observé que la diversité des macroinvertébrés benthiques était plus faible dans les rivières déboisées et non protégées par une zone tampon ou qui en avait une très mince. Au Québec, Scrimgeour *et al.* (2000) ont quantifié l'effet des perturbations par le feu et la coupe sur les macroinvertébrés benthiques de 12 lacs de la Haute-Mauricie. Les résultats obtenus n'ont pas permis de déceler de différences au niveau de la densité et de la diversité des espèces par comparaison aux sites témoins. Toutefois, la biomasse totale d'organismes s'est avérée plus élevée dans les lacs touchés par le feu que dans tous les autres lacs.

Le même phénomène semble aussi se manifester dans les rivières ayant subi des feux de forêt (Mihuc et Minshall, 1995). Ces derniers modifieraient les ressources alimentaires en provoquant un apport en matière organique brûlée dans les plans d'eau. Au niveau comportemental, les espèces généralistes ayant un mode d'alimentation herbivore-détritivore seraient mieux adaptées aux changements des conditions des ressources alimentaires que les espèces spécialistes. De plus, l'abondance des taxons requérant une stabilité de l'habitat diminuerait dans les rivières affectées par les feux.

La réponse des communautés d'invertébrés dépendrait surtout de l'importance de la production primaire et du transport sédimentaire, mais aussi de la quantité et de la qualité des apports organiques (Roberge, 1996). Cette réponse peut se manifester rapidement après les perturbations (Culp, 1987), comme elle peut s'étendre sur plusieurs années (Murphy *et al.*, 1981; Gregory *et al.*, 1987).

Faune ichthyologique

Les poissons étant situés au sommet de la chaîne alimentaire, leur comportement ou l'état de leur population, à cause de certaines perturbations, constitue un bon indicateur de la stabilité d'un écosystème. La réponse des populations piscicoles aux interventions forestières est complexe. Il en est ainsi parce qu'il existe, à court terme, autant d'effets positifs que négatifs susceptibles de se produire simultanément dans le même écosystème. Aucune règle générale, applicable à tous les cas et transposable à tous les milieux, n'a jusqu'à maintenant été formulée. La réponse globale d'une population donnée dépendra donc de l'importance relative de chacun de ces effets susceptibles de se manifester différemment sur le plan spatio-temporel. Elle sera également conditionnée par la vulnérabilité des espèces aux changements qui se manifestent à chaque niveau trophique.

Impacts potentiels appréhendés

Effets négatifs

La plupart des impacts considérés comme négatifs affectent surtout la qualité de l'habitat de reproduction, mais touchent également l'habitat d'élevage des juvéniles. La sédimentation dans les cours d'eau est sans aucun doute un des principaux facteurs responsables de cette dégradation. En colmatant les interstices du gravier des frayères, les sédiments peuvent diminuer les échanges d'eau qui se produisent entre la surface et l'intérieur du substrat, réduisant ainsi les apports en oxygène dissous (Ringler et Hall, 1975; Moring, 1982; Everest *et al.*, 1987; Murphy et Milner, 1997). En de plus rares circonstances, les sédiments plus grossiers peuvent aussi produire une barrière physique empêchant l'émergence des alevins (Gregory *et al.*, 1987; Scrivener et Brownlee, 1989). La survie jusqu'à l'émergence a diminué de 29,1 % à 16,4 % pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) et de 22,2 % à 11,5 % pour le saumon keta (*O. keta*) à la suite d'activités forestières en Colombie-Britannique (Scrivener et Brownlee, 1989).

Comme il a été mentionné précédemment, les hausses de température de l'eau occasionnées par le déboisement contribueraient aussi à diminuer la concentration en oxygène dissous à l'intérieur du gravier. De plus, la température de l'eau peut affecter directement le développement et la survie des salmonidés à chaque stade de leur vie (Murphy et Milner, 1997). Cette variable régit le taux de développement des œufs et des larves, chaque stade possédant une température optimale avec ses limites létales inférieures et supérieures (Weber-Scannel, 1991). À Needle Branch, en Orégon, la hausse de température de l'eau observée à la suite de coupes forestières pourrait avoir causé directement une mortalité des jeunes stades de saumon coho (Ringler et Hall, 1975). Alors que les larves étaient toujours présentes dans le gravier, des accroissements de température jusqu'à 20 °C auraient été enregistrés, alors que la normale saisonnière se situe habituellement autour de 10 °C. Une augmentation de

la température affecterait aussi le temps d'émergence des larves (Ringler et Hall, 1975; Scrivener et Andersen, 1984). À Carnation Creek, une hausse de température de l'eau aurait hâté de six semaines l'apparition des jeunes stades en rivière et provoqué la migration des saumoneaux vers la mer plus rapidement qu'au cours des années précédant l'exploitation forestière (Scrivener et Andersen, 1984).

L'instabilité du lit de la rivière résultant de l'augmentation du débit de crue pourrait, entre autres, entraîner la mort de plusieurs œufs en incubation. Scrivener et Brownlee (1989) ont noté que les variations annuelles du débit de pointe et de la composition des matériaux du lit expliquaient respectivement 73 % et 60 % de la variation de la survie jusqu'à l'émergence des saumons keta et coho. Dans une étude réalisée en Mauricie, Bérubé et Lévesque (1998) ont noté un accroissement de 8,2 % des débits de pointe printaniers au cours de la période de 1978 à 1991. Cette augmentation serait attribuable à la coupe forestière et aurait contribué à diminuer partiellement la qualité de pêche à l'omble de fontaine dans certains secteurs de la réserve faunique Mastigouche.

Dans les petites rivières, la présence de gros débris de bois provenant de la bande riveraine jouerait un rôle important dans la création d'abris et d'habitats propices à la reproduction (Murphy et Milner, 1997). L'exploitation forestière affecterait négativement la qualité de ces habitats en modifiant la dimension de ces résidus de bois. Les débris de coupe seraient plus petits, moins stables et moins aptes à former des habitats permanents que les déchets ligneux grossiers provenant des terrasses naturelles (Clarke *et al.*, 1998b).

En résumé, les effets négatifs de la déforestation sur les populations piscicoles exerceraient leur pression sur la quantité et la qualité des habitats de reproduction et d'élevage disponibles et utilisables par les poissons. Le principal facteur en cause serait le dépôt sédimentaire, mais aussi l'augmentation du débit et de la température, ainsi que la présence cumulée des débris de coupe.

St-Onge et Magnan (2000) ont étudié l'effet des coupes forestières et des feux sur la structure des populations de poissons de 38 lacs du bouclier laurentien (Haute-Mauricie, Québec). Les bassins versants de neuf lacs avaient fait l'objet de coupes forestières, ceux de neuf autres avaient subi des feux de forêt, alors que les 20 restants n'avaient subi aucune perturbation. Aucune différence significative n'a été observée entre les trois groupes de lacs au niveau des captures par unité d'effort des espèces les plus abondantes : le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le grand brochet (*Esox lucius*), la perchaude (*Perca flavescens*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), la ouitouche (*Semotilus corporalis*), l'omble de fontaine, le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) et la lotte (*Lota lota*). Aucune différence significative n'a également été observée dans les longueurs rétrocalculées des perchaudes entre les lacs témoins, de coupe et de feu. Cependant, une diminution significative de la proportion

des individus de petite taille a été observée chez les populations de perchaudes et de meuniers noirs des lacs perturbés (les lacs de coupe et de feu formant un seul groupe). L'influence des coupes et des feux est demeurée significative après que les variables biotiques et abiotiques caractérisant les bassins versants et les lacs aient été considérées dans des analyses de régression multiple. La plus faible proportion des individus de petite taille dans les lacs ayant subi des perturbations pourrait s'expliquer par une augmentation de la mortalité postémergence ou par un déplacement des individus dans la zone pélagique (St-Onge et Magnan, 2000).

Effets positifs

Dans plusieurs cas, l'aspect positif de la déforestation serait attribuable à l'augmentation d'abondance de la nourriture (Murphy et Hall, 1981; Hawkins *et al.*, 1983; Murphy *et al.*, 1986; Thedinga *et al.*, 1989). L'accroissement de la luminosité à la suite du retrait du couvert végétal peut entraîner une hausse de la productivité primaire et de la biomasse des invertébrés aquatiques. Cette hausse pourrait, par exemple, être bénéfique à un plan d'eau froid ou oligotrophe qui pourrait ne pas nécessairement constituer un habitat optimal pour la population piscicole résidente. De plus, Murphy *et al.* (1981) ont observé que plusieurs rivières traversant des régions coupées à blanc possédaient un plus haut taux de respiration microbienne, une plus grande densité ou biomasse d'organismes épilithiques, d'invertébrés benthiques, de salamandres et de truites que les rivières situées en zones boisées. Enfin, dans le sud de l'Alaska, Thedinga *et al.* (1989) ont noté que le poids et la longueur des saumons coho juvéniles étaient directement liés à la biomasse du périphyton et à la densité du benthos.

Certaines études invoquent aussi une hausse de la température pour expliquer la présence de larves de poissons plus grosses dans les portions de rivières adjacentes à des parterres de coupe (Scrivener et Andersen, 1984; Thedinga *et al.*, 1989). La taille accrue des alevins serait attribuable à une plus longue saison de croissance causée par une émergence prématurée. Enfin, en augmentant le niveau d'eau en période d'étiage estival, le déboisement pourrait aussi accroître les superficies d'habitats disponibles pour les salmonidés juvéniles, d'où une hausse de la capacité de support du milieu (Burns, 1972).

Effets globaux

À la suite du déboisement, la réponse finale d'une communauté ichthyologique dépendra du bilan net établi à partir de la différence entre les impacts négatifs (pertes) et les impacts positifs (gains) créés sur l'habitat du poisson. Certains travaux de recherche permettent de conclure que l'augmentation de la productivité primaire, résultant du retrait de la végétation des berges, masquerait les effets négatifs de la sédimentation sur la faune aquatique (Murphy *et al.*, 1981; Hawkins *et al.*, 1983). Par exemple, lors d'une étude

réalisée en Orégon, la biomasse de truites fardées et arc-en-ciel était jusqu'à trois fois supérieure dans les sites coupés à blanc (cinq à dix ans après le déboisement) que dans les sites boisés (Murphy *et al.*, 1981). Dans ce cas, peu d'effets liés à la sédimentation furent observés. Par contre, dans une autre étude effectuée aussi en Orégon, Ringler et Hall (1975) mentionnent que les modifications des sites de frai occasionnées par les sédiments fins auraient causé une réduction de près d'un tiers de la densité de la population de truites fardées, comparativement au niveau observé antérieurement à la coupe forestière. Cette réduction d'abondance des individus aurait persisté pendant six ans après l'intervention.

Dans certains cas, les effets néfastes de la sédimentation peuvent contrecarrer les effets positifs d'une augmentation de productivité primaire, ne provoquant pas d'impact perceptible sur les populations de poissons. Par exemple, huit des dix rivières étudiées par Grant *et al.* (1986) au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse ne montraient pas de différences significatives entre la biomasse des salmonidés capturés dans les segments déboisés et ceux récoltés dans les sites témoins.

Par ailleurs, la réponse globale d'une population peut occasionnellement varier d'une saison à l'autre. Ainsi, les effets du déboisement sembleraient liés à l'abondance de nourriture en été, tandis que la survie hivernale dépendrait de la stabilité de l'habitat et du nombre de refuges disponibles (Gregory *et al.*, 1987; Murphy et Milner, 1997). Pour certains cours d'eau, Murphy *et al.* (1986) ont suggéré que le déboisement augmenterait l'abondance des larves de salmonidés en été, en favorisant la production primaire. Celui-ci risquerait toutefois de diminuer l'abondance des tacons en hiver, si les débris assurant la stabilité de l'habitat ont disparu.

Les effets de la déforestation peuvent aussi différer selon les espèces qui peuplent le milieu et leur capacité de tolérance (Roberge, 1996; Gunn et Sein, 2000). Le déboisement favoriserait les espèces généralistes au point de vue alimentaire (Garman et Moring, 1993). Ces auteurs ont observé une baisse significative de la production annuelle des naseux noirs (*Rhinichthys atratulus*) à la suite des interventions forestières. Contrairement aux mulets à cornes (*Semotilus atromaculatus*), les naseux auraient été contraints, de par leur morphologie buccale, à se nourrir de proies aquatiques en déclin. Pour leur part, Scrivener et Brownlee (1989) ont suggéré que la profondeur à laquelle les œufs sont déposés, qui varie d'une espèce à l'autre, influencerait le taux de survie des larves.

La réponse à court terme d'une population peut donc varier non seulement en fonction de la disponibilité de la nourriture et de la quantité de sédiments mobilisés, mais aussi selon la saison et l'espèce en cause. Pour les communautés ichthyologiques, l'exploitation forestière peut donc, à court terme, être positive (Murphy et Hall, 1981; Hawkins *et al.*, 1983), négative (Ringler et Hall, 1975; Bérubé et Lévesque, 1998) ou sans effet détectable (Grant *et al.*, 1986).

Si l'on fait exception des études hydrologiques qui reposent le plus souvent sur de longues séries chronologiques, il existe peu de renseignements disponibles sur les effets à moyen et à long termes du déboisement sur les populations de poissons. Jusqu'à maintenant, le retour de l'ombrage causé par la régénération du couvert arborescent demeure le principal effet connu (Murphy et Hall, 1981; Murphy et Milner, 1997). En Orégon, les segments de cours d'eau en forêt de seconde croissance, ombragés de nouveau de 12 à 35 ans après l'exploitation forestière, affichaient une biomasse de truites fardées inférieure à celle calculée aux sites de forêt plus âgée (Murphy et Hall, 1981). La végétation de seconde croissance produirait un ombrage plus dense que les forêts matures (Bjorn *et al.*, 1992) et contrebalancerait l'augmentation de la production primaire observée plus tôt dans les stades pionniers de la succession (Murphy et Hall, 1981).

Selon Roberge (1996), la repousse et le rétablissement de l'ombrage riverain, le réchauffement de l'eau, les gains d'éclaircissement et de productivité s'estomperaient avec le temps, mais certaines dégradations de l'habitat pourraient persister à plus long terme.

les recherches ont permis, entre autres, de démontrer jusqu'à maintenant, que les coupes forestières induisent à court terme des apports en carbone organique dissous plus élevés que ceux engendrés par les feux de forêt qui, pour leur part, causent un accroissement appréciable de nitrates dans les milieux récepteurs. Cette différence, située à la base même de l'écosystème, influence largement la réponse observée à chaque palier du réseau trophique et se traduit notamment par une augmentation de productivité plus marquée au niveau des lacs affectés par le feu, comparativement aux lacs touchés par la coupe. En effet, dans ce dernier cas, les concentrations plus élevées en carbone organique dissous ont fortement influencé le taux de transmission lumineuse, limitant ainsi la productivité primaire dans les plans d'eau affectés par ce genre de perturbation.

Les différences induites par l'augmentation de productivité s'amenuiseraient progressivement et deviendraient de moins en moins perceptibles d'un niveau trophique à l'autre. D'ailleurs, aucune différence marquée n'a pu être observée quant à l'abondance et à la croissance des diverses espèces de poissons habitant les lacs touchés par le feu. Rappelons toutefois que les résultats mentionnés ci-haut ont été



JACQUES BOUW - IMAGI



JACQUES BOUW - IMAGI

Ponceaux non consolidés et instables qui seront obstrués à court terme.

Conclusion

L'impact de la déforestation sur les écosystèmes lotiques a été jusqu'à présent assez bien documenté. Cependant, mises à part les études réalisées par Bérubé et Lévesque (1998) ainsi que St-Onge et Magnan (2000), l'information traitant des effets de l'exploitation forestière et des feux sur les écosystèmes lacustres et leurs populations piscicoles demeure inexistante.

Des travaux de recherche sont actuellement en cours dans la réserve faunique des Laurentides, sur la rivière Cascapédia en Gaspésie ainsi qu'en Haute-Mauricie pour évaluer l'impact des coupes forestières sur les milieux aquatiques (lacs et rivières). Dans le cadre de cette dernière étude qui touche plusieurs lacs de la forêt boréale du centre du Québec,

observés à court terme et qu'il n'est pas exclu que les effets des feux, au même titre que ceux des coupes, puissent différer à plus long terme.

Ces études devraient apporter un nouvel éclairage sur les impacts de ces perturbations sur la faune aquatique et sur ses habitats. Elles devraient aussi permettre de préciser les liens de cause à effet et les mécanismes sous-jacents aux modifications engendrées par ces perturbations. Une meilleure connaissance des impacts des interventions forestières permettra de proposer des modes de gestion qui minimiseront leurs effets sur les écosystèmes aquatiques, tout en limitant les pertes en production de matière ligneuse, dans un contexte de gestion durable des ressources naturelles.

Remerciements

Cette rétrospective de la littérature s'inscrit dans le cadre des programmes de recherche sur l'impact des feux et des coupes forestières sur les écosystèmes aquatiques, subventionnés par le Réseau sur la gestion durable des forêts, Réseau des centres d'excellence, gouvernement du Canada (P. Mignan) et la Société de la faune et des parcs du Québec (P. Bérubé). I. St-Onge a bénéficié du support financier du Réseau sur la gestion durable des forêts dans le cadre de sa maîtrise en Sciences de l'environnement. ◀

Références

- ANDERSON, P.G., 1998. Sediment generation from forestry operations and associated effects on aquatic ecosystems. *In* Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. M.K. Brewin et D.M.A. Monita, tech. coords. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- BÉRUBÉ, P. and F. LÉVESQUE, 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchell), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology*, 5 : 123-137.
- BÉRUBÉ, P. et S. Poliquin, (en préparation). Effets des interventions forestières sur les populations allopatriques d'omble de fontaine de 15 lacs de la réserve faunique des Laurentides.
- BÉRUBÉ, P. et A.-M. CABARA, 1997. Programme de calcul du pourcentage maximal de coupe acceptable pour la conservation des écosystèmes aquatiques (version 1.0) – Guide de l'utilisateur. Ministère de l'Environnement et de la Faune. Direction de la faune et des habitats. 21 p + disquette.
- BESCHTA, R.L., R.E. BILBY, G.W. BROWN, L.B. HOLTBY and T.D. HOFSTRA, 1987. Stream temperature and aquatic habitat : fisheries and forestry interactions. *In* Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 191-232.
- BILBY, R.E. and P.A. BISSON, 1992. Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 : 540-551.
- BINKLEY, D. and T.C. BROWN, 1993. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. *Water Resour. Bull.*, 29 : 729-740.
- BJORN, T.C., M.A. BRUSVEN, N.J. HETRICK, R.M. KEITH and W.R. MEEHAN, 1992. Effects of canopy alterations in second-growth forest riparian zones on bioenergetic processes and responses of juvenile salmonids to cover in small southeast Alaska streams. Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Technical Report 92-7, Moscow, ID. 61 p.
- BODE, R.W., 1988. Methods for rapid biological assessment of streams. Stream Biomonitoring Unit, Bureau of Monitoring and Assessment, Division of Water, NYS Dep. Environ. Conserv. 160 p.
- BOLIN, S.B. and T.J. WARD, 1987. Recovery of a New Mexico drainage basin from a forest fire dans Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p. 191-198.
- BOSCH, J.M. and J.D. HEWLETT, 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.*, 55 : 3-23.
- BRAVARD, J.-P. et F. Petit. 1997. Les cours d'eau : dynamique du système fluvial. Armand Colin (Éd.), Paris, 222 p.
- BROWN, G.W., 1983. Forestry and water quality. O.S.U. Book Stores Inc. Corvallis, Oregon, 142 p.
- BURNS, J.W., 1972. Some effects of logging and associated road construction on northern California streams. *In* Transactions of the American Fisheries Society, 101 : 1-17.
- CARIGNAN, R. and R.J. STEEDMAN, 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 57 (suppl. 2) : 1-4.
- CARIGNAN, R., P. D'ARCY and S. LAMONTAGNE, 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lakes water chemistry. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 57 (suppl. 2) : 105-117.
- CERDÀ, A., A.C. IMESON and A. CALVO, 1995. Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena*, 24 : 289-304.
- CEDERHOLM, C.J., L.M. REID and E.O. SALO, 1981. Cumulative effects of logging road sediment on salmonid populations in the Clearwater River, Jefferson County, Washington. Pages 38-74. *In* Washington Water Research Council (1981). Proceedings from the conference on salmon-spawning gravel: a renewable resource in the Pacific Northwest. Washington State University, Washington Water Research Center, Report 39, Pullman.
- CHAMBERLIN, T.W., R.D. HARR and F.H. EVEREST, 1991. Timber harvesting, silviculture, and watershed processes. *In* Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats. Edited by W.R. Meehan. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 19 : 181-205.
- CLARKE, K.D., D.A. SCRUTON and J.H. MCCARTHY, 1998a. The effect of logging and road construction on fine sediment yield in streams of the Copper Lake watershed, Newfoundland, Canada. *In* Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. M.K. Brewin and D.M.A. Monita, tech. coords. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- CLARKE, K.D., D.A. SCRUTON, L.J. COLE and L.M.N. OLLERHEAD, 1998b. Large woody debris dynamics of four small boreal forest streams with an initial analysis of relationship to brook trout density. *In* Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. M.K. Brewin and D.M.A. Monita, tech. coords. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- CULP, J.M., 1987. The effect of streambank clearcutting on the benthic invertebrates of Carnation Creek, British Columbia dans Applying 15 years of Carnation Creek results. Pacific biological station, Nanaimo, Colombie-Britannique, p. 87-92.
- CURRY, R.A. and K.J. DEVITO, 1996. Hydrogeology of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) spawning and incubation habitats : implications for forestry and use development. *Can. J. For. Res.*, 26 : 767-772.
- CURRY, R.A., J. GEHRELS, D.L.G. NOAKES and R. SWAINSON, 1993. Effects of streamflow regulation on groundwater discharge through brook trout, *Salvelinus fontinalis*, spawning and incubation habitats. *Hydrobiologia*, 277 : 121-134.
- EAGLIN, G.S. and W.A. HUBERT, 1993. Effects of logging and roads on substrate and trout in streams of the Medicine Bow national forest, Wyoming. *North American Journal of Fisheries Management*, 13 : 844-846.
- EVANS, J.E., E.E. PREPAS, K.J. DEVITO and B.G. KOTAK, 2000. Phosphorus dynamics in shallow subsurface waters in an uncut and cut subcatchment of a lake on the Boreal Plain. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (suppl. 2) : 60-72.
- EVEREST, F.H., R.L. BESCHTA, J.C. SCRIVENER, K.V. KOSKI, J.R. SEDELL and C.J. CEDERHOLM, 1987. Fine sediment and salmonid production : a paradox. *In* Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution # 57, p. 98-142.

- FEDERAL INTERAGENCY STREAM CORRIDOR RESTORATION WORKING GROUP, 1998. Stream restoration : principles, processes and practices. 15 federal agencies of the United States Government. GPO Item no. 0120-A; Doc. A57.6/2 : EN 3/PT.653. ISBN 0-934213-59-3.
- FRANCE, R., H. CULBERT and R. PETERS, 1996. Decreased carbon and nutrient input to boreal lakes from particulate organic matter following riparian clear-cutting. *Environmental Management*, 20 : 579-583.
- FURNISS, M.J., T.D. ROELOFS and C.S. YEE, 1991. Road construction and maintenance. *In* Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats. Edited by W.R. Meehan. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 19 : 297-323.
- GARCIA, E. and R. CARIGNAN, 1999. Impact of wildfire and clear-cutting in the boreal forest on methyl mercury in zooplankton. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 56 : 339-345.
- GARCIA, E. and R. CARIGNAN, 2000. Mercury concentrations in northern pike (*Esox lucius*) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 57 (suppl. 2) : 129-135.
- GARMAN, G.C. and J.R. MORING, 1991. Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. *Hydrobiologia*, 209 : 29-37.
- GARMAN, G.C. and J.R. MORING, 1993. Diet and annual production of two boreal river fishes following clearcut logging. *Environmental Biology of Fishes*, 36 : 301-311.
- GERLA, P.J. and J.M. GALLOWAY, 1998. Water quality of two streams near Yellowstone Park, Wyoming, following the 1998 Clover-Mist wildfire. *Environmental Geology*, 36 : 127-136.
- GRANT, J.W.A., J. ENGLERT and B.F. BIETZ, 1986. Application of a method for assessing the impact of watershed practices : effects of logging on salmonid standing crops. *North American Journal of Fisheries Management*, 6 : 24-31.
- GRAYNOTH, E., 1979. Effects of logging on stream environments and faunas in Nelson. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 13 : 79-109.
- GREGORY, S.V., G.A. LAMBERTINI, D.C. ERMAN, K.V. KOSKI, M.L. MURPHY and J.R. SEDELL, 1987. Influence of forest practices on aquatic production. *In* Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 233-256.
- GUNN, J.M. and R. SEIN, 2000. Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2) : 97-104.
- HARR, R.D., R.L. FREDRIKSEN and J. ROTHACHER, 1979. Changes in streamflow following timber harvest southwestern Oregon. *USDA. For. Serv. Res. Pop. PNW-249*, 22 p.
- HARTMAN, G., J.C. SCRIVENER, L.B. HOLTBY and L. POWELL, 1987. Some effects of different streamside treatments on physical conditions and fish population processes in Carnation Creek, a coastal rain forest stream in British Columbia. *In* Streamside Management : Forestry and Fishery Interactions. E.O. Salo et T.W. Cundy (éditeurs), Institute of Forest Resources, University of Washington, contribution #57, p. 330-372.
- HARTMAN, G.F. and J.C. SCRIVENER, 1990. Impacts of forestry practices on a coastal stream ecosystem. Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 223, 148 p.
- HAWKINS, C.P., M.L. MURPHY and N.H. ANDERSON, 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade range streams of Oregon. *Ecology*, 63 : 1840-1856.
- HAWKINS, C.P., M.L. MURPHY, N.H. ANDERSON and M.A. WILZBACH, 1983. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the northwestern United States. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40 : 1173-1185.
- HETHERINGTON, E.D., 1987. The importance of forests in the hydrological regime. *Canadian Aquatic Resources*, M.C. Healey et R.R. Wallace (éd.), p. 179-211.
- HICKS, B.J., J.D. HALL, P.A. BISSON and J.R. SEDELL, 1991. Responses of salmonids to habitat changes. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 19 : 483-517.
- HOLTBY, L.B., 1988. Effects of logging on stream temperatures in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 : 502-515.
- HOWES, D.E., 1987. A method for predicting terrain susceptible to landslides following forest harvesting : a case study from the Southern Coast Mountains of British Columbia. *In* Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p. 143-153.
- JEWETT, K., D. DAUGHARTY, H.H. KRAUSE and P.A. ARP, 1995. Watershed responses to clear-cutting : Effects on soil solutions and stream water discharge in central New Brunswick. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 : 475-490.
- KOCHENDERFER, J.N., P.J. EDWARDS and F. WOOD, 1997. Hydrologic impacts of logging an Appalachian watershed using West Virginia's best management practices. *NJAF*, 14 (4) : 207-218.
- KRAUSE, H.H., 1982. Effect of forest management practices on water quality. A review of canadian studies. *In* Proc. Can. Hydrol. Symp. '82. National Research Council of Canada, Ottawa, Ont., p. 15-29.
- LACHANCE, S. et M. DUBÉ (non publié). Impact de l'apport des sédiments sur la qualité du substrat de frai de l'omble de fontaine à la suite de l'aménagement de ponceaux en milieu forestier.
- LEE, R. and D.E. SAMUEL, 1976. Some thermal and biological effects of forest cutting in West Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 5 : 362-366.
- LEHMANN, R., 1994. Forest clearance and lake water quality in the Canadian Shield. Master thesis. Univ. McGill, Canada, 73 p.
- LENAT, D.R., D.L. PENROSE and K.W. EAGLESON, 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia*, 79 : 187-194.
- LÉPISTO, A., L. ANDERSSON, B. ARHEIMER and K. SUNDBLAD, 1995. Influence of catchment characteristics, forestry activities and deposition on nitrogen export from small forest catchments. *Water, Air and Soil Pollution*, 84 : 81-102.
- LLAMAS, J., 1992. *Hydrologie générale: principes et applications*, 2^e édition. Gaëtan Morin éd., Boucherville, Canada, 527 p.
- LYNCH, J.A., G.B. RISHEL and E.S. CORBETT, 1984. Thermal alteration of streams raining clearcut watersheds : Quantification and biological implications. *Hydrobiologia*, 111 : 161-169.
- MACDONALD, J.S., J.C. SCRIVENER, D.A. PATTERSON and A. DIXON-WARREN, 1998. Temperatures in aquatic habitats : the impacts of forest harvesting and the biological consequences to sockeye salmon incubation habitats in the interior of B.C. Pages 313-324. *In* M.K. Brewin and D.M.A. Monita, tech. coords. Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. *Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356*.
- MANNIO, J., M. VERTA, P. KORTTELAINEN and S. REKOLAINEN, 1986. The effect of water quality of the mercury concentration of northern pike (*Esox lucius*) in Finnish forest water and reservoirs. Publication of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland, 65 : 72-81.
- MARTIN, C.W., D.S. NOEL and C.A. FEDERER, 1985. Clearcutting and the biogeochemistry of streamwater in New England. *Journal of forestry*, 83 : 686-689.
- MARTIN, C.W., J.W. HORNBECK, G.E. LIKENS and D.C. BUSO, 2000. Impacts of intensive harvesting on hydrology and nutrient dynamics of northern hardwood forests. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (suppl. 2) : 19-29.

- MCCOLL, J.G. and D.F. GRIGAL, 1977. Nutrient changes following a forest wildfire in Minnesota : effects in watersheds with differing soils. *Oikos*, 28 : 105-112.
- MCMURTRY, M.J., D.L. WALES, W.A. SCHEIDER, G.L. BEGGS and P.E. DIMOND, 1989. Relationship of mercury concentrations in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46 : 426-434.
- MCMAMEE, P.J., M.L. JONES, L.A. GREIG, C.H.R. WEDELES, D.R. MARMOREK and L.P. RATTIE, 1987. Effects monitoring for resource protection guidelines in Ontario. Final rep. for the Ontario Minist. Nat. Resour., Environ. and Social Syst. Analysts Ltd. 118»p.
- MEGAHAN, W.F. and W.J. KIDD, 1972. Effects of logging and logging roads on erosion and sediment deposition from steep terrain. *Journal of Forestry*, 70 : 136-141.
- MEGAHAN, W.F., J.G. KING and K.A. SEYEDBAGHERI, 1995. Hydrologic and erosional responses of a granitic watershed to helicopter logging and broadcast burning. *Forest Science*, 41 : 777-795.
- MIHUC, T.B. and G.W. MINSHALL, 1995. Trophic generalists vs. trophic specialists : implications for food web dynamics in post-fire streams. *Ecology*, 76 : 2361-2372.
- MILLER, L.B., D.J. MCQUEEN and L. CHAPMAN, 1997. Impacts of forest harvesting on lake ecosystems : a preliminary literature review. *Wildlife Bulletin no. B-84*, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C., 48 p.
- MORING, J.R., 1982. Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging : an indication of intragravel conditions for developing salmonid eggs and alevins. *Hydrobiologia*, 88 : 295-298.
- MURPHY, M.L. and A.M. MILNER, 1997. Alaska timber harvest and fish habitat. *In* *Freshwaters of Alaska*. A.M. Milner, M.W. Oswood, (éditeurs), Ecological studies, 119 : 229-263.
- MURPHY, M.L. and J.D. HALL, 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38 : 137-145.
- MURPHY, M.L., C.P. HAWKINS and N.H. ANDERSON, 1981. Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110 : 469-478.
- MURPHY, M.L., J. HEIFETZ, S.W. JOHNSON, K.V. KOSKI and J.F. THEDINGA, 1986. Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43 : 1521-1533.
- NEBECKER, A.V., 1972. Effects of low oxygen concentrations on survival and emergence of aquatic insects. *Transactions of the American Fisheries Society*, 101 : 675-679.
- NEWBOLD, J.D., D.C. ERMAN and K.B. ROBY, 1980. Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 : 1076-1085.
- NICOLSON, J.A., N.W. FOSTER and I.K. MORRISON, 1982. Forest harvesting effects on water quality and nutrient status in the boreal forest. *Symposium Canadien d'Hydrologie*, 1982 : 71-89.
- NOËL, D.S., C.W. MARTIN and C.A. FEDERER, 1986. Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Environmental Management*, 10 : 661-670.
- PARDO, L.H., C.T. DRISCOLL et G.E. LIKENS, 1995. Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. *Water, Air and Soil Pollution* 85:1659-1664.
- PATOINE, A., B. PINEL-ALLOUL, E.E. PREPAS and R. CARIGNAN, 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (suppl. 2) : 155-164.
- PEARCE, A.J., C.L. O'LOUGHLIN, R.J. JACKSON and X.B. ZHANG, 1987. Reforestation : on-site effects on hydrology and erosion, eastern Raukumara Range, New Zealand. *In* *Forest Hydrology and Watershed Management*. IAHS publ. 167, p. 489-497.
- PINEL-ALLOUL, B., A. PATOINE, R. CARIGNAN et E. PREPAS, 1998. Réponses du zooplancton lacustre aux feux et aux coupes de forêt dans l'écozone boréale du Québec : étude préliminaire. *Annis Limnol.*, 34 : 401-412.
- PLAMONDON, A.P. and A. GONZALEZ, 1982. Effects of logging on water quality : comparison between two Quebec sites. *Symposium canadien d'hydrologie*, 1982 : 71-89.
- PLAMONDON, A.P., 1981. Écoulement et modification du couvert forestier. *Le Naturaliste canadien*, 108 : 289-298.
- PLAMONDON, A.P., 1993. Influence des coupes forestières sur le régime d'écoulement de l'eau et sa qualité. Rapport préparé pour le ministère des Forêts, 179 p.
- PLAMONDON, A.P., A. GONZALES and Y. THOMASSIN, 1982. Effects of logging on water quality : comparison between two Quebec sites. *Canadian Hydrology Symposium*, 82 : 49-70.
- PLANAS, D., M. DESROSIERS, S.-R. GROULX, S. PAQUET and R. CARIGNAN, 2000. Benthic and pelagic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2) : 136-145.
- RASK, M., K. NYBERG, S.-L. MARKKANEN and A. OJALA, 1998. Forestry in catchments : effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Env. Res.*, 3 : 75-86.
- RINGLER, N.H. and J.D. HALL, 1975. Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104 : 111-121.
- ROBERGE, J., 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. *Direction des écosystèmes aquatiques*, 68 p. et annexes.
- ROBINSON, C.T., S.R. RUSHFORTH and G.W. MINSHALL, 1994. Diatom assemblages of streams influenced by wildfire. *Journal of Phycology*, 30 : 209-216.
- ROSÉN, K., J.-A. ARONSON and H.M. ERIKSSON, 1996. Effects of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, 83 : 237-244.
- SCHINDLER, D.W., 1998. A dim future for boreal waters and landscapes : cumulative effects of climatic warming, stratospheric ozone depletion, acide precipitation, and other human activities. *Bioscience*, 48 : 157-164.
- SCHINDLER, D.W., R.W. NEWBURY, K.G. BEATY, J. PROKOPOWICH, T. RUSZCZYNSKI and J.A. DALTON, 1980. Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 : 328-334.
- SCRIMGEOUR, G.J., W.M. TONN, C.A. PASZKOWSKI and P.M.K. AKU, 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Forest Ecology and Management*, 126 : 77-86.
- SCRIVENER, J.C. and M.J. BROWNLEE, 1989. Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46 : 681-696.
- SCRIVENER, J.C., and B.C. ANDERSEN, 1984. Logging impacts and some mechanisms that determine the size of spring and summer populations of coho salmon fry (*Oncorhynchus kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41 : 1097-1105.

- SCRUTON, D.A., K.D. CLARKE and L.J. COLE, 1998. Water temperature dynamics in small forested headwater streams of Newfoundland, Canada : quantification of thermal brook trout habitat to address initial effects of forest harvesting. Pages 325-336. *In* M.K. Brewin and D.M.A. Monita, tech. coords. Forest-fish Conference : Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North. For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- SCRUTON, D.A., K.D. CLARKE, J.H. MCCARTHY, S. FORSEY, D.M. WHITAKER, G.I. MCCOWAN, E. BAGGS, W.A. MONTIVECCHI, J.M. GREEN, I. BELL and L.J. MOORES, 1995. The Copper Lake Buffer Zone Study : project site description and general study design. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 2043, 47 p.
- SCULLY, N.M., P.R. LEAVITT and S.R. CARPENTER, 2000. Century-long effects of forest harvest on the physical structure and autotrophic community of a small temperature lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (suppl. 2) : 50-59.
- SPENCER, C.N. and F.R. HAUER, 1991. Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire. Journal of the North American Benthological Society, 10 : 24-30.
- STEDNICK, J.D., 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. Journal of Hydrology, 176 : 79-95.
- STEEDMAN, R.J., 2000. Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (suppl. 2) : 92-96.
- STEMBERGER, R.S. and J.M. LAZORCHAK, 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 51 : 2435-2447.
- STOCKNER, J.G. and K.S. SHORTREED, 1987. The autotrophic community response to logging in Carnation Creek, British Columbia : a six year perspective. *In* Applying 15 Years of Carnation Creek Results. Pacific biological station, Nanaimo, British Columbia, p. 39-97.
- STONEMAN, C.L. and M.L. JONES, 1996. A simple method to classify stream habitat thermal stability with single observations of daily maximum water and air temperatures. N. Am. J. Fish. Manage., 16 : 728-737.
- ST-ONGE, I. and P. MAGNAN, 2000. Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57 (Suppl. 2) : 165-174.
- SWANSTON, D.N., 1991. Natural processes. *In* Influences of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and their Habitats. Edited by W.R. Meehan. Am. Fish. Soc. Spec. Publ., 19 : 139-179.
- SWIFT, L.W. and S.E. BAKER, 1973. Lower temperatures within a streamside buffer strip. U.S. Dep. Agric., For. Serv., Southeast. For. Exp. Stn., Asheville, North Carolina. Res. Note SE-193.
- THEDINGA, J.F., M.L. MURPHY, J. HEIFETZ, K.V. KOSKI et S.W. JOHNSON, 1989. Effects of logging on size and age composition of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and density of presmolts in southeast Alaska streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 46 : 1383-1391.
- TSUKAMOTO, Y. and H. MINEMATSU, 1987. Evaluation of the effect of deforestation on slope stability and its application to watershed management. *In* Forest Hydrology and Watershed Management. IAHS publ. 167, p. 181-189.
- VAN DER VINNE, G. and D. ANDRES, 1988a. Forest harvesting and sediment yield in the Tri Creeks basin. Symposium canadien d'hydrologie, 1988 : 347-351.
- VAN DER VINNE, G. et D. ANDRES, 1988b. Forest harvesting and water yield in the Tri Creeks basin. Symposium canadien d'hydrologie, 1988 : 353-357.
- VAN LEAR, D.H., A.R. ABERNATHY, D.H. BARWICK, B.C. DYSART, B.C. III, K.M. MANUEL, S.D. MILLER, S.M. DILLARD, and T.H. WOOD, 1998. Sedimentation effects on benthic macroinvertebrates and rainbow trout in a southern Appalachian stream. Pages 451-453. *In* M.K. Brewin et D.M.A. Monita, tech. coords. Forest-fish Conference: Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems. Proc. Forest-Fish Conf., May 1-4, 1996, Calgary, Alberta. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., North For. Cent., Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-356.
- VERTA, M., S. REKOLAINEN and K. KINNUNEN, 1986. Causes of increased fish mercury levels in Finnish reservoirs. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland, 65 : 44-58.
- VUORI, K.-M. and I. JOENSUU, 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream : do buffer zones protect lotic biodiversity? Biological Conservation, 77 : 87-95.
- WAGENER, S.M., 1984. Effects of gold placer mining on stream macroinvertebrates of interior Alaska. Univ. Alaska, Fairbanks, 1-100 p.
- WALLACE, J.B. and M.E. GURTZ, 1986. Response of *Baetis* mayflies (*Ephemeroptera*) to catchment logging. American Midland Naturalist, 115 : 25-41.
- WARD, J.V., 1985. Thermal characteristics of running water. Hydrobiologia, 125 : 31-46.
- WATERS, T.F., 1995. Sediment in streams : sources, biological effects and control. Am. Fish. Soc. Monogr., 7 : 251.
- WEBER-SCANNEL, P., 1991. Influence of temperatures on coldwater fishes : A literature review. Technical Report 91-1. Alaska, Fairbanks. *In* M.L. Murphy and A.M. Milner, 1997. Alaska timber harvest and fish habitat *in* Freshwaters of Alaska, A.M. Milner, M.W. Oswood (éditeurs), Ecological studies, 119 : 229-263.
- WRIGHT, R.F., 1976. The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota. Ecology, 57 : 649-663.

Impact du cerf de Virginie¹ sur la biodiversité des forêts de l'île d'Anticosti

LES INSECTES COMME INDICATEURS

Christian Hébert et Luc Jobin

L'île d'Anticosti est située dans l'embouchure du golfe du Saint-Laurent, à environ 35 km de la Côte-Nord et 72 km de la Gaspésie (figure 1). D'une superficie de 7 943 km², elle couvre un territoire 17 fois plus grand que celui de l'île de Montréal, et 50 fois plus grand que celui de l'île d'Orléans. En plus de présenter une beauté sauvage remarquable et des paysages spectaculaires, l'île d'Anticosti est reconnue comme un territoire exceptionnel pour la chasse au cerf de Virginie. Elle est aussi connue comme un milieu écologique unique et comporte un des plus importants bassins de forêts boréales non exploitées par l'homme au sud du 50^e parallèle au Québec.

Au début du XX^e siècle, les sapinières dominaient largement le paysage forestier de l'île (40 % de la surface totale). Aujourd'hui, on y trouve toujours des sapins centenaires dont le diamètre atteint près de 50 cm, accompagnés de bouleaux blancs de plus de 200 ans (Martel, 1999) et des pins blancs dont l'âge moyen est de 225 ans (Beaulieu et Simon, 1994). Cependant, la moitié des sapinières sont aujourd'hui disparues (Potvin *et al.*, 2000), incapables de se régénérer à cause du broutement intensif qu'exerce le cerf de Virginie. En 1896-1897, Henri Menier introduisait environ 220 cerfs de Virginie² afin de créer un paradis de chasse. En absence de prédateurs, la population de cerfs a proliféré au point où l'animal a profondément transformé la forêt d'Anticosti. Les sapinières, qui n'occupent plus que 20 % du territoire, ont été graduellement remplacées par des pessières blanches pures (Potvin *et al.*, 2000). Ce fut le cas sur presque tout le territoire affecté par une importante pullulation de l'arpen-teuse de la pruche, *Lambdina fuscicornis* (Guen.) au début des années 1970 (Jobin, 1980).

Les objectifs de ce manuscrit sont les suivants:

- tracer un portrait de la forêt d'Anticosti au début du XX^e siècle et de décrire, à l'aide d'archives, sa transformation jusqu'à nos jours;
- évaluer comment cette transformation a affecté la biodiversité des forêts d'Anticosti, en utilisant les insectes comme indicateurs. Plus spécifiquement, nous aborderons l'impact de la transformation des sapinières anciennes en pessières blanches ainsi que celui de l'appauvrissement des strates arbustives et herbacées au sein même des sapinières anciennes.

- discuter des approches de conservation et de restauration de la biodiversité des forêts d'Anticosti dans une perspective de développement durable.

Les forêts d'Anticosti au fil du XX^e siècle

Aujourd'hui, l'île d'Anticosti montre une forêt largement dominée par les conifères. Or, avant l'introduction du cerf, la forêt d'Anticosti était beaucoup plus diversifiée. Dans un article intitulé *Fin d'été à Anticosti* et publié dans le Naturaliste canadien, Schmitt (1902) écrivait: « La période de végétation est décidément terminée pour cette année, aussi les feuilles commencent à abandonner les arbres et la forêt toute entière prend sa belle coloration de l'automne ». L'auteur contemplait alors la forêt située derrière le village de Baie-Sainte-Claire (extrémité ouest de l'île), où les feuillus étaient abondants à l'époque. D'ailleurs, en 1905, Joseph Bureau (Archives nationales du Québec; Fonds Luc J. Jobin. Documents Joseph Bureau), un forestier à l'emploi du Département des Terres et Forêts, décrivait l'abondance du sapin baumier, des épinettes blanche et noire, ainsi que la présence répandue de feuillus tels que le bouleau blanc, le frêne (d'une bonne grosseur!) le peuplier et même du pin blanc à certains endroits. Schmitt (1904) rapportait que plusieurs espèces arbustives dont l'if du Canada, les saules et le noisetier à long bec étaient largement distribuées sur Anticosti. Des photos d'archives (Archives nationales du Québec; Fonds Luc J. Jobin) permettent d'ailleurs d'apprécier l'abondance des feuillus le long de la rivière Sainte-Marie, en 1927 (figure 2-A), ainsi que dans un peuplement exploité en 1946 (figure 2-B).

Aujourd'hui, la forêt d'Anticosti est caractérisée par l'absence d'une strate arbustive et la pauvreté de la strate herbacée (figure 3). En 1905, Joseph Bureau (Archives nationales du Québec; Fonds Luc J. Jobin. Documents Joseph Bureau) décrivait l'abondance et la diversité des strates arbustive et herbacée comme suit:

Il est étonnant de voir la variété des fruits qui croissent sur toute l'île sans distinction de lieu de terre. On y trouve fraises, framboises, gadelles noires et rouges, pain bina,

Christian Hébert est entomologiste et chercheur scientifique au Service canadien des forêts, tout comme l'a été Luc Jobin, maintenant à la retraite.

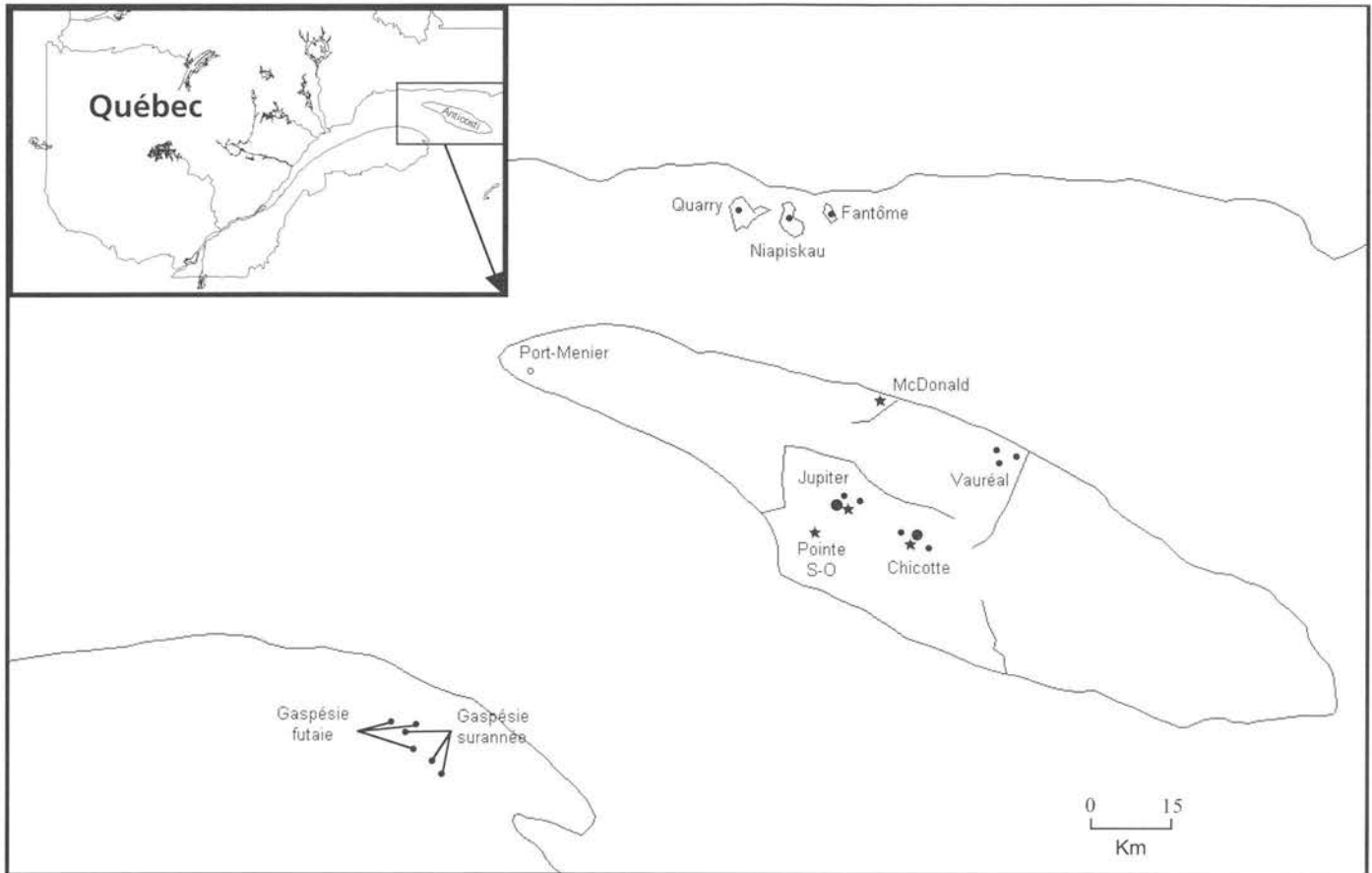


Figure 1. Situation géographique de l'île d'Anticosti dans le golfe du Saint-Laurent et localisation des sites d'étude de 1993 (★) et 1998 (●).

cerises, ottocas, pain de corneille, grenades, quatre-temps, poires sauvages, bluets, raisins de savane, groseille, petit thé, mas-kai-bina, cinelles. Ces fruits en si grande quantité tels que les ottocas et les fraises surtout seraient encore une bonne ressource à la portée d'un marché.

De même, au début du XX^e siècle, le canal Saint-Georges au cœur de Port-Menier portait le nom de « canal aux Framboises »! (Archives nationales du Québec; Fonds Luc J. Jobin. Document Georges Menier). En 1922, la population de Port-Menier, environ 280 adultes et enfants, cueillirent pas moins de 400 livres de framboises au lac Princeton en quelques heures! (Archives nationales du Québec; Fonds Luc J. Jobin. Document Georges-Martin Zédé). La rareté actuelle de petits fruits serait d'ailleurs responsable de la quasi-disparition de l'ours noir (Potvin *et al.*, 2000).

Dès le début des années 1950, Pimlott (1963) signalait qu'aucune sapinière ne s'était établie par semis depuis 1930. Les résultats de Potvin *et al.*, (2000) indiquent que le remplacement graduel du sapin baumier par l'épinette blanche avait déjà commencé en 1920. Aujourd'hui, l'impact du cerf sur la forêt d'Anticosti peut être observé dans un parterre de coupe situé près du lac Cailloux, où un exclos a été érigé en 1983 par le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, et où on explique le phénomène aux visiteurs

(figure 4). À l'intérieur de l'exclos, on observe une végétation luxuriante et diversifiée permettant d'apprécier ce que serait la régénération forestière en l'absence de cerfs alors qu'autour de l'exclos, on voit ce que sera la forêt de demain, c'est-à-dire une prairie boisée d'épinettes blanches.

Les insectes comme indicateurs

Les lépidoptères

En 1993, le piège Luminoc® (Jobin et Coulombe, 1992; Hébert et Jobin 1995) a été utilisé pour caractériser les communautés de lépidoptères de quatre peuplements forestiers d'Anticosti (figure 1). Un piège fut installé dans deux sapinières anciennes (secteurs Jupiter et Macdonald; figure 3-A) et deux pessières blanches, une de 20 ans (secteur Chicotte; figure 5) et une de 60 ans (secteur Pointe Sud-Ouest) issues de pullulations d'arpenteuse de la pruche en 1972 et en 1935 respectivement. Les pièges ont fonctionné de façon continue entre le 9 juin et le 18 août, les insectes étant récoltés toutes les semaines.

Les résultats montrent une abondance et une richesse spécifique plus grande, et de façon très marquée, dans les sapinières anciennes comparativement aux pessières blanches, et ce pour la plupart des familles de lépidoptères, sauf

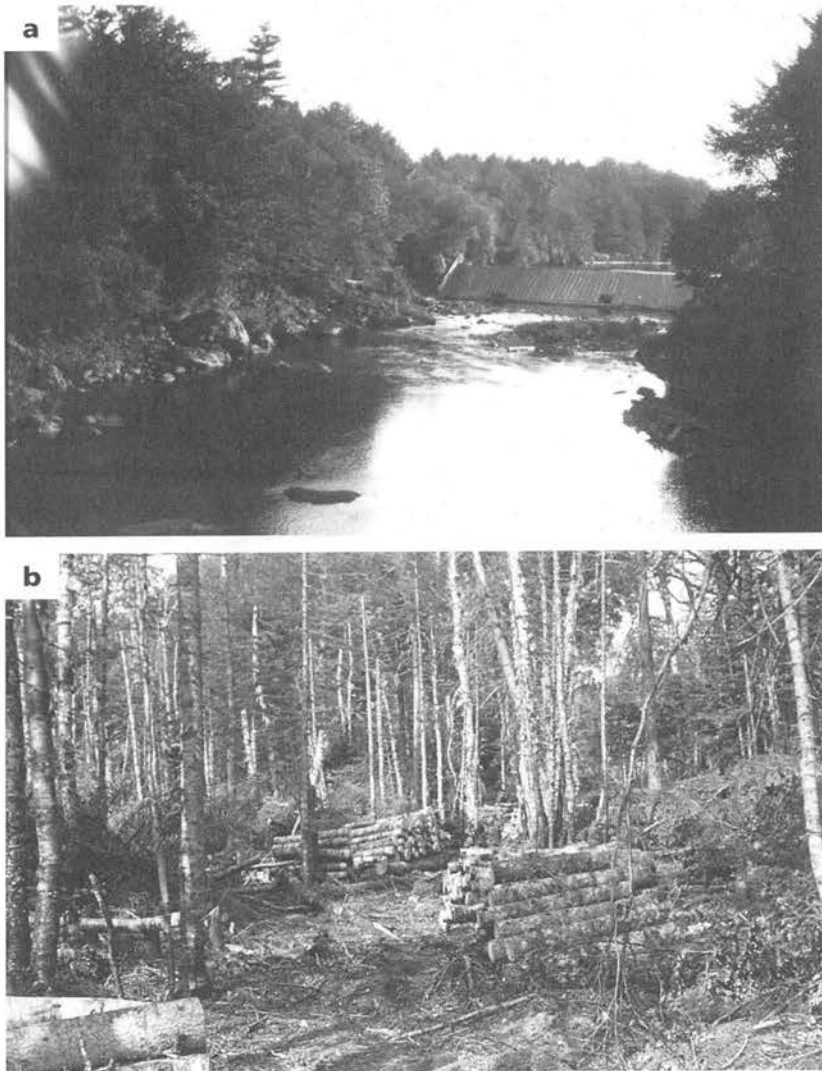


Figure 2. Abondance des feuillus au début du siècle à l'île d'Anticosti:
a) en bordure de la rivière Sainte-Marie en 1927;
b) dans un peuplement coupé en 1946.
 (Photos : Archives nationales du Québec; Fonds Luc J. Jobin).

les Pyralidae et les Tortricidae (tableau 1). Les Tortricidae étaient largement dominées par la tordeuse de l'épinette, *Zeiraphera canadensis* Mutt. & Free. (plus de 50 % des captures de lépidoptères et 98 % des Tortricidae dans les pessières blanches), qui s'attaque habituellement aux jeunes épinettes blanches en plantation. Entre 1993 et 1996, on a d'ailleurs observé une pullulation sans précédent de cette espèce qui affectait toutes les épinettes blanches et la presque totalité des pousses (figure 6), même sur les arbres de 20 m de hauteur, une situation encore jamais rapportée pour cet insecte. Bien que présente dans les sapinières anciennes, *Z. canadensis* n'y représentait qu'une composante mineure (moins de 5 %) des lépidoptères capturés.

Seulement 13 espèces de lépidoptères ont été trouvées dans la jeune pessière blanche du secteur Chicotte, ce qui traduit bien la pauvreté biologique de ce milieu. La sapinière ancienne du secteur Macdonald, localisée au côté nord de

l'île, est apparue plus diversifiée que celle du secteur Jupiter, située du côté sud. En réalité, le secteur Macdonald fait partie d'une autre région écologique, où on trouve du pin blanc et une grande abondance de peupliers.

Une analyse approfondie a été effectuée pour les deux familles les plus diversifiées, les Geometridae et les Noctuidae, afin de mieux comprendre les mécanismes expliquant cette diminution importante de la diversité des lépidoptères dans les pessières blanches. La figure 7 reprend les résultats d'abondance et de richesse spécifique pour ces deux familles, mais en fonction de trois catégories d'espèces végétales sur lesquelles s'alimentent ces différentes espèces de lépidoptères, selon Handfield (1999). L'abondance et la diversité supérieure des Geometridae dans les sapinières anciennes s'expliquent principalement par la présence d'espèces s'alimentant sur des feuillus et des plantes herbacées. Par ailleurs, l'abondance plus grande des Noctuidae est essentiellement causée par les espèces s'alimentant sur des conifères (sapin et épinette) ainsi que, dans une moindre mesure, les espèces associées aux plantes herbacées. D'autre part, plusieurs espèces peu abondantes de Noctuidae, mais associées à des feuillus ou à des plantes herbacées, sont surtout présentes dans les sapinières anciennes. Des espèces communes pour le nord-est du Québec (Handfield, 1999) ont pratiquement disparu dans les pessières blanches issues d'épidémies. C'est le cas de la noctuelle *Xestia mixta* Hbn. (12 individus dans chaque sapinière, mais un seul dans la pessière blanche de 60 ans) et des géométrides *Xanthorhoe ferrugata* Cl. (huit et 11 individus dans les deux sapinières, mais aucun dans les pessières blanches) et *Cyclophora pendulinaria* Gn. (20 individus dans chaque sapinière, mais un seul dans la pessière blanche de 60 ans), toutes des espèces associées à des feuillus ou à des

plantes herbacées. Notons aussi qu'aucune espèce de ces deux familles, associée à des feuillus, n'a été trouvée dans la jeune pessière blanche du secteur Chicotte.

Le tableau 2 présente la fréquence des espèces reconnues comme rares par Handfield (1999) pour la région du nord-est du Québec et que nous avons capturées dans le cadre de cette étude. Six et sept des neuf espèces qualifiées de rares ont été trouvées respectivement dans les sapinières des secteurs Macdonald et Jupiter, comparativement à seulement deux dans chaque pessière blanche.

Les coléoptères

En 1998, le piège Luminoc® a été utilisé comme piège fosse (Hébert *et al.*, 2000) dans neuf peuplements forestiers d'Anticosti pour caractériser les communautés de Carabidae et de Staphylinidae, deux importantes familles de coléop-

tères du sol. Trois des peuplements étaient situés dans la sapinière ancienne du secteur Jupiter, trois autres dans la pessière blanche du secteur Chicotte et les trois derniers dans la sapinière ancienne du secteur Vauréal (figure 1). Trois pièges ont été disposés dans chaque peuplement étudié. Le même dispositif a été utilisé dans le cadre d'une autre étude réalisée dans des sapinières anciennes de la Gaspésie (Despouts *et al.*, 2000) dans trois peuplements dans des sapinières anciennes surannées et trois dans des sapinières anciennes de type futaie, c'est-à-dire avec peu d'ouvertures créées par la chute d'arbres morts. Enfin, trois pièges fosses lumineux furent aussi installés dans chacun de trois peuplements anciens localisés sur des îles de la Minganie, (une sapinière sur chacune des îles suivantes: Niapiskau, Fantôme et Quarry).

L'abondance moyenne des Carabidae s'est avérée beaucoup plus grande dans les forêts anciennes de la Gaspésie et des îles de la Minganie que dans celles de l'île d'Anticosti (figure 8). De plus, la jeune pessière blanche issue de la pullulation de l'arpeuse de la pruche en 1972 (secteur Chicotte) a montré des captures trois à quatre fois moins importantes que celles des sapinières anciennes d'Anticosti. Par ailleurs, alors qu'on observe une moyenne d'environ dix espèces de Carabidae par site en Gaspésie et sur les îles de la Minganie, seulement 8,3 et 6,3 espèces ont été capturées en moyenne dans les sapinières anciennes d'Anticosti et 5,7 dans la jeune pessière blanche du secteur Chicotte.

En ce qui concerne les Staphylinidae, une très grande abondance a été notée sur les îles de la Minganie et une quasi absence de cette famille dans la jeune pessière blanche du secteur Chicotte sur Anticosti. Cependant, la richesse spécifique des Staphylinidae (excluant la sous-famille des Aleocharinae dont la taxinomie est peu connue) des sapinières anciennes de la Gaspésie est largement supérieure à celle des îles de la Minganie et d'Anticosti. Néanmoins, Anticosti montre de 25 à 40 % moins d'espèces que les îles de la Minganie et de 60 à 68 % moins d'espèces qu'en Gaspésie. La jeune pessière blanche du secteur Chicotte abrite encore une fois le plus pauvre de tous les peuplements inventoriés avec près de deux fois moins d'espèces que dans les sapinières anciennes d'Anticosti, trois fois moins qu'en Minganie, et cinq fois moins qu'en Gaspésie.

De la sapinière à la pessière blanche

Sans aménagement et soumises au broutement intensif du cerf, les sapinières d'Anticosti se transforment lentement (à la suite des coupes, épidémies d'insectes, feux, chablis) en peuplements purs d'épinette blanche qui s'apparentent à de vastes monocultures. Or, ce passage de la

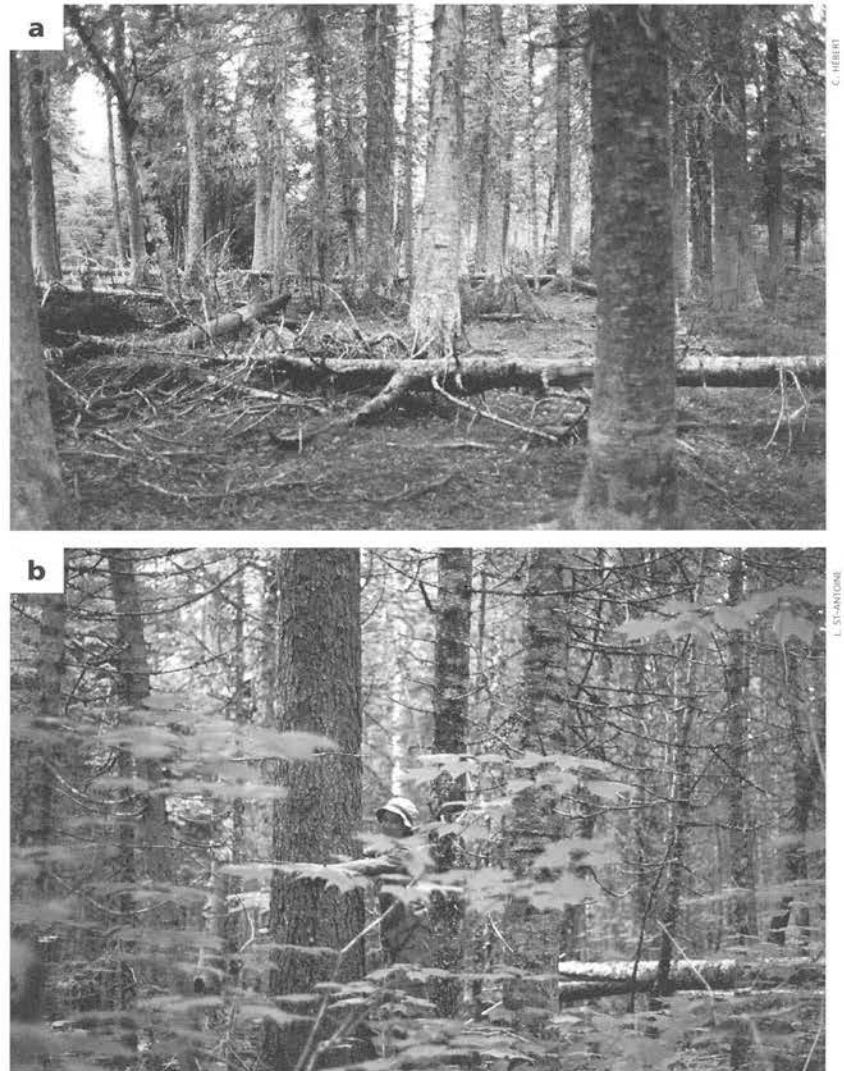


Figure 3. Sapinières anciennes situées
a) dans le bassin de la rivière Jupiter sur l'île d'Anticosti;
b) au mont Sainte-Geneviève sur la basse Côte-Nord.
On observe l'absence de strate arbustive et la pauvreté de la strate herbacée dans la sapinière d'Anticosti.

sapinière à la pessière blanche pure ne se fait pas sans heurt. En effet, bien qu'elle soit présente à l'état naturel dans le paysage forestier de l'île d'Anticosti, l'épinette blanche est habituellement une essence qui accompagne le sapin baumier. L'étude des communautés d'insectes montre que le passage à la pessière blanche pure est accompagné d'une importante réduction de la diversité biologique, particulièrement dans les jeunes stades de succession. De façon directe et indirecte, l'élimination des feuillus et de nombreuses plantes herbacées, également soumises au broutement intensif du cerf (Potvin *et al.*, 2000), serait intimement liée à la réduction importante de la diversité des insectes dans les pessières blanches. De plus, les pullulations de *Z. canadensis* apparaissent comme une conséquence de la modification de la composition des forêts d'Anticosti. Dans les jeunes pessières blanches, la régression des Carabidae et des Staphylinidae,



Figure 4. Exclos du lac Cailloux permettant de voir ce que devrait être la forêt en l'absence de cerfs (abondance de feuillus à l'intérieur de l'exclus). On voit la forêt d'origine en arrière plan et la prairie boisée (la forêt de demain) en avant plan. À droite, dans le coin inférieur, on peut voir un sapin de 15 ans qui ne mesure que 20 cm de hauteur; en haut, un cerf de Virginie.

deux familles reconnues pour leurs activités prédatrices, suggère que les communautés d'insectes impliquées dans le contrôle d'espèces ravageuses sont en déclin. La disparition de la strate arbustive et l'appauvrissement de la strate herbacée diminuent grandement les sources d'alimentation pour de nombreux parasitoïdes, dont les adultes se nourrissent du nectar des fleurs (Leius, 1967; Cappucino *et al.*, 1999). Cet affaiblissement des communautés de prédateurs et de parasitoïdes pourrait être à l'origine de la prolifération d'espèces habituellement d'importance secondaire comme *Z. canadensis*.

L'épinette blanche de l'île d'Anticosti est également l'objet d'attaques répétées par le dendroctone de l'épinette, *Dendroctonus rufipennis* (Kby.) (Coleoptera: Scolytidae) (figure 9) depuis au moins une quinzaine d'années (Potvin *et al.*, 2000), un autre phénomène unique au Québec. En effet, depuis 1934, l'activité du dendroctone de l'épinette n'a été rapportée qu'en quelques occasions et sur de petites superficies ailleurs au Québec (Québec, 1986). Cet insecte xylophage entraîne une mortalité rapide des arbres et il n'existe aucune méthode de lutte efficace pour le contrer.

D'un point de vue strictement forestier, le passage à la pessière blanche n'est donc pas une garantie d'approvisionnement en bois. Pour les insectes, cette transformation

annonce un déclin des populations de cerfs (au moins 50 % selon Potvin *et al.*, 2000) et des activités économiques liées à la chasse. Du point de vue de la biodiversité, la situation est déjà alarmante.

Dégradation des sapinières anciennes

L'évaluation de l'impact de la modification d'habitat au sein même des sapinières anciennes d'Anticosti est plus difficile. En effet, il n'existe pas de milieu insulaire comparable (dimension et éloignement des côtes) et les données entomologiques antérieures à l'introduction du cerf sont fragmentaires et difficilement comparables. Néanmoins, la comparaison de données prélevées simultanément sur Anticosti, dans l'est de la péninsule gaspésienne et sur trois îles de la Minganie, en 1998, en utilisant un dispositif d'échantillonnage identique, suggère que la diversité biologique des sapinières anciennes d'Anticosti est également en déclin. Les coléoptères y sont deux fois moins abondants qu'en Gaspésie et six fois moins qu'en Minganie. On y observe aussi 25 % moins d'espèces de Carabidae que dans les deux autres secteurs d'étude et 30 à 65 % moins d'espèces de Staphylinidae (excluant la sous-famille des Aleocharinae qui représente plus de 50 % des Staphylinidae capturés) qu'en Minganie et en Gaspésie respectivement.



C. HÉBERT

Figure 5. Jeune pessière blanche (20 ans) du secteur Chicotte sur l'île d'Anticosti. Les chicots toujours debout sont abondants, témoignant du passage d'une pullulation de l'arpenteuse de la pruche.

Faute de données comparatives avec la Côte-Nord ou l'est de la péninsule gaspésienne, il est plus difficile d'évaluer les pertes déjà encourues dans les sapinières anciennes d'Anticosti pour les lépidoptères. Cependant, pour une période comparable de 12 semaines en 1993, nous avons capturé 56 espèces de Geometridae et 35 espèces de Noctuidae dans un piège placé dans une sapinière de la Seigneurie du lac Mitis (Forêt modèle) (Hébert et Jobin, données non-publiées). Globalement, cela représente 2,3 et 2,8 fois plus d'espèces que dans les sapinières anciennes des secteurs Macdonald et Jupiter respectivement. Ces résultats concordent avec ceux obtenus pour les coléoptères, confirmant l'état d'appauvrissement dans lequel se trouve la biodiversité d'Anticosti.

Conservation et restauration de la biodiversité

En 1998, en collaboration avec la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq), le Service canadien des forêts a amorcé un projet visant à créer un sanctuaire forestier dans le secteur Jupiter, au sein duquel un territoire d'un kilomètre carré d'une sapinière ancienne sera protégé du cerf à l'aide d'un exclos afin de permettre sa régénération. Ce projet, supporté par le Partenariat rural canadien

(programme d'Agriculture et agro-alimentaire Canada), comporte des objectifs de conservation, de recherche scientifique et d'éducation. En empêchant la transformation d'une sapinière ancienne en pessière blanche, il contribuera à conserver la biodiversité des forêts d'Anticosti. Il vise aussi à vérifier les capacités de restauration d'un écosystème fortement dégradé et à alimenter la réflexion sur le problème de surpopulation du cerf et de régénération des forêts d'Anticosti. Toujours en cours, ce projet a contribué à préciser les modalités d'installation d'un exclos de grande dimension. Des exclos entourant de grandes surfaces aménagées sont maintenant utilisés expérimentalement sur Anticosti (Potvin *et al.*, 2000). À cause du vieillissement général des sapinières, dans lesquelles les cerfs trouvent un abri et une nourriture hivernale importante, les gestionnaires de les insectes appréhendent un effondrement du cheptel (Potvin *et al.*, 2000). C'est la raison pour laquelle plusieurs approches sylvicoles visant à régénérer les sapinières sont expérimentées depuis quelques années déjà sur Anticosti.

Vers un développement durable...

La situation de l'île d'Anticosti est à l'image de la situation planétaire actuelle, c'est-à-dire dans un état de

grande vulnérabilité et soumise aux pressions constantes d'un système économique qui ne tient pas compte de la fragilité des écosystèmes naturels. C'est pourquoi l'île d'Anticosti constitue un microcosme idéal pour tester notre capacité à mettre en œuvre un concept discuté depuis une douzaine d'années, celui du développement durable. Selon le Conseil canadien des ministres des forêts (1997), le développement durable vise à « préserver et améliorer la santé à long terme de nos écosystèmes forestiers, au bénéfice de tous les êtres vivants, et ce à l'échelle nationale et planétaire, tout en favorisant le développement environnemental, économique, social et culturel des générations actuelles et futures ». Un des six critères retenus pour mesurer notre progression vers le développement durable est la conservation de la diversité biologique. Les insectes constituent le groupe d'organismes vivants le plus diversifié sur la planète et ils occupent de nombreuses niches écologiques, ce qui en fait d'excellents indicateurs de l'état de santé des forêts (Hébert, 1994). Ils ont été grandement affectés par les modifications d'habitat observées sur Anticosti et on aurait avantage à les utiliser pour évaluer l'efficacité de différentes approches sylvicoles visant à réduire l'impact du cerf sur les forêts d'Anticosti.

Il est paradoxal de constater que le cerf, qui fait la renommée d'Anticosti, soit devenu son principal problème. Sans l'application d'une politique de développement durable sur Anticosti, l'équilibre fragile des systèmes écologiques et économiques pourrait être rompu. Idéalement, la mise en œuvre du développement durable devrait permettre de conserver toutes les opportunités pour le futur sans nuire aux activités économiques actuelles. Néanmoins, un système économique basé sur l'utilisation des ressources naturelles ne peut être durable que s'il repose sur la durabilité des systèmes écologiques qui le supporte. Cette durabilité ne peut être atteinte que par le respect de la vie qui s'exprime au sein des écosystèmes naturels et qui assure leur fonctionnement et leur pérennité. L'écroulement appréhendé du cheptel de cerfs avec la disparition éventuelle des sapinières (Potvin *et al.*, 2000) en est l'expression la plus concrète.

Par ailleurs, doit-on accepter la disparition de très nombreuses espèces aujourd'hui sans intérêt (insectes, champignons, plantes...) mais qui pourraient comporter des solutions importantes pour le futur, que ce soit sur le plan médical, industriel, scientifique ou récréotouristique? Sacrifier la biodiversité au profit d'activités économiques qui ne pourront être maintenues à long terme ne serait-il pas le reflet de notre difficulté à mettre en œuvre le concept de développement durable auquel nous adhérons tous? Si nous sommes incapables de mettre en œuvre le développement durable dans un milieu insulaire comme Anticosti qui compte peu d'intervenants socio-économiques, comment réussirons-nous ailleurs? Voilà pourquoi Anticosti constitue un territoire idéal pour vérifier notre capacité à pratiquer le développement durable. Voilà aussi pourquoi « pour identifier les solutions les plus appropriées, il faudra une large discussion faisant intervenir les différents intérêts concernés,

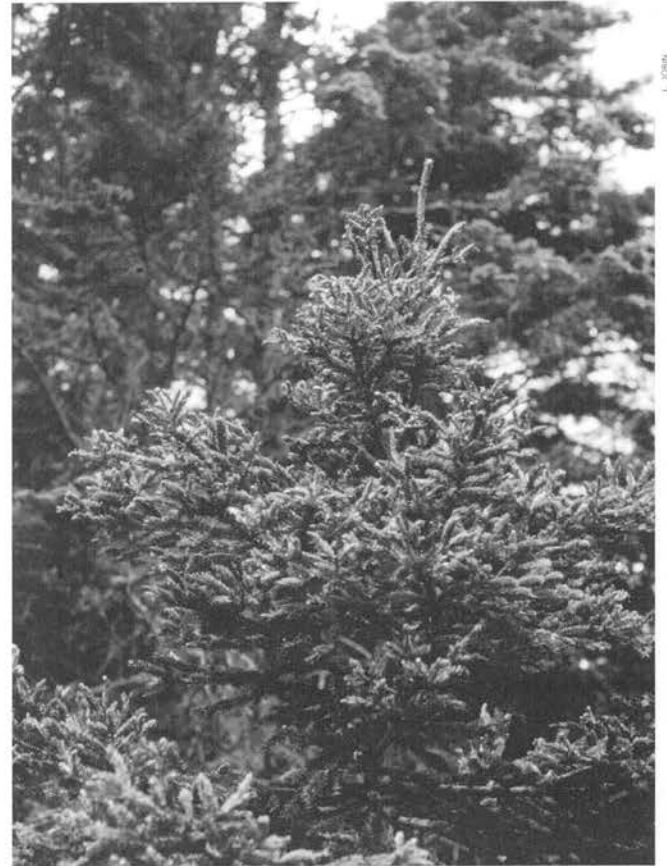


Figure 6. Dégâts causés par la tordeuse de l'épinette, *Zeiraphera canadensis* sur l'épinette blanche.

socio-économiques, écologiques et scientifiques.» (Potvin *et al.*, 2000.)

Anticosti, une aire protégée?

Le Québec conserve actuellement 2,84 % de son territoire sous la forme d'aires protégées, incluant tout le territoire de l'île d'Anticosti, qui représente 0,48 % de l'ensemble du territoire québécois (Ministère de l'Environnement du Québec, 1999a). L'île d'Anticosti représente donc près de 17 % de la superficie actuelle en aires protégées au Québec. En effet, dans le cadre de la stratégie québécoise sur les aires protégées, l'île d'Anticosti est considérée comme une aire protégée de catégorie IV aux termes de l'UICN (Union mondiale pour la nature). Cette catégorie regroupe les aires gérées pour l'habitat et les espèces, et se distingue des autres par la nécessité d'interventions actives pour assurer leur conservation. Cependant, ces interventions ne doivent pas altérer l'état naturel original, particulièrement lorsqu'elles favorisent des espèces particulières ou un habitat. Or, l'UICN (1994) définit un écosystème naturel comme un écosystème dont la structure n'a pas été altérée, depuis la révolution industrielle (1750) et à l'intérieur duquel l'impact de l'homme n'a donc pas été plus important que celui des autres espèces indigènes. Dans le cadre de la Stratégie québécoise des aires protégées, on considère que les écosystèmes « natu-

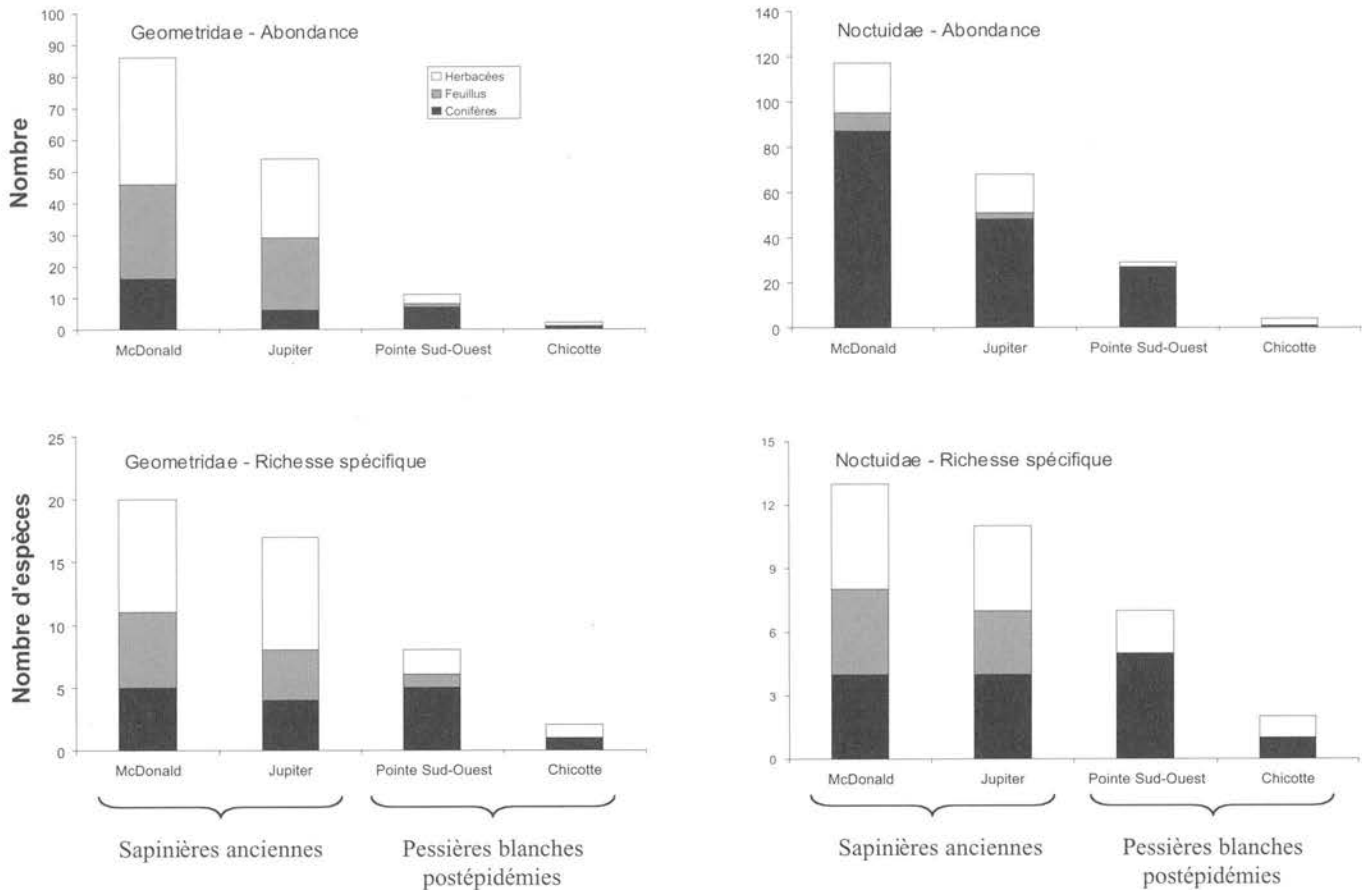


Figure 7. Abondance et richesse spécifique des Geometridae et des Noctuidae dans les quatre peuplements étudiés, en fonction de la catégorie d'espèces végétales sur lesquelles ces espèces de lépidoptères s'alimentent selon Handfield (1999). Les espèces pour lesquelles les plantes hôtes n'étaient pas connues n'ont pas été considérées dans cette analyse.

rels» sont ceux qui étaient présumés présents au moment de l'établissement des Européens au Québec (XVII^e siècle) et que l'on retrouve sensiblement dans le même état aujourd'hui (Ministère de l'Environnement du Québec, 1999b). Aucune de ces définitions ne convient à la situation de l'île d'Anticosti puisque c'est l'homme qui y a introduit le cerf à la fin du XIX^e siècle et que les écosystèmes que l'on y observe aujourd'hui sont totalement différents de ceux qui y prévalaient au XVII^e siècle, soit bien avant l'introduction du cerf. Ainsi, autant la définition de la Stratégie québécoise sur les aires protégées que celle de l'UICN ne permettent de considérer l'île d'Anticosti comme une aire protégée.

Conformément aux lignes directrices de l'UICN (1994) pour les aires protégées de catégorie IV, l'utilisation des ressources à des fins autres que la subsistance ne doit jamais entrer en conflit avec l'objectif premier de protection et de maintien de la diversité biologique. Comment peut-on considérer l'île d'Anticosti comme une aire protégée (même de catégorie IV), alors que sa diversité biologique a été grandement affectée par l'introduction du cerf, tel qu'illustré précédemment par nos résultats? La stratégie québécoise est pourtant claire sur les bénéfices qu'elle reconnaît aux aires protégées: «elles visent avant tout la conservation des espè-

ces et de leur variabilité génétique ainsi que le maintien des processus naturels et des écosystèmes qui entretiennent la vie et ses diverses expressions» (Ministère de l'environnement du Québec, 1999c). On ne peut prétendre maintenir les processus naturels sur Anticosti en permettant la disparition des sapinières et leur transformation en pessières blanches, lesquelles sont par la suite affectées de façon spectaculaire par des insectes qui, ailleurs au Québec, ne causent que des dégâts sporadiques. On ne peut non plus prétendre conserver la diversité biologique de l'île d'Anticosti alors que:

- les communautés d'insectes y sont grandement appauvries
- l'on n'y observe plus d'arbustes à petits fruits
- l'on ne voit plus d'érable à épis et d'if du Canada dans les sapinières
- les arbres feuillus, le sapin baumier et le pin blanc (à la limite nord de son aire de distribution) régressent continuellement
- l'ours noir y est pratiquement disparu.

L'inclusion de la totalité de l'île d'Anticosti dans le calcul de la superficie d'aires protégées au Québec laisse perplexe et porte ombrage à la crédibilité de l'exercice tenu dans le cadre de la Stratégie québécoise sur les aires protégées.

LES INSECTES

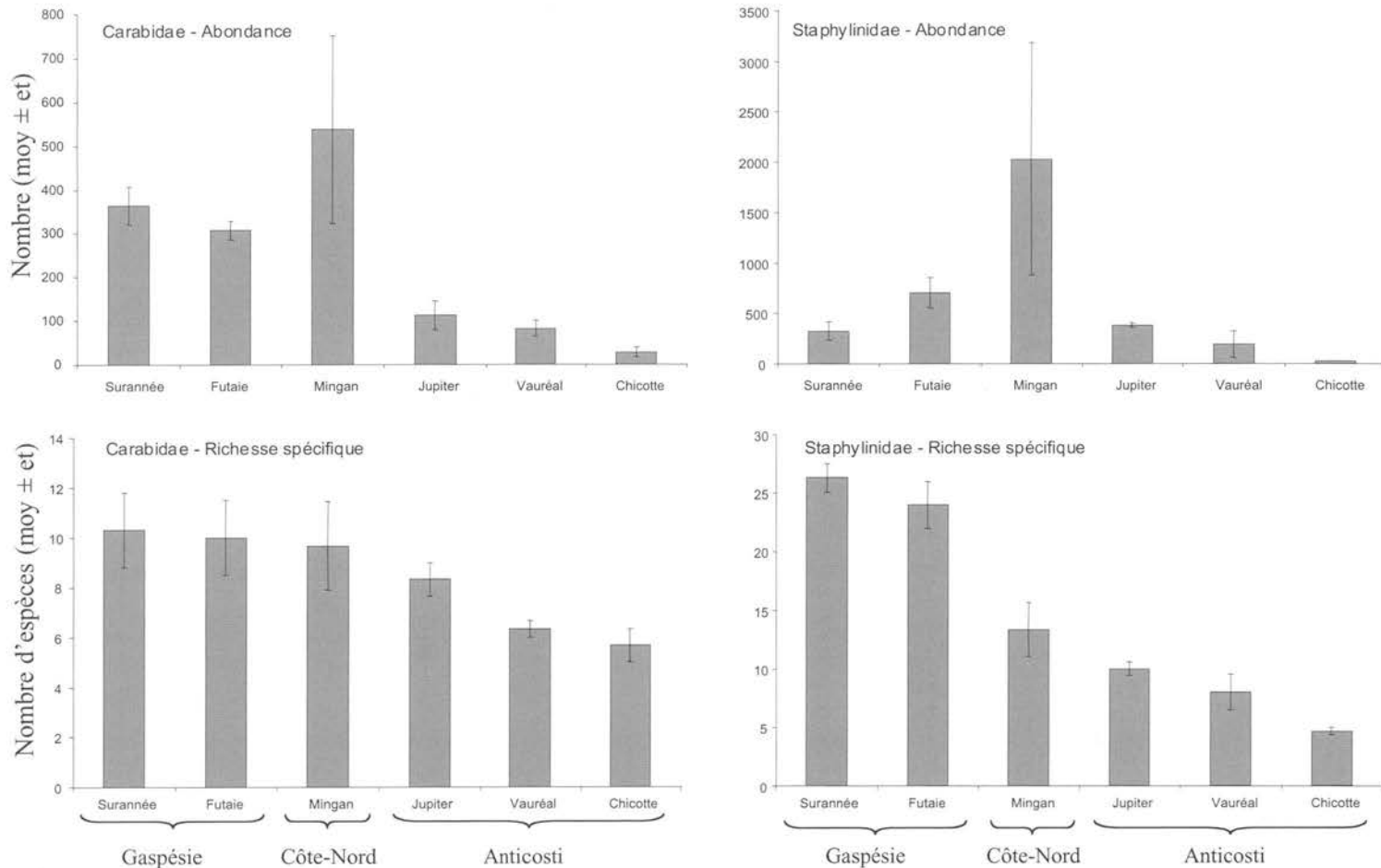


Figure 8. Abondance et richesse spécifique des Carabidae et des Staphylinidae dans les cinq sapinières anciennes étudiées ainsi que dans une jeune pessière blanche (20 ans; secteur Chicotte) issue d'une pullulation d'arpenteuse de la pruche en 1972 sur l'île d'Anticosti.

En effet, en dépit de la beauté naturelle des paysages de l'île d'Anticosti, on ne peut prétendre protéger la diversité biologique d'un territoire déjà si dégradé par l'action directe et indirecte de l'homme.

Par ailleurs, un parc provincial est en voie d'être constitué sur l'île d'Anticosti. Le nom proposé à l'origine était parc de la Rivière-Vauréal, faisant référence aux attraits naturels de cette rivière (canyon et chute spectaculaires) qui feront partie du parc. Or, à la suite des audiences publiques, on a plutôt retenu le nom de parc d'Anticosti, laissant ainsi supposer que l'ensemble du territoire d'Anticosti sera un parc, ce qui ne sera pas le cas. D'ailleurs, l'exploitation forestière, qui est interdite dans tous les parcs québécois, a été reprise en 1995 sur Anticosti (figure 10).

D'autre part, afin d'atteindre l'objectif ultime visé par la création d'un parc sur Anticosti, celui d'assurer la protection et la conservation de la diversité biologique pour les générations à venir, il faudrait reconsidérer l'application de certains règlements (appliqués de façon générale au Québec) comme celui d'interdire la chasse dans tous les parcs de conservation et les réserves écologiques. Sur Anticosti, toute

limitation de la chasse dans une aire protégée aura pour effet de maintenir ou même d'accentuer la pression de broutement par le cerf. Il en résultera une dégradation soutenue, voire accélérée du milieu, ce qui va à l'encontre même de la philosophie liée à la création d'une aire protégée qui est d'assurer la protection et la conservation de toutes les espèces.

Le parc d'Anticosti est un exemple flagrant de création légale d'une aire protégée qui n'atteindra pas les objectifs pour lesquels elle a été constituée. En effet, on protège un canyon et des paysages côtiers spectaculaires... qui ne sont toutefois pas menacés de disparition, mais aucune mesure concrète n'est prise pour conserver ou restaurer la diversité biologique des forêts (dont le pin blanc et plusieurs feuillus rares à cette latitude) soumises au broutement incessant du cerf de Virginie depuis plus de 100 ans. Quant aux tourbières (Anticosti compte deux réserves écologiques constituées de tourbières), nul ne sait si le cerf y a un impact ou non.

Pour que le parc d'Anticosti prenne un véritable sens, il faudrait que l'ensemble de l'île devienne un Parc de développement durable, le premier au Québec. L'homme y serait tenu d'aménager le milieu pour maintenir l'ensemble de la

Tableau 1. Abondance et richesse spécifique (entre parenthèses) par famille de lépidoptères capturés, dans deux sapinières anciennes et deux pessières blanches issues de pullulations de l'arpenteuse de la pruche en 1935 (Pointe Sud-Ouest) et 1972 (Chicotte). L'abondance de *Zeiraphera canadensis*, dans chacune des forêts, est également ajoutée.

Familles	Sapinières anciennes		Pessières blanches	
	Macdonald	Jupiter	Pointe S-O	Chicotte
Blastobasidae	34 (1)	25 (1)	5 (1)	
Drepanidae	1 (1)	1 (1)		
Gelechiidae	44 (3)	29 (2)	10 (3)	1 (1)
Geometridae	111 (24)	65 (20)	23 (11)	3 (3)
Gracillariidae				1 (1)
Lymantriidae	8 (1)	7 (1)	1 (1)	
Noctuidae	144 (16)	93 (12)	38 (8)	5 (2)
Notodontidae	1 (1)	1 (1)		
Oecophoridae	9 (1)			
Pyralidae	181 (6)	103 (5)	126 (5)	98 (2)
Tineidae	53 (4)	33 (4)	19 (3)	1 (1)
Tortricidae	49 (6)	15 (5)	281 (7)	130 (2)
<i>Z. canadensis</i>	26	3	275	129
	(4.1) ¹	(0.8)	(54.5)	(54.2)
Autres	4 (3)	2 (2)	2 (1)	1 (1)
TOTAL	639 (67)	374 (54)	505 (40)	240 (13)

1. % du nombre total de lépidoptères capturés par peuplement

Tableau 2. Fréquence des captures pour les espèces qualifiées de rares dans la région du nord-est du Québec, selon Handfield (1999)¹, dans les quatre peuplements forestiers inventoriés.

Famille	Espèce	Hôtes	Sapinières anciennes		Pessières blanches	
			Macdonald	Jupiter	Chicotte (20 ans)	Pte S-O (60 ans)
Noctuidae	<i>Chersotis juncta</i> Grt. ²	Herbacées	0	0	3	0
	<i>Lomanaltes eductalis</i> Wlk.	Feuillus	1	1	0	0
	<i>Feralia comstocki</i> Grt. ³	Conifères	6	6	0	1
Geometridae	<i>Cladara limitaria</i> Wlk.	Conifères	2	2	1	0
	<i>Anticlea multiferata</i> Wlk.	Herbacées	5	5	0	0
	<i>Eupithecia albicapitata</i> Pack. ³	Conifères	0	0	0	1
	<i>Anticlea vasiliata</i> Gn.	Feuillus	1	1	0	0
	<i>Probole amicararia</i> H.-S. ³	Herbacées	1	1	0	0
	<i>Eulithis destinata</i> Mosch. ³	Feuillus	0	2	0	0

1. pour le nord-est du Québec (tel qu'établi par Handfield (1999), pour la région 03 de son volume)

2. très rare dans la région 03, selon Handfield (1999)

3. espèces trouvées de façon très localisée, selon Handfield (1999)



Figure 9. Dégâts causés par le dendroctone de l'épinette, *Dendroctonus rufipennis*, sur l'épinette blanche.

diversité biologique et les processus naturels des écosystèmes pour les générations futures et non pas seulement afin de maintenir la principale activité économique actuelle, la chasse au cerf de Virginie.

Remerciements

Un merci très spécial à Luc St-Antoine, du Service canadien des forêts (SCF), qui a participé activement aux discussions et aux travaux de terrain pour les projets sur Anticosti et en Minganie, à Georges Pelletier du SCF qui a identifié la majorité des insectes et à Carole Germain du SCF qui a participé aux travaux en laboratoire. Nos remerciements vont également à Nancy Lavoie et Nancy Dénomée de Parcs Canada pour l'échantillonnage sur les îles de Mingan et l'identification d'une partie du matériel, ainsi qu'à Mireille Despons et Mathieu Bouchard de l'Université Laval qui ont échantillonné les sites de la Gaspésie, en 1998. Merci

aussi à la Société de protection des forêts contre les insectes et les maladies qui a échantillonné les sites d'Anticosti, en 1993. Merci à Richard Berthiaume de l'Université Laval et à Nathalie Desrosiers, biologiste de les insectes, pour leurs commentaires sur des versions antérieures du manuscrit. Enfin, un grand merci à Michel Fournier et à Stéphane Tremblay de la Sépaq pour avoir facilité nos travaux sur Anticosti, en 1998, et pour leur implication dans les travaux visant à créer le sanctuaire forestier Jupiter. ◀

1. *Odocoileus virginianus*
2. Beaucoup d'autres espèces ont été introduites, dont le lièvre d'Amérique, le castor et l'orignal. Les deux premières sont particulièrement abondantes mais leur impact sur les écosystèmes d'Anticosti n'a jamais fait l'objet d'études.

Références

- ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC, Fonds Luc J. Jobin. Documents Joseph Bureau; Document Georges Menier; Document Georges-Martin Zédé.
- BEAULIEU, J. and J.-P. SIMON, 1994. Genetic structure and variability in *Pinus strobus* in Quebec. *Can. J. For. Res.*, 24:1726-1733.
- CAPPUCCINO, N., M.-J. HOULE and J. STEIN, 1999. The influence of understory nectar resources on parasitism of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana* in the field. *Agricultural and Forest Entomology*, 1, (1): 33-36.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES FORÊTS, 1997. Critères et Indicateurs de l'aménagement durable des forêts au Canada – Progrès à ce jour. 51 p.
- DESPTS, M., A. DESROCHERS, L. BÉLANGER, J. HUOT et C. HÉBERT, 2000. Évaluation des impacts de la stratégie de protection des forêts sur la biodiversité dans la sapinière boréale humide. Rapport final pour le ministère des Ressources naturelles du Québec. Direction de la conservation. 89 p.
- HANDFIELD, L., 1999. Le guide des papillons du Québec. Éditions Broquet. 536 p.
- Hébert, C., 1994. Les insectes: les grands oubliés du discours sur la biodiversité. *Le Naturaliste canadien* 119 (1): 38-40.
- Hébert, C. et L. Jobin, 1995. Le piège Luminoc®: un outil polyvalent pour l'étude de la biodiversité des insectes. *Le Naturaliste Canadien*, 119, (2): 57-60.
- HÉBERT, C., L. JOBIN, M. FRÉCHETTE, G. PELLETIER, C. COULOMBE, C. GERMAIN and M. AUGER, 2000. An efficient pit-light trap to study beetle diversity. *Journal of Insect Conservation*, 4: 189-200.
- JOBIN, L., 1980. L'arpeuse de la pruche: un insecte insulaire. *Racine*, 2, (3): 5-7.
- JOBIN, L. et C. COULOMBE, 1992. Le piège à insectes Luminoc®. Forêts Canada, Région du Québec, Feuil. Inf. CFL-26. 11 p.
- LEIUS, K., 1967. Influence of wild flowers on parasitism of tent caterpillar and codling moth. *The Canadian Entomologist*, 99: 444-446.
- MARTEL, M., 1999. Analyse dendroécologique des effets de la défoliation par l'arpeuse de la pruche [*Lambdina fuscicollis* (Guen.)] sur les populations



Figure 10. Coupe récente dans une sapinière (a) et prairie boisée d'épinettes blanches (b) qui s'établit après coupe à l'île d'Anticosti.

C. HÉBERT

C. HÉBERT

forestières de l'île d'Anticosti, Québec. Université Laval, Dép. Géographie. Mémoire de Maîtrise. 91 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC, 1999a. Portrait synthèse des données sur les aires protégées au Québec, 40 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1999b. Cadre d'orientation en vue d'une stratégie québécoise. Les aires protégées au Québec: une garantie pour l'avenir, 19 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1999c. Aires protégées au Québec, Contexte, constats et enjeux, 64 p.

PIMLOTT, D. H., 1963. Influence of deer and moose on boreal forest vegetation in two areas of eastern Canada. *Trans. Intern. Union Game Biol.*, 6: 105-116.

POTVIN, F., P. BEAUPRÉ, A. GINGRAS et D. POTHIER, 2000. Le cerf et les sapinières de l'île d'Anticosti. *Société de les insectes et des parcs du Québec*. Rapport. 35 p.

QUÉBEC, 1986. Dendroctone de l'épinette. *In* *Insectes et maladies des arbres*. Supplément de *Forêt Conservation*, 53, (10): 23-24.

SCHMITT, J., 1902. Fin d'été à Anticosti. *Le Naturaliste canadien*, 29, (11): 161-166.

SCHMITT, J., 1904. *Monographie de l'île d'Anticosti (Golfe Saint-Laurent)*. Hermann, Paris. 370 p.

UICN, 1994. Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées. Commission des parcs nationaux et des aires protégées de l'Union mondiale pour la nature, avec l'assistance du Centre mondial de la surveillance continue de la conservation, 102 p.

Les fourmis de la forêt boréale du Québec (Formicidae, Hymenoptera)

André Francœur

Introduction

Ce premier portrait général et succinct de la myrmécofaune boréale du Québec repose sur une base de près de 1 000 échantillons, accumulés depuis une trentaine d'années, ainsi que sur quelques données puisées dans la littérature. L'échantillon correspond à un prélèvement d'individus essentiellement dans un nid; il est effectué de façon aléatoire lors d'inventaires généraux dans différentes régions. Dans le cas d'inventaires quantitatifs et systématiques de milieux ciblés, seulement deux échantillons par espèce et par biotope ont été intégrés à cette base.

Pour répartir et analyser ces données, le territoire du biome (tel que conçu par Richard, 1995) est partagé ainsi : la ligne des arbres, la moitié nord incluant la toundra forestière et la taïga, la moitié sud groupant les domaines de la pessière et de la sapinière, le pourtour de la Sagamie (tableau 1). Les données de ce dernier territoire, qui est inclus dans la zone de la forêt mélangée selon la carte du ministère des Ressources Naturelles (Québec, 1985), permettent de mettre en évidence des éléments de transition appartenant à la forêt décidue. Il est évident, dans ce cas, que les bouleversements et les transformations des milieux naturels, induits par l'intervention humaine, affectent la répartition de certaines espèces.

Espèces recensées

Le tableau 1 donne la liste des fourmis trouvées dans différents habitats du biome. Au total, 39 espèces sont présentes, ce qui représente 41,5 % de la myrmécofaune indigène du Québec (94 espèces indigènes et dix introduites – Francœur, 2000a). Elles se répartissent en neuf genres et trois sous-familles pour le domaine boréal en comparaison des 23 genres indigènes (plus deux introduits) et quatre sous-familles pour tout le territoire. Phylogénétiquement la plus primitive, la sous-famille Ponerinae, reste absente de la forêt boréale (Francœur, 1979). À noter ici que la nomenclature des espèces de *Myrmica* et de *Leptothorax* suit nos travaux en cours de révision taxinomique (détails dans Francœur, 1997).

Le nombre d'espèces recensées jusqu'à présent dans ce biome nordique représente vraisemblablement 95 % de la diversité réelle. Toutefois, la répartition des échantillons

sur le territoire laisse apparaître un grand vide pour la partie centrale qui est dépourvue de routes publiques. En outre, l'effort de prospection demeure plus important dans la moitié sud et certaines espèces sont plus faciles à dénicher en raison de leur type de nid. Ces biais ne semblent pas avoir faussé le portrait global qui se dégage maintenant de notre inventaire aléatoire, car il s'accorde bien avec ce qui est connu pour d'autres parties de ce biome circumboréal (Collingwood, 1979; Dlussky, 1967; Francœur, 1997; Heatwole, 1989; Letendre *et al.*, 1971; Nielsen, 1987; Punntila *et al.*, 1994b).

À la ligne des arbres, au nord du biome nous avons recueilli des colonies de cinq espèces (tableau 1), mais seulement des gynés désailées (femelles fondatrices) pour *Formica subnuda* (Francœur, 1983). Seule *Leptothorax acervorum* fut détectée exclusivement dans les régions adjacentes à cette ligne, alors que les autres se rencontrent à l'échelle du territoire boréal. La zone boréale-nord abrite dix espèces, tandis que la zone boréale-sud en offre 26. Jusqu'à présent, *Myrmica* sp. (cf. *fracticornis*) et *Leptothorax septentrionalis* (nouveau statut taxinomique) furent trouvées seulement dans la zone nord. On peut s'attendre à ce que le nombre d'espèces connues pour la moitié nord augmente légèrement avec l'exploration du centre du territoire. Dans la Sagamie, les peuplements typiquement boréaux et de transition recèlent quelque 34 espèces.

Même s'il peut s'avérer partiellement biaisé, l'échantillonnage global révèle l'importance naturelle relative de ces taxons, telle que détaillée par les chiffres du tableau 2. Celle-ci correspond à l'impression générale qui se dégage de l'examen de nombreux biotopes. La sous-famille Formicinae s'avère la mieux représentée avec 518 échantillons, alors que suivent Myrmicinae (463 échantillons), puis Dolichoderinae (14 échantillons). Cette dernière, qui se trouve essentiellement dans des climats chauds, est représentée uniquement par une espèce ubiquiste, affichant une grande valence écologique; elle suit aisément les traces de l'espèce humaine (Francœur, 2000b; Smith, 1965). Les deux premières sous-familles comprennent respectivement trois et cinq genres.

André Francœur est biologiste.

Tableau 1. Espèces de fourmis recensées dans le biome de la forêt boréale du Québec, par ordre phylogénétique des taxons supérieurs.

Espèce	Sous-famille	Ligne des arbres	Boréale nord	Boréale sud	Boréale Sagamie
Myrmicinae					
<i>Myrmica alaskensis</i> Wheeler		X	X	X	X
<i>Myrmica detritinodis</i> Emery				X	X
<i>Myrmica fracticornis</i> Emery				X	X
<i>Myrmica lampra</i> Francœur				X	
<i>Myrmica lobifrons</i> Pergande				X	X
<i>Myrmica nearctica</i> Weber					T*
<i>Myrmica quebecensis</i> Francœur				X	X
<i>Myrmica sp.</i> (cf. <i>fracticornis</i>)			X		
<i>Stenammina diecki</i> Emery					T
<i>Leptothorax acervorum</i> (Fabricius)		X	X		
<i>Leptothorax sp. A</i>				X	X
<i>Leptothorax retractus</i> Francœur				X	X
<i>Leptothorax sp.</i> (cf. <i>canadensis</i> Provancher)		X	X	X	X
<i>Leptothorax sphagnicolus</i> Francœur					X
<i>Leptothorax septentrionalis</i> Wheeler			X		
<i>Formicoxenus quebecensis</i> Francœur				X	X
<i>Harpagoxenus canadensis</i> M. R. Smith					T
Dolichoderinae					
<i>Tapinoma sessile</i> (Say)				XA	XA*
Formicinae					
<i>Camponotus herculeanus</i> (Linné)		X	X	X	X
<i>Camponotus noveboracensis</i> (Fitch)				XA	XA
<i>Lasius alienus</i> (Foerster)				XA	XA
<i>Lasius flavus</i> (Fabricius)				T	T
<i>Lasius neoniger</i> Emery				XA	XA
<i>Lasius pallitarsis</i> (Provancher)				XA	XA
<i>Formica dakotensis</i> Emery				X	X
<i>Formica glacialis</i> Wheeler				TA	TA
<i>Formica hewitti</i> Wheeler			X	X	X
<i>Formica impexa</i> Wheeler				X	X
<i>Formica lasioides</i> Emery					TA
<i>Formica neogagates</i> Emery					T
<i>Formica neorufibarbis</i> Emery		X	X	X	X
<i>Formica podzolica</i> Francœur			X	X	X
<i>Formica reflexa</i> Buren					T
<i>Formica sp.</i> (cf. <i>fossiceps</i> Buren)					T
<i>Formica spatulata</i> Buren					T
<i>Formica subaenescens</i> Emery				X	X
<i>Formica subnuda</i> Emery		X?	X	X	X
<i>Formica subsericea</i> Say					TA
<i>Formica whymeri</i> Forel				X	X
TOTAL DES ESPÈCES: 39		5	10	26	34

* T : présence dans milieux de transition;
A : présence dans milieux modifiés par l'intervention humaine;
? : présence continue à confirmer.

Tableau 2. Répartition des échantillons (n) de fourmis selon les taxons supérieurs.

Sous-famille	Genre	Nombre d'espèces
Formicinae (518)	<i>Formica</i> (408)	15
	<i>Camponotus</i> (79)	2
	<i>Lasius</i> (31)	4
Myrmicinae (463)	<i>Myrmica</i> (236)	8
	<i>Leptothorax</i> (201)	6
	<i>Formicoxenus</i> (20)	1
	<i>Harpagoxenus</i> (3)	1
	<i>Stenamma</i> (3)	1
Dolichoderinae (14)	<i>Tapinoma</i> (14)	1

Le genre *Formica* apparaît, sans équivoque, le plus important en nombre d'espèces et d'échantillons (tableau 2). Nous avons déjà souligné que ce genre compose le tiers (32 espèces) de la myrmécofaune du Québec entier (Francœur, 1977). Le genre *Myrmica* occupe le second rang, suivi par *Leptothorax*. Ce sont là les genres typiques de la zone circumboréale de la région holarctique, avec le genre *Camponotus* dont l'espèce principale, *C. herculeanus*, s'avère probablement sous-représentée. Le tableau 3 indique l'importance

relative des espèces de ces quatre genres selon les données d'échantillonnage utilisées dans cette analyse. Les genres *Formicoxenus*, *Harpagoxenus* et *Lasius* ne sont pas considérés comme typiques du domaine boréal.

Caractéristiques fauniques

Il importe de qualifier cet assemblage de 39 espèces par rapport au biome et à l'écologie connue de ces fourmis.

On peut constater en premier lieu que sept espèces s'observent à l'échelle du biome (tableau 1) : ce sont les espèces qualifiées de

générales au tableau 4. Dans les habitats où ces insectes paraissent prospères, ils affichent en général une grande abondance, sauf *Formica hewitti* (tableau 3). Un cortège neuf espèces les accompagne régulièrement, en particulier dans la zone boréale-sud (tableau 4). Un groupe de sept espèces apparaît exclusif au biome, n'ayant pas été récoltées ailleurs au Québec d'après une base actuelle de plus de 7 500 échantillons. Enfin, cinq espèces sont considérées, pour l'instant, comme occasionnelles dans la zone sud seulement

Tableau 3. Répartition des échantillons par espèce pour les quatre genres typiques de la forêt boréale du Québec.

Espèce	Nombre d'échantillon	Espèce	Nombre d'échantillon
<i>Formica neorufibarbis</i>	166	<i>Myrmica alaskensis</i>	122
<i>Formica podzolica</i>	73	<i>Myrmica detritinodis</i>	44
<i>Formica subnuda</i>	62	<i>Myrmica lobifrons</i>	30
<i>Formica subaenescens</i>	26	<i>Myrmica quebecensis</i>	18
<i>Formica dakotensis</i>	17	<i>Myrmica fracticornis</i>	16
<i>Formica hewitti</i>	15	<i>Myrmica nearctica</i>	3
<i>Formica subsericea</i>	13	<i>Myrmica sp. (cf. fracticornis)</i>	2
<i>Formica glacialis</i>	9	<i>Myrmica lampra</i>	1
<i>Formica lasioides</i>	6		
<i>Formica impexa</i>	5	<i>Leptothorax sp. (cf. canadensis)</i>	125
<i>Formica reflexa</i>	5	<i>Leptothorax acervorum</i>	30
<i>Formica whymperi</i>	5	<i>Leptothorax sp. A</i>	21
<i>Formica sp. (cf. fossiceps)</i>	3	<i>Leptothorax sphagnicolus</i>	15
<i>Formica neogagates</i>	2	<i>Leptothorax retractus</i>	8
<i>Formica spatulata</i>	1	<i>Leptothorax septentrionalis</i>	2
<i>Camponotus herculeanus</i>	67	<i>Camponotus noveboracensis</i>	12

Tableau 4. Myrmécofaune caractéristique de la forêt boréale du Québec.

Groupe	Espèce
Espèces générales (7)	<i>Camponotus herculeanus</i>
	<i>Formica hewitti</i>
	<i>Formica neorufibarbis</i>
	<i>Formica podzolica</i>
	<i>Formica subnuda</i>
	<i>Leptothorax sp.</i> (cf. <i>canadensis</i>)
	<i>Myrmica alaskensis</i>
Espèces compagnes (9)	<i>Formica dakotensis</i>
	<i>Formica impexa</i>
	<i>Formica subaenescens</i>
	<i>Formica whympersi</i>
	<i>Leptothorax sp A</i>
	<i>Leptothorax retractus</i>
	<i>Myrmica detritinodis</i>
<i>Myrmica fracticornis</i>	
<i>Myrmica lobifrons</i>	
Espèces exclusives (7)	<i>Formicoxenus quebecensis</i>
	<i>Leptothorax acervorum</i>
	<i>Leptothorax septentrionalis</i>
	<i>Leptothorax sphagnicolus</i>
	<i>Myrmica sp. (cf. fracticornis)</i>
	<i>Myrmica lampra</i>
<i>Myrmica quebecensis</i>	
Espèces occasionnelles (5)	<i>Camponotus noveboracensis</i>
	<i>Lasius alienus</i>
	<i>Lasius neoniger</i>
	<i>Lasius pallitarsis</i>
	<i>Tapinoma sessile</i>

(tableau 4). L'appartenance au biome des *Lasius* demeure à confirmer par de nouveaux inventaires dans des territoires peu perturbés par intervention humaine. Le cas de *L. pallitarsis* s'avère intéressant : espèce considérée d'abord comme forestière (Francœur, 1966, Wilson, 1955), elle s'adapte extraordinairement bien aux milieux ouverts aménagés comme les pelouses et les jardins (Francœur, 2000b). Elle prolifère à la pointe de Penouille (parc Forillon, Gaspé)

dans un peuplement ouvert d'épinettes poussant sur un sol sablonneux (Francœur, 1981a). Elle affiche donc une valence écologique remarquable.

Il reste 11 autres espèces qui proviennent uniquement de milieux de transition (T) ou modifiés par l'humain (A). Ces fourmis appartiennent au biome de la forêt décidue et, en conséquence, ne sont pas incluses dans la faune boréale.

Au total, on peut conclure que la myrmécofaune caractéristique de la forêt boréale du Québec se compose de 28 espèces seulement (tableau 4). Une pauvreté typiquement nordique, de climat froid, par rapport aux zones plus méridionales. Phénomène général bien connu, l'axe sud-nord de réduction du nombre d'espèces apparaît aussi nettement pour cette faune particulière.

Les habitats

Les fourmis occupent tous les milieux terrestres, plus ou moins intensivement, à l'exception de la toundra (Francœur, 1983; Hölldobler et Wilson, 1990). En zone boréale, elles préfèrent les habitats partiellement ou totalement ouverts. Elles sont peu présentes en forêt très fermée, car la quantité d'énergie radiante disponible au niveau du sol représente un facteur limitant déterminant (Brown, 1973; Punntila *et al.*, 1994b). On rencontre principalement *Camponotus herculeanus* et *Myrmica alaskensis* dans les forêts fermées. Les bordures de lacs et de rivières sont mieux peuplées.

Les espèces des quatre genres dominants préfèrent globalement les milieux avec litière sur sol minéral et une végétation à dominance arborescente. Les arbustiaies denses sont peu fréquentées, de même que les paises (terres composées d'une couche de tourbe ayant un noyau pergélisolé sur sol minéral). Certaines, comme *Formica neorufibarbis* (surtout la forme toundra – Francœur, 1973) et *Leptothorax acervorum* (Francœur, 1983), peuvent prospérer dans des milieux partiellement dénudés, sur sable ou rocaille.

La pessière à cladonie du sud, particulièrement dans le parc des Grands-Jardins et sur la Côte-Nord, abrite plusieurs espèces dont des formes parasites très singulières telles que *Formicoxenus quebecensis*, *Myrmica lampra* et *M. quebecensis* (Béique et Francœur, 1966 et 1968; Francœur, 1968 et 1981b; Francœur *et al.*, 1985). Les tourbières ombrotrophes de la Sagamie, dans les phases d'afforestation (établissement des arbres) de leur succession écologique, se distinguent par la présence de *Formica dakotensis*, *Leptothorax sphagnicolus* et *Myrmica lobifrons*; elles disparaissent du biotope au stade climacique (données inédites; Francœur, 1986; Francœur et Pépin, 1975 et 1978). Les pinèdes à pin gris abritent la plupart des espèces rares et quelques espèces dites de transition de la zone sud et de la Sagamie (Francœur et Jobin, 1968), alors que les pinèdes à pin rouge recèlent plusieurs espèces de transition comme *Myrmica nearctica* et *Stenammina diecki* (une espèce caractéristique de l'érablière laurentienne avec *Lasius pallitarsis*, Francœur, 1966).

Influences sur le milieu

Le plus souvent, les fourmis construisent leur nid soit dans le sol minéral (sable, limon, argile, terre), soit dans la matière organique morte ou vivante (bois, litière, mousse), soit dans les deux à la fois. Elles utilisent aussi l'espace sous les roches et peuvent creuser des matériaux produits par l'homme : carton, « polystyrène », planche, etc. Elles accumulent des débris organiques (feuilles, brindilles) autour de divers objets (troncs, souches, roches, éléments artificiels, etc.) ou en font des monticules. Lorsqu'ils sont ramenés en surface, les déblais de creusement du sol minéral peuvent prendre la forme de cratères (typique de *Lasius neoniger*), de grande plage ou de monticule (figures 1 à 6).

Par leurs activités de construction et d'aménagement, les fourmis contribuent à aérer et à régénérer les sols, ainsi qu'à accélérer le processus de décomposition de la matière ligneuse en la réduisant en fines particules (Béique et Francœur, 1968; Petal, 1978). Elles influencent localement les caractéristiques chimiques des sols, la structure de la végétation et la croissance des arbres (Lesica et Kanno, 1998; Huxley et Cutler, 1991).

Les fourmis, en particulier des genres *Camponotus* et *Formica*, servent de nourriture à des oiseaux, comme les pics, et aux ours (Francœur, 1997; Gösswald, 1990). Des espèces, telle *Formica podzolica*, favorisent la dispersion d'espèces végétales par l'utilisation de leurs graines (Buckley, 1982; Francœur, 1973; Hölldobler et Wilson, 1990).

La présence et l'abondance de fourmis, comme *Lasius neoniger* et *Tapinoma sessile*, peuvent servir d'indicateurs de l'état des milieux dont la végétation se dégrade sous l'impact des activités humaines (données inédites, Francœur et Jobin, 1968).

Effets des perturbations

1. Naturelles

Comme la majorité des espèces demeurent associées presque exclusivement à la surface du sol (litière, pièces de bois ou troncs debout), le feu apparaît comme leur principal ennemi : cause directe de mort, destruction des sites de nidification et des sources de nourriture (nectar des fleurs et arthropodes) (Punttila *et al.*, 1994a). D'ailleurs, l'action récurrente du feu sur de grandes surfaces doit probablement influencer l'évolution du génome des espèces largement répandues, lesquelles présentent une importante variabilité comme c'est le cas en particulier pour les formes néarctiques associées traditionnellement à *Leptothorax muscorum* (Loiselle *et al.*, 1990). Elles ne survivent pas aux inondations prolongées qui peuvent suivre des tempêtes importantes ou la fonte des neiges au printemps.



Figure 1 Cratères de sable construits par *Lasius neoniger*.



Figure 2. Coupe transversale dans des galeries-boulevards construits par *Formica podzolica* dans la base minérale d'un parterre de mousses, parc des Grands-Jardins.



Figure 3. Nid des types de *Formica podzolica* dans la réserve faunique des Laurentides.

Les espèces qui nichent en profondeur dans le sol peuvent résister à des feux relativement sévères (figure 4). Le manque de nourriture résultant de la destruction de l'entomofaune devient alors un facteur critique pour leur survie (Punttila *et al.*, 1994a).

2. Anthropiques

L'exploitation intensive des forêts, en particulier la coupe à blanc, bouleverse et déstabilise les myrmécocénoses naturelles, en réduit la diversité, et désoriente les individus (Punttila *et al.*, 1994a). La source principale de nourriture l'été, le miellat de pucerons, disparaît en même temps que les arbres. Les caractéristiques des colonies et l'abondance des espèces changent dans les forêts dégradées ou transformées par les activités humaines (Petal, 1994). Les coupes par bandes semblent causer moins de perturbation à la diversité des espèces, mais cela reste à démontrer à long terme (Jennings *et al.*, 1986). Les longs corridors créés pour le passage des lignes électriques dans des massifs forestiers denses constituent des milieux ouverts nouveaux qui devraient favoriser une augmentation de la biodiversité locale.

Un biotope ayant perdu ses arbres favorisera un assemblage d'espèces de fourmis quelque peu différent, lequel sera ensuite perturbé par le retour progressif du couvert forestier. La présence de bois mort peut accélérer le retour des espèces lignicoles. Le cycle de la succession des espèces apparaît différent dans les forêts naturelles de celui observé dans les forêts aménagées (Punttila *et al.*, 1994b). Le cortège des espèces esclavagistes ou parasites s'installe progressivement une fois que les colonies des espèces hôtes ont atteint une grande abondance. Une mosaïque de peuplements d'âges et de types variés favorise la diversité (Punttila *et al.*, 1994b).

Les perturbations de l'habitat entraînent automatiquement des bouleversements dans l'équilibre des populations de la faune qu'il abrite. Cependant, on ne connaît pas leurs effets à long terme sur les biocénoses de fourmis.

Remerciements

Madame Valérie Bilodeau a contribué à la compilation des données dans le cadre d'un mémoire de fin d'études. Le montage et l'étiquetage des spécimens furent réalisés principalement par madame Myriam Tremblay. La plupart des récoltes sur le terrain ont été rendues possibles par des subventions du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et par la Fondation de l'UQAC. ◀



Figure 4. Immense plage de sable édiflée par *Formica subsericea*, un mois après déforestation et brûlage de la végétation d'une pinède à pin gris pour établir une bleuétière expérimentale, à Saint-Léon-de-Labrecque.



Figure 5. Tronc mort abritant une colonie de *Formica whymeri* qui l'a recouvert de feuilles mortes de comptonie, dans la bleuétière commerciale de Sainte-Jeanne-d'Arc.



Figure 6. Plage de feuilles mortes rassemblées autour d'une souche par *Formica subsericea*.

Références

- BÉIQUE, R. et A. FRANÇEUR, 1966. Les fourmis d'une pessière à *Cladonia*. Le Naturaliste canadien, 93: 99-106.
- BÉIQUE, R. et A. FRANÇEUR, 1968. Les fourmis de la pessière à *Cladonia*. 2. Étude quantitative d'une pessière naturelle. Revue d'écologie et de biologie du sol, 5: 523-531.
- BROWN, W.L., 1973. A comparison of the Hylean and Congo-West African rain forest ant fauna, p. 161-185. In B.J. Meggers, E.S. Ayensu et W.D. Duckworth (eds.). Tropical Forest Ecosystems in Africa and South America: a Comparative Review. Smithsonian Institution Press, Washington.
- BUCKLEY, R.C., 1982. Ant-plant interactions: a world review, p. 111-141. In R.C. Buckley (Ed.). Ant-plant interactions in Australia. W. Junk, The Hague.
- COLLINGWOOD, C.A., 1979. The Formicidae (Hymenoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Scandinavica, vol. 8. Scandinavian Science Press, Klampenborg, 174 p.
- DLUSSKY, G.M., 1967. Les fourmis du genre *Formica* (en russe). Nauka, Moscou. 236 p.
- FRANÇEUR, A., 1966. La faune myrmécologique de l'érablière à sucre (*Aceretum saccharophori* Dansereau) de la région de Québec. Le Naturaliste canadien, 93: 443-472.
- FRANÇEUR, A., 1968. Une nouvelle espèce du genre *Myrmica* au Québec. Le Naturaliste canadien, 95: 727-730.
- FRANÇEUR, A., 1973. Révision taxonomique des espèces néarctiques du groupe *fusca*, genre *Formica* (Formicidae, Hymenoptera). Mémoire de la Société d'entomologie du Québec, n° 3, 316 p.
- FRANÇEUR, A., 1977. Synopsis taxonomique et économique des fourmis du Québec (Formicidae, Hymenoptera). Annales de la Société d'entomologie du Québec, 22: 205-212.
- FRANÇEUR, A., 1979. Les fourmis du Québec. 1. Introduction. 2. La famille des Formicidae. 3. La sous-famille des Ponerinae. Annales de la Société d'entomologie du Québec, 24: 12-47.
- FRANÇEUR, A., 1981a. Les fourmis de la presqu'île de Forillon, comté de Gaspé-Est. Fabriques, 7: 78-83.
- FRANÇEUR, A., 1981b. Le groupe néarctique *Myrmica lampra* (Formicidae, Hymenoptera). Canadian Entomologist, 113: 755-759.
- FRANÇEUR, A., 1983. The ant fauna near the tree-line in northern Quebec (Formicidae, Hymenoptera). Nordicana, 47: 177-180.
- FRANÇEUR, A., 1986. *Leptothorax retractus* et *L. sphagnicolus*, deux nouvelles fourmis néarctiques (Formicidae, Hymenoptera). Canadian Entomologist, 118: 1151-1164.
- FRANÇEUR, A., 1997. Ants of the Yukon (Formicidae, Hymenoptera), p. 901-910. In Danks, H.V. et J.A. Downes. Insects of the Yukon. Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods), Ottawa. 1 034 p.
- FRANÇEUR, A., 2000a. Liste des espèces de fourmis (Formicides, Hyménoptères). Document faunique n° 01. Entomofaune du Québec Inc., Chicoutimi. 9 p.
- FRANÇEUR, A., 2000b. Les fourmis nuisibles au Québec (Formicidae, Hymenoptera). Document du CDBQ, UQAC, Chicoutimi. 12 p.
- FRANÇEUR, A. et L. Jobin, 1968. Étude préliminaire sur les Formicidae (Hymenoptera) des bleuétières du Lac-Saint-Jean, p. 36-53. In La recherche sur le bleuët, Rapport de travail 1967-68, Faculté d'Agriculture, Université Laval.
- FRANÇEUR, A., R. LOISELLE et A. BUSCHINGER, 1985. Biosystématique de la tribu Leptothoracini (Formicidae, Hymenoptera). 1. Le genre *Formicoxenus* dans la région holarctique. Le Naturaliste canadien, 112: 343-403.
- FRANÇEUR, A. et D. PÉPIN, 1975. Productivité de la fourmi *Formica dakotensis* dans la pessière tourbeuse. 1. Densité observée et densité estimée des colonies. Insectes Sociaux, 22: 135-150.
- FRANÇEUR, A. et D. PÉPIN, 1978. Productivité de la fourmi *Formica dakotensis* dans la pessière tourbeuse. 2. Variations annuelles de la densité des colonies, de l'occupation des nids et de la répartition spatiale. Insectes Sociaux, 25: 13-30.
- GÖSSWALD, K., 1990. Die Waldameise. Band 2. Die Waldameise im Ökosystem Wald, ihr Nutzen und ihre Hege. AULA-Verlag Gmgh. Wiesbaden. 510 p.
- HEATWOLE, H., 1989. Changes in ant assemblages across an arctic tree line. Revue d'entomologie du Québec, 34: 10-22.
- HÖLLDOBLER, B. et E.O. WILSON. 1990. The ants. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 732 p.
- HUXLEY, C.R. et D.F. CUTLER (eds.), 1991. Ant-plant interactions. Oxford University Press, Oxford.
- JENNINGS, D.T., HOUSEWEART, M.W. and A. FRANÇEUR. 1986. Ants (Hymenoptera: Formicidae) associated with strip-clearcut and dense spruce-fir forests of Maine. Canadian Entomologist, 118: 43-50.
- LESICA, P. et P.B. KANNOVSKI, 1998. Ants create hummocks and alter structure and vegetation of a montane fen. American Midland Naturalist, 139: 58-68.
- LETENDRE, M., A. FRANÇEUR, R. BÉIQUE et J.-G. PILON, 1971. Inventaire des fourmis de la station de biologie de l'Université de Montréal, Saint-Hippolyte, Québec (Formicidae, Hymenoptera). Le Naturaliste canadien, 98: 591-606.
- LOISELLE, R., A. FRANÇEUR, K. FISCHER and A. BUSCHINGER, 1990. Variations and taxonomic significance of the chromosome numbers in the nearctic species of the ant genus *Leptothorax* (sensu stricto) (Formicidae, Hymenoptera). Caryologia, 43 (3-4): 321-334.
- NIELSEN, M.G., 1987. The ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) in northern and interior Alaska. A survey along the trans-Alaskan pipeline and a few highways. Entomological News, 98: 74-88.
- PETAL, J., 1978. The role of ants in ecosystems, p. 293-325. In Brian, M.V. (ed.). Production ecology of ants and termites (International Biological Program no 13. Cambridge University Press, New York.
- PETAL, J., 1994. Reaction of ant communities to degradation of forest habitats in the Karkonosze Mountains. Memorabilia Zoologica, 48: 171-179.
- PUNTTILA, P., Y. HAILA, S. KOPONEN and M. SAARISTO, 1994a. Colonisation of a burned mountain-birch forest by ants (Hymenoptera: Formicidae) in subarctic Finland. Memorabilia Zoologica, 48: 193-206.
- PUNTTILA, P., Y. HAILA, J. NIEMELÄ and T. PAJUNEN, 1994b. Ants communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. Ann. Zool. Fennici, 31: 131-144.
- QUÉBEC, 1985. Les régions écologiques du Québec méridional. Deuxième approximation. Ministère des Ressources naturelles.
- RICHARD, P.J.H., 1995. Le couvert végétal du Québec-Labrador, il y a 6 000 ans BP: essai. Géographie physique et Quaternaire, 49 (1): 117-140.
- SMITH, M.R., 1965. House-infesting ants of the eastern United States. USDA, Technical Bulletin no 1326, 105 p.
- WILSON, E.O., 1955. A monographic revision of the ant genus *Lasius*. Bulletin of the Museum of Comparative Zoology, Harvard, 113 (10): 1-199.

Huit espèces d'insectes associées aux forêts matures et anciennes

Pierre Paquin

Introduction

Depuis la récente prise de conscience face à la disparition d'espèces de la surface du globe, on assiste à de nombreux débats sur l'importance à donner aux divers éléments qui composent la diversité biologique et sa conservation. En se basant sur le degré de fragilité de certaines espèces, il est proposé d'accorder une priorité élevée à la faune inféodée aux habitats qui sont menacés de disparition à brève échéance (Caldecott *et al.*, 1996). Dans la forêt boréale, cette préoccupation touche directement les peuplements anciens et matures car la normalisation des classes d'âge, qualifiée de souhaitable par l'industrie (voir Barette *et al.*, 1996), entraîne la raréfaction de ces forêts (Gauthier *et al.*, 1997a) et pourrait provoquer leur disparition. Du point

de la forêt boréale (tableau 1). Ces espèces sont présentées ici de même que quelques aspects liés à l'influence de la maturation forestière sur la diversité entomologique.

La maturation de la forêt boréale

Une caractéristique remarquable de la forêt boréale est sa structure dite en mosaïque, qui résulte de diverses perturbations naturelles parmi lesquelles les feux ont une importance majeure (Rowe et Scotter, 1973). Une telle hétérogénéité du paysage s'explique par la présence simultanée de différents stades de succession forestière, dont l'âge et la composition en espèces dépendent surtout du temps écoulé depuis le dernier incendie forestier. Les feux de forêts sont perçus comme le point de départ de la succession forestière et

Tableau 1. Principales caractéristiques des huit espèces étroitement liées aux forêts boréales matures et anciennes.

	Espèce	Famille	Ordre	
Arbres morts : source de nourriture	<i>Callidium violaceum</i> Linné	Cerambycidae	Coleoptera	<i>Thuja occidentalis</i> Linné
	<i>Melanophila abies</i> Champlain & Knull	Buprestidae	Coleoptera	<i>Picea mariana</i> Mill. BSP
Arbres morts : substrat recherché	<i>Cylindroselloides dybasi</i> Hall	Ptiliidae	Coleoptera	Polypore : <i>Fomitopsis pinicola</i> (Schwartz: Fr.) Karst
	<i>Thrimolus minutus</i> Casey	Mycetophagidae	Coleoptera	Polypore : <i>Fomitopsis pinicola</i> (Schwartz: Fr.) Karst (?)
Microhabitats	<i>Atrecus macrocephalus</i> (Nordmann)	Staphylinidae	Coleoptera	Sous les écorces de <i>Picea mariana</i> Mill. BSP
	<i>Actium</i> n.sp.	Staphylinidae : Pselaphinae	Coleoptera	Conifères en décomposition
	<i>Platynus mannerheimii</i> (Dejean)	Carabidae	Coleoptera	Dans les zones tourbeuses des vieilles pessières
Organismes à propagation lente	<i>Chionea valga</i> Harris	Tipulidae	Diptera	Reproduction hivernale, déplacements limités (?)

de vue de la conservation, la question qui découle de cette situation est simple : existe-t-il des espèces, végétales ou animales, qui se trouvent uniquement dans les stades âgés de la forêt boréale? Une intense campagne d'échantillonnage menée en Abitibi a permis d'identifier huit espèces d'insectes qui semblent étroitement liées aux stades matures et anciens

l'ensemble du processus de vieillissement (des peuplements brûlés jusqu'aux stades de sénescence) est appelé maturation forestière.

Pierre Paquin est entomologiste et candidat au Ph. D. à l'Université de Montréal.

Dans la forêt boréale mixte, les espèces arborescentes se succèdent en fonction de l'âge des peuplements; les plus jeunes stades sont dominés par les essences feuillues comme les peupliers, tandis que les conifères dominent dans les stades plus âgés. Sur les rives du lac Duparquet, les cédrières à sapin composent les stades les plus avancés de la succession et atteignent plus de 230 ans (Dansereau et Bergeron, 1993). Plus au nord, la situation diffère puisque l'épinette noire domine tous les stades de la succession écologique qui se déroule à la suite des incendies forestiers. Les peuplements les plus âgés trouvés dans la région située au nord de LaSarre atteignent 340 ans.

Effet de l'âge du système forestier sur la diversité entomologique

La maturation d'un écosystème comme la forêt boréale produit deux effets sur la diversité entomologique. Premièrement, le vieillissement influence la richesse spécifique, c'est-à-dire le nombre d'espèces rencontrées. Basé sur l'étude des communautés des Carabidae des pessières boréales, Paquin propose un nouveau modèle écologique de l'influence du temps sur la richesse, qui démontre une augmentation du nombre d'espèces dans les stades sénescents de la succession végétale (figure 1). La maturation forestière n'a pas seulement un effet sur le nombre d'espèces rencontrées, mais on assiste aussi à un remplacement graduel des espèces pionnières par des espèces caractéristiques des stades plus

âgés. On observe un changement de la composition en espèces en fonction de l'âge de la forêt, et l'assemblage d'espèces trouvé dans les forêts anciennes diffère de celui des autres stades de développement.

Comment expliquer l'augmentation du nombre d'espèces et les changements observés dans la composition spécifique? Selon ce modèle, des espèces associées étroitement à certaines ressources et à des microhabitats qui ne se trouvent que dans les stades de maturation avancés (illustrées par la portion c du graphique) s'ajoutent aux espèces forestières présentes dans les stades matures (courbe b), ce qui résulte en une augmentation de la richesse et en une composition spécifique propre aux forêts anciennes (courbe a).

Le bois mort : la clé de la diversité

Outre l'âge avancé des arbres, le principal facteur qui distingue les forêts anciennes est l'accumulation de matière végétale morte. En effet, la maturation forestière est associée à une accumulation de débris sous forme de feuilles et d'aiguilles qui sont décomposées et incorporées dans les horizons organiques du sol (Minderman, 1968). Cependant, c'est sous la forme ligneuse que cette accumulation est la plus importante, la quantité de débris ligneux morts (*coarse woody debris*) augmentant en fonction du degré de maturation de la forêt (Harmon *et al.*, 1986). Les forêts anciennes sont caractérisées par une remarquable variabilité de classes de décomposition du bois mort (Harmon *et al.*, 1986;

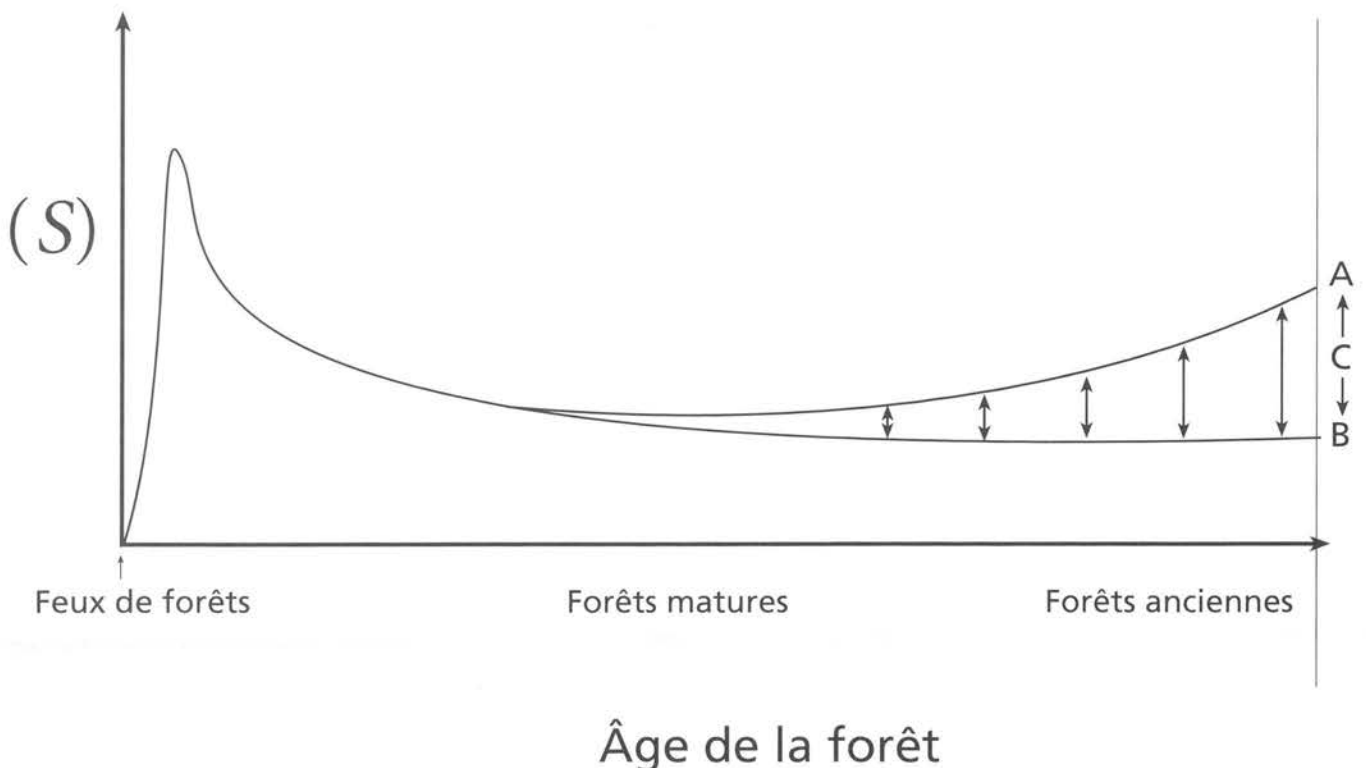


Figure 1. Variation du nombre d'espèces, (S), en fonction des stades de la maturation forestière.



Cédrière à sapin sur les rives du lac Duparquet.

Spies *et al.*, 1988; Tyrrell et Crow 1994; Green et Peterken 1997). Or, les insectes et les différents arthropodes associés à la matière organique morte sont plus diversifiés et abondants que ceux associés à la matière vivante (Nilsson *et al.*, 1995). L'importance des débris ligneux morts est telle qu'elle constitue le point central de la problématique des forêts anciennes et de la conservation des espèces qui y sont associées (Harmon *et al.*, 1986; Samuelsson *et al.*, 1994). En Scandinavie, par exemple, on compte près de 1 000 espèces de coléoptères qui dépendent directement du bois mort pour leur survie (Ås, 1993; Nilsson et Baranowski, 1994, 1997), ce qui représente jusqu'à 20 % de l'entomofaune de Suède (Bader *et al.*, 1995).

Selon le modèle proposé, l'augmentation de la diversité en microhabitats dans les phases dites matures et anciennes dépend essentiellement du bois mort et de sa décomposition. Les débris ligneux remplissent à ce titre trois rôles distincts : 1) ils peuvent être une source directe de nourriture, car certains insectes se nourrissent exclusivement de bois mort; 2) ils peuvent être le substrat pour d'autres formes de vie comme les champignons et les lichens, qui, à leur tour, sont une source de nourriture pour des espèces spécialistes et, finalement, 3) le bois mort constitue une forme d'habitat particulier dans lequel se trouvent des prédateurs spécialisés.

Espèces rares, forêts matures et anciennes

Il faut souligner que les espèces spécialistes des forêts âgées sont rarement abondantes. Sauf pour quelques cas qui ont fait l'objet d'une attention dirigée, la plupart des espèces mentionnées ici ont été récoltées en peu d'exemplaires. Il est alors difficile de démontrer une relation statistiquement soutenue de leurs affinités pour les habitats anciens, mais il s'agit d'une difficulté inhérente à l'étude des espèces rares. Les mentions rapportées ici s'appuient sur nos récoltes et sont étayées par des données tirées de la littérature. À la lumière des connaissances actuelles, elles sont qualifiées d'espèces spécialistes des forêts boréales matures et anciennes.

Arbres morts : source de nourriture

Les deux premières espèces présentées appartiennent aux familles des Cerambycidae et Buprestidae qui sont des coléoptères xylophages, c'est-à-dire qui se nourrissent du bois des arbres. Les cérambycidés comptent 177 espèces au Québec et bien qu'il y ait quelques généralistes des conifères ou des bois durs, la plupart des espèces sont inféodées à quelques essences végétales précises. Les femelles adultes recherchent un arbre mort ou mourant d'une espèce précise pour y pondre leurs œufs et où se développeront les larves. Ainsi, dans la forêt boréale mixte qui entoure le lac Duparquet,



Forêt d'épinettes noires âgée de plus de trois cent ans dans laquelle on observe une réouverture du couvert et une importante accumulation de débris ligneux

nous avons récolté *Callidium violaceum* (Linné), dont les larves se nourrissent exclusivement du bois du cèdre blanc, *Thuja occidentalis* Linné. Comme cette essence se trouve dans les stades les plus âgés de la succession végétale, par association, *C. violaceum* est inféodé à cette phase de la maturation forestière. Toutefois, les cèdres morts ou mourants ne sont pas fréquents dans ces peuplements, car le cèdre blanc peut vivre jusqu'à 1 000 ans dans certaines conditions. La cohorte de cèdres trouvée à cet endroit est donc relativement jeune et ne démontre pas de signes de dépérissement, ce qui ne favorise pas la prolifération de *C. violaceum*.

La seconde espèce, *Melanophila abies* Champlain & Knull, est un bupreste qui n'était connu que par quelques mentions au Canada. Les récoltes dans les pessières âgées d'Abitibi suggèrent que cette espèce se développe sur l'épinette noire (*Picea mariana* Mill. BSP) car, jusqu'à présent, on ne lui connaissait que le sapin beaumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), comme hôte. Bright (1987) rapporte qu'il subsiste un doute sur l'identité de cette espèce que certains croient n'être qu'une variation de *Melanophila drummondii drummondii* (Kirby). Les spécimens d'Abitibi ont été identifiés selon les connaissances taxonomiques actuelles (qui distinguent ces deux taxons) et des exemplaires des deux espèces, *M. abies* et *M. d. drummondii*, ont été récoltés. Toutefois, tous les exemplaires de *M. d. drummondii* proviennent des stades de suc-

cession où l'on trouve des épinettes noires mortes à la suite d'incendies forestiers. Il semble donc que ces deux espèces congénériques occupent des niches écologiques qui se distinguent dans le gradient d'âge de la succession végétale de la pessière noire. *Melanophila d. drummondii* préférerait les épinettes noires mortes du début de la succession, tandis que *M. abies* opérerait plutôt pour les épinettes mortes ou mourantes des stades anciens de la succession.

Arbres morts : substrat recherché

Il n'y a pas que les insectes qui recherchent le bois mort; des organismes comme les champignons ont développé une étroite relation avec certaines essences d'arbres morts sur lesquels ils se développent. Ces champignons sont aussi les hôtes d'organismes spécialisés et la découverte du coléoptère *Cylindroselloides dybasi* Hall (Ptiliidae) au Québec (Paquin et Dupérré, 2000) révèle un bel exemple d'une association écologique propre aux forêts matures et anciennes. D'une longueur de 0,45 mm, le plus petit coléoptère du Canada, *C. dybasi*, est étroitement associé au polypore *Fomitopsis pinicola* (Schwartz: Fr.) Karst et, comme toutes les espèces de la tribu des Nanosellini, il vit exclusivement dans les microtubules de ce polypore. Dans les pessières boréales, la présence de *F. pinicola* est étroitement liée à deux variables qui sont dépendantes de l'âge des forêts :

1) ce polypore pousse sur les épinettes mortes dont l'écorce est encore présente et 2) dans certaines conditions d'humidité, qui sont assurées par la présence d'un couvert végétal. La combinaison de ces deux facteurs (substrat et couvert végétal) est optimale dans les phases matures et anciennes de la succession végétale, ce qui confère à *F. pinicola* et son hôte spécialiste, *C. dybasi*, le statut d'organismes spécialistes des forêts âgées (Paquin, soumis b).

L'échantillonnage de la faune associée au polypore *F. pinicola* a permis de récolter le rarissime *Thrimolus minutus* Casey (Mycetophagidae). Il s'agit de la deuxième mention de cette énigmatique espèce au Canada, ce qui étend sa répartition géographique connue de plus de 700 km vers le nord. Il y a de bonnes raisons de croire que cette espèce, qui appartient à une famille qui se nourrit exclusivement de champignons, démontre des affinités écologiques semblables à celles observées chez *C. dybasi*. Toutefois, il est plus prudent de l'inclure dans la liste en apposant une réserve qui indique que des données supplémentaires sur cette espèce rare sont souhaitables.

Il va sans dire que les étroites associations entre les champignons et certaines espèces spécialistes méritent d'être approfondies dans le contexte des espèces inféodées aux forêts matures et anciennes. Plusieurs coléoptères sont mycophages et il ne serait pas surprenant de découvrir d'autres associations de ce type, voire même de nouvelles espèces, dans les familles des Leiodidae, Mycetophagidae, Ptiliidae et Endomychidae. De plus, les associations entre insectes et champignons ne sont pas exclusives aux coléoptères : certains diptères comme les Mycetophilidae sont aussi mycophages. Dans une étude réalisée en Norvège, cette famille a démontré une étonnante réponse spécifique à la maturation forestière (Økland, 1994) mais, à ce jour, personne n'a étudié les Mycetophilidae des forêts boréales nord-américaines.

Habitats spécialisés dans les forêts matures et anciennes

Dans les pessières noires de l'Abitibi, les arbres atteignent la maturité après une période de croissance d'environ une centaine d'années et c'est surtout à partir de cette période que débute la sénescence des plus vieux arbres. En plus de constituer une source directe de nourriture ou un substrat spécialisé pour des organismes comme les champignons, les arbres morts forment un habitat dans lequel des prédateurs spécialistes trouvent leur nourriture. Le premier cas d'une espèce associée aux microhabitats créés par les arbres morts est celui d'*Atrecus macrocephalus* (Nordmann), un staphylin que nous avons récolté dans les vieilles pessières. Cette espèce se spécialise dans la prédation sous les écorces des épinettes mortes. Cette spécialisation est par ailleurs bien connue (Smetana, 1982), car *A. macrocephalus* arbore une morphologie parfaitement adaptée à ce type

de microhabitat; il est très fortement aplati dorso-ventralement, ce qui lui permet de circuler dans l'interstice entre le bois et l'écorce des épinettes récemment mortes. La plupart des staphylins sont des prédateurs généralistes associés aux sols forestiers où cohabitent une foule d'organismes. Pourquoi *A. macrocephalus* se trouve-t-il dans un habitat aussi particulier que les dessous des écorces? Sans doute que la pression compétitive avec les autres espèces de prédateurs est beaucoup moins grande dans un habitat où sa morphologie spécialisée lui procure un avantage certain.

Une autre espèce de prédateur spécialiste des dessous d'écorce a été récoltée dans les pessières d'Abitibi. Il s'agit du carabe *Tachyta angulata* Casey qui présente aussi une morphologie parfaitement adaptée à ce microhabitat. Contrairement à *A. macrocephalus* qui ne se trouve que dans les forêts matures et anciennes, *T. angulata* se rencontre également dans les forêts récemment brûlées, le point de départ de la succession, où se trouvent beaucoup d'épinettes mortes à cause du feu. Ces deux espèces occupent des niches écologiques semblables, mais qui se distinguent dans le gradient d'âge de la pessière puisque *A. macrocephalus* est une espèce qui ne se rencontre pas dans les forêts récemment brûlées.

Après la mort de l'épinette noire et la chute du tronc au sol, il se produit une lente décomposition avec le concours de divers micro-organismes comme les bactéries et les champignons. Lors des étapes de décomposition caractérisées par l'aspect plus spongieux des troncs, on assiste à la prolifération de petits arthropodes qui vivent dans ces troncs pourris. Les acariens oribates forment un important groupe d'organismes associé à cette phase de décomposition. Malgré leur petite taille, ils remplissent un rôle écologique de premier plan en propageant et en inoculant ces bactéries et ces champignons. Bien que de nombreuses espèces d'oribates soient probablement inféodées aux forêts anciennes, nous nous attarderons plutôt à une espèce de coléoptère qui appartient aux Pselaphinae, une sous-famille prédatrice des acariens oribates. Ainsi, une nouvelle espèce a été découverte dans les stades les plus âgés (230 ans et plus). Cette espèce est connue uniquement de l'Abitibi où elle est trouvée dans les billots pourris de conifères. Cette espèce est très rare et probablement endémique aux forêts boréales nordiques âgées. Elle appartient au genre *Actium* et sera décrite sous peu (avec la collaboration de Donald Chandler de l'Université du New Hampshire).

Le dernier cas de microhabitat propre aux forêts boréales anciennes et d'une espèce d'insecte qui y est associée est celui du carabe *Platynus mannerheimii* (Dejean). Contrairement aux espèces citées précédemment, *P. mannerheimii* ne dépend pas du bois mort mais plutôt des conditions particulières liées aux sols forestiers des vieilles pessières (Biström et Väisänen, 1988). Lindroth (1966) mentionne que cette espèce est typique des habitats tourbeux. Niemelä *et al.* (1987) ont, quant à eux, précisé que *P. mannerheimii* est

étroitement associé aux sols tourbeux propres aux pessières âgées. En effet, l'accumulation de tourbe est une caractéristique des stades anciens des forêts d'épinette noire (Økland et Ohlson, 1998). Niemelä *et al.*, (1987) ont proposé le statut d'espèce spécialiste des forêts anciennes de Finlande où *P. mannerheimii* se trouve également. Les récoltes de cette espèce en Abitibi corroborent les énoncés de ces auteurs puisque tous les spécimens récoltés proviennent de pessières anciennes. Toutefois, des données supplémentaires seraient souhaitables pour bien cerner les exigences écologiques de cette espèce qui demeure énigmatique à cause de sa rareté (Spence *et al.*, 1996).

Organismes à propagation lente

Les bryophytes, certains champignons et même certaines plantes peuvent mettre beaucoup de temps à coloniser un habitat forestier simplement à cause de leur faible pouvoir de dispersion (Lesica *et al.*, 1990). Il est possible que certains insectes dépendent de telles ressources alimentaires mais aucun n'a été décelé à ce jour. Ce type d'association constitue toutefois une piste intéressante pour identifier d'autres organismes restreints aux forêts âgées, notamment certains acarions oribates associés étroitement aux épiphytes.

La plupart des insectes sont tués lors du violent passage des incendies forestiers. Pour la majorité des espèces, la recolonisation ne pose pas de problèmes, car ces organismes sont dotés d'une grande mobilité et d'une capacité de dispersion élevée (Ås, 1993). Toutefois, les insectes pourraient bien compter une exception, car les connaissances relatives à la biologie de *Chionea valga* Harris portent à croire que tel est le cas. Ce diptère Tipulidae est aptère et les adultes sont des spécialistes de l'espace subnivéen, c'est-à-dire du microhabitat qui se trouve entre la couche de neige et le sol gelé. La phase adulte permettant la dispersion, la reproduction et la ponte de cette espèce se produit de la mi-décembre à janvier, une période de l'année où la température extérieure est souvent inférieure à -20°C . Cette température est létale même pour une espèce typiquement hibernale; *Chionea valga* est alors confinée à l'espace subnivéen qui lui procure un environnement stable à -5°C . Selon cette hypothèse, le pouvoir de dispersion de *C. valga*, ainsi confinée à ce microhabitat, est très faible, ce qui explique leur absence dès les jeunes stades de la succession et leur plus grande abondance dans les forêts âgées de la zone boréale mixte (Paquin, données non publiées).

Conclusions

Au cours de cette étude effectuée en Abitibi de 1994 à 1997, plus de 80 000 spécimens ont été recueillis, représentant 660 espèces (en plus des Ptiliidae et des Staphylinidae : Aleocharinae qui sont toujours indéterminés), dont plusieurs sont des nouvelles mentions pour le Québec. Parmi les espèces récoltées qui sont présentées ici, *C. dybasi* a été

décrite en 1999 (Hall, 1999) et *Actium* n.sp. devrait l'être sous peu. Soixante-sept autres espèces appartiennent à des taxons qui ne sont toujours pas décrits ou impossibles à déterminer avec les connaissances actuelles. Il est surprenant de constater à quel point la faune entomologique de la forêt boréale est mal connue malgré un discours politique où le mot biodiversité est d'usage courant.

Une importante partie de l'attention actuelle pour le maintien de la biodiversité consiste à identifier les espèces qui dépendent des milieux qualifiés de fragiles. Les données recueillies en Abitibi constituent une première étape dans l'attribution du statut de précarité à des espèces d'insectes associées aux forêts boréales québécoises matures et anciennes. Dans un souci de conservation, il est d'une grande importance de préserver des aires forestières représentatives de tous les âges forestiers, mais particulièrement des peuplements dépassant l'âge d'exploitation (Gauthier *et al.*, 1997b), car les forêts anciennes sont rares, fragiles et uniques pour leurs caractéristiques écologiques et faunistiques (Anonyme, 1996).

Références

- ANONYME, 1996. Biodiversité du milieu forestier. Protéger la biodiversité, un engagement pour la vie. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 30 p.
- ÅS, S., 1993. Are habitat islands islands? Woodliving beetles (Coleoptera) in deciduous forest fragments in boreal forest. *Ecography*, 16 : 219-228.
- BADER, P., S. JANSSON and B.G. JONSSON, 1995. Wood-inhabiting fungi and the substratum decline in selectively logged boreal spruce forest. *Biological Conservation*, 72 : 355-362.
- BARETTE, Y., G. GAUTHIER et A. PAQUETTE, 1996. Aménagement de la forêt pour fin de production ligneuse. Pages 648-672. In J.A. Bérard et M. Côté (éds), Manuel de foresterie. Presse de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec.
- BRIGHT, D.E., 1987. The metallic Wood-boring Beetles of Canada and Alaska. The Insects and Arachnids of Canada. Coleoptera : Buprestidae. Part 15. Publication 1810. Agriculture Canada Ottawa, 335 p.
- BISTRÖM, O. and R. VÄISÄNEN, 1988. Ancient-forest invertebrates of the Pyhän-Häkki national park in Central Finland. *Acta Zoologica Fennica*, 185 : 1-69.
- CALDECOTT, J.O., M.D. JENKINS, T.H. JOHSON and B. GROOMBRIDGE, 1996. Priorities for conserving global species richness and endemism. *Biodiversity and Conservation*, 5 : 699-727.
- DANSEREAU, P.R. and Y. BERGERON, 1993. Fire history in the southern boreal forest of Northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 23 : 25-32.
- GAUTHIER, S., Y. BERGERON et B. HARVEY, 1997a. Régime naturel des feux et aménagements des paysages forestiers : enjeux et pistes pour une foresterie durable. L'Aubelle, Juin-Juillet : 9-11, 15.
- GAUTHIER, S., Y. BERGERON, A. LEDUC et B. HARVEY, 1997b. Sylviculture et aménagement forestier écosystémiques, peut-on concilier les deux? L'exemple de la forêt boréale mixte de l'Abitibi. L'Aubelle, Automne : 22-24, 31.
- GREEN, P. and G.F. PETERKEN, 1997. Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley, UK in relation to the intensity of management. *Forest Ecology and Management*, 98 : 229-238.

- HALL, W.E., 1999. Generic revision of the tribe Nanosellini (Coleoptera : Ptiliidae : Ptiliinae). Transactions of the American Entomological Society, 125, (1-2) :39-126.
- HARMON, M.E., J.F. FRANKLIN, F.J. SWANSON, P. SOLLINS, S.V. GREGORY, J.D. LATTIN, N.H. ANDERSON, S.P. CLINE, N.G. AUMEN, J.R. SEDELL, G.W. LIENKAEMPER, K. CROMACK Jr. and K.W. CUMMINS, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research, 15 : 133-302.
- LESICA, P., B. MCCUNE, S.V. COOPER and W.S. HONG, 1990. Differences in lichen and bryophytes communities between old-growth and managed second old-growth forest in the Swan Valley, Montana. Canadian Journal of Botany, 69:1745-1755.
- LINDROTH, C.H., 1966. The Ground-beetles (Carabidae, excl. Cicindelinae) of Canada and Alaska. Opuscula Entomologica, Supplementum, 29 : 409-648.
- MINDERMAN, G., 1968. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. Journal of Ecology, 56 : 355-362.
- NIEMELÄ, J., Y. HAILA, E. HALME, T. PAJUNEN, P. PUNTILA and H. TUKIA, 1987. Habitat preferences and conservation status of *Agonum mannerheimii* Dej. In Häme, southern Finland. Notulae Entomologicae, 67 : 175-179.
- NILSSON, S.G. et R. BARANOWSKI, 1994. Indikatorer på jatteträdskontinuitet – svenska förekomster av knäppare som är beroende av grova, levande träd [Indicators of megatree continuity – Swedish distribution of click beetles (Coleoptera, Elateridae) dependent on hollow trees]. Entomologisk tidskrift, 115 : 81-97.
- NILSSON, S.G. and R. BARANOWSKI, 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forest. Ecography, 20 : 491-498.
- NILSSON, S.G., U. ARUP, R. BARANOWSKI and S. EKMAN, 1995. Tree-dependant lichens and beetles as indicators in conservation forest. Ecography, 9:1208-1215.
- ØKLAND, B., 1994. Mycetophilidae (Diptera), an insect group vulnerable to forest practices? a comparison of clearcut, managed and semi-natural spruce forest in southern Norway. Biodiversity and Conservation, 3 : 68-85.
- ØKLAND, R.H. et M. OHLSON, 1998. Age-depth relationships in scandinavian surface peat : a quantitative analysis. Oikos, 82 : 29-36.
- PAQUIN, P., (soumis a). Ecological time diversity hypothesis revisited : the black spruce succession and Carabid beetles.
- PAQUIN, P., (soumis b). *Cylindroselloides dybasi* (Ptiliidae; Ptiliinae Nanosellini) and its host *Fomitopsis pinicola* (Polyporaceae) : an old-growth and mature forests specialized association.
- PAQUIN, P. et N. DUPÉRRE, 2000. Caractères diagnostiques, biologie et premières récoltes au Québec de *Cylindroselloides dybasi* Hall, 1999 (Coleoptera Ptiliidae, Nanosellini). Faberies, 25 (2-3) : 32-39.
- ROWE, J.S. and G.W. SCOTTER, 1973. Fire in the boreal forest. Quaternary Research, 3 : 444-464.
- SAMUELSSON, J., L. GUSTAFSSON and T. INGELÖG, 1994. Dead and dying trees. A review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit. Uppsala.
- SMETANA, A., 1982. Revision of the subfamily Xantholininae of America North of Mexico. Memoirs of the Entomological Society of Canada. No 120, 389 p.
- SPENCE, J.R., D.W. LANGOR, J. NIEMELÄ, H.A. CARCAMO and C.R. CURRIE, 1996. Northern forestry and carabids : the case of concern about old-growth species. Annales Zoologici Fennici, 33 : 173-184.
- SPIES, T.A., J.F. FRANKLIN and T.B. THOMAS, 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington. Ecology, 69 : 1689-1702.
- TYRRELL, L.E. et T.R. CROW, 1994. Structural characteristics of old-growth hemlock-hardwood forests in relation to age. Ecology, 75 : 370-386.

La biodiversité des collemboles et les débris ligneux après-coupe

Madeleine Chagnon, David Paré et Suzanne Brais

Introduction

Les collemboles sont de petits insectes dont la taille varie entre 100 µm à 2 mm. Ils consomment principalement des champignons, des spores et de la matière organique en décomposition et on les trouve en très grande quantité dans la litière et les sols des écosystèmes forestiers. Avec les autres organismes de la pédofaune (ex. acariens, enchytraïdes ...), les collemboles participent au maintien de l'équilibre nutritionnel des sols par la décomposition et le recyclage des nutriments (Hanlon, 1981; Anderson, 1988). Des études récentes menées dans des érablières du Québec ont démontré une relation entre la dominance d'espèces indicatrices et certaines propriétés du sol qui étaient associées à la qualité et la teneur en matière organique, incluant le pH, le carbone, l'azote et le ratio C/N (Chagnon et al., 2000ab). En 1998, afin de poursuivre ces études sur l'utilisation des collemboles comme bioindicateurs et d'étendre nos connaissances sur ces organismes à des écosystèmes plus nordiques, nous avons entrepris des études en des lieux forestiers situés en forêt boréale.

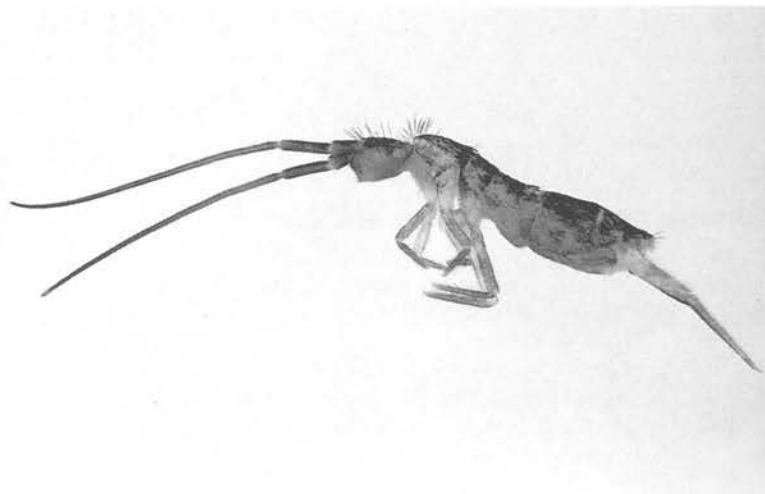
Les débris ligneux

Les débris ligneux constituent une composante importante des sols forestiers à cause de leur rôle dans les processus d'immobilisation et de minéralisation des éléments nutritifs influençant la fertilité des sols. Présentement, le traitement sylvicole le plus fréquent en forêt boréale est la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), qui est une coupe totale avec sentiers espacés. Ces coupes laissent au sol des résidus ligneux qui peuvent varier en qualité et en quantité. Afin de vérifier si les collemboles pouvaient servir de bioindicateurs de la qualité de gestion des débris ligneux, ces insectes ont été échantillonnés dans le cadre de deux études où l'on examine les impacts des débris ligneux sur les écosystèmes forestiers.

Méthodologie

Étude rétrospective : La décomposition des débris ligneux

La mécanisation des activités forestières a entraîné des pratiques qui favorisent l'ébranchage à la souche, gar-



Isotoma notabilis (18X, 0.59 mm)

dant ainsi les résidus de coupe (matériel ligneux, branches et feuillage) sur le parterre de coupe, et d'autres pratiques, comme la coupe par arbres entiers, qui favorisent l'ébranchage au chemin, exportant des quantités importantes de résidus hors du site. L'objectif de cette première étude, réalisée dans les forêts d'épinette noire et de pin gris de la Haute-Mauricie était d'établir comment la dynamique des éléments nutritifs et l'immobilisation du carbone étaient modifiées par ces deux types d'exploitation forestière. On voulait également identifier les occasions d'améliorer ces paramètres, grâce à l'aménagement forestier.

Vingt peuplements forestiers ayant subi des coupes ont été échantillonnés pour les collemboles. Dix d'entre eux avaient été coupés à la fin des années 1970 (coupes de 20 ans) et dix autres au milieu des années 1990 (coupes de trois ans). Parmi chacun des deux groupes, cinq avait subi des coupes par arbres entiers et cinq autres avaient été récoltés par des méthodes qui permettaient l'ébranchage à la souche.

Madeleine Chagnon, entomologiste et stagiaire post-doctorale à l'Université du Québec en Abitibi – Témiscamingue;
Suzanne Brais, biologiste, chercheur en écologie des sols;
David Paré, ingénieur forestier, chercheur en écologie des sols.

Étude prospective : Le traitement des débris ligneux

Cette seconde étude sur les collemboles de la forêt boréale a été effectuée en Abitibi, dans la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD), à l'intérieur du dispositif du projet SAFE (Sylviculture et aménagement forestier écosystémique). L'échantillonnage a eu lieu à l'intérieur d'un dispositif mis en place en 1998 pour étudier l'écologie de la décomposition. Des coupes totales de peuplier faux-tremble ont été effectuées au cours de l'été 1999 et différents traitements ont été appliqués à l'intérieur de ces coupes. Ces traitements étaient l'ébranchage à la souche, la transformation en copeaux, le brûlage dirigé et la récolte de l'arbre entier.

L'objectif de nos travaux était de vérifier le potentiel des collemboles comme bioindicateurs de l'impact de la gestion des débris ligneux, après-coupe, sur les processus écologiques du sol. Dans chacun des trois blocs expérimentaux, les collemboles ont été échantillonnés dans des sites ayant reçu un des quatre traitements et dans un site témoin, sans coupe. Dans chacun des blocs, les quatre sites expérimentaux et le site témoin, sans coupe, ont été échantillonnés, pour un total de 15 parcelles.



Tomocerus flavescens (2.7 X, 4.5mm)

Échantillonnage des collemboles

L'échantillonnage des collemboles a été sensiblement le même pour les deux études. Une attention spéciale fut apportée aux espèces de collemboles endogés vivant dans les couches plus profondes du sol, car ils sont sensibles aux changements de certaines propriétés du sol (Chagnon et al., 2001). Pour récolter ces espèces, cinq carottes ont été extraites à chacun des sites expérimentaux. Ces carottes pouvaient varier d'épaisseur, selon la profondeur des horizons organiques. Les carottes de sol récoltées pour l'étude rétrospective ont été divisées horizontalement pour séparer les couches superficielles (LF) de la couche plus profonde (H). Les échantillons de sol ont été placés dans des sacs Ziploc® et rapportés au laboratoire dans un contenant isolé, puis gardés au froid (1 à 5 °C) jusqu'à l'extraction des organismes.

Une fois au laboratoire, les collemboles ont été extraits du sol à l'aide d'un extracteur à gradient thermique de type Berlese-Tullgren et préservés dans l'éthanol 70 %. Les espèces épigées ont été récoltées à l'aide de pièges-fosses de neuf centimètres de diamètre contenant 100 ml d'éthanol à 70 %, qui ont été laissés en place pendant 60 heures. Les spécimens récoltés dans les pièges et les carottes de sol ont été triés sous loupe binoculaire et identifiés à l'espèce.

Résultats et discussion

Les collemboles endogés de la forêt boréale

En tout, 12 874 spécimens de collemboles endogés ont été extraits des carottes de sol récoltées dans les sites de l'Abitibi et de la Haute-Mauricie. Des 64 espèces endogées identifiées (tableau 1), seulement 26 avaient été trouvées dans les sols des érablières lors d'une étude précédente portant sur les forêts du sud du Québec (Chagnon *et al.*, 2000a). Le coefficient de similarité des communautés de Jaccard, entre les espèces de la forêt boréale et celles des érablières du sud du Québec, était de 0,35. Ceci dénote que le sol de la forêt boréale possède une faune de collemboles qui lui est propre. Quoique plusieurs des espèces trouvées en forêt boréale étaient représentées par un faible nombre de spécimens, et souvent à de rares occasions, d'autres dominaient dans plusieurs des sites. Ces espèces sont *Hypogastrura* (*Ceratophysella*) *cx denticulata*, *Anurophorus* (*A.*) *altus*, *Willemia denisi* et *Friesea sublimis*. En plus de ces espèces exclusives à la forêt boréale, d'autres espèces, qui avaient été trouvées en faible nombre dans les érablières, ont pris une plus grande importance en dominance et en fréquence dans la forêt boréale. C'était le cas, par exemple, pour *Folsomia nivalis*, *Lepidocyrtus lignorum*, et *Isotoma* (*Desoria*) *ekmani*.

La décomposition des résidus ligneux

Dans le cadre de l'étude réalisée en Haute-Mauricie, 52 espèces de collemboles endogés ont été identifiées. Dans les coupes de 20 ans, aucune différence significative (test de *t* apparié) dans la dominance des communautés n'a été trouvée entre les sites qui avaient subi une coupe par arbres entiers et ceux qui avaient été récoltés par des méthodes qui permettaient l'ébranchage à la souche. Cependant, la dominance dans les communautés des horizons profonds du sol et celles des horizons supérieurs différait significativement ($P > 0,001$), peu importe la méthode de coupe utilisée dans le passé. L'espèce dominante dans les horizons supérieurs était *Isotoma ekmani*, alors que *Hypogastrura* (*C.*) *denticulata* dominait dans les horizons profonds.

D'autre part, dans les jeunes coupes, une différence significative ($P > 0,001$) fut notée dans la dominance des espèces selon les méthodes de coupe utilisées dans le passé. Ceci ressortait particulièrement dans les communautés de collemboles des horizons profonds où *Hypogastrura* (*C.*) *denticulata* dominait à 20 % dans les sites récoltés par des méthodes avec ébranchage à la souche. Dans ces sites, la

Tableau 1. Liste des espèces endogées trouvées dans les sites échantillonnés

Hypogastruridae	Isotomidae
<i>Hypogastrura (Ceratophysella) cx denticulata</i> sp	<i>Anurophorus (A.) altus</i> Christiansen & Bellinger, 1980
<i>Hypogastrura (Ceratophysella) glancei</i> (Hammer, 1953)	<i>Anurophorus (A.)</i> sp A Qué
<i>Hypogastrura (Ceratophysella) pseudarmata</i> (F, 1916)	<i>Anurophorus (P.) binoculatus</i> (Kseneman, 1934)
<i>Hypogastrura (Ceratophysella)</i> sp C Qué	<i>Proisotoma (Appendisoma) vesiculata</i> Folsom, 1937
<i>Hypogastrura (Hypogastrura) tooliki</i> Fjellberg, 1985	<i>Proisotoma (Proisotoma) minima</i> (Absolon, 1901)
<i>Triacanthella</i> sp A Qué	<i>Metisotoma grandiceps</i> (Reuter, 1891)
<i>Xenylla betulae</i> Fjellberg, 1985	<i>Micrisotoma achromata</i> Bellinger, 1952
<i>Willemia anophthalma</i> Börner, 1901	<i>Isotomiella minor</i> Schäffer, 1896
<i>Willemia denisi</i> Mills, 1932	<i>Cryptopygus</i> sp A Qué
<i>Odontella (Xenylloides) armatus</i> (Axelson, 1903)	<i>Isotoma (Desoria) ekmani</i> Fjellberg, 1977
<i>Friesea millsii</i> Christiansen & Bellinger, 1974	<i>Isotoma (Desoria) manitobae</i> Fjellberg, 1978
<i>Friesea sublimis</i> Macnamara, 1921	<i>Isotoma (Desoria) notabilis</i> Schäffer, 1896
<i>Pseudachorutes (P.) aureofasciatus</i> (Harvey, 1898)	<i>Isotoma (Desoria)</i> sp A Qué
<i>Pseudachorutes (P.) cf subcrassoides</i> Mills, 1934	<i>Isotoma (Desoria)</i> sp B Qué
<i>Pseudachorutes (P.) saxatilis</i> Macnamara, 1920	<i>Isotoma (Desoria)</i> sp C Qué
<i>Pseudachorutes (P.)</i> sp B Qué	<i>Isotoma (Desoria)</i> sp D Qué
<i>Anurida (Anurida) granaria</i> (Nicolet, 1847)	<i>Isotoma (Desoria) tariva</i> Wray, 1953
<i>Anurida (Micranurida) pygmaea</i> (Börner, 1901)	<i>Isotoma (Isotoma) gr viridis</i> sp A Qué
<i>Anurida (Micranurida) spirillifera</i> (Hammer, 1953)	Tomoceridae
<i>Sensillanura</i> cf sp A Qué	<i>Tomocerus (Pogonognathellus) flavescens</i> Tull., 1871
Onychiuridae	<i>Tomocerus (Tomocerina) lamelliferus</i> Mills, 1934
<i>Onychiurus (Archaphorura) absoloni</i> (Börner, 1901)	Entomobryidae
<i>Onychiurus (Onychiurus)</i> sp A Qué	<i>Orchesella hexfasciata</i> Harvey, 1895
<i>Onychiurus (Onychiurus)</i> sp C Qué	<i>Entomobrya (Entomobrya) comparata</i> Folsom, 1919
<i>Onychiurus (Protaphorura) ?parvicornis</i> Mills, 1934	<i>Lepidocyrtus helenae</i> Snider, 1967
<i>Onychiurus (Protaphorura) cx armata</i> sp	<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1775)
<i>Onychiurus (Protaphorura) similis</i> Folsom, 1917	<i>Lepidocyrtus gr pallidus</i> Reuter, 1892
<i>Onychiurus (Protaphorura) subtenuis</i> Folsom, 1917	<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel, 1891
<i>Tullbergia (Tullbergia) clavata</i> Mills, 1934	Sminthuridae
<i>Tullbergia (Tullbergia) mala</i> Christiansen & Bellinger, 1980	<i>Arrhopalites benitus</i> (Folsom, 1896)
<i>Tullbergia (Tullbergia) silvicola</i> Folsom, 1932	<i>Arrhopalites cf amarus</i> Christiansen, 1966
<i>Tullbergia (Tullbergia) yosii</i> Rusek, 1967	<i>Arrhopalites marshalli</i> Christiansen & Bellinger, 1996
<i>Folsomia nivalis</i> (Packard, 1876)	Neelidae
<i>Folsomia penicula</i> Bagnall, 1939	<i>Neelus (Megalothorax) minimus</i> (Willem, 1900)
<i>Folsomia sensibilis</i> Kseneman, 1934	

dominance de *Folsomia penicula* n'était que de 21 % alors qu'elle était de 40 % dans les communautés de tous les autres sites. Chagnon *et al.*, (2000b) avaient décelé une affinité pour les sols acides chez cette espèce. Ceci était en accord avec les analyses chimiques du sol qui indiquaient que le pH et le calcium étaient plus élevés dans les coupes de trois ans, récoltées par des méthodes qui permettaient l'ébranchage à la souche (Bélangier et Paré, 2001). Ces résultats semblent indiquer qu'après 20 ans, les sols des forêts traités différemment finissent par se ressembler, même si au départ ils ont été évalués différemment.

Les traitements des débris ligneux

Dans le dispositif de la Forêt de recherche et d'enseignement du lac Duparquet (FERLD), 49 espèces endogées ont été extraites des carottes de sol. *Anurophorus (A.) altus* et

Folsomia nivalis dominaient dans ces sites. L'impact à court terme (impact choc) des traitements a été le plus apparent dans les communautés des collemboles récoltés dans les sites où les débris ligneux avaient été traités par brûlage dirigé. Cet impact négatif s'est reflété par une réduction de l'abondance des spécimens, accompagnée d'une baisse de la richesse et de la diversité des espèces. Quant aux trois autres traitements des débris ligneux, les données présentement disponibles ne nous permettent pas, pour l'instant, de constater un changement physico-chimique dans le sol et ses effets subséquents sur les communautés de collemboles. Les résultats des échantillons récoltés durant l'été 2000 nous permettront peut-être, d'ici peu, de constater s'il y a des impacts. Un suivi de ces communautés nous apportera des renseignements scientifiques complémentaires aux analyses de sol, lesquelles pour-



DAVID HAMEL - RESS. NAT. CANADA

Débris ligneux laissés au sol après une coupe forestière.

ront être prises en considération pour évaluer et comparer les impacts de la gestion des débris ligneux sur la productivité à long terme.

Conclusion

Ce bref aperçu de nos résultats illustre comment des changements dans les communautés de collemboles peuvent refléter des variations dans les propriétés physico-chimiques du sol. Ceci fait ressortir l'importance de maintenir la biodiversité des espèces dans ces écosystèmes, car chacune d'elles joue un rôle particulier selon les conditions qui prévalent et selon les différents stades de la décomposition des débris ligneux. L'affinité et la tolérance différentielle des espèces pour différentes conditions qui prévalent dans le sol dénotent que ces communautés édaphiques sont utiles pour détecter des changements dans ces écosystèmes forestiers et entériner les résultats d'analyses chimiques complémentaires. Nous démontrons également par nos données que la forêt boréale possède une faune de collemboles qui lui est propre. En effet, 13 collemboles trouvés dans nos sites sont de nouvelles espèces qui n'ont pas encore été décrites. Il reste donc encore beaucoup de travail à faire avant de bien connaître la diversité biologique des collemboles et des autres organismes présents dans les sols de la forêt boréale et pour comprendre adéquatement leurs rôles dans ces écosystèmes.

Remerciements

Le financement de ce projet provient du programme des projets stratégiques du Conseil de recherche en sciences et en génie du Canada (CRSNG), de la Chaire industrielle-UQAM-UQAT en aménagement forestier durable et des Fonds institutionnels de la recherche (FIR) de l'UQAT. Nous tenons à remercier Fernand Therrien pour son excellent travail de taxinomie des collemboles, Hélène Leblanc pour le tri des échantillons ainsi que Benoît Hamel pour son assistance sur le terrain. ◀

Références

- ANDERSON, J.M. 1988. Invertebrate-mediated transport processes in soils. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 24 : 5-19.
- BÉLANGER, N. and D. PARÉ, 2001. Soil acid-base status in harvested black spruce sites with various intensities of slash removal. *Applied Soil Ecology* (soumis).
- CHAGNON, M., HÉBERT, C. and D. PARÉ, 2000a. Collembola in sugar maple stands of southern Quebec. Community structures, relations to humus type and population trends. *Pedobiologia*, 44 : 148-174.
- CHAGNON, M., C. HÉBERT, and D. PARÉ, 2000b. Collembola of southern Quebec in sugar maple stands and relationships with soil chemistry and microbial biomass. *Écosciences*, 7 : 307-316.
- CHAGNON, M., C. HÉBERT, and D. PARÉ, 2001. Effects of experimental liming on collembolan communities and soil microbial biomass in a Southern Quebec sugar maple (*Acer Saccharum* Marsh.) stand. *Applied Soil Ecology*, 17 : 81-90.
- HANLON, R.D.G. 1981. Influence of grazing by collembola on the activity of senescent fungal colonies grown on media of different nutrient concentration. *Okios*, 36 :362-376.

Les communautés d'insectes décomposeurs léiodides dans des sapinières de la Gaspésie

Mathieu Bouchard

L'étude des communautés d'insectes dans les vieilles forêts

En raison de la raréfaction progressive des forêts vierges ou anciennes à la suite des coupes forestières, les organismes potentiellement dépendants de ce type d'écosystème font l'objet de préoccupations croissantes. C'est notamment le cas dans la sapinière boréale québécoise, où la coupe forestière est pratiquée depuis déjà longtemps. Encore récemment, on recommandait dans la Stratégie de protection des forêts (ministère des Ressources naturelles, 1994) d'y récolter en priorité les peuplements âgés, pour limiter dans l'avenir les pertes de volume ligneux causées par les maladies et les épidémies d'insectes, notamment la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)). Ce rajeunissement de la forêt dans la sapinière refléterait pourtant mal la dynamique naturelle propre à ce type d'écosystème, du moins dans la portion est du domaine de la sapinière à bouleau blanc. On évalue en effet que dans la sapinière vierge primitive, les jeunes peuplements étaient dispersés et couvraient dans l'ensemble une portion minoritaire du territoire, la matrice étant constituée de peuplements âgés (Leblanc et Bélanger, 2000). L'identification des espèces mises en péril par cet aménagement intensif, l'étude de leur écologie puis la proposition de solutions concrètes pour le maintien à long terme de la biodiversité de nos forêts représenteront donc des défis importants pour la recherche forestière lors des années qui viennent.

Considérant que les insectes et autres arthropodes constituent une forte proportion de la diversité spécifique en forêt boréale, il est difficile de les ignorer lors d'études portant sur l'impact de l'aménagement forestier sur la biodiversité. Le manque de connaissances sur l'écologie et la distribution des insectes demeure cependant flagrant au Québec : dans les écosystèmes boréaux, qui sont pourtant considérés comme relativement pauvres en espèces par comparaison avec la forêt feuillue du sud du Québec, on évalue que ce sont des milliers d'espèces d'insectes qui sont toujours peu ou pas du tout décrites (Danks, 1993; Danks et Footitt, 1989). Ceci illustre à la fois la complexité importante inhérente à l'étude des insectes, ainsi que le peu d'intérêt généralement témoigné par les scientifiques (et

leurs subventionnaires) aux insectes non ravageurs, ralentissant d'autant la recherche sur les impacts potentiels de la foresterie sur ces petits organismes. Il est à noter qu'en Scandinavie, où pour différentes raisons l'entomofaune dans son ensemble est beaucoup mieux connue, ce type d'étude a déjà fourni des résultats et des recommandations intéressantes en ce qui concerne les insectes liés aux forêts anciennes (voir par exemple Kaila *et al.*, 1997, ou Niemelä, 1997).

L'impossibilité pratique, particulièrement en Amérique du Nord, d'examiner l'ensemble des insectes dans le cadre d'une évaluation des impacts des changements environnementaux dicte, en général, le choix d'espèces ou de groupes d'espèces indicateurs, à partir desquels il sera éventuellement possible d'extrapoler (avec prudence) les résultats à des catégories plus larges d'insectes jugés semblables à certains points de vue. Les insectes qui sont situés à l'extrémité de la chaîne trophique (fongivores, parasites, parasitoïdes, saprophages, nécrophages, ...), bien que mal connus, présentent des opportunités intéressantes à cet égard en raison des liens écologiques particulièrement nombreux qu'ils entretiennent avec leur habitat. C'est dans cette optique que nous avons concentrés nos efforts sur une petite famille d'insectes décomposeurs, les léiodides.

Les léiodides

Les léiodides (*Coleoptera: Leiodidae*) constituent une famille de coléoptères relativement peu connue, ce qui s'explique en partie par leur taille réduite (moins de 3 mm de long), ainsi que par leurs habitudes cryptiques qui rendent difficile leur observation en nature. Ils présentent cependant des avantages marqués comme groupe cible concernant les impacts à long terme de l'aménagement forestier, qui contrebalancent en partie les difficultés rencontrées à l'étape de l'identification. Un de ces avantages est qu'ils comportent des sous-groupes aux affinités écologiques diversifiées, ce qui permet des analyses plus nuancées quant aux interactions avec l'environnement. Entre autres, on sait que plusieurs espèces dépendent indirectement de la présence de bois mort

Mathieu Bouchard est ingénieur forestier.

en décomposition (Chandler et Peck, 1992), un attribut caractéristique des forêts anciennes qui tend à diminuer en abondance dans les forêts aménagées. Ensuite, nous disposons de méthodes de piégeage permettant d'échantillonner une quantité suffisante de léiodides, tant en nombre d'espèces que d'individus, ce qui permettra des comparaisons statistiquement valides. Finalement, grâce à quelques révisions taxonomiques récentes, les difficultés à l'identification sont surmontables pour cette famille d'insectes dans nos régions (nord-est de l'Amérique), ce qui en soi est un acquis notable.

Pour les fins de cette étude, la famille des léiodides a été divisée, principalement sur des bases taxonomiques, en quatre sous-groupes qui présentent des comportements ou des modes d'alimentation assez distincts.

- Les deux premiers groupes sont formés respectivement des genres *Anisotoma* et *Agathidium* (figure 1); ils n'ont pas de nom commun en français mais sont appelés « round fungus beetles » en anglais, en référence à la forme sphérique très caractéristique chez plusieurs espèces. Ce sont des insectes dits myxomycétophages, qui s'alimentent donc exclusivement sur les myxomycètes, un type d'organisme souvent classé parmi les champignons, mais qui relève en fait plutôt des moisissures (figure 2). Les myxomycètes, eux-mêmes peu étudiés, sont cependant réputés pour se rencontrer principalement dans ou sur la matière ligneuse et les autres débris végétaux en décomposition, par exemple, dans la litière (Ing, 1994). C'est parmi ces deux premiers groupes que l'on trouverait les espèces de léiodides les plus vulnérables à l'aménagement forestier. *Anisotoma* et *Agathidium* sont assez facilement identifiables au niveau du genre, et certains entomologistes suggèrent que leurs différences morphologiques peuvent être liées à des niches écologiques distinctes (Wheeler, 1984; Chandler et Peck, 1992). Pour ces raisons, nous les traiterons séparément lors de l'analyse des résultats.
- Le troisième groupe, celui de la sous-famille des *Cholevinae*, est formé d'espèces qui dépendent pour leur alimentation des cadavres d'animaux, en particulier les mammifères et les oiseaux. Ils ne sont pas réellement carnivores, mais on les croit plutôt nécrophages au sens large, se nourrissant de la flore bactérienne ou encore des levures présentes sur les cadavres ayant atteint un état de décomposition assez avancé (S.B. Peck, comm. pers.). Certaines espèces se rencontrent fréquemment dans les nids d'oiseaux, alors que d'autres sont davantage associées aux mammifères vivant dans des terriers; la majorité des espèces nord-américaines (dont celles capturées lors de cette étude) sont toutefois considérées jusqu'à maintenant comme plutôt généralistes.

- Le quatrième et dernier groupe sera désigné sous l'appellation de fongivores. Il comprend des espèces appartenant à des genres taxonomiques relativement éloignés, mais ayant pour caractéristique commune d'être étroitement associés aux champignons hypogés, dont les fructifications sont souterraines. Il s'agit donc d'insectes dont une partie du cycle vital se déroule sous la surface du sol, notamment durant les stades larvaires, et qui s'alimentent soit sur les hyphes fongiques soit sur les fructifications souterraines, appelées truffes à l'occasion (ces fausses truffes sont cependant à distinguer de la vraie truffe, cet excellent comestible que l'on ne trouve pas au Québec à l'état naturel).

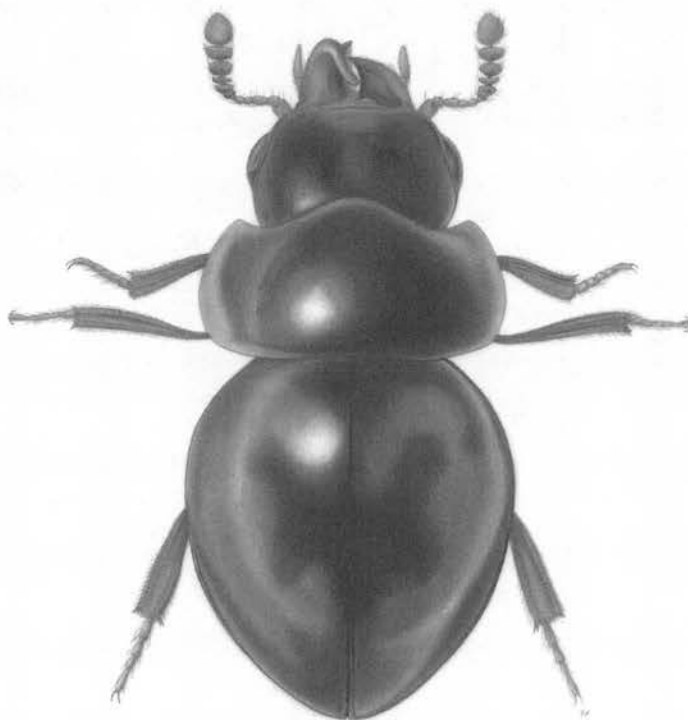


Figure 1. *Agathidium pulchrum* (LeConte), une espèce de léiodide commune en forêt boréale, longue d'environ 3 mm. Plusieurs espèces d'*Agathidium*, dont celle-ci, ont aussi la faculté de se rouler en boule, ce qui serait principalement un moyen de défense. Dessin de Byron Alexander, reproduit avec la permission de Quentin D. Wheeler.

Sites étudiés et objectif poursuivi

Nous avons comparé deux catégories de peuplements forestiers, situés en Gaspésie dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Les sapinières étudiées sont situées à la limite bioclimatique entre la forêt boréale proprement dite et la forêt mixte, et peuvent être considérées comme des écosystèmes relativement productifs par rapport au reste de la zone boréale.



BRUNO BOULET - INRN

laquelle on a ajouté un peu de détergent afin de diminuer la tension superficielle et empêcher des insectes de flotter en surface. Des déflecteurs ont été ajoutés de chaque côté du récipient. Cet instrument est utilisé surtout pour la capture des coléoptères, dont plusieurs espèces ont tendance à se laisser tomber dès qu'elles entrent en collision avec un obstacle (la moustiquaire dans ce cas-ci) pendant le vol. Le piège que nous avons utilisé est d'assez grande taille et a pour avantage une superficie d'interception assez importante et, donc, un nombre de captures accru d'autant. Nous avons installé neuf pièges à impact dans les peuplements de seconde venue et 18 dans les peuplements vierges.

Comparaison entre les communautés d'insectes dans des sapinières vierges et de seconde-venue

Trente-et-une espèces de léiodides furent capturées à l'été 1998 dans les deux types de sapinières, pour un total de 4 278 individus. À la lumière de compa-

Figure 2. Le myxomycète *Fuligo septica* (L.) dont le protoplasme d'un beau jaune clair est en pleine croissance sur une jeune tige de conifère. Cette espèce de grande taille est l'une des plus faciles à observer dans nos forêts.

Il s'agissait, d'une part, de sapinières de seconde-venue (secteur du lac-à-Léon-Boulay, env. 49° 04' N 64° 42' O), ayant fait l'objet de coupe à blanc dans les années 1940 et qui ont atteint aujourd'hui le stade de maturité sylvicole, et, d'autre part, de sapinières vierges surannées (secteur du lac Blanchet, env. 49° 05' N 64° 46' O), ayant largement dépassé ce stade de développement et situées au sein d'un vaste secteur n'ayant jamais fait l'objet de coupes. Le sapin baumier domine largement dans les sapinières vierges en décrépitude, alors que dans les sapinières de seconde venue il y a présence significative dans le paysage d'espèces feuillues, dont principalement le bouleau à papier. La présente étude constitue l'un des volets d'une étude plus globale sur la biodiversité dans les vieilles sapinières boréales, et les sites d'étude sont décrits plus en détail dans Desponts *et al.*, (2000), et ils sont partiellement évoqués ailleurs dans ce document. Par la comparaison des communautés de léiodides échantillonnées dans ces peuplements d'origine différente, nous essayons indirectement de vérifier quel type d'impact à long terme l'aménagement forestier peut avoir sur les communautés de léiodides.

Technique de piégeage

Nous avons utilisé le piège à impact (*flight-intercept trap*), aussi appelé piège à interception ou piège-fenêtre. Ce type de piège (figure 3), simple et peu coûteux à fabriquer, permet de capturer une variété impressionnante d'insectes. Le piège est constitué d'une moustiquaire tendue au-dessus d'un récipient contenant de l'eau avec du sel en solution, à

raisons avec des données de récolte non publiées pour certaines sapinières de la réserve faunique des Laurentides (dans les environs du lac des Neiges, env. 47° 28' N 71° 02' O) de même qu'avec les résultats de Chandler et Peck (1992) pour une zone correspondant à l'érablière à bouleau jaune, on remarque que les communautés de léiodides capturées dans nos sapinières gaspésiennes s'apparentent beaucoup plus à celles de l'érablière qu'aux sapinières authentiquement boréales, où les assemblages étaient beaucoup plus pauvres en espèces. Ceci met en évidence la luxuriance des sapinières échantillonnées, situées dans l'ensemble sur des stations assez fertiles et ayant un sous-étage particulièrement développé. De même, nous voyons que la composition en essences du couvert forestier dominant peut être une indication trompeuse de la teneur des communautés d'insectes qu'il abrite, particulièrement pour des insectes décomposeurs qui ne dépendent pas directement de la végétation vivante.

Les quatre groupes de léiodides ont des modèles d'abondance très différents les uns par rapport aux autres (figure 4). Par exemple, même si les fongivores ont une diversité spécifique relativement forte, peu d'individus furent capturés au total (neuf espèces, 105 individus pour une moyenne de 11,6 ind./esp.), alors que c'est l'opposé pour le groupe des Cholevinae (cinq espèces, 2 861 individus, pour 572 ind./esp.).

La subdivision des léiodides en sous-groupes nous permet surtout de constater qu'ils ont des réactions contrastées par rapport aux deux types de sapinières (tableau 1).

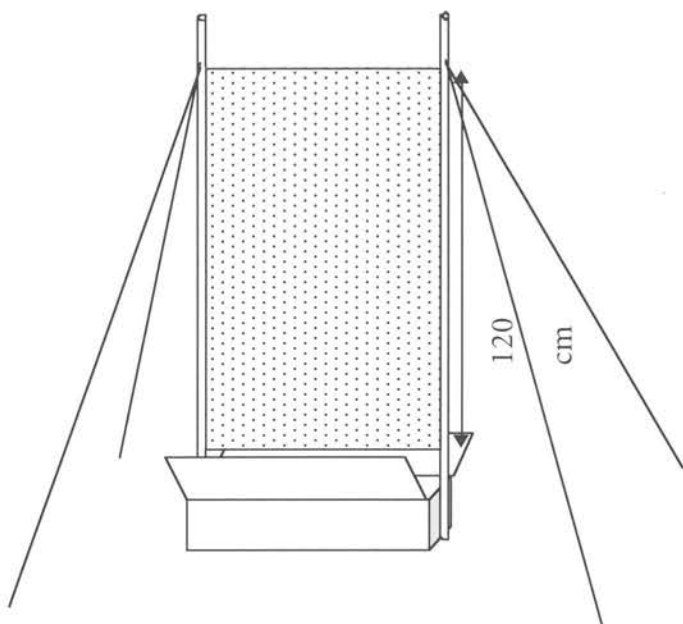


Figure 3. Schéma représentant le piège-impact utilisé lors de cette étude.

Nous sommes en mesure de formuler quelques hypothèses pour expliquer ces résultats :

- Les léiodides du genre *Anisotoma* sont globalement moins abondants dans les sapinières de seconde-venue; tel que suggéré par des travaux antérieurs (Chandler et Peck, 1992), ceci pourrait être attribuable à la moindre abondance dans ces peuplements de grosses tiges mortes dans les premiers stades de décomposition, un substrat de prédilection pour les myxomycètes.
- Pour les léiodides du genre *Agathidium*, aucune tendance claire ne se dessine pour l'ensemble. Cependant, en regardant de façon plus précise les résultats du piégeage, on réalise que, parmi ces dix espèces capturées, quelques-unes semblent préférer les sapinières vierges, d'autres les sapinières de seconde-venue, et un troisième groupe n'affiche pas de préférence claire. Le genre *Agathidium* semble donc

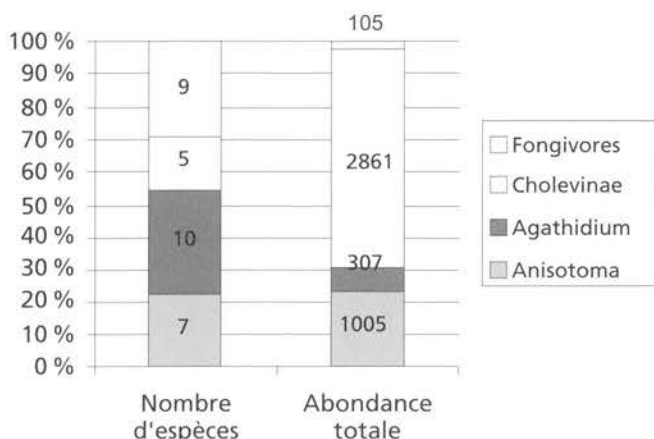


Figure 4. Nombre d'espèces et abondance totale des individus capturés pour les quatre groupes de léiodides.

moins spécialisé que le genre *Anisotoma* et, contrairement à ce dernier, il pourrait comprendre plusieurs espèces associées de manière plus particulière aux myxomycètes de litière, notamment de litière feuillue. Ce dernier facteur pourrait expliquer la préférence pour les sapinières de seconde-venue affichée par certaines espèces, le bouleau à papier étant une composante significative du couvert forestier dans ces peuplements.

- Les *Cholevinae* sont aussi abondants dans les deux types de sapinière; nous n'avons effectivement aucune raison de nous attendre à ce que leur source de nourriture, les cadavres d'animaux, soit plus abondante dans l'un ou l'autre de ces deux milieux.
- Les léiodides fongivores sont globalement plus abondants dans les sapinières de seconde-venue, peut-être parce qu'ils dépendent des champignons hypogés associés aux racines de plantes (le framboisier, diverses graminées) ou de certaines essences feuillues (bouleau à papier) plus abondantes dans ces peuplements.

Le fait de limiter nos analyses à des comparaisons d'abondance pour ces quatre groupes trophiques permet de dégager les grandes tendances, dans un contexte où le manque de renseignements écologiques de référence rendrait l'interprétation difficile, sinon impossible, pour les espèces considérées individuellement. Il faut cependant prendre garde à ne pas accorder valeur de preuve à ces hypothèses formulées à la suite des résultats, car les espèces qui composent ces différents groupes ont en fait des niches écologiques précises, et chacune d'elles a probablement une relation particulière et fort complexe avec son habitat, méritant d'être élucidée éventuellement par des études particulières. Dans le cas des léiodides, cette complexité est encore augmentée par le fait qu'ils se situent à l'extrémité de la chaîne trophique, décomposeurs de décomposeurs en quelque sorte, en relation de dépendance (probablement réciproque) avec des organismes comme les champignons, myxomycètes et bactéries, eux-mêmes fort mal connus et dépendant de la présence de substrats organiques morts.

Tableau 1. Nombre moyen d'individus capturés dans les pièges installés dans les sapinières vierges et de seconde-venue pour les groupes trophiques de léiodides, toutes espèces confondues. Les probabilités associées au test non-paramétrique de Mann-Whitney sont indiquées.

	Seconde-venue	Vierges	p
<i>Anisotoma</i>	24,4	43,6	0,072
<i>Agathidium</i>	10,0	17,1	0,681
<i>Cholevinae</i>	96,7	108,1	0,537
<i>Fongivores</i>	5,8	3,0	0,069

Tableau 2. Espèces significativement plus abondantes dans un type de forêt ou dans l'autre. Seules les espèces capturées à plus de dix reprises au total sont considérées. Les probabilités associées au test non-paramétrique de Mann-Whitney sont indiquées.

	Seconde-venue	Vierges	p
<i>Anisotoma inops</i> (Brown)	0,7	3,8	0,001
<i>Anisotoma horni</i> (Wheeler)	4,9	12,5	0,011
<i>Agathidium</i> pr. <i>assimile</i> (Fall)	1,0	0,1	0,011
<i>Colon boreale</i> (Peck & Stephan) (fongivore)	3,2	0,6	0,001

Rappelons toutefois que pour une bonne partie des espèces présentes en forêt boréale, particulièrement chez les insectes, ces liens écologiques complexes unissant des organismes minuscules, aux habitudes souvent cryptiques, sont la norme plutôt que l'exception.

Parmi toutes les espèces de léiodides capturées, seulement quatre sont significativement moins abondantes dans un type de forêt que dans l'autre (tableau 2), et toutes les espèces capturées à plus de trois reprises sont présentes aux deux endroits. Ceci s'explique probablement, en bonne partie, par leur bonne capacité de dispersion par le vol, ce qui facilite la colonisation des sites favorables même lorsqu'ils sont très dispersés au sein d'un milieu défavorable. Cependant, les faibles quantités observées chez quelques espèces d'*Anisotoma* sont intéressantes et confirment les tendances observées plus haut pour les quatre groupes de léiodides. Le cas d'*Anisotoma inops*, significativement plus abondant dans les sapinières vierges, est particulièrement intéressant à ce propos puisque Chandler et Peck (1992) avaient également identifié cette espèce comme un indicateur de forêt ancienne, lors de leur étude dans des érablières du New Hampshire.

Conclusion

Bien que nous n'ayons pas constaté d'absence pure et simple d'espèces de léiodides dans les sapinières de seconde-venue par rapport aux vieilles sapinières vierges, l'équilibre des communautés, qui est un aspect fondamental de la biodiversité et qui à ce titre doit être préservé dans nos forêts, y paraît sensiblement modifié. Pour le genre *Anisotoma* en particulier, il semble que la disparition de certaines catégories de bois mort dans les sapinières aménagées joue un rôle crucial. L'usage d'une sylviculture favorisant la présence de ce dernier élément, par exemple via la non-récolte de quelques grosses tiges lors des activités forestières ou encore la préservation de superficies de vieilles forêts intactes au sein des unités d'aménagement, pourrait être envisageable à court ou moyen terme pour contrer les effets néfastes sur

ce groupe et, de façon plus générale, pour tous les insectes dépendant directement ou indirectement du bois mort. Il serait certes logique d'adopter des approches d'aménagement prudentes pendant que se poursuivent les efforts pour l'étude des communautés d'insectes forestiers et de leur résilience à la suite de différents types de perturbations. À plus long terme, ces études devraient mener à des recommandations plus précises, s'appliquant à une portion représentative de l'entomofaune en forêt boréale.

Remerciements

Cet article est un résumé d'une thèse de maîtrise complétée à la Faculté de foresterie et de géomatique de l'Université Laval; je remercie en particulier Louis Bélanger et Christian Hébert qui m'ont dirigé lors de ce projet. ◀

Références

- CHANDLER D.S. and S.B. PECK, 1992. Diversity and seasonality of Leiodid Beetles (Coleoptera : Leiodidae) in an Old-Growth and a 40-years-Old Forest in New Hampshire. *Environmental Entomology*, 21 : 1283-1291.
- DANKS, H.V., 1993. Patterns of diversity in the Canadian insect fauna. *Memoirs of the entomological Society of Canada*, 165 : 51-74.
- DANKS, H.V. and R.G. FOOTITT, 1989. Insects of the boreal zone of Canada. *The Canadian Entomologist*, 121 : 625-690.
- DESPOINTE, M., A. DESROCHERS, L. BÉLANGER, J. HUOT et C. HÉBERT, 2000. Évaluation des impacts de la stratégie de protection des forêts sur la biodiversité dans la sapinière boréale humide. Rapport final. Direction de la recherche forestière, ministère des Ressources naturelles du Québec. 89 p.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 1994. Une stratégie : Aménager pour mieux protéger les forêts. Ministère des Ressources naturelles, Direction des programmes forestiers. Publ. FQ94-3051. 197 p.
- ING, B., 1994. The phytosociology of myxomycetes. *New Phytologist*, 126 : 175-201.
- KAILA, L., P. MARTIKAINEN and P. PUNTTILA, 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forests. *Biodiversity and Conservation*, 6 : 1-18.
- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière #136, 91 p.
- NIEMELÄ, J., 1997. Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology*, 11 : 601-610.
- PECK, S.B., 1990. Insecta : Coleoptera – Silphidae and the associated families Agyrtidae and Leiodidae. In D.L. Dindal (Ed.), *Soil Biology Guide*. New York : John Wiley & Sons, p. 1113-1136.
- WHEELER, Q.D., 1984. Associations of beetles with slime molds : Ecological patterns in the Anisotominiini (Leiodidae). *Bulletin of the Entomological Society of America*, 30 : 14-18.

La faune vertébrée menacée ou vulnérable en forêt boréale

Michel Lepage

Introduction

L'importance de maintenir des habitats de qualité pour la faune n'est plus à démontrer. Ce sujet a fait l'objet de nombreuses campagnes de sensibilisation du public au cours des 15 dernières années. Il est donc normal que ce même public s'interroge sur les impacts des activités qui entraînent des bouleversements majeurs dans les habitats. La présence d'espèces menacées ou vulnérables en forêt boréale et les effets des activités forestières sur ces dernières sont devenus un sujet de préoccupation pour les gestionnaires de la faune et des forêts, ainsi que pour la population en général. Le présent article portera sur l'influence de l'exploitation forestière sur les espèces menacées ou vulnérables. Bien que plusieurs activités autres que forestières peuvent avoir un impact sur ces espèces, celles-ci ne seront pas traitées dans le présent article.

L'identification des espèces en situation précaire

Nos connaissances sur les espèces de la forêt boréale sont encore fragmentaires, du moins pour certaines d'entre elles. Connaître l'état des populations des diverses espèces est la première étape du processus permettant d'identifier et d'intervenir sur les espèces en difficulté. Cette connaissance s'acquiert lors de travaux de recherches et d'inventaires en vue de déterminer la répartition, l'abondance et les tendances des populations.

Pour les espèces les moins abondantes, peu connues ou celles dont la précarité est appréhendée, les données recueillies lors de divers travaux d'inventaire sont compilées au Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), géré conjointement par le ministère de l'Environnement et par la Société de la faune et des parcs. La banque de données du CDPNQ intègre des données recueillies et déposées dans diverses autres banques, notamment la banque de données sur les micro-mammifères du Québec gérée par la Société de la faune et des parcs, la banque de données sur les amphibiens et les reptiles du Québec gérée par la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et les banques de données Étude des populations d'oiseaux du Québec et Oiseaux menacés du Québec, gérées par l'Association québécoise des groupes d'ornithologues.

Certains programmes d'inventaire font appel à de nombreux bénévoles et ciblent des groupes d'espèces pour lesquelles des indices d'abondance sont obtenus. C'est le cas de l'inventaire des anoues, de l'inventaire des oiseaux nicheurs et du dénombrement des rapaces en migration. Enfin, des travaux d'inventaire ciblant des espèces en particulier sont également entrepris dans le but de mieux connaître l'état de leurs populations. C'est le cas du campagnol des rochers (*Microtus chrotorrhinus*); en effet, des campagnes de récolte sont présentement en cours pour vérifier l'étendue de sa répartition sur le territoire et son abondance relative.

Un rapport de situation est rédigé lorsque suffisamment de renseignements sont disponibles. Par la suite, ce rapport est analysé par le comité avisé sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables, formé de sept représentants du secteur de la recherche et de la conservation. Sur recommandation de ce comité, le gouvernement du Québec peut adopter un décret de désignation rendant officiel le statut de « menacé » ou de « vulnérable », conformément aux dispositions de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables. Une espèce menacée est définie comme étant « toute espèce dont la disparition est appréhendée », et une espèce vulnérable, comme « toute espèce dont la survie est précaire même si sa disparition n'est pas appréhendée ».

La liste de la faune vertébrée du Québec (Desrosiers *et al.*, 1995) comporte 653 espèces, dont 76 espèces ou populations apparaissent à la liste de la faune vertébrée susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable (Beaulieu, 1993). La majorité des espèces en difficulté se rencontrent dans la partie méridionale du Québec. Seulement 17 des espèces ou populations dites susceptibles d'être désignées occupent la forêt boréale. Ce sont essentiellement des mammifères (neuf espèces ou populations) et des oiseaux (huit espèces) (tableau 1). Aucun amphibien, reptile ou poisson de la forêt boréale n'est dans une situation qui justifie son inclusion dans la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Une révision de cette liste est présentement en cours pour les oiseaux; deux autres espèces

Michel Lepage est biologiste et coordonnateur aux espèces menacées à la Société de la faune et des parcs.

Tableau 1. Espèces menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être désignées comme telles et présentes en forêt boréale au Québec.

Espèce	Statut québécois	Habitat
Oiseaux		
Aigle royal <i>Aquila chrysaetos</i>	Susceptible	Parois rocheuses, milieux ouverts ou semi-ouverts
Arlequin plongeur <i>Histrionicus histrionicus</i>	Susceptible	Rivières aux eaux rapides
Chouette lapone <i>Strix nebulosa</i>	Susceptible	Habitats ouverts et humides, forêt mature
Faucon pèlerin anatum <i>Falco peregrinus anatum</i>	Susceptible	Parois rocheuses, milieux ouverts
Garrot d'Islande <i>Bucephala islandica</i>	Aucun ^{1,3}	Chicots, lacs sans poissons
Hibou des marais <i>Asio flammeus</i>	Aucun ^{1,3}	Grands milieux ouverts, marais, tourbières
Pygargue à tête blanche <i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Susceptible	Forêt bordant les grands réservoirs
Râle jaune <i>Coturnicops noveboracensis</i>	Susceptible	Marais
Mammifères		
Belette pygmée <i>Mustela nivalis</i>	Susceptible	Milieux ouverts
Carcajou <i>Gulo gulo</i>	Menacée	Forêt et milieux ouverts
Caribou des bois, écotype forestier <i>Rangifer tarandus caribou</i>	Aucun ²	Forêt résineuse mature avec lichens
Caribou des bois, harde de Val d'Or <i>Rangifer tarandus caribou</i>	Susceptible	Forêt résineuse mature avec lichens, tourbières
Campagnol des rochers <i>Microtus chrotorrhinus</i>	Susceptible	Associé aux falaises et affleurement rocheux
Campagnol lemming de Cooper <i>Synaptomys cooperi</i>	Susceptible	Tourbières à sphaigne, marais herbeux
Chauve-souris cendrée <i>Lasiurus cinereus</i>	Susceptible	Forêt près de clairières et plans d'eau
Lynx du Canada <i>Lynx canadensis</i>	Susceptible	Forêt, habitats variés
Musaraigne pygmée <i>Sorex hoyi</i>	Susceptible	Tourbières, marécages

1. Proposition d'ajout à la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (comité formé de l'Association québécoise des groupes d'ornithologues, du Service canadien de la faune et de la Société de la faune et des parcs).
2. Population classée menacée à l'échelle du Canada (COSEPAC, 2000).
3. Classée préoccupante à l'échelle du Canada (COSEPAC, 2000).

présentes en forêt boréale, le garrot d'Islande (*Bucephala islandica*) et le hibou des marais (*Asio flammeus*), devraient s'ajouter sous peu à celle-ci. La chouette lapone (*Strix nebulosa*) pourrait par contre être retirée de la liste. À l'échelle canadienne, la population de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), qui occupe les régions forestières au sud de la toundra, a récemment été reconnue comme menacée (COSEPAC 2000). Sa situation à l'échelle du Québec devra être évaluée.

Sur les huit espèces de faune vertébrée désignées jusqu'à maintenant en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables, une seulement habite la forêt boréale. Il s'agit du carcajou, espèce désignée « menacée ». Par ailleurs, des décrets sont en préparation pour la désignation de deux autres espèces présentes en forêt boréale, le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et le faucon pèlerin anatum (*Falco peregrinus anatum*). Parmi les neuf rapports de situation en attente d'analyse par le comité aviseur sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables, un concerne une espèce qui visite la forêt boréale : soit l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*).

Espèces menacées ou vulnérables présentant une problématique par rapport aux activités forestières en forêt boréale

Parmi les 17 espèces ou populations apparaissant au tableau 1, seulement quatre présentent une problématique assez importante à l'égard de l'exploitation forestière. Il s'agit du pygargue à tête blanche, du garrot d'Islande, du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), écotype forestier, et de la population isolée du caribou des bois de Val-d'Or.

Le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*)

Ce grand rapace de la famille des *Accipitridae* (figure 1) niche à proximité des grands lacs et réservoirs, également le long de certains grands cours d'eau. Durant la période de reproduction, le couple occupe un domaine vital d'environ 10 à 15 km² (Stalmaster, 1987). Il établit son nid dans de grands arbres dont la hauteur excède en général celle du couvert forestier environnant. Cette espèce a beaucoup souffert de la contamination de sa nourriture par les pesticides organochlorés et ses populations ont connu une chute importante au cours des années 1950 et 1960. La population reproductrice est encore peu abondante : 89 territoires de nidification connus au Québec dont cinq en forêt boréale. Toutefois, la population serait présentement à la hausse.

L'exploitation forestière à proximité du nid et la construction des routes d'accès nécessaires à cette exploitation entraînent un risque élevé d'abandon du nid et du territoire de nidification par les adultes. La

possibilité pour les oiseaux de trouver un autre territoire de nidification à l'intérieur de l'aire vitale qu'ils occupent peut s'avérer problématique.

Le rapport de situation produit par Lessard (1996) a été soumis au comité aviseur sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables, qui a recommandé le statut de « vulnérable » au Québec. Le processus de désignation légale en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables est présentement en cours. Une équipe de rétablissement, constituée en 2000, termine présentement la rédaction du plan de rétablissement et en coordonnera la mise en oeuvre. Le pygargue compte parmi les espèces prises en compte dans l'entente administrative, concernant la protection des espèces menacées ou vulnérables et leurs habitats, convenue en 1996 entre le ministère des Ressources naturelles et le ministère de l'Environnement et de la Faune. En vertu de cette entente, la localisation des nids est transmise au ministère des Ressources naturelles, qui fait inscrire ces renseignements sur les plans d'aménagement forestier. Une fiche habitat et



Figure 1. Pygargue à tête blanche

des mesures de protection ont été élaborées afin de permettre aux exploitants forestiers de protéger les nids. La mesure de protection convenue entre les organismes comprend une bande de 300 m autour du nid à l'intérieur de laquelle aucune intervention n'est réalisée et une bande additionnelle de 400 m, où les activités forestières ont cours en dehors de la période de reproduction.

**Le garrot d'Islande
(*Bucephala islandica*)**

Ce n'est que récemment que les scientifiques ont découvert où nichait ce canard au Québec. Les études entreprises par le Service canadien de la faune à l'aide de la télémétrie satellitaire ont permis de localiser quelques secteurs de reproduction en forêt boréale, dans les monts Valins au Saguenay et sur le côté nord du golfe du Saint-Laurent (Robert *et al.*, 1999). Selon plusieurs indices, ce canard plongeur sélectionnerait les lacs sans poisson comme aire d'alimentation pour ses canetons. L'absence de poisson y permettrait une grande abondance des invertébrés : telle est l'hypothèse avancée pour expliquer la sélection de ces plans

d'eau par les garrots. Les études entreprises par l'Université du Québec à Chicoutimi, le Service canadien de la faune et la Société de la faune et des parcs vont bientôt permettre de lever le voile sur cet aspect de la sélection de l'habitat par le garrot d'Islande.

Ce garrot est un nicheur arboricole. Il pond ses oeufs dans une cavité formée naturellement ou creusée par d'autres espèces d'oiseaux, comme les pics. La présence de chicots de grand diamètre est un élément essentiel à la survie de cette espèce. Des bandes de protection de 20 m sont présentement conservées le long des lacs et des cours d'eau permanents en vertu du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public. Toutefois, les industriels forestiers peuvent y récupérer un tiers des tiges, ce qui peut accroître la rareté des gros chicots. Étant donné que les chicots de grande taille ne se trouvent pas nécessairement à l'intérieur de cette bande de protection de 20 m, des travaux de recherches additionnels sont requis pour déterminer si des mesures de protection particulières doivent être appliquées et autour de quels plans d'eau.



Figure 2. Caribous des bois, harde de Val-d'Or, dans leur habitat.

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), écotype forestier

Le Comité sur le statut des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a retenu le statut de « menacé » pour le caribou des bois, population boréale (COSEPAC, 2000). L'auteur du rapport de situation a inclus, dans cette population, celle qui occupe la forêt boréale entre le 49^e et le 53^e parallèle nord au Québec (Gray, 1999). Le groupe visé correspond donc à l'écotype forestier de la sous-espèce de caribou des bois. Divers types d'habitats sont utilisés selon les saisons. Ce caribou fréquente surtout les forêts résineuses matures là où croissent les lichens terrestres, sa principale source de nourriture. Les lichens arboricoles sont aussi utilisés lorsque les lichens terrestres ne sont pas disponibles, en raison d'une croûte de glace, par exemple. L'exploitation forestière est mise en cause pour expliquer le recul vers le nord de la limite sud de son aire de répartition. Les modalités actuelles d'exploitation de la forêt favorisent l'original et son principal prédateur, le loup. Il s'en suit l'apparition d'un couvert forestier peu propice à la croissance des lichens et une probable augmentation de la prédation par le loup sur le caribou.

La Société de la faune et des parcs effectue présentement des recherches au Québec en collaboration avec le ministère de Ressources naturelles et l'industrie forestière en vue de préciser l'aire de répartition de l'écotype forestier du caribou des bois, et de connaître sa génétique, sa dynamique de population et son utilisation saisonnière des habitats. L'objectif ultime est de définir des modalités d'exploitation forestière compatibles avec l'utilisation du milieu par le caribou (Courtois *et al.*, présent volume).

La population de Val-d'Or

Une harde de caribous d'une cinquantaine de têtes occupe un territoire d'environ 2 500 km² au sud-est de Val-d'Or dans la région de l'Abitibi (figure 2). Avec les petites hardes de Charlevoix (parc des Grands-Jardins) et de l'écotype montagnard de la Gaspésie, la harde de Val-d'Or constitue une population relique des caribous, qui occupaient tout le sud du Québec dans le passé (St-Martin, 1989). Cette population ne semble plus avoir d'échanges avec les autres populations de caribous de l'écotype forestier (St-Martin, 1989; Chamberland *et al.*, 1999). En raison de la faible taille de sa population et de son isolement des autres populations, des mesures de protection particulières ont été convenues entre le ministère des Ressources naturelles et la Société de la faune et des parcs pour assurer le maintien de cette population. Un premier plan d'intervention a été préparé en 1993 (Paré et Brassard, 1993) et un second en 1999, pour tenir compte des résultats des actions antérieures et des nouvelles données issues des études télémétriques réalisées de 1995 à 1999 (Chamberland *et al.*, 1999).

Le plan d'aménagement définit diverses modalités d'intervention selon les secteurs occupés par les caribous : protection de lisières boisées plus larges autour des tourbières, récolte interdite dans certains secteurs durant la période de mise bas, traitements sylvicoles favorisant le maintien ou l'établissement d'un couvert résineux, protection des groupements à lichens et d'une lisière de 50 m les entourant, etc. Les auteurs du plan d'intervention sont confiants que l'application de ces mesures de protection permettra le maintien de la harde de caribous de Val-d'Or.

Les autres espèces

Actuellement, les connaissances touchant quatre autres espèces s'avèrent insuffisantes pour bien préciser l'effet des activités forestières sur celles-ci. Il s'agit du campagnol des rochers (*Microtus chrotorrhinus*), de la chauve-souris cendrée (*Lasiurus cinereus*), du carcajou (*Gulo gulo*) et de la chouette lapone (*Strix nebulosa*).

À titre d'exemple, l'une de ces espèces, la chouette lapone, est considérée rare en période de reproduction au Québec. À peine trois sites de nidification ont été trouvés à ce jour, mais les observations en période estivale laissent supposer la présence de plusieurs autres sites. Tous les sites connus sont localisés dans la région de l'Abitibi. Son habitat de nidification est constitué de peuplements à maturité, où la voûte forestière est plutôt fermée (Morneau *in* Gauthier et Aubry, 1995). Toutefois, ses terrains de chasse sont constitués de milieux ouverts où elle recherche les petits rongeurs. L'exploitation forestière peut théoriquement présenter une menace si les peuplements matures se raréfient dans une région. Par contre, les ouvertures créées par les coupes forestières présentent un avantage puisqu'elles créent temporairement de nouveaux sites d'alimentation. Il s'agit là d'une espèce pour laquelle l'acquisition de nouvelles connaissances devient essentielle si l'on veut bien cerner l'influence des activités forestières sur sa survie.

La même situation prévaut pour le carcajou (*Gulo gulo*), le plus grand mustélide terrestre (figure 3). Opportuniste quant à son alimentation, il devient principalement nécrophage en hiver et se nourrit des carcasses d'autres animaux. Les individus peuvent parcourir de grandes distances chaque jour. En raison de sa rareté et de ses déplacements, il est présentement impossible de détecter une tendance démographique de la population de carcajous et de préciser ses besoins en termes d'habitat (Moisan, 1996).

Selon les connaissances actuelles, l'habitat des autres espèces ne serait pas affecté ou serait très peu touché par l'exploitation forestière. C'est le cas, par exemple, de l'habitat de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) qui fréquente les milieux ouverts ou semi-ouverts, souvent en terrain montagneux (Brodeur et Morneau, 1999), du râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) qui habite les marais (Robert *et al.*, 1995)



Figure 3. Le carcajou, une espèce devenue très rare au Québec.

ou du faucon pèlerin *anatum* (*Falco peregrinus*) qui niche en falaise et chasse en milieu ouvert (Bird et Gard, 1990) (tableau 1).

Conclusion

La problématique des espèces menacées ou vulnérables en forêt boréale paraît moins criante que celle des écosystèmes du sud du Québec. Le faible niveau d'occupation humaine en forêt boréale a mis plusieurs espèces à l'abri des interventions qui ont eu des conséquences désastreuses sur les espèces du sud : épandage de pesticides organochlorés pour protéger les cultures, remblayage de terres humides, transformation radicale des milieux naturels en milieux urbanisés et en parcs industriels, etc. Toutefois, l'exploitation forestière en forêt boréale, par son ampleur et les grandes

superficielles qui seront touchées au cours des 50 prochaines années, doit tenir compte des exigences de la faune. Elle doit lui assurer, à court, à moyen et à long terme, des habitats de qualité, en quantité suffisante.

Références

- BEAULIEU, H., 1993. Liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 107 p.
- BIRD, D.M. et N.W. GARD, 1990. Rapport sur le statut du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 39 p.
- BRODEUR, S et F. MORNEAU, 1999. Rapport sur la situation de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, 75 p.

- CHAMBERLAND, C., M. PARÉ et J. THIBOUTOT, 1999. Plan d'aménagement du site faunique du caribou au sud de Val-d'Or. Ministère des Ressources naturelles du Québec et Société de la faune et des parcs du Québec, 40 p.
- COSEPAC, 2000. Espèces canadiennes en péril. Novembre 2000. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, Canada, 26 p.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, A. GINGRAS, C. DUSSAULT et D. BANVILLE, 2001. La situation du caribou forestier au Québec. *Le Naturaliste canadien* : 125, (3) :53-63.
- DESROSIERS, A., F. CARON et R. OUELLET, 1995. Liste de la faune vertébrée du Québec. Les Publications du Québec, 122 p.
- GRAY, D.R., 1999. Updated status report on the woodland caribou (caribou des bois) *Rangifer tarandus dawsoni* and *Rangifer tarandus caribou* in Canada. Committee on the status of Endangered Wildlife in Canada, 41 p.
- MOISAN, M., 1996. Rapport sur la situation du carcajou (*Gulo gulo*) au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 58 p.
- MORNEAU, F., 1995. Chouette lapone, p. 602-605. In Gauthier, J et Y. Aubry (sous la direction de) 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 de Québec, Montréal, xviii +1295 p.
- PARÉ, M et C. BRASSARD, 1993. Écologie et plan de protection de la population de caribous de Val-d'Or. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Rouyn-Noranda, 56 p.
- ROBERT, M., P. LAPORTE et F. SHAFFER, 1995. Plan d'action pour le rétablissement du râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) au Québec. Environnement Canada, Service canadien de la faune, 38 p.
- ROBERT, M., R. BENOÎT et J.-P. SAVARD, 1999. COSEWIC status report on the eastern population of the Barrow's Goldeneye (*Bucephala islandica*) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, 59 p.
- ST-MARTIN, G., 1989. Rapport sur la situation du troupeau de caribous (*Rangifer tarandus caribou*) de Val-d'Or, Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue et Direction de la gestion des espèces et des habitats, 60 p.
- STALMASTER, M.V., 1987. The bald eagle. Universe Books, New York, 227 p.

DES RECHERCHES ESSENTIELLES



La gestion de nos écosystèmes aquatiques requiert des connaissances de pointe et justes. L'Institut Maurice-Lamontagne se consacre à des travaux scientifiques dans les domaines des pêches, de l'environnement, de l'océanographie et de l'hydrographie. Nous poursuivons également des activités contribuant à la gestion intégrée de nos zones côtières et à la protection de l'habitat du poisson en eaux marines comme en eaux douces.

INSTITUT MAURICE-LAMONTAGNE
CENTRE DE RECHERCHE EN SCIENCES DE LA MER

850, route de la Mer
C.P. 1000, Mont-Joli
(Québec) G5H 3Z4
Téléphone :
(418) 775-0500
Télocopieur :
(418) 775-0542
www.qc.dfo-mpo.gc.ca/iml

 Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada



Aménagement forestier durable : ÉVALUATION D'INDICATEURS DE LA BIODIVERSITÉ DANS UNE AIRE COMMUNE

Hélène D'Avignon

Introduction

Depuis le Sommet de Rio en 1992, les nations reconnaissent l'importance d'agir devant les menaces d'épuisement mondial des ressources forestières. Elles se demandent comment continuer à les exploiter sans pour autant nuire à leur capacité naturelle de renouvellement. C'est à partir de cette préoccupation commune qu'est né, partout dans le monde, le concept d'aménagement forestier durable (AFD). Au Canada comme au Québec, le concept de durabilité repose sur six principes, ou critères, qui sont évalués au moyen d'indicateurs déterminés. Par exemple, pour s'assurer de conserver la diversité biologique (critère 1) du territoire forestier québécois, le ministère des Ressources naturelles propose de recourir à huit indicateurs (MRN, 1996).

L'industrie forestière est de plus en plus incitée à adhérer à ces principes de l'AFD. La mesure incitative la plus en vue est la certification des produits du bois par « éco-labelisation ». L'éco-labelisation garantit qu'un produit provient d'une forêt aménagée selon les principes de l'AFD. Les industriels sont de plus en plus nombreux à vouloir s'engager dans un processus de certification, malgré sa complexité.

Un des défis de taille auquel une industrie forestière doit faire face en choisissant la voie de l'AFD est de conserver la diversité biologique dans son aire commune, tout en poursuivant ses activités de récolte. En effet, ces dernières affectent vraisemblablement la diversité à deux niveaux de l'écosystème forestier : celui du paysage forestier, lors de la planification des récoltes, et celui du peuplement lui-même, lors de la récolte proprement dite. On doit donc, dans ces territoires, choisir des indicateurs qui permettent de mesurer la diversité à ces deux niveaux. Les objectifs de conservation doivent de plus être en accord avec les objectifs de conservation aux niveaux supérieurs de l'organisation biologique, comme le paysage régional (Saucier *et al.*, 1998). On ne saurait donc prétendre conserver la diversité biologique sans tenir compte de la hiérarchie des écosystèmes au sein desquels elle s'organise.

Si beaucoup d'énergie a été déployée jusqu'à ce jour pour élaborer les critères et les indicateurs à l'échelle régionale, l'expérimentation de mesures, au Québec du moins, est à peine amorcée dans les grands territoires destinés à la récolte (aires communes). C'est dans ce contexte que nous

avons voulu mettre sur pied une méthode rigoureuse de mesures et de suivi d'indicateurs de diversité biologique dans une aire commune située en forêt boréale. Ainsi, les industriels pourront s'appuyer sur l'image de la diversité révélée par les premières mesures des indicateurs pour établir leurs objectifs de conservation, et des mesures subséquentes pour vérifier s'ils les ont atteints.

Nous présentons les indicateurs, essentiellement des constituants de l'écosystème. Nous décrivons ensuite les méthodes de mesure employées et l'image que les indicateurs livrent de la diversité végétale du territoire. Enfin, nous voyons en quoi cette image peut aider à l'établissement d'objectifs de conservation de la diversité biologique. Cet article présente une synthèse d'un projet d'élaboration de méthodes de mesure et de suivi d'indicateurs d'AFD qui a été expérimenté dans l'aire commune 031-07 entre 1997 et 2000 (D'Avignon *et al.*, 1999, 2000; Ouimet *et al.*, 2000; Périé *et al.*, 2000). Les résultats rapportés ici proviennent de ce projet. Mais avant, il faut dire quelques mots sur ce territoire boréal.

Territoire

L'aire commune 031-07 est située dans la réserve faunique des Laurentides au nord de la ville de Québec (figure 1). La végétation y est entièrement boréale : sapins, épinettes et bouleaux blancs forment massivement le paysage forestier, duquel pointent çà et là quelques peuplements de mélèzes et de trembles. Depuis toujours, la mosaïque des peuplements dans ce paysage doit son agencement et sa composition aux attaques marquées de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et, dans une moindre mesure, aux feux, dont le plus important remonte à 1878. Ce n'est que récemment que l'exploitation forestière est venue ajouter régularité et discontinuité dans le modèle jadis irrégulier de cette mosaïque de peuplements. Le relief est par ailleurs très accidenté; plus du quart du territoire est caractérisé par des pentes qui dépassent 30 % de déclivité. L'altitude moyenne est d'environ 800 m dans la partie sud du territoire et autour de 900 m

Hélène D'Avignon est ingénieur forestier.

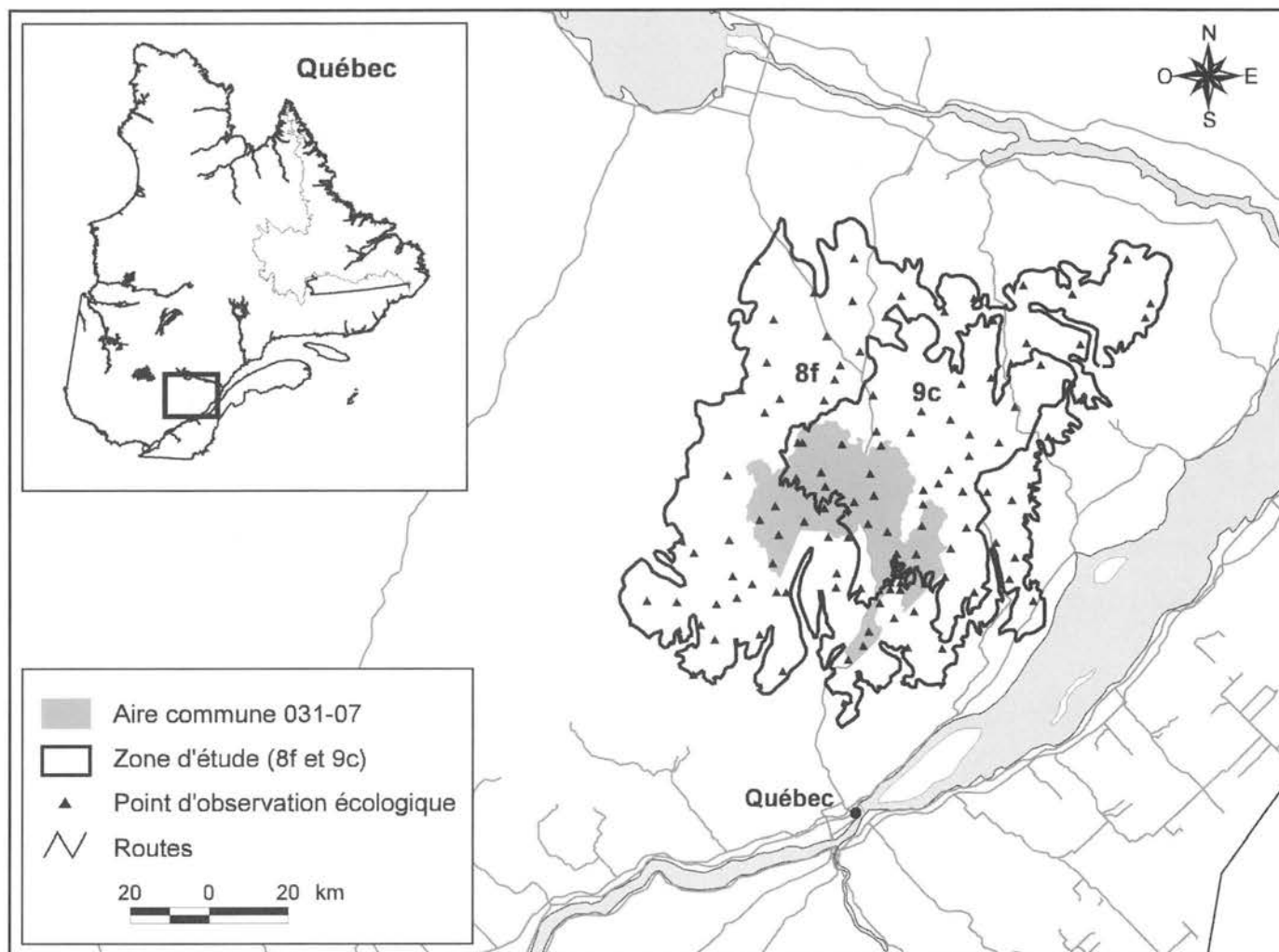


Figure 1. Localisation de l'aire commune 031-07, de la zone d'étude et des points d'observation de l'inventaire écologique du MRN. Les points sur la figure représentent le centre des virées composées de cinq à sept points d'observation.

dans sa partie nord. Les glaciers ont modelé le relief en collines moutonnées, en vallées et en cuvettes. Ils y ont déposé du till en grande majorité (92 %) et, par leurs eaux de fonte, un peu de dépôt fluvio-glaciaire. C'est la présence des montagnes qui fait que le climat est plus rude qu'il ne l'est habituellement à cette latitude. La température moyenne annuelle n'est que de $-0,6^{\circ}\text{C}$ et les précipitations sont abondantes : 1 500 mm dont 600 mm sous forme de neige (Anonyme, 1997). Les sols portent la marque de toutes ces influences : climat froid et humide, relief très accidenté et végétation boréale. Ils sont classés en podzols ferro-humiques et humo-ferriques selon l'altitude, et plusieurs d'entre eux sont caractérisés par des horizons indurés (Lamontagne et Nolin, 1997), comme ceux que l'on trouve plus au nord.

Indicateurs et méthodes d'évaluation

Un des objectifs inhérents au projet était de choisir des indicateurs pour lesquels nous puissions disposer de données. Du ministère des Ressources naturelles, nous avons utilisé les cartes écoforestières ainsi que les données d'inven-

taire écologique de terrain prises au cours de l'été 1989. Nous avons également récupéré la carte écologique et la typologie écologique de la végétation d'un projet de gestion intégrée des ressources, réalisé dans ce territoire en 1994 (MEF, 1994; tableau 1).

Au cours des dernières années, la diversité de deux des constituants majeurs de l'écosystème forestier a vraisemblablement été touchée dans ce territoire : la diversité de la mosaïque des peuplements, si on se place à l'échelle du paysage forestier, et la diversité des sous-bois, si on se place à l'échelle du peuplement.

Échelle du paysage forestier

À l'échelle du paysage, le premier indicateur consistait donc en l'évaluation de la proportion de chaque peuplement au sein de la mosaïque du point de vue de 1) sa composition en essences; 2) sa composition en essences par âge et 3) sa composition en essences par âge et par classe de drainage (tableau 2). Nous en avons produit les cartes en compilant les données cartographiques numérisées dont

Tableau 1. Données utilisées lors du projet d'expérimentation de méthodes de mesures et de suivi d'indicateurs de la diversité végétale dans l'aire commune 031-07

Sources des données	Description
Échelle de la mosaïque	
Carte écoforestière	Cartes forestières numérisées (1:20 000) du MRN de 1990, contenant l'information suivante : groupements d'essences par classe d'âge, par classe de hauteur et par classe de densité.
Carte écologique	Carte numérisée (1:50 000) du projet de Gestion intégrée des ressources (MEF, 1994) contenant l'information suivante : étage bioclimatique, district écologique, dépôt meuble, drainage et modificateur de drainage.
Échelle du peuplement	
Inventaire écologique du MRN	Base de données phytosociologiques de 388 points d'observation provenant de 65 virées de l'inventaire écoforestier, réalisé entre le 24 juillet et le 20 septembre 1989 dans les régions écologiques 8f et 9c de Thibault (1987). Recensement des espèces selon une liste préétablie.
Inventaire du projet de Gestion intégrée des ressources (MEF, 1994)	Base de données phytosociologiques de 512 points d'observation distribués dans l'aire commune par groupes de cinq à sept, sur des transects le long des caténas. Recensement des espèces les plus abondantes ou reconnues pour avoir une signification écologique.

Tableau 2. Indicateurs mesurés à l'échelle de la mosaïque et à l'échelle du peuplement dans l'aire commune 031-07

Indicateur	Indice	Description
Échelle de la mosaïque		
Composition végétale	Groupement d'essences/classe d'âge	18 catégories (p. ex. SBB 50)
Configuration des groupements d'essences/classe d'âge	1. classe de taille des peuplements	fréquence des polygones de ≤ 10 ha jusqu'à ≥ 100 ha
	2. forme des polygones	indice de forme (IF) du polygone p/r à une surface de référence (cercle)
Fragmentation	1. indice d'isolement	distance moyenne (m) entre deux polygones du même groupement d'essences/classe d'âge
	2. indice de distribution spatiale	distribution aléatoire, régulière ou groupée
Échelle du peuplement		
Diversité des écosystèmes	1. richesse typologique	32 types forestiers (p.ex. pessière noire à mousses)
	2. diversité des types forestiers	indice de similarité d'espèces entre les types forestiers
Diversité en espèces vasculaires	richesse spécifique végétale	indice du nombre maximal d'espèces vasculaires à l'intérieur d'un type forestier
Diversité des gènes des espèces vasculaires	rareté locale	pourcentage d'espèces vasculaires observées une seule fois dans les inventaires

nous disposions. Le deuxième indicateur consistait en la caractérisation de la mosaïque elle-même, essentiellement sa configuration et son degré de fragmentation. Pour ce faire, nous avons calculé cinq indices en utilisant comme données le périmètre et la surface des polygones cartographiques des peuplements. Trois indices de configuration ont permis de caractériser respectivement la taille, la forme et l'agencement de la mosaïque des peuplements, tandis qu'un indice d'isolement et un de connexité ont permis d'évaluer son degré de fragmentation.

Afin d'évaluer les niveaux de modification de la mosaïque des peuplements forestiers depuis l'intensification des activités humaines, nous l'avons comparée avec la mosaïque qui caractérisait le paysage forestier avant cette intensification. Pour ce faire, nous nous sommes servis de la description de la forêt primitive qu'ont fait Leblanc et Bélanger (1997) dans un secteur du territoire de l'aire commune.

Échelle du peuplement

À l'échelle du peuplement, nous avons d'abord dressé un portrait de la diversité floristique de chacun en compilant les espèces végétales qui avaient été recensées dans les inventaires écologiques de terrain (tableau 2). Cependant, ce portrait général ne pouvait constituer en soi un indicateur de diversité satisfaisant. Nous étions plutôt intéressés à connaître d'abord la variété des écosystèmes qui se trouvaient dans le territoire, puis de caractériser certains aspects de leur diversité de composition en espèces vasculaires. C'est pourquoi nous avons fait de la typologie écologique l'objet du premier indicateur de diversité à cette échelle. La typologie résulte, en effet, du classement des associations régulières d'espèces observées (sous-bois) sur le terrain, en fonction des conditions environnantes qui y prévalent. Il s'agit donc d'une typologie d'écosystèmes (composée de types appelés couramment types forestiers), puisque l'idée d'écosystème s'impose dès qu'on constate que des espèces coexistent et interagissent avec leur environnement.

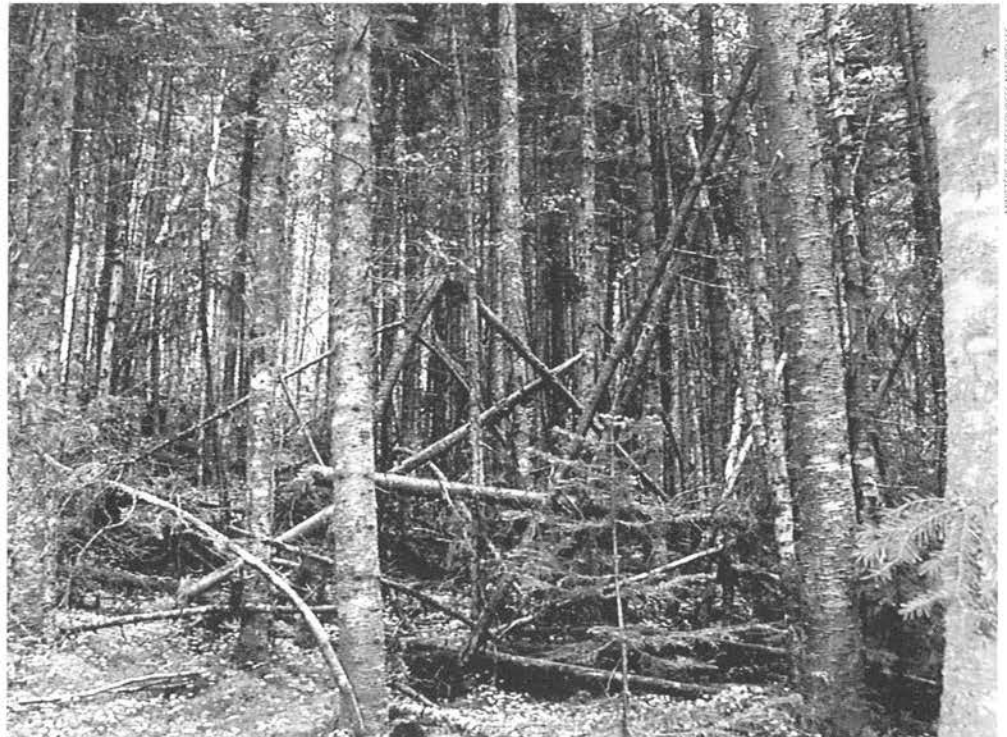
Sous un peuplement de sapinière apparemment homogène, par exemple, différents sous-bois, libellés comme suit, peuvent s'y trouver : « oxalis », « mousses-oxalis », « mousses », « mousses-sphaignes », « sphaignes ». La typologie ne renseignait cependant que sur un aspect de la diversité, celui qui réfère à la richesse, c'est-à-dire à la quantité de types forestiers propres

à ce territoire. Nous savions donc combien il y en avait, mais nous ignorions où et dans quelle proportion ils s'y trouvaient. La réalisation d'une carte était une façon de le savoir, l'estimer à tout le moins. Mais comment identifier des sous-bois à partir d'une photo aérienne? Comme nous ne pouvions pas les identifier par ce moyen classique de cartographie, nous les avons déduits à partir des relations qu'ils ont avec les éléments du milieu environnant qui sont en mesure d'être photo-interprétés : la hauteur, l'âge et la nature des arbres, le dépôt meuble et la classe de drainage. Pour cartographier les sous-bois, nous avons procédé indirectement, mais objectivement, en utilisant un modèle statistique de prédiction (D'Avignon *et al.*, en préparation). Le modèle permettait de déterminer un sous-bois particulier avec une précision connue à partir des données de terrain énumérées ci-dessus.

Nous avons ensuite caractérisé la diversité de composition en espèces vasculaires des types forestiers à l'aide de trois indices qui se rapportent chacun grossièrement aux trois niveaux d'expression de la diversité biologique :

1. indice de diversité d'écosystèmes : échelle de similarité de composition en espèces entre les types forestiers;
2. indice de diversité d'espèces vasculaires : estimation de la richesse maximale en espèces vasculaires de chaque type forestier;
3. indice de diversité de gènes (isolement des populations d'espèces) : pourcentage d'espèces observées une seule fois dans les inventaires de terrain.

Le portrait de la diversité livré par ces trois indices a constitué le deuxième indicateur de diversité à l'échelle du



Sapinière à mousses et à oxalis

peuplement. Ces indices avaient l'avantage de ne nécessiter dans les calculs que des données de recensement d'espèces. Ce choix de mesures de diversité s'inspire du principe selon lequel la présence des plantes vasculaires ou des bryophytes est le meilleur indicateur des écosystèmes terrestres (Pielou, 1993). L'énoncé de ce principe contient l'idée que les espèces végétales reflètent non seulement la diversité biologique mais la créent. De par leur nature et leur nombre, elles engendrent une diversité de niches ou d'habitats, depuis le feuillage dans les arbres jusqu'au tapis des mousses au sol, que viennent coloniser quantité d'autres espèces, tant animales que végétales. Cette diversité de niches ou d'habitats résulte elle-même des conditions du milieu (climat, géologie, topographie), qui viennent, dans une plus large vue, déterminer sa répartition spatiale.

Le premier indice a été obtenu en soumettant les données de végétation à une analyse dite de groupements (D'Avignon *et al.*, 2000). Le résultat se présente sous la forme d'une échelle synthétique de similarité d'espèces sur laquelle les types forestiers vont des plus aux moins ressemblants.

Le deuxième indice se rapporte à la richesse maximale de chacun des types forestiers, seule richesse qui puisse faire l'objet de comparaison entre eux. Nous ne pouvions, en effet, comparer valablement les richesses entre elles en prenant le nombre d'espèces observées dans les placettes de terrain parce que celui-ci est corrélé directement avec la quantité de placettes. En effet, la théorie suppose que plus la surface du territoire d'un type d'écosystème donné est grande, plus on y recense d'espèces. Cependant, après une certaine superficie couverte, la probabilité de trouver de nouvelles espèces diminue progressivement, jusqu'à devenir à peu près nulle. En illustrant graphiquement ce taux de diminution de nouvelles espèces trouvées en fonction de la superficie de territoire couverte, on obtient une courbe de type asymptotique, de laquelle on peut dériver une équation. L'asymptote est ce point sur la courbe qui représente le nombre maximal d'espèces qu'il serait à peu près possible de trouver dans un type d'écosystème donné dans les limites d'un territoire donné. Nous avons donc déterminé les équations de chaque type forestier à l'aide des espèces recensées dans leurs placettes pour obtenir cette richesse maximale représentée par l'asymptote. Un test statistique a permis de vérifier que la richesse maximale ne dépendait pas du nombre de placettes grâce auquel elle avait été estimée. C'est ainsi que nous avons pu comparer objectivement la richesse entre les types forestiers.

Le pourcentage d'espèces recensées une seule fois dans les inventaires apporte une certaine mesure de l'isolement des populations d'individus de ces espèces dans le territoire. C'est en ce sens que cet indice peut se rapporter à la diversité des gènes. En effet, le risque d'appauvrissement génétique est susceptible d'augmenter si une population d'une de ces espèces, constituée de peu d'individus, devenait si éloignée d'une petite population de la même espèce qu'aucun échange de pollen ne puisse se produire. Cependant, comme les inventaires d'espèces desquels découle le calcul de cet indice n'étaient pas exhaustifs, il nous a fallu l'interpréter avec discernement.

Portrait de la diversité végétale

Comment tirer la meilleure interprétation possible du portrait de la diversité végétale du territoire par le calcul de tous ces indices? En commençant par examiner les caractéristiques de la mosaïque des peuplements, ensuite celles du peuplement, soit en procédant du général au particulier.

Échelle du paysage forestier

Composition de la mosaïque de peuplements

En 1990, le territoire de l'aire commune contient la gamme des peuplements forestiers les plus fréquemment observés dans cette partie de la forêt boréale : bétulaies pures et mélangées, sapinières de couverts variés, pessières, mélèzais et aulnaies. L'ensemble des sapinières occupe un peu plus de 60 % de la superficie – 34 % d'entre elles étant des sapinières pures –, et les peuplements dits en régénération



Échelle du paysage

(ceux de moins de 4 m de hauteur considérés comme ayant dix ans ou moins) en occupent près de 20 %, deuxième superficie en importance dans le territoire. Un regard sur la répartition des peuplements en fonction de leur classe d'âge (en régénération, jeune, mature, suranné) permet de constater qu'à elles seules, les sapinières pures constituent près de 15 % des peuplements matures (entre 51 et 70 ans); aussi, qu'il y en a autant de jeunes (entre dix et 30 ans) que de surannées (plus de 70 ans). Cependant, cette répartition d'âge n'est pas aussi homogène dans le cas des autres peuplements. Les jeunes pessières et les jeunes bétulaies sont par ailleurs quasi absentes du territoire.

Configuration et fragmentation de la mosaïque

Le territoire est constitué d'une mosaïque de peuplements forestiers de toutes tailles, allant de quelques dizaines à plus de 100 hectares. Ce sont surtout les peuplements en régénération qui sont de grande taille, alors que les autres sont surtout de petite (10 ha et moins) et de moyenne taille (entre 11 et 50 ha). Les peuplements résineux présentent des formes plus complexes que les peuplements mélangés et feuillus. La distance entre deux peuplements semblables varie beaucoup. Les rares jeunes bétulaies sont deux fois moins éloignées (2 000 m) les unes des autres que les bétulaies plus âgées (4 000 m). Les peuplements mélangés sont, quant à eux, moins distants les uns des autres, de l'ordre du kilomètre; les sapinières matures sont plus rapprochées (env. 300 m), mais les jeunes et les surannées, un peu moins (env. 500 m). Une distance de près de 6 000 m sépare un peuplement de sapinière à épinette (ou de pessière à sapin) d'un autre, tandis qu'à peine 200 m séparent un peuplement en régénération d'un autre. La quasi totalité des peuplements sont disposés en grappe dans le territoire, par opposition à quelques peuplements, qui présentent une structure spatiale aléatoire ou régulière. Mis à part un secteur qui a fait l'objet de plusieurs coupes forestières au cours des dix dernières années, un couvert forestier continue traverser 84 % du territoire forestier, soit 85 % de la superficie du territoire de l'aire commune.

Niveau de modification de la mosaïque de 1990

La mosaïque forestière observée en 1990 s'éloigne de la mosaïque observée en 1929 par deux caractéristiques essentielles : une importante diminution de la superficie occupée par les peuplements surannés et une augmentation de la taille des jeunes peuplements.

Échelle du peuplement

Richesse typologique, diversité d'espèces vasculaires entre les types forestiers et à l'intérieur d'eux

La richesse typologique est composée de 32 types forestiers. Généralement, les types forestiers d'un même peuplement ont une composition en espèces qui se res-

semble davantage que celle entre les types de peuplements différents. Les pessières, quant à elles, ont une composition en espèces qui se démarque des autres types forestiers. Ce sont les types forestiers qui caractérisent la succession de la sapinière à bouleau blanc qui ont l'indice de richesse maximale le plus élevé; suivent ensuite les sapinières, puis les pessières. Vingt-et-une espèces n'ont été observées qu'une seule fois en 1989. Ces espèces localement rares ne sont pas, dans tous les cas, associées à des types forestiers occupant une faible superficie dans le territoire. La mosaïque qui résulte de la cartographie des types forestiers montre que plus d'un sous-bois se trouve sous un même peuplement. Quatre sous-bois différents se trouvent, par exemple, sous le couvert des sapinières pures de tout âge en 1989 : « oxalis », « mousses », « mousses-sphaignes » et « sphaignes ». Près de 20 % des 34 % de territoire occupés par ces sapinières pures sont caractérisés par le sous-bois « mousses »; les sous-bois « oxalis », « mousses-sphaignes » et « sphaignes » occupent les 14 % restants.

Utilité du portrait

Les indicateurs livrent un portrait sur certaines caractéristiques de la diversité végétale de l'écosystème forestier. Ce portrait permettra d'établir non seulement les objectifs de conservation de la diversité biologique, mais aussi le dispositif qui rendra possible le « remesurage » des indices dans le territoire selon les mêmes méthodes mises sur pied lors de l'établissement du premier portrait. Configurer la mosaïque de 1989 de manière à ce qu'elle se rapproche de la mosaïque primitive, maintenir une diversité de couverts, de types forestiers rares ou qui se caractérisent par une richesse élevée en espèces vasculaires, favoriser la venue de certaines espèces fauniques sont autant d'exemples d'objectifs que l'aménagiste de ce territoire sera en mesure de se fixer. De plus, rien ne l'empêchera de compléter le portrait avec d'autres indices de diversité, comme les indices de qualité d'habitat pour la faune, ou tout autre indice pouvant le renseigner sur la diversité présente dans son territoire.

Conclusion

Les indicateurs choisis pour dresser le portrait de la diversité végétale ont été calculés à l'aide des données qui proviennent essentiellement des banques d'inventaires du ministère des Ressources naturelles. Or, de telles données existent, au Québec, pour toute la forêt boréale au-dessous du 52° parallèle. Il serait ainsi possible d'utiliser ces données pour évaluer, dans d'autres aires communes, la diversité végétale à l'aide des mêmes indicateurs et au moyen des mêmes indices. Les limites des indices ont déjà été testées et ceux-ci sont de plus relativement faciles à calculer. S'ils veulent s'engager dans la voie de la certification, les aménagistes de grands territoires pourraient avoir besoin de ces méthodes simples et expérimentées pour mesurer leurs progrès en matière de conservation de la diversité biologique. ◀

Références

- ANONYME, 1997. Plan de gestion intégrée des ressources (PGI) pour l'aire commune 032-02 : résultats des travaux d'intégration. Ministère de l'Environnement et de la Faune et ministère des Ressources naturelles. Québec. 134 p.
- D'AVIGNON, H., C. PÉRIÉ, V. GERARDIN et R. OUIMET, 1999. Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans l'aire commune 32-02 : portrait de la richesse floristique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 96, 22 p.
- D'AVIGNON, H., C. PÉRIÉ, R. OUIMET et V. GERARDIN, 2000. Utilisation des indices de Pielou pour caractériser la diversité des types de végétation dans une aire commune de la forêt boréale. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 107, 20 p.
- D'AVIGNON, H., C. PÉRIÉ, R. OUIMET et V. GERARDIN, (en préparation). Cartographie des types de végétation dans une aire commune de la forêt boréale à l'aide d'un modèle de régression arborescente. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE, 1994. Gestion intégrée des ressources de la réserve faunique des Laurentides : cadre écologique de référence. Version préliminaire. Direction du patrimoine écologique, Service de la cartographie écologique.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 1996. Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles. Direction de l'environnement forestier. 152 p.
- OUIMET, R., H. D'AVIGNON, S. TREMBLAY et C. PÉRIÉ, 2000. Comment calculer les indices de Pielou à partir de données d'inventaire écologique pour évaluer la diversité des écosystèmes forestiers. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 102, 12 p.
- PÉRIÉ C., F., LEVESQUE, H. D'AVIGNON, V. GERARDIN et R. OUIMET, 2000. Utilisation d'indicateurs cartographiques dans la caractérisation de la mosaïque forestière à l'échelle d'une aire commune. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 101, 18 p.
- LAMONTAGNE, L. et M.C. NOLIN, 1997. Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols. Équipe pédologique du Québec, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Sainte-Foy, Québec. 69 p.
- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 1997. Biodiversité et objectifs d'habitats : une approche pour déterminer le potentiel écologique. Version préliminaire. Remis à la Direction de la recherche forestière, Ministère des Ressources naturelles du Québec. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.
- PIELOU, E.C., 1993. Measuring biodiversity : quantitative measures of quality. In Fenger M.A. , E.H. Miller, J.A. Johnson and E.J.R. Williams (Éd.) Our living legacy : Proceedings of a symposium on biological diversity, Victoria, BC, Royal British Columbia Museum, 85-95 p.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version). L'Aubelle, 124 (février-mars) : supplément p. 1-12.

Les écosystèmes forestiers exceptionnels de la forêt boréale : un patrimoine à découvrir et à protéger

Normand Villeneuve, Nicole Lavoie, André R. Bouchard et Mathieu Bouchard

Introduction

Nombreux sont ceux qui reconnaissent au Québec l'absence de renseignements sur la nature même des écosystèmes forestiers les plus rares, voire les plus menacés de la province. Conscient de ce problème, le ministère des Ressources naturelles (MRN) s'est engagé en 1994 dans des travaux visant à mieux connaître les écosystèmes forestiers exceptionnels (EFE), situés au sud du 52^e parallèle au Québec (Villeneuve 1994; MRN, 1996; Bergeron *et al.*, 1996). À ce jour, le groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels (GTEFE) a répertorié au Québec plus de 600 sites candidats occupant près de 35 000 ha (Villeneuve, 1994; Lavoie, 1996; GTEFE, 2000). Une banque de données à leur sujet est régulièrement mise à jour (Bergeron *et al.*, 1999). L'examen de ces forêts candidates a permis au GTEFE de préciser progressivement le concept d'EFE.

Un concept à diverses facettes

Le concept d'« écosystème forestier exceptionnel » a déjà fait, à quelques reprises, l'objet de descriptions détaillées (Villeneuve, 1995; Bergeron *et al.*, 1996, 1999). Trois types d'EFE sont reconnus : 1) les forêts anciennes, 2) les écosystèmes forestiers rares et 3) les forêts refuges d'espèces végétales menacées ou vulnérables¹.

Forêts anciennes

Les forêts anciennes sont de très vieilles forêts dont l'origine remonte à un passé lointain (généralement plusieurs siècles). Depuis, elles ont été peu perturbées et peu ou pas du tout affectées par l'homme. Elles sont dominées par des essences tolérantes à l'ombre parmi lesquelles on observe des tiges dominantes d'âge exceptionnel, compte tenu de la situation géographique et du type d'environnement². L'absence prolongée de perturbations sévères dans une forêt ancienne peut être déduite de la présence simultanée d'arbres jeunes, matures et sénescents, de chicots et de débris au sol de diamètres comparables et de l'observation de débris au sol à divers degrés de décomposition. Ces forêts se reconnaissent aussi par la structure inéquienne – ou à tout le moins irrégulière – du couvert arborescent qui peut, par contre, être affecté par de petites trouées causées par le renversement individuel ou par groupes d'arbres sénescents ou morts (photo 1).

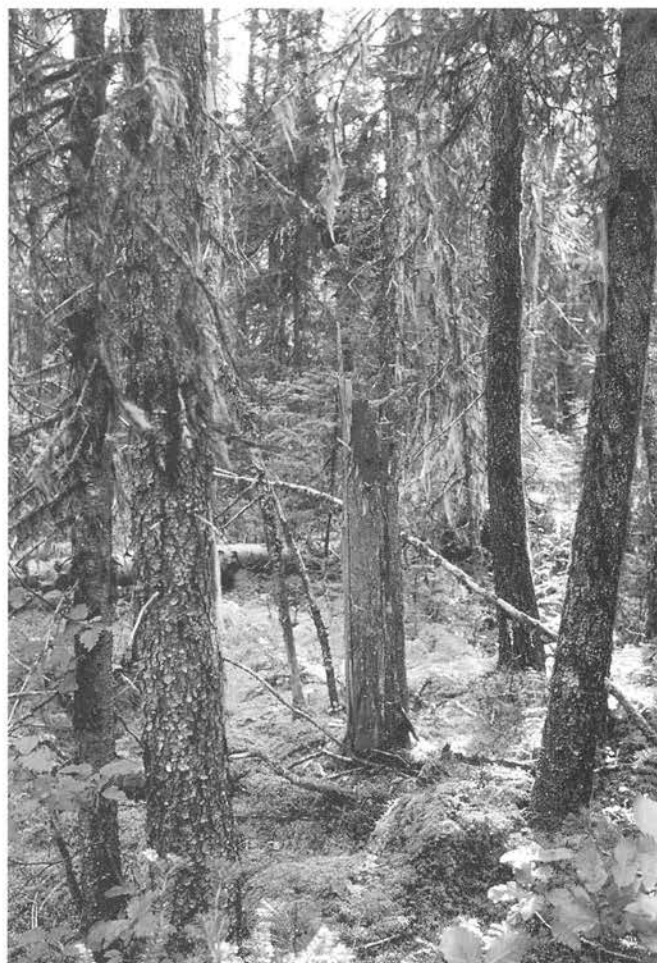


Photo 1. Forêt ancienne d'épinette noire et sapin. Le site de la rivière Témiscamie a été découvert en 1996 à l'occasion de travaux d'inventaire écologique. Son couvert forestier ancien, de structure inéquienne, comporte des tiges d'épinette noire de 50 à plus de 300 ans, des chicots et des débris au sol à divers degrés de décomposition. Le sapin baumier profite des trouées pour s'installer.

Les auteurs sont rattachés au groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels à la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec.

Écosystèmes forestiers rares

L'approche retenue, inspirée des méthodes de The Nature Conservancy (1988), prévoit une analyse de la rareté à deux échelles de perception. D'une part, les écosystèmes forestiers rares à l'échelle provinciale sont ceux qui sont associés à des conditions particulières du milieu (géologie, topographie, climat), que traduisent la composition inusitée en espèces ou la structure particulière du couvert arborescent. Ces forêts occupent un nombre limité de sites et couvrent une très faible superficie. On y reconnaît aussi des écosystèmes menacés et raréfiés sous l'influence des activités humaines. D'autre part, un écosystème forestier rare reconnu à l'échelle régionale est un groupement végétal qui transgresse son sous-domaine bioclimatique optimal à la faveur de conditions favorables. Il s'agit principalement d'écosystèmes rares isolés vers le nord au sein d'un sous-domaine inhabituel.

Forêts refuges d'espèces végétales

Les refuges d'espèces sont des forêts caractérisées par la présence d'une concentration significative d'espèces végétales menacées ou vulnérables, par la présence d'une espèce de très grande rareté (par ex. : espèce connue de moins de cinq localités au Québec) ou par la présence d'une population remarquable. L'évaluation des candidats de forêts refuges nécessite un examen détaillé des renseignements colligés au Centre de données sur le patrimoine naturel du ministère de l'Environnement du Québec (MENV), notamment en ce qui a trait à la localisation des espèces, à l'importance des populations et à la nature de leurs habitats. La rareté de chaque espèce s'évalue, par ailleurs, à l'aide du rang de priorité provincial inscrit sur la liste officielle des espèces émise par le MENV.

EFE de la forêt boréale : les grands oubliés

Au cours des dernières années, l'étude de plusieurs centaines de sites candidats a permis au GTEFE de proposer des critères écologiques qui permettent de reconnaître les EFE et d'en estimer la valeur. De tels critères, par contre, n'ont été précisés, à ce jour, que pour les forêts mieux connues de la zone tempérée des feuillus (Lavoie, 2000; Villeneuve, 2000). Le portrait des EFE de la zone boréale demeure, pour sa part, préliminaire.

Les forêts de la zone boréale sont moins riches en espèces végétales que celles de la zone tempérée et la probabilité d'y rencontrer des écosystèmes rares et des forêts refuges est donc moins élevée. Par contre, les forêts anciennes de sapin et d'épinette noire pourraient subsister en grand nombre dans les secteurs isolés de la forêt boréale comme le laissent croire plusieurs travaux exploratoires (Villeneuve, 1996; Bergeron *et al.*, 1999; Gauthier *et al.*, 2000; De Grandpré *et al.*, 2000). Il est donc prévisible que des efforts accrus d'inventaire dans cette zone peu habitée et mal connue permettent d'en révéler davantage.

Des travaux d'inventaire ont donc été entrepris, en 1999, dans la zone de forêt boréale afin 1) d'identifier des sites exemplaires d'EFE de divers types et d'en assurer la conservation; 2) d'établir la fréquence et l'étendue potentielle des couverts anciens et 3) d'acquérir des données utiles à l'élaboration de critères de validation.

Prospection des forêts anciennes

Une aiguille dans une botte de foin

L'importance des forêts anciennes de la zone de forêt boréale au Québec est largement conditionnée par l'étendue des perturbations naturelles et leur fréquence, combinée à celle des coupes forestières actuelles (Despots, 1994). Les couverts surannés de la forêt boréale ne pourraient, en effet, être considérés anciens que dans la mesure où les conditions environnementales, leur isolement particulier ou même le hasard leur auront permis d'échapper à la coupe et de survivre aux perturbations sévères et récurrentes causées par le feu, les épidémies d'insectes défoliateurs et les chablis (Despots, 1994; Lefort et Leduc, 1998).

Or, en zone boréale, les incendies forestiers de grande intensité peuvent détruire de vastes superficies continues de forêt (souvent supérieures à 1 000 ha), lorsque les conditions climatiques sont favorables, et amorcent une succession secondaire responsable de l'organisation en mosaïque du paysage forestier (Gauthier *et al.*, 1997). Dans l'ouest de la zone boréale, ce n'est qu'après 200 ans, à la suite de la mortalité des feuillus intolérants, que la succession forestière permet à nouveau la formation de couverts d'essences résineuses (Leduc *et al.*, 1995). L'abondance du thuya occidental et du sapin baumier au sein de ce couvert résineux serait alors particulièrement bien corrélée à la durée de la succession après feu (Boyer *et al.*, 1999; Gauthier *et al.*, 2000).

La période de rotation des feux dans l'ouest de la zone boréale se serait maintenue en deça de 100 ans avant 1850, mais aurait augmenté rapidement, depuis cette date, pour atteindre plus de 200 ans au cours du XX^e siècle (Bergeron *et al.*, 2001). Sous de tels régimes de feux et en l'absence d'autres sources de perturbation, on peut s'attendre à ce que seulement 13 % du paysage naturel actuel permette la maturation d'un couvert forestier de plus de 200 ans. À l'avenir, par contre, considérant la baisse de fréquence des feux de grande superficie depuis le milieu du XIX^e siècle, la proportion du paysage occupé par d'aussi vieux peuplements résineux pourrait théoriquement augmenter au-delà de 30 %.

Vers l'est, la période de rotation des feux augmenterait avec le gradient de précipitations et passerait progressivement à environ 300 ans dans le secteur Manicouagan et à plus de 500 ans sur la Basse-Côte-Nord et au Labrador (Foster, 1983; Lefort et Leduc, 1998). Des périodes de rotation aussi longues favorisent la formation d'un couvert inéquien de même que la présence du sapin baumier dans les

peSSIères de l'est québécois. Les vieux couverts résineux devraient alors occuper plus de 50 % du paysage forestier en absence de coupes et de chablis.

En forêt boréale, les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette et les chablis postépidémiques sont récurrents et interrompent donc fréquemment la succession forestière au détriment des forêts anciennes de sapin baumier et de thuya occidental. Dans l'ouest du Québec, la sévérité des épidémies est d'autant plus élevée là où le renouvellement naturel par le feu a aujourd'hui fait place aux perturbations par la coupe, nettement plus favorables au sapin baumier. À l'inverse, les régions fraîches et humides de l'est québécois sont moins vulnérables aux épidémies de tordeuse malgré l'abondance du sapin baumier (Blais, 1983). La sévérité des épidémies s'estomperait aussi vers le nord et en altitude, sous des conditions plus fraîches.

Arbres-étude de l'inventaire forestier

Des analyses ont d'abord été effectuées sur les données d'âge de près de 88 500 arbres dominants provenant de vieilles strates forestières non perturbées (placettes d'inventaire temporaires et permanentes du MRN). Les limites normales d'âge atteintes par les diverses essences d'arbre, en fonction du sous-domaine bioclimatique et du type de milieu (combinaison du type de végétation potentielle et du type forestier), ont été établies statistiquement. Ces valeurs limites ont permis d'identifier les tiges « exceptionnellement âgées », compte tenu du milieu (par exemple, les tiges d'épinette noire de plus de 225 ans dans les peSSIères à sapin du sous-domaine de la peSSIère à mousses de l'Est; cf. tableau 1).

Tableau 1. Âges seuils permettant d'identifier les forêts anciennes candidates de la zone de forêt boréale.

Sous-domaine bioclimatique	Groupement forestier	Essence arborescente	Âge minimal des dominants (année)
Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Sapinière à bouleau blanc / à épinette blanche	Sapin baumier	150
		Épinette blanche	175
	PessièrE blanche	Épinette blanche	200
	Sapinière à épinette noire / peSSIère noire	Sapin baumier	170
		Épinette noire	200
		Thuya occidental	275
	Cédrière à sapin	Épinette noire	175
Sapin baumier		150	
PessièrE à mousses de l'Est	PessièrEs noires à sapin / sapinières diverses	Épinette noire	225
		Sapin baumier	205
		Épinette blanche	200
	PessièrE noire à sphaignes	Épinette noire	230
		Sapin baumier	215
	PessièrE blanche	Épinette blanche	245

Note: Les seuils proposés correspondent aux valeurs d'âge total (à la souche) atteintes par moins de 5 % des arbres dominants dans les forêts matures et non perturbées de la zone boréale. Pour être retenue à titre de candidate et être soumise à un examen plus détaillé, une forêt doit être dominée par des tiges dont l'âge a atteint le seuil indiqué.

Une recherche méthodique

C'est en s'inspirant de ces principes et en mettant à profit les données et les outils actuellement disponibles qu'une démarche de prospection des forêts anciennes a été développée (Villeneuve, 1996; Boyer *et al.*, 1999). Cette méthode met notamment à profit les cartes d'histoire des feux, la carte forestière du MRN, la mise à jour de la comptabilité forestière (aires de coupe et perturbations naturelles majeures), les études d'arbres tirées de l'inventaire forestier du MRN, la photo-interprétation du couvert forestier à l'échelle du 1 : 15 000 et les inventaires de terrain.

Cartographie forestière de SIFORT³ et photo-interprétation

Quatre différents secteurs d'étude du domaine de la peSSIère noire à mousses ont ensuite été ciblés à des fins de prospection (figure 1) : la zone A, située en Abitibi, et trois zones (B, C et D) reliant le lac Mistassini à la Basse-Côte-Nord. Ces secteurs d'étude comportent encore aujourd'hui une large proportion de forêts vierges parmi les moins affectées par les grands incendies forestiers. Au sein des zones d'étude B, C et D, la géobase SIFORT a permis d'établir des cartes de forêts matures et non perturbées sur lesquelles la

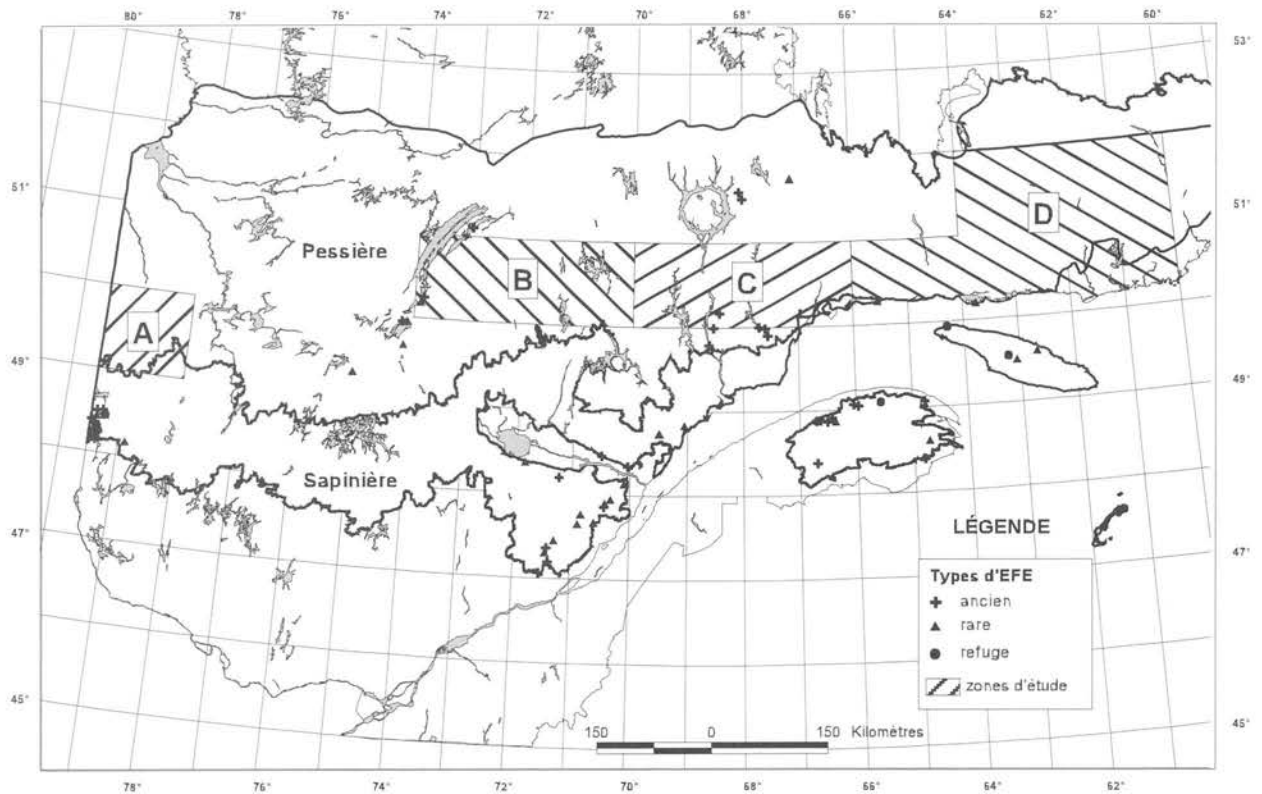


Figure 1. Répartition des écosystèmes forestiers exceptionnels (n = 96) et identification des zones retenues pour l'étude des forêts anciennes de la forêt boréale.

position des arbres âgés, identifiés au préalable, a été indiquée. Cet amalgame a permis, enfin, de sélectionner 73 blocs de prospection, formés de larges massifs forestiers vierges de 500 à 3 000 ha, dominés par les pessières à sapin et sapinières matures et comportant plusieurs tiges exceptionnellement âgées.

Le ciblage progressif des candidats de forêts anciennes boréales s'est poursuivi à l'aide de la photo-interprétation. Les indicateurs utilisés incluent la présence de thuya occidental dans le peuplement, la présence d'indices de dynamique endogène (structure inéquienne ou irrégulière, trouées, chicots, tiges sénescents), l'absence d'indices de perturbations (coupes, voirie forestière, traces de feu, de chablis, d'épidémies sévères), de même que l'absence de pin gris et de peuplier faux-tremble.

Relevés de terrain

Seulement 28 blocs de prospection ont été visités à ce jour et 66 peuplements distincts y ont été inventoriés. Les descripteurs utilisés à titre de critères de validation sont la superficie du site, l'âge maximal des dominants, la structure d'âge et la densité du couvert, la présence d'arbres sénescents, le diamètre maximal des arbres, des chicots et des débris, la densité (nombre/ha) et la surface terrière des arbres morts, de même que l'abondance du sapin baumier et du thuya occidental. Par ailleurs, un effort additionnel de prospec-

tion a été consenti aux pessières tourbeuses et aux tourbières boisées. Dix-sept sites tourbeux présumés anciens ont ainsi été sélectionnés en Abitibi afin d'établir l'identité et l'importance des forêts anciennes en milieu tourbeux.

Des résultats prometteurs

Seuils d'âge des tiges dominantes

Les sapinières mésiques du domaine de la sapinière permettent la maturation de tiges d'épinette blanche de plus de 175 ans. Sous les conditions plus pauvres ou hydriques, l'épinette noire atteint généralement plus de 200 ans et le thuya peut même atteindre plus de 275 ans (tableau 1). Dans le domaine de la pessière noire à mousses, toutes les essences bénéficient d'une plus grande longévité. L'épinette noire des forêts anciennes doit y atteindre plus de 225 ans en milieu mésique. Elle excède même les 230 ans dans les pessières à sphaignes. Le sapin baumier, pour sa part, y atteint 205 et 215 ans, respectivement. Enfin, en altitude, au sein des forêts montagnardes, l'épinette blanche a généralement plus de 245 ans (tableau 1).

Importance des forêts résineuses matures

Une large proportion (64 %) du territoire forestier productif couvert par cette étude serait occupée par des couverts résineux matures dominés par l'épinette noire, le sapin

baumier ou l'épinette blanche (tableau 2). Cette proportion serait de seulement 24 % en Abitibi (zone A) mais augmenterait d'ouest en est pour atteindre 70 % sur la Basse-Côte-Nord (zone D). On observe aussi une modification graduelle de la composition du couvert résineux mature au profit du sapin baumier vers l'est du domaine de la pessière noire (tableau 2).

Au sein des blocs de prospection, par contre, seulement 20 % de la superficie boisée, en moyenne, présenterait les attributs d'ancienneté exigés (tableau 3), c'est-à-dire l'absence de coupe, un couvert mature de densité suffisante, une structure irrégulière marquée par des trouées et des cohortes de hauteur variable, de même que la présence d'arbres sénescents et de chicots. Les relevés de terrain, effectués dans

les portions présumées anciennes des blocs de prospection, ont permis d'y identifier des forêts anciennes, dominées par des tiges dépassant les seuils d'âge établis, et caractérisées par une structure inéquienne ou à tout le moins irrégulière, par la présence de tiges sénescents et par de gros chicots. Le taux de validation à l'étape terrain s'est établi entre 50 % et 70 % selon les blocs d'étude (tableau 3).

Bien que risquée, la combinaison des taux de succès obtenus à chacune des trois étapes de l'analyse (cartographie, photo-interprétation, terrain) permet d'obtenir une vague estimation de l'importance des forêts anciennes au sein du territoire de référence. En somme, dans la partie du domaine de la pessière à mousses s'étendant à l'est du lac Mistassini et incluant les territoires forestiers qui ne font pas actuellement

Tableau 2. Proportion du territoire forestier productif occupé par les pessières et sapinières à épinette noire matures

Zone d'étude	Stade de développement et type de groupement				
	Forêts immatures	Forêts matures			
		Pinèdes et tremblaies	Bétulaies résineuses	Pessières noires	Sapinières à épinette noire
A (Abitibi)	74	1	1	23	1
B (Mistassini)	36	1	3	48	12
C (Manicouagan)	32	1	3	37	27
D (Mingan)	29	0	1	30	40
Total	33	1	2	35	29

Note: Statistiques de superficie par type de strate forestière compilées à l'aide de la banque de données SIFOR. Les stades de développement simplifiés sont les forêts immatures (en régénération et classes d'âge de moins de 90 ans) et les forêts matures (classes d'âge de 90, 120 et VIN). Pour la délimitation des zones d'étude, voir la figure 1.

Tableau 3. Estimation de la proportion du territoire forestier productif occupé par les forêts anciennes résineuses

Zone d'étude	Forêts résineuses matures	Taux de validation des forêts anciennes		Importance estimée des forêts anciennes
		Cartographie	Photo-interprétation	
A (Abitibi)	24	–	–	–
B (Mistassini)	60	20	50	6 %
C (Manicouagan)	64	15	70	7 %
D (Mingan)	70	20	60	8 %
Total	64	20	60	7 %

Note: Statistiques de superficie par type de strate forestière compilées à l'aide de la banque de données SIFOR. Le taux de validation par photo-interprétation a été estimé à 25 %, i.e. seul le quart des peuplements résineux matures posséderait les attributs d'ancienneté recherchés à la suite de l'examen des photographies aériennes. Le taux de validation sur le terrain correspond au nombre de relevés validés sur le total de relevés effectués dans les peuplements qui ont été présumés anciens à la lumière des travaux de photo-interprétation dans chaque zone. Pour la délimitation des zones d'étude, voir la figure 1.

l'objet de planification forestière, l'importance des forêts anciennes pourrait s'établir à près de 7 % des terres boisées (tableau 3). À notre connaissance, il s'agit de la première estimation de l'étendue potentielle des forêts anciennes boréales proposée pour le Québec.

Importance en milieu tourbeux

En milieu tourbeux, les résultats obtenus s'avèrent également très prometteurs. La plupart des peuplements de pessières à sphaignes s'avèrent être de structure inéquienne très marquée et près de 55 % des sites visités en Abitibi comportent des tiges d'âges exceptionnels, dont quelques tiges d'épinette noire de plus de 250 ans. Ces forêts anciennes pourraient s'avérer très importantes en superficie dans le nord-ouest de la zone de forêt boréale. Certaines de ces pessières tourbeuses, comme l'ont aussi observé Gauthier *et al.* (1997), auraient fait obstacle aux grands incendies forestiers et se seraient ainsi maintenues sous forme de petits îlots de végétation résiduelle au sein des aires incendiées.

Des forêts anciennes « exceptionnelles »

L'adoption de critères d'ancienneté relativement sévères et restrictifs a nécessairement pour conséquence de réserver l'épithète de « forêt ancienne » aux massifs forestiers possédant les attributs d'ancienneté les plus manifestes. Cette restriction, nous le constatons maintenant, est d'autant plus nécessaire que les forêts résineuses matures ne sont pas particulièrement rares dans l'est de la zone de forêt boréale (tableau 3). Les critères proposés pour le concept de forêt ancienne ont donc l'avantage de cibler les exemples les plus remarquables de forêts anciennes afin qu'ils soient conservés en priorité.

Sites proposés

Un échantillon de 46 forêts anciennes, couvrant près de 9 000 ha au sein de la zone de forêt boréale, a été constitué à ce jour (figure 1; tableau 4). Pour l'instant, elles ont surtout été identifiées dans le domaine de la sapinière, dans l'ouest de l'Abitibi et en Gaspésie. Leur superficie moyenne est de 134 ha par site (tableau 4). La plupart sont situées au sein d'aires communes vouées à l'aménagement forestier. Elles ne bénéficiaient donc pas, jusqu'à récépiment, de mesures particulières de protection. Le tableau 5 illustre quelques exemples de forêts anciennes parmi les mieux connues. Cette collection sera progressivement amplifiée à l'aide des forêts anciennes qui seront identifiées dans le cadre des travaux en cours.

Des exemples débordants de caractère ...

Selon les renseignements acquis à ce jour, la dynamique propre aux forêts anciennes de la zone boréale favorise surtout la formation de pessières noires à sapin (photo 1), de pessières noires tourbeuses, de sapinières à épinette noire et de sapinières à épinette blanche tant dans le domaine de la sapinière que dans celui de la pessière. Au sein du domaine de la sapinière, on rencontre aussi des cédrières à sapin (tourbeuses, humides ou sèches), des sapinières à thuya, des sapinières montagnardes et des pessières blanches montagnardes. C'est le cas notamment sur les monts Notre-Dame en Gaspésie, de même qu'aux monts Groulx sur la Côte-Nord (photo 2).

Pessières-sapinières de la Côte-Nord

En l'absence de coupes et de perturbations naturelles sur plus de 200 ans, le sapin, l'épinette blanche et le thuya, par endroits, dominent les stations mésiques du domaine de

Tableau 4. Nombre et superficie des EFE proposés au sein de la zone de forêt boréale

Type d'EFE		Domaine bioclimatique				Total
		EPN-M-E	EPN-M-O	SAB-BOP-E	SAB-BOP-O	
Ancien	Nombre	9	3	17	17	46
	Superficie (ha)	2 240	227	5 377	1 144	8 988
	Moyenne (ha)	280	75	150	67	134
Rare	Nombre	6	4	26	10	46
	Superficie (ha)	376	96	4 311	196	4 979
	Moyenne (ha)	75	24	187	20	119
Total	Nombre	15	7	43	27	92
	Superficie (ha)	2 616	323	9 688	1 340	13 967

Note: Statistiques tirées de la banque de données sur les écosystèmes forestiers exceptionnels du MRN, en décembre 2000. Les sites considérés sont ceux qui ont été proposés dans le cadre de consultations effectuées depuis 1994 auprès de divers intervenants forestiers. Les forêts anciennes candidates issues du programme de prospection décrit dans le présent article ne sont pas incluses dans ce bilan.



NORMAND VILLELIVE - MNR

Photo 2. Pessière ancienne montagnarde.

À plus de 800 m d'altitude, les pessières blanches montagnardes des monts Groulx constituent d'éloquents exemples de forêt ancienne boréale. Elles font la transition entre les forêts denses du piémont et les pessières rabougries de l'étage subalpin. L'épinette blanche y atteint jusqu'à 335 ans par endroits.

la sapinière. Au sein du sous-domaine de la pessière noire à mousses de l'Est, la mortalité progressive de l'épinette noire, au-delà de 175 ans, favorise l'invasion du sapin (De Grand-pré *et al.*, 2000). Très tolérantes à l'ombre, les tiges opprimées de sapin baumier, qui n'ont parfois qu'un mètre de hauteur à 60 ans, partagent le sous-bois avec les marcottes de l'épinette noire. La capacité du sapin à réagir, à la suite d'une longue période d'oppression, lui permet aussi de profiter des ouvertures créées par la mort ou par le renversement des tiges dominantes. Cette dynamique de trouées, amplifiée par l'action des épidémies d'insecte et par les chablis localisés, s'intensifie avec la maturation du sapin et favorise l'apparition d'une structure multimodale, qualifiée d'irrégulière, quand elle n'est pas tout simplement inéquienne (De Grand-pré *et al.*, 2000) (photo 1).

C'est ce type de dynamique, qui a été observé au lac Saint-Pierre sur la Côte-Nord (secteur Manicouagan) où une forêt ancienne de 660 ha, bénéficiant d'une période sans feu de plus de 300 ans, a été étudiée. Totalement vierge, cette forêt de structure irrégulière est constituée d'une mosaïque de peuplements d'âge et de densité variables apparentés aux pessières à sapin, sapinières à épinette noire et pessières à éricacées. Ses attributs caractéristiques incluent la présence d'épinettes noires et d'épinettes blanches de plus de 325 ans, des chicots de fort diamètre, de très nombreux débris au sol recouverts de mousses hypnacées, de même qu'une régénération résineuse très dense. Dans cette forêt particulière, Bélanger et Bouliane (2000) ont observé la présence du grimpeur brun, un oiseau nicheur qui bâtit son nid sous l'écorce soulevée des gros chicots et qui serait confiné aux forêts anciennes dans le secteur.

Cédrières humides

Les cédrières humides des dépressions tourbeuses sont parmi les forêts les moins fréquemment soumises aux feux et bénéficient ainsi d'une longue évolution. Elles sont inéquennes et ont souvent plus de 300 ans. La cédrière ancienne de la rivière du Grand Pabos en Gaspésie comporte des tiges de thuya atteignant plus de 130 cm de DHP et près de 650 ans. Des chicots et débris de 90 à 160 cm de DHP y ont aussi été observés. Son parterre, jonché de nombreux débris ligneux à divers stades de décomposition, lui confère une allure délabrée. Des cédrières anciennes analogues ont aussi été décrites dans la sapinière de l'Ouest, en Abitibi. À la baie Renault du lac Dasserat, une cédrière à sapin et frêne noir atteint plus de 325 ans d'évolution sans perturbation majeure. Au lac Labyrinthe, cette même essence atteint plus de 400 ans au sein d'une cédrière à sapin.

Sapinières à thuya

Ces forêts anciennes sont dominées par le thuya occidental, le bouleau blanc et le sapin baumier. En Abitibi, ce type d'assemblage caractérise les très vieilles forêts qui ont échappé au feu depuis plus de 200 ans. Malgré la récurrence des épisodes de mortalité chez le sapin baumier, la présence d'une essence longévive et résistante comme le thuya, qui atteint 370 ans au lac Opatatica et 380 ans au ruisseau Clinchamp, assure la pérennité du couvert. Le couvert arborescent suranné présente une structure irrégulière soutenue, en l'absence du feu, par l'action récurrente des épidémies d'insectes et des petits chablis (Bergeron *et al.*, 2001). L'allure délabrée du couvert est amplifiée par la sénescence de vieux bouleaux blancs de plus de 60 cm de DHP. Cette dernière essence peut y atteindre jusqu'à 300 ans, fait plutôt inhabituel pour une essence intolérante. Au total, à ce jour, des forêts anciennes de ce type ont été identifiées sur plus de 330 ha en Abitibi.



NICOLA VALLETTA - MRN

Photo 3. Sapinière ancienne de Gaspésie. Des sapinières anciennes de structure ouverte et irrégulière se maintiennent, malgré la récurrence des épidémies d'insectes, aux altitudes supérieures du parc de la Gaspésie. Les vieux sapins branchus et de faible taille (moins de 17 m de hauteur) y atteignent 220 ans. Des arbres sénescents et des chicots de 40 à 60 cm de diamètre sont abondants dans ces forêts.

Sapinières et pessières blanches montagnardes

D'importantes superficies de forêts anciennes ont été observées sur les hauts sommets de l'est du Québec où des sapinières montagnardes se maintiennent depuis plus de 200 ans, aux altitudes supérieures à 750 m. Ces forêts ouvertes, de densité inhabituelle pour une sapinière, sont dominées par le sapin et l'épinette blanche. Elles se distinguent aussi des sapinières de basse altitude par la faible régénération du sapin, confiné aux débris ligneux. Les sapins, de forme pyramidale et très peu élagués, y atteignent 220 ans. Les plus vieilles tiges sondées d'épinette blanche atteignent 270 ans. Les gros arbres sénescents, de même que les chicots et les débris ligneux, sont abondants dans ces forêts (photo 3). D'autres formes de forêts anciennes montagnardes ont aussi été observées aux monts Groulx sur la Côte-Nord. Il s'agit principalement de deux massifs de pessières à épinette blanche, qui totalisent 785 ha. Plus de 80 % des

peuplements étudiés ont dépassé 230 ans d'évolution en l'absence de perturbations naturelles sévères (photo 2).

Prospection des écosystèmes rares

L'inventaire des écosystèmes rares de la zone de forêt boréale ne fait que commencer au Québec. Malgré leur répartition surtout méridionale au Québec, les écosystèmes rares existent aussi dans la zone boréale où 15 des 40 essences d'arbre du Québec atteignent leur limite de répartition provinciale. Chacune de ces essences est donc susceptible d'y présenter des populations disjointes participant à la formation de communautés végétales transgressives vers le nord, à la faveur de l'étagement altitudinal, des microclimats ou de substrats particulièrement favorables.

Actuellement, le MRN mène des analyses qui ont pour but de préciser la distribution naturelle des principaux groupements d'essences et d'identifier les transgressions d'aires les plus significatives (Lévesque et Villeneuve, 1999). À cette fin, des cartes de distribution des essences forestières du Québec et de leurs principaux types-forestiers ont été produites grâce à la compilation des données d'inventaires forestier et écologique du MRN. L'analyse de ces cartes devrait permettre, d'ici peu, d'établir des listes de groupements d'essences rares et potentiellement rares pour chacun des sous-domaines bioclimatiques (cf. exemple au tableau 6).

Enfin, à l'occasion des consultations effectuées, plusieurs sites d'écosystèmes rares de valeur incontestable ont été répertoriés, dont 46 propositions en forêt boréale (figure 1; tableau 4). Le tableau 7 en présente quelques exemples. Il s'agit principalement de chênaies à chêne rouge, d'érablières sucrières à bouleau jaune, à hêtre ou à ostryer, de frênaies à orme d'Amérique et d'ormaias, de groupements à bouleau jaune, à frêne noir et à érable rouge, de pinèdes à pin rouge ou à pin blanc et de divers types de cédrières. Parmi les exemples les plus connus et, de ce fait, les mieux protégées, on peut mentionner l'érablière à orme d'Amérique de la rivière Malbaie, l'érablière à chêne rouge de Couchepaganiche au Lac-Saint-Jean et les pessières à lichens du parc des Grands-Jardins.

Des refuges à identifier

À la lumière des connaissances actuelles, la majorité des refuges d'espèces végétales menacées ou vulnérables sont situés dans la sous-zone de forêt feuillue au Québec (Lavoie, 1997). En forêt boréale, les quelques refuges recensés à ce jour se trouvent dans l'est de la zone boréale (figure 1; tableau 4). Le tableau 7 en illustre quelques exemples.

L'athyrie alpestre sous-espèce américaine (*Athyrium alpestre subsp. americanum*), une espèce de très grande rareté au Québec, a été inventoriée dans une pessière blanche montagnarde des monts Groulx (photo 4). Ailleurs, la sapinière à épinette blanche de la colline Makasti sur l'île d'Anticosti abrite une population remarquable (plus de 300 couronnes) de polystic faux-lonchitis (*Polystichum lonchitis*), une fougère associée aux escarpements et talus d'éboulis. Enfin, des

Tableau 5. Quelques exemples de forêts anciennes inventoriées dans la zone de forêt boréale

Groupement végétal	Nom du site	Région - Sous-domaine bioclimatique	Superficie (ha)	Âge minimal estimé
Cédrière humide à sapin	Lac Labyrinthe	Abitibi (sapinière à bouleau blanc de l'Ouest)	10	400 ans
Sapinière à bouleau blanc et thuya	Ruisseau Clinchamp	Abitibi (sapinière à bouleau blanc de l'Ouest)	118	350 ans
Cédrière à sapin sur tourbe	Rivière du Grand Pabos	Gaspésie (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	25	650 ans
Sapinière montagnarde	Monts Chic-Chocs	Gaspésie (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	540	200 ans
Sapinière à épinette blanche	Ruisseau Blanchet	Gaspésie (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	141	205 ans
Pessière noire à sapin	Rivière Témiscamie	Lacs Albanel, Mistassini et Waconichi (pessière à mousses de l'Ouest)	190	200 ans
Sapinière à épinette blanche	Baie du Poste	Lacs Albanel, Mistassini et Waconichi (pessière à mousses de l'Ouest)	28	175 ans
Pessière blanche montagnarde	Monts Groulx	Côte-Nord (pessières à mousses de l'Est)	515	335 ans
Pessière noire à sapin	Lac Saint-Pierre	Côte-Nord (pessières à mousses de l'Est)	660	325 ans
Sapinière à épinette noire	Lac Jacques	Côte-Nord (pessières à mousses de l'Est)	210	210 ans

Tableau 6. Liste des écosystèmes rares potentiels de la partie ouest de la zone de forêt boréale

Sous-domaine bioclimatique	
Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Pessière à mousses de l'Ouest
Bétulaies jaunes et groupements à bouleau jaune	Groupements à bouleau jaune
Érablière à érable argenté	Groupements à peuplier à grandes dents
Érablières sucrières et groupements à érable à sucre	Érablière rouge et groupements à érable rouge
Groupements à cerisier tardif	Frénaies et groupements à frêne noir
Groupements à peuplier à grandes dents	Groupements à pin blanc ou à pin rouge
Érablière rouge à sapin et groupements à érable rouge	Cédrières et groupements à thuya
Frénaie noire et groupements à frêne noir	
Groupements à frêne de Pennsylvanie	
Ormaies et groupements à orme d'Amérique	
Pessière noire à pin blanc et lichens	
Pessière noire à pin rouge	
Pinèdes à pin blanc ou à pin rouge	
Sapinière à chêne rouge	
Sapinière à thuya et pin blanc	
Cédrières humides sur tourbe	
Cédrières sèches	



NORMAND VILLENÈVE - MRN

Photo 4. Athyrie alpestre sous-espèce américaine. L'athyrie alpestre (*Athyrium alpestre subsp. americanum*), une espèce de très grande rareté au Québec, a été trouvée dans une pessière blanche montagnarde des monts Groulx. Ce refuge abrite la colonie la plus septentrionale de cette fougère au Québec. Il s'agit aussi du seul habitat forestier connu pour cette espèce.

explorations récentes ont permis d'identifier, aux abords de la rivière Madeleine en Gaspésie, un habitat refuge abritant, dans le même site, l'arabis de Boivin (*Arabis boivinii*), le polystich faux-lonchitis (*Polystichum lonchitis*) et l'arnica lonchophylle sous-espèce lonchophylle (*Arnica lonchophylla*).

De toute évidence, de nombreux autres refuges demeurent à découvrir en forêt boréale, particulièrement en milieux riverain, côtier et alpin. En particulier, les habitats de 23 espèces endémiques de l'est de la zone boréale et ceux de 48 espèces de très grande rareté pourraient se qualifier d'emblée à titre de refuge. On compte actuellement près de 200 mentions de ces espèces répertoriées au Centre de données sur le patrimoine naturel du MENV. De plus, 27 autres espèces, plus étroitement liées aux milieux forestiers, totalisent aussi près de 185 mentions. Or, bien que ces renseignements soient disponibles, il est nécessaire d'en vérifier la

véracité, d'établir la taille des populations et de préciser les localités, un travail ambitieux qui nécessitera la contribution de plusieurs spécialistes au cours des prochaines années. La priorité devra d'abord être consentie aux territoires forestiers en voie d'être aménagés. La protection des habitats d'espèces endémiques demeure aussi impérative.

Des forêts à protéger

Les écosystèmes forestiers exceptionnels comptent parmi les éléments les plus rares du patrimoine forestier québécois. Ils représentent un bien collectif précieux et la responsabilité de les préserver incombe tant aux individus qu'aux divers niveaux de gouvernement. Or, la plupart des EFE connus de la zone de forêt boréale sont situés sur les terres publiques vouées à l'aménagement forestier au Québec. Fidèle à ses engagements à l'égard de la conservation de la biodiversité en forêt (MRN, 1996), le MRN a émis, en 1997, une directive administrative assurant la conservation intérimaire des forêts exceptionnelles situées au sein des aires communes d'approvisionnement forestier. Cette directive assure actuellement la protection de plus de 150 sites d'EFE et prévaudra jusqu'à ce que des mesures légales de conservation soient adoptées par le gouvernement du Québec (cf. Projet de loi n° 136 modifiant la *Loi sur les Forêts*).

L'intention manifestée par le MRN, en somme, est de conserver sur le territoire québécois, avec la collaboration de ses partenaires gouvernementaux et privés, plusieurs exemplaires de superficie suffisante de chaque type d'EFE. Malgré leur superficie relativement faible à l'échelle de la forêt boréale au Québec, les EFE sont des milieux uniques et de très haute qualité écologique dont la protection ne pourrait être vraisemblablement assurée, ni par des mesures adéquates d'aménagement forestier durable à l'échelle du paysage, ni même par la création de grandes aires protégées comme les parcs de conservation. Les EFE exigent, de toute urgence, des mesures particulières de conservation.

Bien qu'essentiel, le réseau d'écosystèmes forestiers exceptionnels protégés dont le MRN amorce la formation ne devrait toucher, par définition, qu'une faible portion du territoire québécois et ne pourra, à lui seul, être garant de la protection de la biodiversité. Les EFE se présentent, en définitive, comme des éléments complémentaires et obligatoires d'un réseau d'aires protégées représentatif de la diversité biologique. La protection légale des EFE sur les terres du domaine public devrait d'ailleurs figurer parmi les enjeux de la Stratégie québécoise sur les aires protégées du gouvernement du Québec. Ces efforts de protection, nous l'espérons, recevrons l'appui de tous les usagers du milieu forestier, conscients de la valeur et de l'importance de ces écosystèmes aussi uniques qu'essentiels au maintien de la diversité biologique.

Tableau 7. Quelques exemples d'écosystèmes rares et de forêts refuges de la zone de forêt boréale

Groupement végétal	Nom du site	Région – Sous-domaine bioclimatique	Élément de rareté	Superficie (ha)
Érablière à bouleau blanc	Ruisseau Clinchamp	Abitibi (sapinière à bouleau blanc de l'Ouest)	Écosystème rare à répartition disjointe	4
Pinède rouge à lichens et éricacées	Lac Duparquet	Abitibi (sapinière à bouleau blanc de l'Ouest)	Écosystème rare à répartition disjointe	81
Cédrrière à épinette noire sur tourbe	Lac Chibougamau	Lacs Albanel, Mistassini et Waconichi (pessière à mousses de l'Ouest)	Écosystème rare à répartition disjointe	48
Pessière noire à lichens et bouleau glanduleux	Rivière Malbaie	Parc des Grands-Jardins (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	Écosystème rare à répartition disjointe	1582
Frênaie noire à orme d'Amérique	Rivière Portneuf	Côte-Nord (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	Écosystème rare à répartition disjointe	10
Pessière blanche montagnarde	Monts Groulx	Côte-Nord (pessière à mousses de l'Est)	Refuge d'espèce très rare (S1) : <i>Athyrium alpestre subsp. americanum</i> ; structure rare	15
Sapinière à épinette blanche maritime	Lac de la falaise	Gaspésie (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	Refuge, concentration d'espèces : <i>Arabis Boivinii</i> (S1), <i>Arnica lonchophylla subsp. lonchophylla</i> (S2) et <i>Polystichum lonchitis</i> (S2)	36
Sapinière à épinette blanche maritime	Lac Wickenden	Île d'Anticosti (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	Refuge d'espèce très rare (S1) : <i>Piperia unalascensis</i> ; structure rare	8
Pessière blanche rabougrie	Pointe de l'Est	Île de la Madeleine (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	Refuge d'une population remarquable de <i>Hudsonia tomentosa</i> (S3) ; structure rare	12
Cédrrière à sapin sur tourbe	Murdochville	Gaspésie (sapinière à bouleau blanc de l'Est)	Refuge d'une population remarquable de <i>Valeriana uliginosa</i> (S2)	3

Remerciements

Le contenu de cet article repose sur le travail d'un groupe de collègues et de collaborateurs. Nos remerciements s'adressent notamment à messieurs Denis Bastien, Jean-Pierre Berger, Jean-François Bergeron, Norman Dignard, Louis-René Dubé, François Fortin, Pierre Grondin, Simon Guay, Benoit Lemieux, Yves Lemieux, Bruno Lévesque, Claude Paquet, Claude Poulin, Éric Vaillancourt et mesdames Josée Deslandes, Marylène Plante et Danièle Pouliot. Nous sommes également reconnaissants envers messieurs Yves Bergeron (UQAT), Richard Zarnovican (RNCAN), Louis DeGrandpré (RNCAN) et madame Sylvie Gauthier (RNCAN) de nous avoir rendu disponibles des données d'inventaire et des cartes d'historique de feu pour divers secteurs de la forêt boréale.

1. Les forêts refuges abritent une ou des espèces végétales désignées menacées ou vulnérables en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables ou encore des espèces susceptibles d'être ainsi désignées et qui appartiennent à la liste officielle soumise par le ministère de l'Environnement du Québec (Labrecque et Lavoie, 2001).
2. Les valeurs d'âge atteintes par seulement 5 % des tiges dominantes les plus âgées ont été évaluées pour chaque combinaison d'essence,

type d'écosystème et sous-domaine bioclimatique au moyen d'analyses statistiques sur les données d'inventaire forestier du MRN (Villeneuve, 2000).

3. La géobase SIFORT est un système cartographique fonctionnant par tessellation. Il est constitué d'une mosaïque de polygones rectangulaires de 14 ha chacun, les tesselles, auxquelles sont attribuées les informations de la carte forestière du MRN correspondant au centre de chaque polygone (Pelletier *et al.*, 1996).

Références

- BÉLANGER, L. et J. BOULIANE, 2000. Un enjeu de la biodiversité? Les vieilles pessières noires de la Côte-Nord. Rapport synthèse 1997-1998 pour le ministère des Ressources naturelles. Département des sciences du bois et de la forêt, Université Laval, Québec, 47 p.
- BERGERON, J.-F., A.R. BOUCHARD et N. VILLENEUVE, 1996. Les écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec, éléments-clés de la biodiversité. L'Aubelle, 117 : 8-11.
- BERGERON, J.-F., N. VILLENEUVE, N. LAVOIE et A.R. BOUCHARD, 1999. Les écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec méridional. Le Naturaliste canadien, 123, (3) : 45-53.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT and D. LESIEUR, 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry. Journal canadien de recherche forestière, 31 : 384-391.

- BLAIS, J.R., 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Journal canadien de recherche forestière*, 13 : 539-547.
- BOYER, C., M.-H. LONGPRÉ et Y. BERGERON, 1999. Inventaire des forêts vierges (incluant les forêts anciennes) dans l'ouest de l'Abitibi. Rapport remis au ministère des Ressources naturelles du Québec. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Rouyn-Noranda, 9 p.
- DE GRANDPRÉ, L., J. MORISSETTE and S. GAUTHIER, 2000. Long-term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. *Journal of vegetation science*, 11 : 791-800.
- Despots, M., 1994. Politiques, stratégies ou mesures de conservation appliquées aux forêts anciennes dans les provinces canadiennes. Rapport présenté à la Direction de l'environnement forestier, ministère des Ressources naturelles, Québec, 67 p. + annexes.
- FOSTER, D.R., 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of south-eastern Labrador. *Journal canadien de botanique*, 61 : 2459-2471.
- GAUTHIER, S., Y. BERGERON et B. HARVEY, 1997. Régime naturel des feux et aménagement des paysages forestiers : enjeux et pistes pour une foresterie durable. *L'Aubelle*, 120 : 9-15.
- GAUTHIER, S., L. DE GRANDPRÉ and Y. BERGERON, 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of vegetation science*, 11 : 781-790.
- GROUPE DE TRAVAIL SUR LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS EXCEPTIONNELS (GTEFE), 2000. Les écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec : bilan des travaux réalisés 1997-2000. Rapport d'étape présenté au ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, 47 p. + annexes.
- Labrecque, J. et G. Lavoie, 2001. Plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement, Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Québec, 118 p.
- LAVOIE, N., 1996. Résultats d'enquête sur les écosystèmes forestiers exceptionnels au Québec. Rapport présenté au ministère des Ressources naturelles, Québec, 85 p.
- LAVOIE, N., 1997. Écosystèmes forestiers exceptionnels : définition, critères et portrait des refuges d'espèces végétales désignées ou susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels, ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, 23 p. + annexes.
- LAVOIE, N., 2000. Portrait des refuges d'espèces végétales désignées menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées. Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels, ministère des Ressources naturelles, Québec, 31 p. + annexes.
- LEDUC, A., S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 1995. Prévion de la composition de la mosaïque forestière naturelle à un régime de feu : proposition d'un modèle empirique pour le nord-ouest du Québec, p. 197-203. *In* Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du territoire. Édité par G. Domon et J. Falardeau. Sélection de textes du Quatrième congrès de la Société canadienne d'écologie et d'aménagement du paysage, Université Laval, Québec, juin 1994.
- LEFORT, P. et A. LEDUC, 1998. Les perturbations forestières au Québec et leurs implications dans la conservation des écosystèmes forestiers exceptionnels. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, Québec, 96 p.
- LÉVESQUE, B. et N. VILLENEUVE, 1999. Abondance et répartition des espèces arborescentes du Québec méridional et de leurs principaux types-forestiers. Direction des inventaires forestiers, ministère des Ressources naturelles, Québec, 195 cartes.
- PELLETIER, G., Y. DUMONT, M. BÉDARD et J. BERGERON, 1996. SIFORT (Système d'information forestière par tesselle), un système hybride des modes vectoriel et matriciel pour une nouvelle approche de l'analyse forestière. *Arpenteur-Géomètre*, 23 : 8-9.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRN), 1996. Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles. Gouvernement du Québec, Québec, 152 p.
- THE NATURE CONSERVANCY, 1988. Natural Heritage Program : Operations Manual, Arlington, VA.
- VILLENEUVE, N., 1994. Les écosystèmes forestiers exceptionnels au Québec. Rapport présenté à la Direction de l'environnement forestier, ministère des Ressources naturelles. Dessau Environnement ltée, Saint-Romuald, 31 p. + annexes.
- VILLENEUVE, N., 1995. Les écosystèmes forestiers rares et les forêts anciennes : définition des concepts et application au contexte forestier québécois. Rapport présenté à la Direction de l'environnement forestier, ministère des Ressources naturelles, Québec, 87 p. + annexe.
- VILLENEUVE, N., 1996. Les écosystèmes forestiers rares et les forêts anciennes : contribution des banques d'inventaire forestier à la définition de critères de reconnaissance et à l'identification des forêts candidates. Rapport présenté à la Direction de la gestion des stocks forestiers, ministère des Ressources naturelles. Gauthier et Guillemette consultants inc., Saint-Romuald, 107 p.
- VILLENEUVE, N., 2000. Critères et indicateurs permettant la reconnaissance, la localisation et l'évaluation des forêts anciennes à des fins de conservation : Partie 1 : Forêt tempérée, sous-zone de forêt feuillue. Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels, ministère des Ressources naturelles, Québec, 214 p.

Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale

Gildo Lavoie, Norman Dignard, Nicole Lavoie
André R. Bouchard et Jacques Labrecque

Au Québec comme dans les autres juridictions politiques, les espèces reconnues comme menacées ou vulnérables¹ sont essentiellement des espèces rares. Cette rareté peut être naturelle, dans lequel cas, elle reflète la rareté de l'habitat spécifique ou une faible capacité de dispersion et de compétition; elle peut être aussi la résultante d'une raréfaction des habitats à la suite des interventions humaines. Les deux causes prévalent surtout, et parfois en conjugaison, dans la portion méridionale du territoire où croissent les deux tiers des 375 espèces² considérées menacées ou vulnérables, désignées ou susceptibles d'être ainsi désignées selon la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (Labrecque et Lavoie, 2001). C'est en effet dans la frange la plus tempérée du Québec, correspondant principalement au domaine de l'érablière à caryer, territoire à la fois restreint en superficie et largement affecté par le développement, que nombre de plantes méridionales atteignent la périphérie nord de leur aire de répartition sur le continent d'où la rareté et la précarité de nombre d'entre elles sur le territoire. Les travaux de Bouchard et al. (1983, 1985) ont permis une première caractérisation des espèces rares du Québec et mis en évidence leur patron de répartition. La présentation qui suit provient d'une actualisation de ces données effectuée au Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (ministère de l'Environnement), à la suite du recueil exhaustif des données de spécimens d'herbiers et d'inventaires conduits depuis une dizaine d'années au Québec.

Un vaste territoire moins riche en espèces menacées ou vulnérables que le sud du Québec...

Près des deux tiers des taxons de la flore indigène québécoise (1 149 sur 1 853)³ sont répertoriés pour la zone boréale. Cependant, la relative intégrité et la très grande étendue de ce territoire de même bioclimat (70 % du Québec)

ainsi que l'uniformité de l'assise géologique prédominante (bouclier canadien) favorisent moins la présence d'espèces raréfiées ou rares. Aussi, on y dénombre seulement le tiers des plantes menacées ou vulnérables du Québec (127), soit 7,5 % de la flore indigène (figure 1). Ces espèces se cantonnent de façon générale dans des habitats particuliers peu fréquents et peu importants en superficie : substrats calcaires ou serpentiniques et milieux humides dans plus de la moitié des cas,

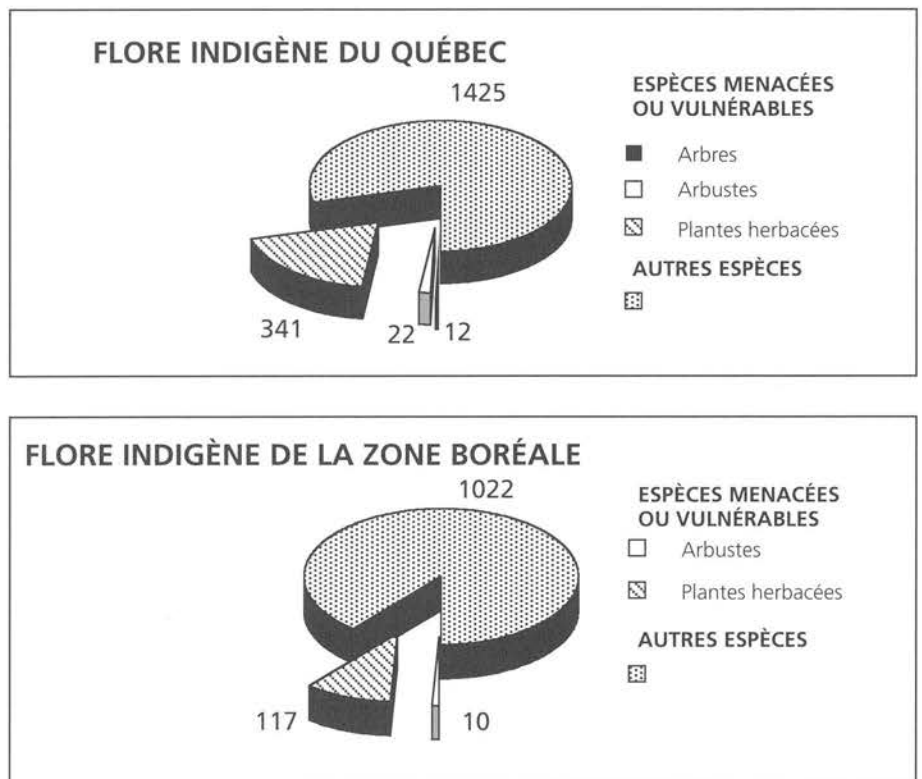


Figure 1. Importance des plantes menacées ou vulnérables dans la flore du Québec et dans la zone boréale

Gildo Lavoie et Jacques Labrecque sont biologistes au ministère de l'Environnement, organisme responsable de la gestion des espèces floristiques menacées ou vulnérables; Norman Dignard, Nicole Lavoie et André R. Bouchard sont biologistes au ministère des Ressources naturelles, secteur Forêts.

soit des biotopes principalement ouverts, souvent rocheux, qui correspondent en bonne partie à des avant-postes arctiques ou des habitats reliques de la dernière glaciation d'une flore de caractère arctique-alpin, qui présente des affinités avec des plantes cordillériennes de l'ouest du continent (tableau 1, à la fin de l'article). Aux facteurs précédents peuvent aussi s'ajouter, bien que d'importance plus secondaire, le fait que la diversité spécifique de la flore vasculaire décroît du sud au nord (Québec, 1996), que l'exploration du territoire est largement incomplète (elle l'est aussi mais moins dans le Québec méridional) et que, par suite du manque d'exploration et de l'étendue du territoire nordique, des critères plus stricts ont été appliqués quant au nombre maximum de mentions admissibles pour qu'une espèce soit retenue comme menacée ou vulnérable susceptible d'être ainsi désignée (Lavoie, 1992; Labrecque et Lavoie, 2001).

...mais qui abrite des plantes dont l'importance dépasse nos frontières

L'importance pour la conservation d'un territoire ne se mesure pas seulement par le nombre d'éléments d'intérêt qu'il renferme, mais également par leur valeur ou leur importance intrinsèque. Or, les habitats particuliers évoqués plus haut, pour la plupart des endroits peu propices à la forêt, abritent la moitié des endémiques du Québec, soit une quinzaine, et la majorité des espèces sporadiques ou à répartition disjointe considérées menacées ou vulnérables (tableau 1). Ces plantes, surtout réparties le long du Saint-Laurent et sur les hauts sommets de la Gaspésie, présentent donc un intérêt scientifique et patrimonial à l'échelle de l'ensemble de leur aire de répartition, en plus d'un intérêt de conservation à l'échelle québécoise. Le fait que 15 des 29 premières espèces à avoir été désignées menacées, répondant à ces caractéristiques de répartition, soient rattachées à la zone boréale (Québec 1995, 1998, 2001) témoigne de son importance pour la conservation des plantes. Cela explique aussi pourquoi le tiers des espèces les plus rares parmi les plantes menacées ou vulnérables, généralement cinq occurrences ou moins à l'échelle du Québec, sont associées à cette zone, tels l'achillée de Sibérie (*Achillea sibirica*), l'arnica de Griscom (*Arnica griscomii* subsp. *griscomii*, figure 2), l'athyrie alpestre sous-espèce américaine (*Athyrium alpestre* subsp. *americanum*), le saxifrage de la Gaspésie (*Saxifraga gaspensis*) et l'oxytropis d'Hudsonie (*Oxytropis hudsonica*). Près du tiers également des espèces visées sont des plantes rares à l'échelle canadienne selon la liste d'Argus et Pryer (1990) et le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec.

Des aires de concentration importantes

Certaines enclaves calcaires, comme l'Anticosti-Minganie et la Gaspésie, notamment les étages alpins et subalpins des Chics-Chocs et le secteur de Percé, abritent plus de la moitié des espèces menacées ou vulnérables de la zone boréale, parmi lesquelles plusieurs plantes endémiques.



Figure 2. L'arnica de Griscom (*Arnica griscomii* subsp. *griscomii*) est une plante endémique de la famille des Composées, désignée menacée, qui pousse sur les schistes exposés de certains sommets des Chics-Chocs.

D'autres secteurs calcaires comme les rivières Bell, Eastmain, Harricana et Nottaway à la baie James, les environs du lac Mistassini et Blanc-Sablon sur la Côte-Nord abritent aussi plusieurs autres espèces comme l'astragale de Robbins variété de Fernald (*Astragalus robbinsii* var. *fernaldii*), une endémique qui vient d'être désignée menacée, répertoriée seulement à Blanc-Sablon au Québec. Les cordons dunaires des Îles-de-la-Madeleine constituent l'habitat de plusieurs espèces particulières de la côte atlantique, dont la plus importante population de l'aster du Saint-Laurent (*Symphotrichum laurentianum*), une plante endémique du golfe, qui vient aussi d'être désignée menacée et dont c'est le seul endroit connu au Québec.

Fréquence des espèces et des habitats

La zone boréale, telle que définie par le ministère des Ressources naturelles du Québec, inclut les domaines de la sapinière à bouleau blanc, de la pessière à mousses, de la pessière à lichens et de la toundra forestière. Ces domaines comprennent beaucoup de milieux non forestiers qui, comme mentionné plus haut, abritent la majeure partie des espèces

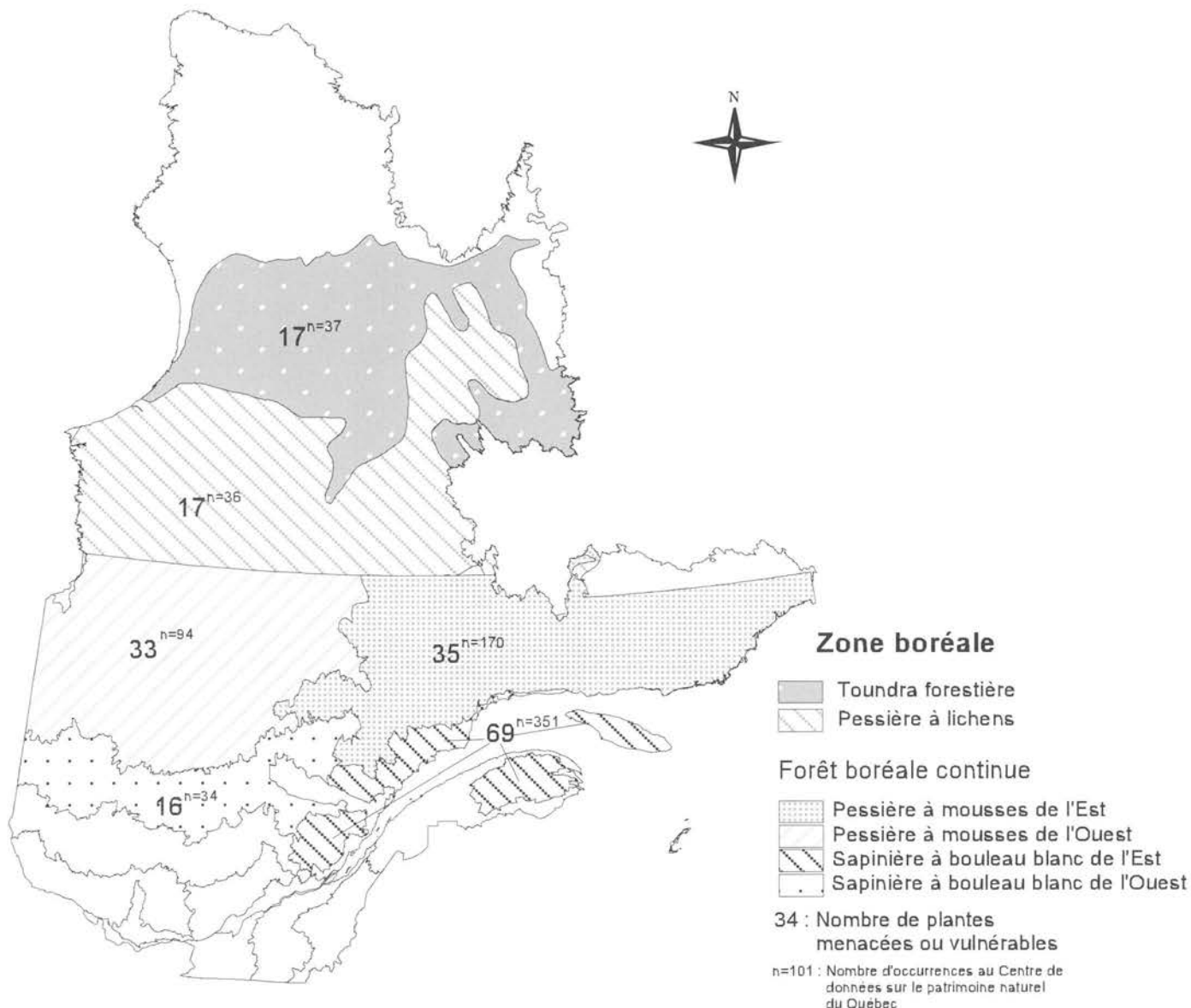


Figure 3. Les plantes menacées ou vulnérables dans les domaines bioclimatiques de la zone boréale

concernées. La répartition de ces habitats, particulièrement en relation avec la nature géologique du substrat, explique certainement en grande partie le nombre et la fréquence des espèces menacées ou vulnérables répertoriées dans les domaines et sous-domaines (figure 3). Ainsi, la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest abrite nettement moins d'espèces et d'occurrences (lieux d'observation) que sa contrepartie orientale et que la pessière à mousses (tableau 1). Tel qu'indiqué précédemment, le facteur latitudinal, des critères plus stricts dans la sélection des espèces et les connaissances plus limitées pourraient aussi expliquer un plus faible nombre d'espèces et d'occurrences répertoriées pour la portion la plus nordique, soit la pessière à lichens et la toundra forestière. Le nombre d'occurrences est évidemment plus important dans les domaines et sous-domaines comptant plus

d'espèces et dans des proportions significativement plus grandes dans le cas de la sapinière à bouleau blanc de l'Est et de la pessière à mousses de l'Est (tableau 1). La zone boréale compte le dixième des occurrences répertoriées actuellement à l'échelle du Québec pour l'ensemble des espèces menacées ou vulnérables, soit 655 des 6 000 enregistrements consignés au Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), sous la responsabilité du ministère de l'Environnement.

Dans l'ordre, ce sont les milieux riverains, les milieux rocheux ou sableux et les milieux alpins qui abritent le plus d'espèces (figure 4). Les milieux strictement forestiers comptent seulement une vingtaine d'espèces, dont la corallorhize striée (*Corallorhiza striata* var. *striata*, figure 5), soit 15 % des plantes menacées ou vulnérables de l'aire visée (tableau 1).

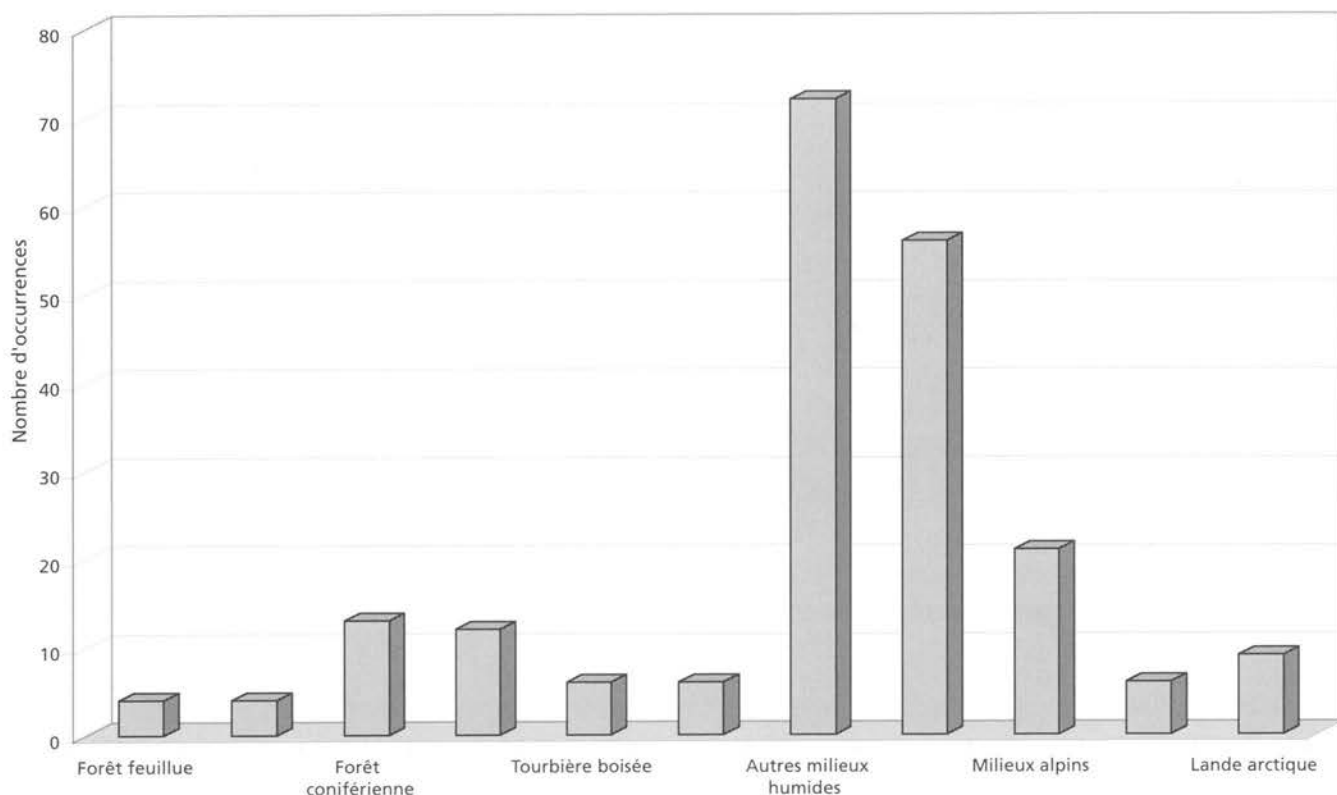


Figure 4. Fréquence des occurrences de plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale selon les types d'habitats.

Fait important à noter, plus des deux tiers des plantes forestières présentent une affinité pour les substrats calcaires et près de la moitié sont associées à des tourbières boisées.

Des connaissances inégales et partielles

La caractérisation de la flore menacée ou vulnérable de certaines portions du territoire de la zone boréale est assez avancée, notamment les secteurs pourvus en aires protégées constituées ou projetées comme les Chics-Chocs, l'Anticosti-Minganie et les Îles-de-la-Madeleine. D'autres parties sont vierges ou quasi vierges d'exploration, surtout bien sûr les secteurs plus inaccessibles, si bien que de grands pans de la zone boréale peuvent être considérés *terra incognita* quant à la connaissance floristique, et particulièrement quant aux plantes menacées ou vulnérables. La plus grande partie des occurrences documentées par le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec provient des spécimens collectés par les botanistes amateurs et professionnels, et déposés dans les principaux herbiers du Québec. Ces données sont souvent historiques (le tiers ont plus de 25 ans d'âge) et imprécises tant sur le plan de la localisation que de la caractérisation de la population de l'espèce visée et de l'habitat.

En termes de développement pour la zone, il conviendra donc de poursuivre la vérification et la documentation des occurrences anciennes ou imprécises et l'exploration de secteurs potentiels en privilégiant les aires les plus propices,

particulièrement les sites abritant ou pouvant abriter des concentrations d'espèces et les plantes les plus importantes sur le plan de la conservation : endémiques, espèces dont la présence sur le territoire est historique (une dizaine) et espèces les plus rares (la moitié de celles répertoriées). Les habitats le plus susceptibles d'abriter ces plantes sont, bien sûr, ceux indiqués comme les plus importants plus haut. Certaines espèces endémiques nécessiteraient, par ailleurs, des études taxinomiques pour préciser leur rang et leur validité taxinomique (par exemple, *Erigeron hyssopifolius* var. *villicaulis*, *Halenia deflexa* subsp. *brentoniana*, *Taraxacum* spp.). Finalement, puisque la présente liste de plantes menacées ou vulnérables concerne seulement les espèces vasculaires, il conviendrait de caractériser les plantes invasculaires (champignons, lichens, algues, hépatiques, mousses) qui pourraient être considérées menacées ou vulnérables. Les plantes invasculaires occupent une place importante dans les écosystèmes nordiques sur le plan de la diversité des espèces mais aussi quant aux superficies couvertes.

Menaces

Dans la zone boréale, ce sont surtout les activités d'aménagement forestier (coupe, construction de chemin, traverse de cours d'eau, etc.) qui constituent les perturbations les plus importantes de par l'intensité et l'étendue du territoire concerné. De façon grossière, on peut assumer

qu'approximativement un pour cent du territoire forestier productif est récolté chaque année et qu'au bout d'une centaine d'années, plus de 300 000 km² de forêt boréale auront ainsi été perturbés. Ces activités peuvent affecter aussi des territoires forestiers non productifs comme les tourbières, les talus d'éboulis et les escarpements et, par conséquent, les espèces menacées ou vulnérables de ces milieux, prédominantes dans le territoire visé. Cela dit, il n'y a pas actuellement de cas documenté d'occurrences disparues ou gravement affectées par les activités d'aménagement forestier dans la zone boréale.

Les projets récréotouristiques, miniers, énergétiques, de prélèvement de matériaux et d'implantation d'infrastructures périurbaines dans les secteurs les plus propices aux plantes menacées et vulnérables constituent une source locale d'impact important.

État des mesures de protection

Un certain nombre de projets autres que d'aménagement forestier exigent une autorisation en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement; des actions préventives et des mesures d'atténuation et de compensation peuvent être convenues dans le cadre de ce processus.

Près du tiers des espèces et des occurrences, parmi les plus importantes, se trouvent dans le réseau existant des parcs québécois et canadiens et des réserves écologiques, particulièrement dans le parc provincial de la Gaspésie et dans la réserve de parc national de l'archipel de Mingan. Tel qu'indiqué précédemment, 15 espèces de la zone boréale sont désignées menacées en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (Québec 1996, 1998, 2001); tous les habitats actuellement identifiés au règlement sont situés dans le périmètre d'aires protégées existantes, constituant une enclave de plus grande sécurité. Le projet de mise en œuvre d'une Stratégie québécoise sur les aires protégées (2001-2005), qui vise l'augmentation de la superficie du réseau d'aires protégées au Québec à près de 8 % et ce, dans toutes les parties du Québec dont le territoire de la forêt boréale, pourrait entraîner des gains en matière de conservation des plantes menacées ou vulnérables. Outre la protection par la réglementation et l'inclusion dans des projets d'aires protégées, comme les réserves écologiques, les habitats des plantes menacées ou vulnérables désignées ou susceptibles d'être ainsi désignées, dits *habitats floristiques*, peuvent aussi être sécurisés par d'autres mesures comme des legs, des acquisitions et des ententes de protection.

Ainsi, dans le contexte d'une entente entre le ministère de l'Environnement, la Société de la faune et des parcs et le ministère des Ressources naturelles concernant la protection des espèces menacées ou vulnérables et leurs habitats dans les forêts du Québec, des démarches touchant la caractérisation et l'élaboration de mesures de protection des plantes menacées ou vulnérables sont réalisées. Sur les terres du domaine de l'État, la quasi totalité de la zone boréale, les sites



Figure 5. La corallorhize striée (*Corallorhiza striata* var. *striata*) est une orchidée à floraison printanière sans chlorophylle (saprophyte) caractéristique des ouvertures de cédrières et boisés mixtes sur substrat calcaire sec.

abritant des plantes menacées ou vulnérables sont progressivement intégrés à la cartographie servant aux planifications forestières et des prescriptions sylvicoles particulières sont prévues afin de protéger les espèces concernées.

La concentration des plantes menacées ou vulnérables et des pressions de développement dans le sud du Québec supposent que des efforts importants de protection soient consentis dans la zone tempérée. Cependant, l'importance pour la conservation de plusieurs plantes et habitats floristiques de la zone boréale, l'état d'avancement des interventions et la tenue publique de la quasi totalité de ce territoire qui permet plus aisément la mise en place de mesures de protection, justifient de poursuivre et même d'accentuer les interventions de connaissance et de protection pour cette zone dans les années à venir.

Remerciements

Les auteurs remercient Line Couillard (MENV) et Léopold Gaudreau (MENV) pour leurs commentaires sur l'article, Guy Jolicoeur (MENV), Bruno Lévesque (MRN) et Pierre Petitclerc (MRN) pour leur collaboration à la docu-

mentation et Luc Brouillet (Institut de recherche en biologie végétale) pour avoir fourni sa liste inédite de la flore du Québec. ◀

1. La Politique québécoise sur les espèces menacées ou vulnérables (Québec, 1992) définit comme espèce menacée toute espèce dont la disparition est appréhendée et comme espèce vulnérable, toute espèce dont la survie est précaire même si la disparition n'est pas appréhendée. Le terme menacé ou vulnérable employé dans le texte s'applique aux espèces désignées ou susceptibles d'être désignées.
2. L'article 2 de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables précise qu'est assimilée à une espèce, une sous-espèce, une variété, une race ou une population géographiquement isolée.
3. Compilation incluant les sous-espèces, variétés et hybrides, d'après une liste inédite de la flore du Québec de l'Institut de recherche en biologie végétale de l'Université de Montréal (Luc Brouillet).

Références

ARGUS, G.W. et K.M. PRYER, 1990. Les plantes vasculaires rares du Canada. Musée canadien de la nature. Ottawa. 191 p.

BOUCHARD, A., D. BARABÉ, M. DUMAIS, et S.H. HAY, 1983. Les plantes vasculaires rares du. *Syllogeus* 48 : 1-79.

BOUCHARD, A., D. BARABÉ, Y. BERGERON, M. DUMAIS et S. HAY, 1985. La phytogéographie des plantes vasculaires rares du Québec. *Le Naturaliste canadien*, 112 : 283-300.

LABRECQUE, J et G. LAVOIE, 2001. Les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement, Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Québec. 118 p.

LAVOIE, G., 1992. Plantes vasculaires susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec. Direction de la conservation et du patrimoine écologique, ministère de l'Environnement du Québec, Québec. 180 p.

QUÉBEC, 1992. Politique québécoise sur les espèces menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche et ministère de l'Environnement, Québec. 27 p.

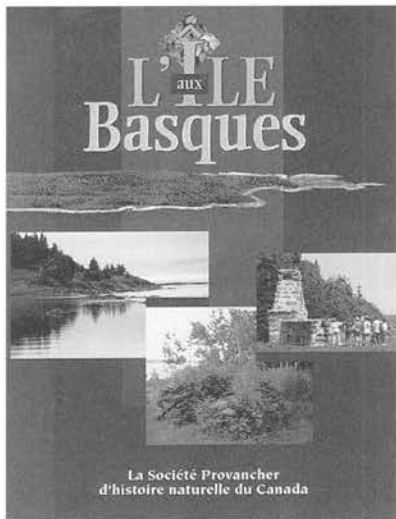
QUÉBEC, 1995. Règlement sur la désignation de certaines espèces menacées. *Gazette officielle du Québec*, 1^{er} mars 1995, 127^e année, no 9, partie 2, p. 737-738.

QUÉBEC, 1996. Convention sur la diversité biologique. Stratégie de mise en œuvre au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec. 122 p.

QUÉBEC, 1998. Règlement sur les espèces floristiques menacées ou vulnérables et leurs habitats. *Gazette officielle du Québec*, 22 avril 1998, 130^e année, no 17, partie 2, p. 2152-2154.

QUÉBEC, 2001. Règlement modifiant le règlement sur les espèces floristiques menacées ou vulnérables et leurs habitats. *Gazette officielle du Québec*, 24 janvier 2001, 133^e année, no 4, partie 2, p. 765-767.

Une île en cadeau...



On peut se procurer ce livre au coût de 29,95 \$, plus 4 \$ de frais de manutention et d'envoi, en s'adressant à :
 La Société Provancher
 9141, avenue du Zoo
 Charlesbourg (Québec)
 G1G 4G4.

« Un livre fascinant par la richesse du regard et la perspective, qui allie conservation du patrimoine et de l'environnement... »

Documenté et exhaustif, un livre de référence dont le vernis scientifique n'éteint pas l'intérêt. »

Louis-Gilles Francœur, *Le Devoir*

Dans ce livre écrit en collaboration, les auteurs, des spécialistes dans leur domaine, se plaisent à présenter en les accompagnant de magnifiques images en couleur, les multiples attraits naturels et scientifiques de cette « île magique ».

Ces articles de scientifiques connus, écrits avec un souci certain de vulgarisation, permettent de cerner dans sa diversité le caractère original de ce milieu en quelque 264 pages, ornées de 212 illustrations, dont 152 en couleur. Il intéressera les éducateurs, les biologistes amateurs ou professionnels, mais aussi tous ceux qui ont eu la chance de séjourner sur l'île, des séjours dont la plupart gardent un souvenir enchanteur.

Tableau 1. Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale : principales caractéristiques










Espèces	Répartition	Sous-domaine	Habitat(s)	Rang de priorité (Québec)	Affinité substrat
<i>Achillea sibirica</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus riverains	SH	
<i>Adiantum aleuticum</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Forêt coniférienne, milieux rocheux / sableux ouverts, milieux alpins	S2	Serpentine
<i>Agoseris aurantiaca</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est, pessière à lichens	Milieus alpins, milieux riverains	S1	
<i>Alchemilla filicaulis</i> subsp. <i>filicaulis</i> -p09	Sporadique	Pessière à mousses de l'Est	Milieus riverains	S2S3T2	
<i>Alchemilla glomerulans</i>	Sporadique	Pessière à mousses de l'Est, toundra forestière	Milieus riverains	S1	
<i>Amerorchis rotundifolia</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Forêt coniférienne, tourbière ouverte	S2	Calcaire
<i>Antennaria howellii</i> subsp. <i>gaspensis</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus rocheux / sableux ouverts, milieux riverains	S2	Calcaire
<i>Antennaria leuchippii</i>	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieus rocheux / sableux ouverts, milieux riverains	S1	
<i>Antennaria rosea</i>	Périphérique est	Pessière à lichens	Milieus rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Arabis boivinii</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Arabis holboellii</i> var. <i>retrofracta</i>	Périphérique est	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Arctous rubra</i> -p09 (= <i>Arctostaphylos</i>) 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus rocheux / sableux ouverts, milieux riverains	S3T1	Calcaire
<i>Arethusa bulbosa</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pessière à mousses de l'Est, pessière à mousses de l'Ouest	Tourbière ouverte, tourbière boisée	S3	
<i>Arnica chamissonis</i> subsp. <i>foliosa</i>	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieus riverains	S1	
<i>Arnica griscomii</i> subsp. <i>griscomii</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus alpins, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Arnica lanceolata</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus riverains, milieux alpins	S3	
<i>Arnica lonchophylla</i> subsp. <i>lonchophylla</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire
<i>Artemisia tilesii</i> subsp. <i>elator</i>	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieus riverains	S1	
<i>Aspidotis densa</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus rocheux / sableux ouverts	S1	Serpentine
<i>Astragalus americanus</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus riverains	S1	Calcaire
<i>Astragalus robbinsii</i> var. <i>fernaldii</i>	Endémique	Pessière à mousses de l'Est	Lande arctique	S1	Calcaire
<i>Athyrium alpestre</i> subsp. <i>americanum</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieus alpins, milieux riverains	S1	
<i>Bidens heterodoxus</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieus riverains	S2	
<i>Botrychium campestre</i> 	Disjoint	Pessière à mousses de l'Est	Milieus rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Botrychium spatulatum</i> 	Sporadique	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieus rocheux / sableux ouverts, milieux riverains	S1	
<i>Braya glabella</i> var. <i>glabella</i>	Périphérique sud	Toundra forestière	Milieus rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Calamagrostis purpurascens</i> 	Disjointe	Pessière à lichens, toundra forestière	Milieus rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire

Tableau 1. Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale : principales caractéristiques (suite)


















<i>Calypso bulbosa</i> var. <i>americana</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pessière à mousses de l'Est, pessière à mousses de l'Ouest	Tourbière boisée, milieux riverains	S2	Calcaire
<i>Canadanthus modestus</i>	Périphérique est	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S1	
<i>Carex deweyana</i> var. <i>collectanea</i> 	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains, forêt feuillue, forêt coniférienne	SH	
<i>Carex hostiana</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, Pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains, tourbière ouverte, Tourbière boisée	S2	Calcaire
<i>Carex macloviana</i> -p11 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins	S2TH	
<i>Carex petricosa</i> var. <i>misandroides</i> 	Endémique	Pessière à mousses de l'Ouest, pessière à lichens, toundra forestière	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Carex prairea</i> 	Sporadique	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, tourbière ouverte	S2	
<i>Carex richardsonii</i> 	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Carex sartwellii</i> 	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S1	
<i>Carex sychnocephala</i> 	Périphérique est	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Castilleja raupii</i>	Périphérique est	Pessière à lichens, toundra forestière	Tourbière ouverte, milieux rocheux / sableux ouverts, milieux riverains, lande arctique	S2	
<i>Cerastium cerastioides</i> -p01, p11	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins	S2TH	Calcaire
<i>Chamaesyce polygonifolia</i>	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains	SH	
<i>Cirsium muticum</i> var. <i>monticulum</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins	S1	
<i>Cirsium scariosum</i>	Disjointe	Pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	S1	Calcaire
<i>Corallorhiza striata</i> var. <i>striata</i> 	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Forêt feuillue, forêt mixte, forêt coniférienne	S2	Calcaire
<i>Corallorhiza striata</i> var. <i>vreelandii</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Forêt coniférienne	SH	Calcaire
<i>Corema conradii</i> 	Périphérique ouest	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Forêt coniférienne, lande maritime	S2	
<i>Cypripedium parviflorum</i> var. <i>planipetalum</i> 	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts, milieux riverains, lande maritime	S2	Calcaire
<i>Cypripedium passerinum</i> 	Disjointe	Pessière à mousses de l'Est, pessière à mousses de l'Ouest	Milieux rocheux / sableux ouverts, milieux riverains, lande maritime	S1	Calcaire
<i>Cypripedium reginae</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Tourbière ouverte, tourbière boisée, milieux riverains	S3	Calcaire
<i>Draba aurea</i> -p01, p09	Disjointe	Pessière à mousses de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts, lande maritime	S3T1	Calcaire
<i>Draba pycnosperma</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Drosera linearis</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pessière à mousses de l'Ouest	Tourbière ouverte	S2	Calcaire
<i>Dryopteris filix-mas</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Forêt mixte, forêt coniférienne, milieux rocheux / sableux ouverts, milieux alpins	S2	Calcaire
<i>Elaeagnus commutata</i> 	Sporadique	Pessière à mousses de l'Ouest, pessière à lichens	Milieux riverains	S2	Calcaire

Tableau 1. Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale : principales caractéristiques (suite)











<i>Erigeron compositus</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Erigeron hyssopifolius</i> var. <i>villicaulis</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains	SH	Calcaire
<i>Erigeron lonchophyllus</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est, pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire
<i>Erysimum inconspicuum</i> var. <i>coarctatum</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts, lande maritime	S2	Calcaire
<i>Festuca altaica</i> - p01, p11, p12 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts, milieux alpins	S2S3T1	Serpentine
<i>Festuca frederikseniae</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Festuca hyperborea</i> 	Périphérique sud	Pessière à mousses de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts, Lande arctique	S1	Calcaire
<i>Gaylussacia dumosa</i> var. <i>bigeloviana</i> 	Périphérique ouest	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Tourbière ouverte	S1	
<i>Gentianella propinqua</i> subsp. <i>propinqua</i> -p09, p11	Disjointe	Pessière à mousses de l'Est	Lande arctique	S2S3T1	Calcaire
<i>Gentianopsis nesophila</i> - p09	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	S3T2	Calcaire
<i>Gentianopsis procera</i> subsp. <i>macounii</i> var. <i>macounii</i>	Disjointe	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S1	Calcaire
<i>Gnaphalium norvegicum</i> -p01, p09, p11	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains, milieux alpins	S2S3T2	
<i>Gratiola aurea</i>	Périphérique nord	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S2	
<i>Gymnocarpium jessoense</i> subsp. <i>parvulum</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Halenia deflexa</i> subsp. <i>brentoniana</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains, lande arctique	S2	
<i>Hedysarum boreale</i> subsp. <i>mackenziei</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, toundra forestière	Milieux rocheux / sableux ouverts, lande arctique	S1	Calcaire
<i>Hieracium robinsonii</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Ouest, pessière à lichens	Milieux riverains	S2	
<i>Hordeum brachyantherum</i> 	Disjointe	Pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	S1	
<i>Hudsonia tomentosa</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pessière à mousses de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts, forêt coniférienne	S3	
<i>Juncus ensifolius</i> 	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, forêt coniférienne, Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Juncus longistylis</i> 	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S1	
<i>Lactuca tatarica</i> var. <i>pulchella</i>	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest, Pessière à lichens	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Lesquerella arctica</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire
<i>Listera borealis</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est, pessière à mousses de l'Ouest, pessière à lichens	Forêt coniférienne	S1	Calcaire
<i>Lycopus asper</i>	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	S2	

Tableau 1. Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale : principales caractéristiques (suite)

















<i>Mimulus glabratus</i> var. <i>jamesii</i>	Périphérique est	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S1	
<i>Minuartia marcescens</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins, milieux riverains, Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Serpentine
<i>Moehringia macrophylla</i> -p01, p05, p11, p12	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts, milieux alpins	S2S3T1T2	Calcaire, Serpentine
<i>Muhlenbergia richardsonis</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains	S2	Calcaire
<i>Myriophyllum humile</i>	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux aquatiques	S1	
<i>Neobekia aquatica</i>	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Milieux aquatiques	S2	
<i>Neoturularia humilis</i> (= <i>Braya</i>)	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire
<i>Nymphaea leibergii</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Milieux aquatiques	S2	
<i>Oxytropis hudsonica</i>	Disjointe	Pessière à lichens, toundra forestière	Milieux rocheux / sableux ouverts, lande arctique	S1	Calcaire
<i>Packera cymbalaria</i> (= <i>Senecio</i>)	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Pedicularis sudetica</i> subsp. <i>interioides</i>	Périphérique est	Pessière à lichens	Tourbière ouverte, milieux riverains, lande arctique	S2	Calcaire
<i>Platanthera foetida</i> (= <i>Piperia unalascensis</i>) 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Forêt coniférienne	S1	Calcaire
<i>Poa laxa</i> subsp. <i>fernaldiana</i> 	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins	S2	
<i>Polygala senega</i>	Sporadique	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, forêt feuillue, forêt coniférienne	S2	Calcaire
<i>Polygonella articulata</i>	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Polystichum lonchitis</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à lichens, toundra forestière	Forêt feuillue, forêt mixte, forêt coniférienne, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire
<i>Polystichum scopulinum</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Serpentine
<i>Pseudorchis straminea</i> 	Disjointe	Pessière à lichens, toundra forestière	Milieux rocheux / sableux ouverts, lande arctique	S1	Calcaire
<i>Ranunculus allenii</i> -p01, p11	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins, milieux riverains	S2S3T1	
<i>Rhynchospora capillacea</i> 	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains, tourbière ouverte	S1	Calcaire
<i>Ribes oxyacanthoides</i> subsp. <i>oxyacanthoides A</i>	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Sagina nodosa</i> subsp. <i>nodosa</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Sagina saginoides</i> -p01, p11	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins	S2TH	
<i>Salix arbusculoides</i> 	Disjointe	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	
<i>Salix chlorolepis</i> 	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Serpentine
<i>Salix maccalliana</i> 	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest, Pessière à lichens	Milieux riverains, tourbière boisée	S2	
<i>Salix pseudomonticola</i> 	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S1	
<i>Saxifraga gaspensis</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Sedum villosum</i>	Disjointe	Pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	S1	

Tableau 1. Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale : principales caractéristiques (suite)





<i>Solidago ptarmicoides</i>	Périphérique est	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire
<i>Solidago simplex</i> subsp. <i>randii</i> var. <i>racemosa</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	Calcaire
<i>Solidago simplex</i> subsp. <i>simplex</i> var. <i>chlorolepis</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux alpins, milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Serpentine
<i>Solidago simplex</i> subsp. <i>simplex</i> var. <i>simplex</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	Calcaire
<i>Sparganium glomeratum</i> 	Sporadique	Pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	SH	
<i>Symphyotrichum anticostense</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains	S2	Calcaire
<i>Symphyotrichum laurentianum</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains	S2	
<i>Taraxacum latilobum</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	S2	Calcaire
<i>Taraxacum laurentianum</i>	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux rocheux / sableux ouverts, milieux riverains	S1	Calcaire
<i>Thalictrum dasycarpum</i>	Périphérique est	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains	S1	
<i>Thalictrum revolutum</i>	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Milieux riverains, forêt mixte	SH	
<i>Torreyochloa pallida</i> var. <i>pallida</i> 	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Milieux riverains	S1	
<i>Trichophorum clintonii</i> 	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Ouest	Milieux riverains, milieux rocheux / sableux ouverts	S2	
<i>Trichophorum pumilum</i> 	Disjointe	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains, lande maritime	S2	Calcaire
<i>Triglochin gaspensis</i> 	Endémique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, pessière à mousses de l'Est	Milieux riverains	S3	
<i>Utricularia geminiscapa</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est, sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Tourbière ouverte, milieux aquatiques	S2	
<i>Utricularia gibba</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Tourbière ouverte, milieux aquatiques	S2	
<i>Utricularia resupinata</i>	Périphérique nord	Pessière à mousses de l'Ouest	Milieux aquatiques	S2	
<i>Valeriana uliginosa</i>	Sporadique	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Tourbière boisée	S2	Calcaire
<i>Viola sagittata</i> var. <i>ovata</i>	Périphérique nord	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Milieux rocheux / sableux ouverts	S1	

Trame : espèce forestière

Caractère gras : espèce désignée menacée

Rang de priorité (Québec) : H = historique (mention de plus de 25 ans), 1 = 1-5 occurrences, 2 = 6-20 occurrences, 3 = 21-100 occurrences ;

T = population isolée; outre la fréquence, d'autres caractéristiques peuvent être considérées comme l'abondance et le déclin

 arbuste ;  fougère ;  herbes graminoides ;  orchidées.

Diversité structurale et biodiversité des plantes vasculaires de la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie

Mireille Despots, Geneviève Brunet et Louis Bélanger

Introduction

La sapinière à bouleau blanc de l'Est se distingue des autres écosystèmes boréaux du Québec par son régime de perturbation naturel qui se caractérise par la récurrence des chablis et des épidémies d'insectes plutôt que par le feu (Blais, 1965; Lorimer, 1977). Ces perturbations, d'intensité variable, ont modelé dans le passé des mosaïques forestières complexes comportant une proportion significative de peuplements surannés de structure équiennne ou irrégulière (Lévesque, 1997; Leblanc et Bélanger, 2000). L'aménagement des sapinières par coupe à blanc et une période de révolution de moins de 70 ans tendent à rajeunir et à uniformiser les paysages. Les peuplements de structure irrégulière, en particulier, se raréfient considérablement. Les vieux peuplements sont généralement considérés comme un maillon important de la biodiversité forestière (Franklin *et al.*, 1981). Qu'en est-il pour les sapinières? Lors de travaux effectués en Gaspésie, nous avons caractérisé la structure et la dynamique d'un paysage de sapinière vierge et estimé le rôle des vieux peuplements irréguliers pour la biodiversité de cet écosystème, en comparant la diversité et la composition de sa communauté de plantes vasculaires à celle de peuplements de seconde venue à maturité sylvicole.

Aire d'étude

L'étude a été réalisée au nord-est de la péninsule gaspésienne, dans l'unité de paysage de la « Rivière Dartmouth » (Robitaille et Saucier, 1998). Elle correspond à un ensemble de plateaux d'une altitude moyenne de 391 m, dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc. Le dispositif comportait deux secteurs espacés de 5 km. Le premier secteur était surtout constitué de peuplements équiennes régénérés à la suite de coupes à blanc effectuées à partir des années 1950-1960. Les plus vieux de ces peuplements de seconde venue étaient âgés de 50 ans et atteignaient techniquement le stade de la maturité sylvicole. Le second secteur était constitué de sapinières vierges âgées d'environ 90 ans, régénérées à la suite d'une perturbation sévère survenue au début du siècle (chablis ou infestation d'insectes). Dans la mosaïque forestière se trouvaient des formations de structure irrégulière, moins affectées par cette perturbation. Ces dernières comportaient les attributs des forêts

anciennes, tels des débris au sol et des chicots de grande taille à différents stades de dégradation, des arbres de grande taille et très âgés, et de nombreuses petites trouées correspondant à des chablis individuels de différents âges.

Caractérisation de la mosaïque forestière vierge

Le paysage de la forêt vierge, d'une superficie de 4 km², a été décrit par une photo-interprétation du territoire à l'échelle 1 : 8000 et par un inventaire systématique des trouées sur le terrain. Toutes les trouées interceptées le long de deux transects totalisant 2 000 m ont fait l'objet d'une description détaillée selon la méthodologie décrite par Runkle (1992). Cet inventaire a permis d'établir que le paysage comporte surtout de petites trouées. L'étude démontre que 75 % des trouées échantillonnées avaient une superficie de moins de 100 m². Ces résultats sont comparables à ceux obtenus pour une pessière rouge du Maine, indiquant que plus de 70 % des trouées couvraient moins de 100 m² (Battles et Fahey, 1996). La majorité des arbres formant ces trouées ont été cassés par le vent ou sont morts debout (tableau 1). Cette mortalité correspond probablement à la dernière épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, survenue au début des années 1980. L'inventaire a aussi permis d'établir que les trouées résultent de la mortalité de moins de dix arbres, en majorité du sapin.

La formation récurrente de trouées a donné lieu au développement de peuplements de structure irrégulière. Ils se caractérisent par la présence de plusieurs cohortes formant une courbe diamétrale en J-inversé, avec plusieurs sommets. La photo-interprétation de l'aire d'étude a démontré que les peuplements ayant développé une telle structure dominant dans le paysage (tableau 2). Plus de la moitié de l'aire se trouve dans un stade de structure irrégulière ou un stade de décrépitude. Le stade de structure irrégulière, tel que défini par Mueller-Dombois (1987), se caractérise par une perte de vitalité des arbres du couvert dominant. Il est suivi d'épisodes de mortalité en groupe d'arbres voisins. Le

Mireille Despots, Ph. D., biologiste;
Geneviève Brunet, biologiste;
Louis Bélanger, Ph. D., ingénieur forestier.

Tableau 1. Nombre de tiges mortes (proportion (%) par type de mortalité et par essence) inventoriées dans les trouées interceptées le long d'un transect de 2 km

Essences	Types de mortalité			
	Déraciné	Cassé	Mort debout	Total
<i>Abies balsamea</i>	121 (19%)	364 (57%)	149 (23%)	634
<i>Acer rubrum</i>	0	2 (50%)	2 (50%)	4
<i>Betula papyrifera</i>	7 (20%)	6 (17%)	22 (63%)	35
<i>Picea glauca</i>	28 (41%)	26 (38%)	15 (22%)	69
<i>Picea mariana</i>	21 (51%)	17 (41%)	3 (7%)	41
Non identifié	23 (47%)	26 (53%)	0	49
Total	200 (24%)	441 (52%)	191 (23%)	832

Tableau 2. Importance relative (%) des stades de développement photo-interprétés dans le paysage de sapinière vierge.

Stade de développement	Pourcentage du territoire inventorié
Régénération	1 %
Jeune	4 %
Maturité-suranné	32 %
Bi-étagé	6 %
Irrégulier	32 %
Décrépitude	28 %

stade de décrépitude se distingue à la photo-interprétation par l'abondance des trouées de tailles variées et dispersées dans le peuplement. Le stade mature-suranné couvrait 32 % du territoire, alors que les autres stades étaient présents en plus faible proportion.

Structure des peuplements mûrs de seconde venue et anciens

Trois forêts anciennes et trois peuplements de seconde venue au stade de la maturité sylvicole ont été sélectionnés pour une analyse comparative de leur structure et de leur composition floristique. Dans chacun des peuplements, nous avons décrit la structure et la composition en espèces des arbres, gaulis et arbustes de plus de 50 cm dans un quadrat de 1 000 m² (10 × 100 m), subdivisé en dix sections de 100 m². Les arbustes ont été inventoriés dans 50 % des parcelles. Le recouvrement et la composition des strates inférieures ont été mesurés dans 100 parcelles de 1 m².

Les forêts anciennes comportent des arbres de plus grande taille et en plus faible densité (tableau 3). Ce dernier paramètre est significativement plus variable dans les forêts anciennes, soulignant leur structure irrégulière et la présence de plusieurs petites trouées. Les gaulis sont également moins

denses dans les forêts anciennes. On ne relevait pas de différences significatives pour les arbustes. Au niveau du sol, les deux stades de développement se différencient surtout par le couvert plus important des herbacées dans les forêts anciennes et l'abondance des gros débris ligneux dans ce stade. Le volume des débris y est significativement plus grand et les différences les plus importantes sont observées pour les débris récents ou peu dégradés.

La composition en espèces de la strate arborescente varie peu selon le stade de développement. Par contre, l'érable à épis domine nettement dans les strates inférieures des forêts anciennes alors que le sapin baumier, l'érable rouge, le bouleau blanc et l'amélanchier constituent l'essentiel des gaulis et des arbustes des peuplements de seconde venue. Les plantes vasculaires sont plus diversifiées dans les forêts anciennes. Quarante-trois espèces y ont été inventoriées comparativement à 24 dans les forêts de seconde venue. Cette différence est attribuable à la présence de nombreux taxons exclusivement dans les forêts anciennes, dont trois orchidées (*Goodyera repens*, *G. oblongifolia* et *G. tessellata*), des espèces typiques des milieux perturbés (*Rubus pubescens*, *Ribes glandulosum*, *Salix* sp. et *Epilobium angustifolium*), et des espèces indicatrices de milieux plus humides et plus riches

Tableau 3. Valeurs moyennes (écart-type) des principaux paramètres de structure selon la strate et le stade de développement. Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les stades (Test H.S.D. de Tukey P < 0,05).

Origine du peuplement Stade de développement	Maturité Coupe	Vierge Ancien
Âge moyen des arbres > 10 cm au DHP en 1998	50,3 (3,0) ^a	87,2 (11,7) ^b
Coefficient de variation de l'âge des arbres (%)	5,4 (0,2) ^a	12,6 (1,6) ^b
Densité des arbres (ind./ ha)	1 643 (449) ^a	643 (312) ^b
Coefficient de variation de la densité (%)	26,1 (5,0) ^a	47,3 (23,4) ^b
Diamètre moyen des arbres (cm)	14,3 (1,9) ^a	24,8 (4,7) ^b
Coefficient de variation du DHP (%)	11,5 (1,7) ^a	15,6 (3,4) ^a
Densité des gaulis (1 à 10 cm au DHP) (ind./ ha)	4 587 (1882) ^a	1473 (969) ^b
Densité des arbustes (50 cm à 1,3 mètre) (ind./ ha)	7 100 (3556) ^a	10 080 (3647) ^a
Arbres et arbustes < 50 cm (Recouvrement (%))	12,3 (7,6) ^a	10,0 (5,7) ^a
Herbacées (Recouvrement (%))	10,0 (9,7) ^a	20,5 (13,5) ^b
Mousses (Recouvrement (%))	10,7 (9,4) ^a	13,2 (11,3) ^a
Densité des chicots > 10 cm au DHP (ind./ha)	35 (68) ^a	203 (156) ^b
Densité des chicots > 30 cm au DHP (ind./ha)	7 (6) ^a	37 (46) ^a
Volume total des débris > 10 cm au DHP (m ³ / ha)	14,4 (19,2) ^a	63,1 (38,7) ^b
Volume des débris récents (m ³ / ha)	0,7 (2,9) ^a	17,3 (25,7) ^b
Volume des débris dégradés (m ³ / ha)	3,7 (8,7) ^a	24,9 (25,7) ^b
Volume des débris très dégradés ou pourris (m ³ /ha)	9,9 (16,4) ^a	20,8 (24,5) ^b

(*Ribes lacustre*, *Dryopteris disjuncta*, *Galium triflorum*, *Strep-topus roseus*, *Viola* sp.). La diversité élevée d'espèces reflète globalement de meilleures conditions de luminosité et d'humidité, mais le drainage oblique (*seepage*) observé dans les sites de forêts anciennes a probablement contribué à augmenter la diversité spécifique.

Diversité des plantes vasculaires

Dans chaque peuplement, les mousses, hépatiques et lichens ont été inventoriés dans 100 parcelles de 1 m². Les champignons saprophytes (ne vivant pas en symbiose avec une plante vasculaire) ont été récoltés une fois par mois de juin à septembre 1997 et 1998, dans 18 parcelles de 50 m² par peuplement. Sur les 213 espèces recensées, on en dénombre 124 dans les peuplements de seconde venue et 153 dans les sapinières vierges (l'ensemble des espèces identifiées sont présentées en annexe). Le nombre d'espèces est plus élevé dans les sapinières anciennes pour tous les groupes taxinomiques et écologiques (lignicoles, terricoles ou épiphytes). Les indices de diversité, tenant compte de l'abondance des espèces, y sont aussi plus élevés. En comparant l'abondance des espèces considérées individuellement, on constate que trois espèces spécialistes du bois pourri ou des branches

mortes sont associées significativement aux peuplements de seconde venue. Dix-huit espèces sont significativement plus abondantes dans les sapinières anciennes. Elle se distribuent principalement parmi les lignicoles spécialistes des gros débris peu dégradés, les terricoles généralistes et les épiphytes. Les hépatiques lignicoles, les champignons saprophytes terricoles et les lichens épiphytes à large thalle contribuent le plus à différencier les deux stades de développement.

Les inventaires nous ont permis d'identifier plusieurs espèces considérées rares ou indicatrices de forêts anciennes (tableau 4). Il s'agit surtout d'hépatiques et de champignons lignicoles propres au des gros débris ligneux peu dégradés, de quelques lichens foliacées épiphytes et d'un lichen terricole (*Peltigera degenii*). Seulement trois de ces espèces, parmi les plus communes, ont été trouvées dans les sapinières de seconde venue. Plusieurs des espèces énumérées sont considérées menacées ou vulnérables en Scandinavie. Ce sont tous des taxons lignicoles, dont la situation précaire est associée à la raréfaction des vieilles forêts et à la diminution draconienne du volume de gros débris ligneux dans les sites aménagés (Laaka, 1992; Hallingbäck, 1998; Lindblad, 1998; Bader et al., 1995).

Tableau 4. Fréquence des plantes vasculaires considérées rares, occasionnelles, ou indicatrices de vieux peuplements, selon le stade de développement. *: Espèces considérées menacées ou vulnérables dans les pays scandinaves.

Origine du peuplement Stade de développement	Maturité Coupe	Vierge Ancien
Hépatiques		
<i>Anastrophyllum michauxii</i> *	0	1
<i>Anastrophyllum hellerianum</i> *	2	6
<i>Jamesoniella autumnalis</i>	3	20
<i>Jungermannia leiantha</i> *	0	13
<i>Lophozia ascendens</i> *	3	30
<i>Nowellia curvifolia</i> *	0	1
Champignons saprophytes		
<i>Antrodia variiformis</i>	0	4
<i>Asterodon ferruginosus</i> *	0	1
<i>Cystostereum murrayi</i> *	0	2
<i>Fomitopsis rosea</i> *	0	6
<i>Ischnoderma resinatum</i>	0	9
<i>Leptoporus mollis</i> *	0	2
<i>Oligoporus guttulatus</i>	0	2
Lichens		
<i>Biatora sphaeroides</i>	0	1
<i>Lobaria pulmonaria</i>	0	4
<i>Nephroma bellum</i>	0	11
<i>Peltigera degenii</i>	0	29

Conclusion

L'étude montre que les vieux peuplements irréguliers peuvent constituer un élément important de la mosaïque forestière vierge de la sapinière de la Gaspésie. En l'absence de perturbations catastrophiques, une dynamique par petites trouées pouvant se prolonger sur de longues périodes détermine le développement de vieux peuplements multicohortes, sinon inéquiennes. Cette dynamique se rapproche de celle décrite pour les forêts anciennes en général (Runkle 1982; Spies et Franklin, 1988), se caractérisant par la mortalité ponctuelle d'un seul arbre ou de quelques-uns. Les sapinières boréales se différencient, cependant, des écosystèmes plus méridionaux par l'impact prépondérant des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et la longévité relativement faible des arbres, dépassant rarement 150 ans.

Ce mode de perturbation détermine une structure des peuplements très différente de celle des formations équiennes plus jeunes. Les milieux sont plus ouverts, l'étagement de la végétation plus diversifié, et les attributs de structure tels que les chicots et les débris au sol sont plus abondants. La diversité plus élevée des plantes vasculaires, observée dans les forêts anciennes comparativement aux

peuplements mûrs, reflète en premier lieu une plus grande diversité d'habitats et de conditions microenvironnementales. Ainsi, la formation récurrente de trouées assure le recrutement continu de débris ligneux, le maintien de milieux ouverts, et la disponibilité de sols minéraux. Il s'agit d'habitats peu fréquents dans les peuplements de seconde venue à maturité sylvicole, où le couvert arborescent est dense et uniforme. Les chablis sont rares et les débris ligneux sont peu abondants et pour l'essentiel très dégradés, puisqu'ils sont surtout issus des débris de coupe.

Du point de vue de conservation de la biodiversité, le fait le plus important est que les forêts vierges étudiées comportent plusieurs espèces rares ou peu fréquentes qui avaient été préalablement désignées comme indicatrices de forêts anciennes. Il s'agit surtout d'espèces spécialistes requérant des conditions environnementales très particulières. Une majorité de celles-ci colonisaient des débris ligneux de grande taille. Leur présence en grand nombre dans les forêts anciennes s'explique par l'abondance de débris de plus de 30 cm au DHP, et sans doute par leur constante disponibilité. Les débris de très grande taille présentent l'avantage de conserver un minimum d'humidité lors de périodes de sèche-

resse, d'offrir une plus grande surface de colonisation, et de persister sur de plus longues périodes, favorisant les espèces sensibles aux variations d'humidité et ayant une capacité très limitée de dispersion (Söderström, 1988; Andersson et Hytteborn, 1991; Lesica *et al.*, 1991; Bader *et al.*, 1995; Hoiland et Bendiksen, 1996; Lindblad 1998).

Les lichens foliacés, en général, sont pour leur part fréquemment identifiés en tant qu'indicateurs de forêts anciennes. Leur abondance dans ces peuplements serait attribuable, notamment, aux conditions microclimatiques plus stables et à la présence constante de vieux arbres (Lesica *et al.*, 1991; Selva, 1994; Nilsson *et al.*, 1995; Sillett *et al.*, 2000). Cette continuité des conditions environnementales et le maintien des attributs structuraux est assurée par le régime de perturbations partielles caractérisant les forêts anciennes. Plusieurs de ces espèces pourraient donc être mises en danger par l'aménagement des sapinières, prévoyant une période de révolution trop courte pour le développement de vieux peuplements surannés. Il est d'ailleurs probable que certains taxons soient propres aux forêts anciennes, lesquelles ont été en mesure de maintenir des conditions écologiques particulières sur de très longues périodes. Quoi qu'il en soit, il apparaît évident que pour atteindre l'objectif de maintien de la biodiversité en sapinière humide, on devrait prévoir la protection prioritaire de forêts vierges, ou à tout le moins le maintien d'une proportion minimale de vieux peuplements dans les secteurs sous aménagement.

Remerciements

Nous tenons en premier lieu à remercier les personnes qui ont participé aux travaux de terrain : Dominique Lavoie, Emmanuel Dalpé-Charron, Marie-Josée Bouchard, ainsi que Magalie Maire. La réalisation de cette étude a été rendue possible grâce au soutien financier de la Direction de la recherche forestière et de la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec ainsi que d'Habitat faunique Canada. Nous sommes particulièrement reconnaissants pour le soutien accordé à toutes les phases des travaux par Agathe Cimon du MRNQ. Nous tenons à souligner la précieuse collaboration de l'Herbier Louis-Marie de l'Université Laval et, en particulier, le support taxinomique de Claude Roy pour l'identification des lichens, et finalement l'aide inestimable de Roland Labbé et Serge Audet, taxinomistes des champignons, et de Denis Bastien, taxinomiste des mousses et hépatiques. ◀

Références

ANDERSSON, L.I. and H. HYTTEBORN, 1991. Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology*, 14 : 121-130.

BADER, P., S. JANSSON and B.G. JONSSON, 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation*, 72 : 355-362.

BATTLES, J.J. and T.J. FAHEY, 1996. Spruce decline as a disturbance event in the subalpine forests of the northeastern United States. *Canadian Journal Forest. Research*, 26 : 408-421.

BLAIS, J.R., 1965. Spruce budworm outbreaks in the past three centuries in the Laurentide park, Quebec. *Forest Science*, 11 : 130-138.

FRANKLIN, J.F., K. KROMACK, JR W. DENISON, A. MCKEE, C. MASER, J. SEDELL, F. SWANSON and G. JUDEY, 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. USDA Forest Service. General Technical Report. PNW-118. 48 p.

HALLINGBÄCK, T., 1998. The new IUCN threat categories tested on Swedish bryophytes. *Lindbergia*, 23 : 13-27.

HOILAND, K., and E. BENDIKSEN, 1996. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal forest in Sor-Trondelag county, Central Norway. *Nordic Journal of Botany*, 16 : 643-659.

LINDBLAD, I., 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. *Nordic Journal of Botany*, 18 : 243-255.

LAAKA, S., 1992. The threatened epixylic bryophytes in old primeval forests in Finland. *Biological Conservation*, 59 : 151-154.

LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région: une forêt boréale distincte. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 136. 91 p.

LESICA, P., MCCUNE, B., COOPER, V. and W.S. HONG, 1991. Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. *Canadian Journal of Botany*, 69 : 1745-1755.

LÉVESQUE, F., 1997. Conséquences de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du parc national Forillon. Mémoire de maîtrise (M.Sc.). Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. Québec. 151 p. et annexes.

LINDBLAD, I., 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. *Nordic Journal of Botany*, 18 : 243-255.

LORIMER, C.G., 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology*, 58 : 139-148.

MUELLER-DOMBOIS, D., 1987. Natural dieback in forests. *BioScience*, 37 : 575-583.

NILSSON, S.G., ARUP, U., BARANOWSKI, R. and S. EKMAN, 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology*, 9 : 1208-1215.

ROBITAILLE, A. et J.-P. Saucier, 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Les Publications du Québec, Beauport. 213 p. et carte.

RUNKLE, J.R., 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern Northern America. *Ecology*, 63 : 1533-1546.

RUNKLE, J.R., 1992. Guidelines and sampling protocol for sampling forest gaps. U. S. Department of agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, no. 44.

Selva, S.B., 1994. Lichen diversity and stand continuity in the northern hardwoods and Spruce-Fir forests of northern New England and western New Brunswick. *The Bryologist*, 97 : 424-429.

SILLETT, S.C., MCCUNE B., PECK, J.E., RAMBO, T.R. and A. Ruchty, 2000. Dispersal limitations of epiphytic lichens results in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications*, 10 : 789-799.

SODERSTROM, L., 1988. The occurrence of epixylic bryophytes and lichen species in an old natural and a managed forest stand in northeast Sweden. *Biological Conservation*, 45 : 169-178.

SPIES, T.A. and J. F. FRANKLIN, 1988. Old growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of western Oregon and Washington. *Natural Areas Journal*, 8 : 190-201.

Annexe

Liste des plantes invasculaires inventoriées dans les peuplements vierges et aménagés de la Gaspésie, et classées en fonction de leur préférence écologique. E Épiphyte; L Lignicole; T Terricole.

MOUSSES

Peupl. vierges seulement

- Barbula fallax* (T)
- Brachythecium campestre* (T)
- Brachythecium reflexum* (E)
- Brachythecium rivulare* (T)
- Brachythecium salebrosum* (T)
- Cirriphyllum piliferum* (T)
- Dicranella heteromalla* (T)
- Ditrichum lineare* (T)
- Eurynchium pulchellum* (T)
- Herzogiella turfacea* (L)
- Mnium cuspidatum* (T)
- Plagiomnium ciliare* (T)
- Polytrichum juniperinum* (T)
- Pylaisiella polyantha* (E)
- Rhizomnium punctatum* (T)
- Rhytidiadelphus triquetrus* (T)
- Thuidium delicatulum* (T)
- Thuidium recognitum* (T)
- Peupl. vierges et aménagés
- Brachythecium erythrorrhizon* (T)
- Brachythecium oedipodium* (T)
- Brachythecium rutabulum* (T)
- Dicranum fuscescens* (T)
- Dicranum majus* (T)
- Dicranum montanum* (T)
- Dicranum polysetum* (T)
- Dicranum scoparium* (T)
- Herzogiella striatella* (L)
- Hylocomiastrum umbratum* (T)
- Hylocomium splendens* (T)
- Hypnum pallescens* (E)
- Plagiothecium laetum* (T)
- Pleurozium schreberi* (T)
- Pohlia nutans* (L)
- Polytrichum commune* (T)
- Ptilium crista-castrensis* (T)
- Sanionia uncinata* (T)
- Stereocleus serrulatus* (T)
- Tetraphis pellucida* (L)
- Peupl. aménagés seulement
- Callicladium haldanianum* (T)
- Dicranum undulatum* (T)
- Hypnum fertile* (E)
- Paraleucobryum longifolium* (T)
- Pterigynandrum filiforme* (T)

HÉPATIQUES

Peupl. vierges seulement

- Anastrophyllum michauxii* (L)
- Bazzania trilobata* (T)
- Calypogeja muelleriana* (L)
- Cephalozia connivens* (L)
- Frullania bolanderi* (E)
- Frullania inflata* (E)
- Jungermania leiantha* (T)
- Lejeunea cavifolia* (T)
- Lophozia longidens* (L)
- Nowellia curvifolia* (L)
- Plagiochila asplenoides* (T)
- Riccardia latifrons* (L)
- Peupl. vierges et aménagés
- Anastrophyllum hellerianum* (L)
- Barbilophozia attenuata* (T)
- Barbilophozia barbata* (T)
- Barbilophozia hatcheri* (T)
- Blepharostoma trichophyllum* (T)
- Cephalozia lunulifolia* (T)
- Geocalyx graveolens* (L)
- Gymnocolea inflata* (T)
- Jamesoniella autumnalis* (L)
- Lepidozia reptans* (L)
- Lophocolea heterophylla* (T)
- Lophozia ascendens* (L)
- Lophozia incisa* (L)
- Lophozia ventricosa* (T)
- Ptilidium pulcherrimum* (E)
- Peupl. aménagés seulement
- Cephalozia bicuspidata* (T)
- Cephalozia pleniceps* (T)

LICHENS

Peupl. vierges seulement

- Biatora sphaeroides* (E)
- Cladonia pleurota* (T)
- Lobaria pulmonaria* (E)
- Mycoblastus sanguinarius* (E)
- Nephroma bellum* (E)
- Peltigera aphotosa* (T)
- Peltigera degenii* (T)
- Peltigera menbranacea* (T)
- Ramalina sp.* (E)
- Ramalina thrausta* (E)
- Tuckermannopsis orbata* (E)

Peupl. vierges et aménagés

- Cetraria pinastri* (E)
- Cladina rangiferina* (T)
- Cladonia bacillaris* (T)
- Cladonia cenotea* (L)
- Cladonia chlorophaea* (L)
- Cladonia coniocraea* (L)
- Cladonia cornuta* (L)
- Cladonia crispata* (L)
- Cladonia cristatella* (L)
- Cladonia digitata* (L)
- Cladonia fimbriata* (L)
- Cladonia gracilis* (L)
- Cladonia scabriuscula* (L)
- Cladonia squamosa* (L)
- Cladonia sulphurina* (T)
- Hypogymnia physodes* (E)
- Hypogymnia tubulosa* (E)
- Icmadophila ericetorum* (L)
- Parmelia squarrosa* (E)
- Parmelia sulcata* (E)
- Parmeliopsis ambigua* (E)
- Parmeliopsis hyperopta* (E)
- Peltigera neopolydactyla* (T)
- Plastimatia glauca* (E)
- Tuckermannopsis halei* (E)
- Peupl. aménagés seulement
- Ramalina dilacerata* (E)
- Ramalina roesleri* (E)

CHAMPIGNONS SAPROPHYTES

Peupl. vierges seulement

- Aleurodiscus amorphus* (L)
- Antrodia variiformis* (L)
- Antrodiella semisupina* (L)
- Armillaria sinapina* (L)
- Ascocoryne cylichnium* (L)
- Ascocoryne sarcoides* (L)
- Asterodon ferruginosus* (L)
- Bisporella citrina* (L)
- Caloscypha fulgens* (T)
- Cerrena unicolor* (L)
- Chondrostereum purpureum* (L)
- Clavariadelphus truncatus* (T)
- Clitocybe clavipes* (T)
- Clitocybe sp* (T)

Annexe (suite)

Liste des plantes vasculaires inventoriées dans les peuplements vierges et aménagés de la Gaspésie, et classées en fonction de leur préférence écologique. E Épiphyte; L Lignicole; T Terricole.

CHAMPIGNONS SAPROPHYTES

Peupl. vierges seulement

Cystoderma fallax (L)
Cystostereum murraii (L)
Datronia stereoides (L)
Fomitopsis rosea (L)
Galerina autumnalis (L)
Ganoderma applanatum (T)
Gloeophyllum sepiarium (T)
Gymnopilus penetrans (L)
Helvella lacunosa (T)
Helvella macropus (T)
Hohenbuehelia atrocaerulea (L)
Hygrocybe auratocephala (T)
Hygrocybe chlorophana (T)
Hypholoma capnoides (L)
Ischnoderma resinosum (L)
Jahnporus hirtus (L)
Lachnellula agassizii (L)
Lentinellus ursinus (L)
Lepiota cristata (T)
Leptoporus mollis (L)
Lycogala flavofuscum (L)
Lycoperdon pyriforme (L)
Meruliopsis taxicola (L)
Mycena pura (T)
Oligoporus balsamea (L)
Oligoporus guttulatus (L)
Oligoporus leucomallellus (L)
Oligoporus stipticus (L)
Omphalina epichysium (T)
Perenniporia subacida (L)
Phanerochaete gigantea (L)
Phaeolus schweinitzii (L)
Phellinus laevigatus (L)
Phellinus piceinus (L)
Phellinus punctatus (L)
Phlebia radiata (L)
Pholiota flavida (L)
Pholiota pseudosiparia (L)
Plicatura crispa (L)
Pluteus cervinus (L)
Pluteus tomentosulus (L)
Pseudohydnum gelatinosum (L)
Ramaria flaccida (L)

Resinicium bicolor (L)
Royoporus badius (L)
Sarcosoma globosum (L)
Skeletocutis aff. nivea (L)
Stereum hirsutum (L)
Stropharia hornemannii (L)
Tomentella sp. (L)
Tremella foliacea (L)
Tremella lutescens (L)
Peupl. vierges et aménagés
Armillaria ostoyae (L)
Auricularia auricula-judae (L)
Clavulinopsis laeticolor (T)
Clitocybe gibba (T)
Clitocybe squamulosa (T)
Coniophora puteana (L)
Cystoderma amianthimum (T)
Dacrymyces chrysospermus (L)
Fomes fomentarius (L)
Fomitopsis pinicola (L)
Gymnopilus sp. (L)
Gymnopus confluens (T)
Gymnopus dryophilus (T)
Haematostereum sanguinolentum (L)
Hygrocybe laeta (T)
Hygrocybe squamulosa (T)
Hygrocybe virginea (T)
Hygrophoropsis aurantiaca (L)
Hymenochaete tabacina (L)
Leotia lubrica (T)
Lepronia sp. (T)
Lycogala epidendrum (L)
Lycoperdon perlatum (T)
Marasmius sp. (T)
Megacollybia platyphylla (T)
Mycena sp. (T)
Nolanea sericea (T)
Oligoporus fragilis (L)
Oligoporus ptychogaster (L)
Oligoporus subcaesia (L)
Omphalina sp. (T)
Phellinus alni (L)
Piptoporus betulinus (L)
Pleurocybella porrigens (L)

Polyporus brumalis (L)
Polyporus varius (L)
Rhodocollybia butyracea (T)
Trichaptum abietinum (L)
Trichaptum fusco-violaceum (L)
Tyromyces chioneus (L)
Xeromphalina campanella (L)
Peupl. aménagés seulement
Clitopilus prunulus (T)
Cyrtotrampa asprata (L)
Fibropilus abortivus (L)
Galerina sp. (T)
Hohenbuehelia sp. (L)
Hydnochaete sp. (L)
Hygrocybe punicea (T)
Inonotus tomentosus (T)
Inonotus radiatus (T)
Lentinellus flabelliformis (L)
Lentinellus micheneri (L)
Lentinellus sp. (L)
Marasmius cohaerens (T)
Marasmius delectans (T)
Marasmius epiphyllus (T)
Myxarium nucleatum (L)
Nolanea sp. (T)
Oligoporus sp. (L)
Phellinus nigricans (L)
Pleurotus ostreatus (L)
Polyporus alveolaris (L)
Polyporus tubiformis (L)
Pouzarella sp. (T)
Pycnoporellus alboluteus (L)
Rhodocollybia maculata var. scorzonerea (T)
Skeletocutis sp. (L)
Trichaptum laricinum (L)
Urnula craterium (T)

Facteurs-clés pour le maintien de la diversité des lichens épiphytes

Catherine Boudreault

Les pratiques forestières en forêt boréale entraînent une réduction importante des parcelles de vieilles forêts et tendent à uniformiser l'âge des forêts à l'échelle du paysage. Cette situation est préoccupante car des études ont montré que la présence de certains lichens épiphytes est dépendante de l'existence de vieilles forêts. De plus, les vieilles forêts renferment généralement une biomasse plus importante de lichens épiphytes que les forêts plus jeunes. Peu d'études ont toutefois été entreprises en forêt boréale au Québec ou dans l'est de l'Amérique du Nord afin de connaître l'importance des divers stades forestiers pour le maintien de la diversité des lichens épiphytes. Les connaissances que nous avons sur les relations écologiques entre les forêts anciennes et les lichens épiphytes proviennent surtout de la forêt scandinave et, en Amérique du Nord, de la forêt de la côte du Pacifique et de la forêt décidue. Ce texte présente un bref aperçu des connaissances que nous avons sur la diversité des lichens épiphytes au Québec, et il met l'accent sur les principaux facteurs qui peuvent influencer la diversité des communautés épiphytes de la forêt boréale.

Flore épiphyte

Très peu d'études portant sur les lichens épiphytes de la forêt boréale québécoise ont été réalisées. Sur les 950 lichens répertoriés au Québec, il n'est pas encore possible d'évaluer le nombre de lichens épiphytes qui se rencontrent en forêt boréale. Pour ce qui est de certaines régions du Québec et du nord de l'Ontario, Marcotte (1982) rapporte la présence d'une quarantaine d'espèces épiphytes dans son étude phyto-écologique de la Petite île au Marteau dans l'archipel de Mingan. Au mont Jacques-Cartier, en Gaspésie, Arseneau *et al.* (1998) ont étudié les lichens fruticuleux¹ arborescents. Ils observent trois espèces du genre *Usnea*, sept espèces du genre *Bryoria* et une espèce du genre *Alectoria*. Sur l'île d'Anticosti, neuf espèces du genre *Bryoria*, quatre du genre *Ramalina*, trois du genre *Usnea* et une du genre *Alectoria* sont identifiées par Laflamme-Lévesque *et al.* (1979). Dans la région de la ceinture d'argile en Ontario, Nimis (1985) trouve 73 espèces épiphytes, réparties dans plusieurs types de peuplements. Ahti (1964) note la présence de 67 espèces de macrolichens (foliacés² et fruticuleux) dans la forêt boréale de l'Ontario. Dans nos travaux réalisés du côté québécois de la ceinture d'argile, en Abitibi, nous avons

observé 34 lichens épiphytes sur le peuplier faux-tremble (Boudreault *et al.*, 2000) et 38 espèces sur l'épinette noire (Boudreault *et al.*, soumis).

Continuité forestière³

Les communautés de lichens épiphytes renferment un grand nombre d'espèces. En outre, plusieurs études ont montré que ces communautés changent le long d'un gradient successional et que les différents stades forestiers sont susceptibles de contenir des espèces particulières. C'est parmi les lichens crustacés⁴ (Tibell, 1992) et les lichens associés aux feuillus (Kuusinen, 1994) que le plus grand nombre d'espèces dépendantes des vieilles forêts ont été observées. Certains lichens sont associés aux vieilles forêts, car ils ont besoin d'une longue période de temps pour atteindre leur taille maximale, pour se reproduire ou pour coloniser un milieu. De plus, ils dépendent d'éléments ou de processus particuliers présents dans les stades successionnels avancés (vieux arbres, chicots, etc.). En outre, ils sont dépendants de conditions microclimatiques spécifiques aux vieilles forêts ou ils ne peuvent s'adapter aux changements environnementaux résultant de la croissance des arbres, ce qui explique qu'ils s'établissent seulement lorsque les conditions du milieu se sont stabilisées.

Selon Neitlich (1993), avec le temps, l'ouverture graduelle de la forêt favorisera la pénétration de la lumière et de l'humidité et, à la suite du ralentissement de la croissance des arbres, le substrat et le microclimat se stabiliseront, créant ainsi des conditions propices au développement d'une flore épiphyte diversifiée et à l'accumulation de biomasse. Ainsi, les vieux peuplements inéquiennes⁵, caractérisés par une structure verticale irrégulière, la présence de vieux arbres, de débris ligneux au sol et de petites ouvertures causées par la mortalité de certains individus, renferment généralement une plus grande diversité d'habitats pour les lichens épiphytes que les peuplements équiennes⁶ naturels, aménagés ou les plantations. Ces vieux peuplements sont souvent caractérisés par une forte abondance de lichens fruticuleux des genres *Bryoria*, *Usnea*, *Evernia* et *Alectoria* qui pendent aux

Catherine Boudreault est biologiste.

*Parmelia sulcata*

branches ou au tronc des conifères (Esseen *et al.*, 1997). Les espèces dont les besoins en humidité sont plus élevés seront plus abondantes dans la partie inférieure de la canopée des vieilles forêts. À l'opposé, les espèces de début de succession, plus tolérantes aux conditions de sécheresse, pourront croître sur les jeunes branches du sommet des arbres (McCune, 1993).

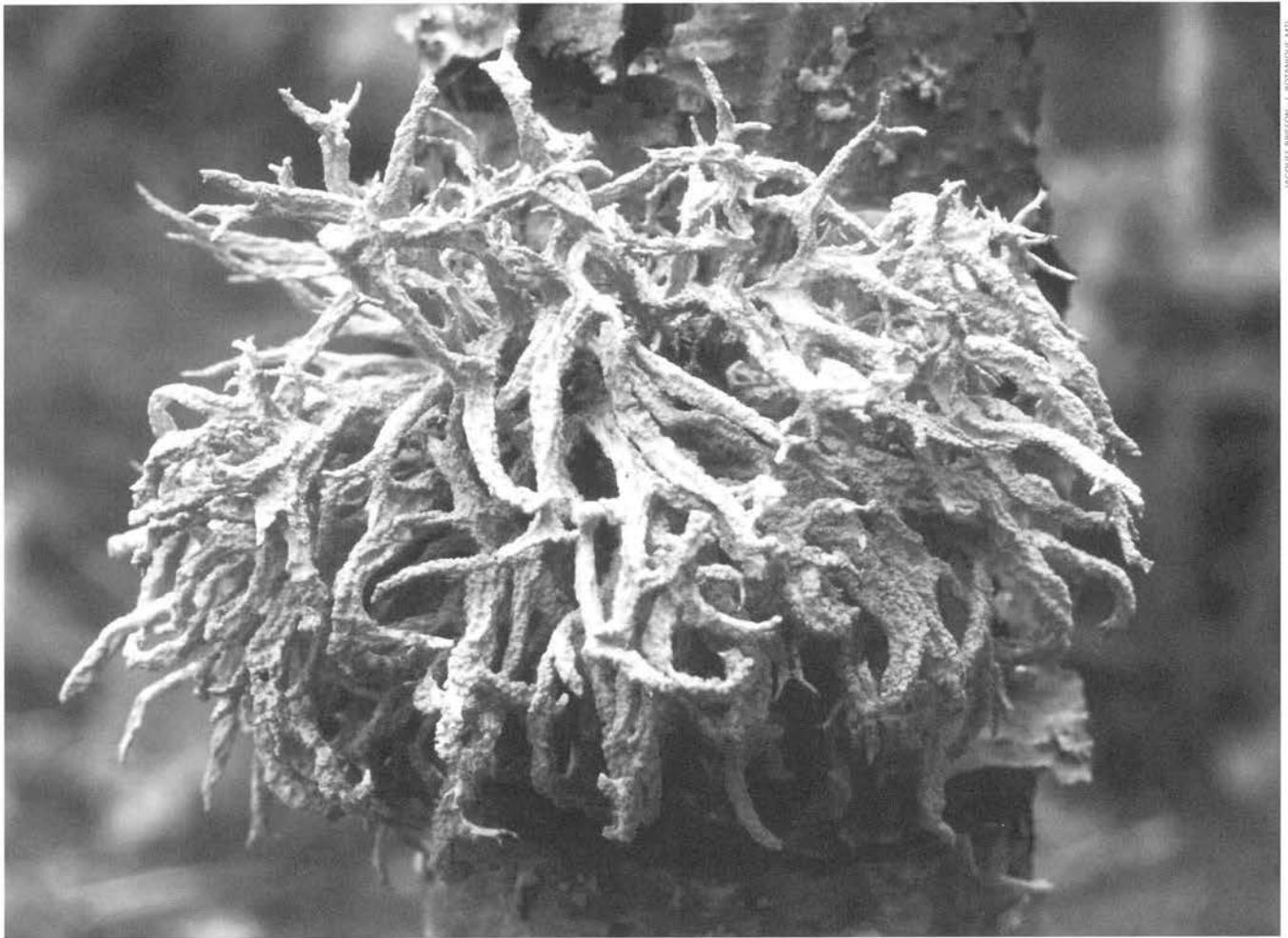
Âge des arbres

L'âge des arbres est un facteur important qui influence les communautés de lichens épiphytes. La probabilité qu'un arbre soit colonisé avec succès par un grand nombre d'espèces, qu'elles puissent s'y développer et prendre de l'expansion augmente avec l'âge de cet arbre. Selon nos résultats, l'abondance des lichens épiphytes sur l'épinette noire en Abitibi augmente avec l'âge des arbres et dépend plus de l'âge des arbres eux-mêmes que de l'âge des peuplements, bien que ces deux facteurs soient corrélés (Boudreault *et al.*, soumis). Le même phénomène a pu être observé chez les peupliers faux-tremble de la forêt boréale mixte en Abitibi : l'âge des arbres est positivement corrélé à la richesse, à la diversité et à l'abondance des lichens épiphytes (Boudreault *et al.*, 2000). Esseen *et al.* (1996) comparent la biomasse épiphyte des vieilles forêts naturelles à celle des jeunes forêts aménagées. Ils

montrent que la biomasse épiphyte des branches de *Picea abies* augmente avec l'âge de l'arbre et celui de la branche dans les deux types de forêts. Ces auteurs considèrent que les arbres doivent être âgés de plus de 100 ans pour supporter une biomasse épiphyte considérable. Par contre, Arseneau *et al.* (1998) ne notent pas de relation significative entre l'âge des arbres et la biomasse épiphyte du sapin baumier en Gaspésie. Les travaux de Kuusinen (1994) sur *Populus tremula* en Finlande montrent que la présence de vieux feuillus au sein des peuplements de conifères augmente la diversité de ces écosystèmes. Enfin, les vieux arbres qui supportent une forte biomasse de lichens épiphytes, première source de nourriture durant l'hiver pour le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), peuvent être d'une grande importance pour la survie de ces animaux (Rominger *et al.*, 1994).

Espèces hôtes

Les lichens épiphytes montrent une certaine spécificité d'hôte, c'est-à-dire qu'ils croissent préférentiellement sur certaines essences (Slack, 1976). Les caractéristiques physiques et chimiques de l'écorce (pH, texture, capacité de rétention d'eau, etc.), l'âge de l'arbre et sa taille, de même que l'exposition (Slack, 1976) influencent la composition des communautés épiphytes. Généralement, les espèces abon-



JACQUES BISSON - J. BOYANQUE MTL

Evernia mesomorpha

dantes sur les conifères sont rares sur les feuillus et vice versa, et ce, principalement en raison des différences dans l'acidité de l'écorce; le degré d'acidité des feuillus étant moindre que celui des conifères. La texture de l'écorce influence également la colonisation des espèces. Des écorces lisses, rugueuses ou qui s'exfolient n'offrent pas les mêmes conditions de colonisation et de croissance aux diverses espèces.

Les études portant sur la flore de lichens épiphytes de différents feuillus, tels que *Populus tremuloides* en Amérique du Nord (Boudreault, 2000) et *Populus tremula* (Kuusinen, 1994) en Finlande, ont montré que ces feuillus supportent une flore épiphyte très particulière. Par conséquent, la présence de feuillus dans les forêts conifériennes aurait pour effet de hausser la richesse en lichens épiphytes d'un site (Kuusinen, 1994; Dettki et Esseen, 1998). Nous avons observé, dans la pessière noire en Abitibi, un plus grand nombre d'espèces de lichens épiphytes dans les peuplements où des peupliers faux-tremble étaient présents (Boudreault *et al.*, soumis). De même, Dettki et Esseen (1998) ont attribué la légère baisse de la richesse en lichens épiphytes des vieilles forêts de Suède à la faible proportion de feuillus qu'elles renferment.

Impact des coupes forestières

Les coupes forestières ont un effet direct sur les organismes épiphytes en éliminant leur habitat. Elles ont aussi pour effet d'altérer les conditions microclimatiques (lumière, humidité, vent, etc.) qui prévalent à l'intérieur des parcelles de forêts résiduelles. Esseen et Renhorn (1998) ont montré que la biomasse du lichen fruticuleux *Alectoria sarmentosa* est plus faible à la marge qu'à l'intérieur de la forêt. En effet, les thalles attachés aux arbres situés près de la marge des parcelles seraient particulièrement sensibles à la fragmentation par le vent. Les lichens sont aussi sensibles à la dessiccation car ce sont des plantes poikilohydres, c'est-à-dire que leur teneur en eau peut varier rapidement et de manière parfois draconienne selon les conditions climatiques (Parent, 1990). Une augmentation soudaine de l'intensité lumineuse peut également leur être dommageable. D'après les travaux de Gauslaa et Solhaug (1996), les lichens indicateurs de la continuité forestière en seraient plus affectés que les espèces ubiquistes. Enfin, la fragmentation du territoire par les coupes forestières peut limiter la dispersion des lichens. En effet, plus un territoire est fragmenté, plus

les distances entre les îlots forestiers sont grandes et plus les probabilités qu'un grand nombre d'espèces se dispersent efficacement des îlots résiduels aux parcelles en régénération sont réduites.

Les forêts aménagées ont une plus faible biomasse de lichens épiphytes que les vieilles forêts naturelles. Cette situation pourrait avoir des répercussions sur l'écosystème et sur les différents organismes qui sont liés aux communautés de lichens épiphytes (Esseen *et al.*, 1996). Les lichens constituent une importante source de nourriture, non seulement pour les caribous des bois, mais également pour de nombreux invertébrés (Neitlich, 1993). Ils peuvent également servir d'abris pour certains animaux ou être utilisés pour la fabrication de nids par d'autres (Neitlich, 1993). Selon Pettersson *et al.* (1995), le déclin des lichens épiphytes, à la suite de l'aménagement forestier en Suède, aurait affecté les populations de passereaux qui se nourrissent d'invertébrés associés aux lichens épiphytes.

Conclusion

Il existe une variabilité au sein des communautés de lichens épiphytes à l'échelle du paysage et chacun des stades forestiers peut contenir des espèces particulières. Dans un tel contexte, il est nécessaire de maintenir dans un paysage aménagé ces différents stades forestiers en conservant intacte une certaine portion du territoire et en diversifiant nos approches sylvicoles. Certaines recommandations ont été formulées afin de préserver la diversité des lichens au sein des écosystèmes boréaux aménagés. Des groupes d'arbres pourraient être laissés sur les parterres de coupes afin d'imiter les arbres qui survivent au feu, lesquels favoriseraient la recolonisation des arbres des prochaines générations. Des périodes de rotation forestière plus longues de même que des stratégies menant à la diversification des espèces hôtes, à la rétention de vieux arbres et à la réalisation de coupes sélectives pourraient être adoptées afin de favoriser la dispersion d'un plus grand nombre de lichens épiphytes et leur croissance.



Hypogymnia physodes

Même si les lichens épiphytes sont majoritairement circumpolaires, l'assemblage des diverses espèces au sein des communautés semble différer d'une région à l'autre. Par exemple, *Evernia mesomorpha* est un lichen très abondant et ubiquiste au Québec alors qu'il est beaucoup plus rare en Suède (Tibell, 1992). *Alectoria sarmentosa* est particulièrement abondant dans les vieilles forêts en Suède, sur la Côte-Nord (Laflamme-Lévesque *et al.*, 1983) et en Gaspésie (Arseneau *et al.*, 1998), alors qu'il était absent de notre échantillonnage en Abitibi (Boudreault *et al.*, soumis). De telles constatations démontrent que la forêt boréale comporte une certaine hétérogénéité et que les gestionnaires devront se baser sur des études réalisées à l'échelle locale ou régionale lors de la planification des territoires à aménager. ◀

1. Se dit d'un thalle en forme de tige, pendant ou buissonneux dont normalement il est difficile de distinguer la face inférieure de la face supérieure (Brodo, 1990).
2. Se dit d'un thalle plus ou moins « feuillu », nettement dorsiventral, qui adhère au substrat en un seul point (ombiliqué), ou en plusieurs points, parfois même presque totalement (Brodo, 1990).
3. Période de temps écoulée depuis la dernière perturbation majeure.
4. S'applique à une sorte de thalle qui adhère entièrement au substrat et dont le cortex inférieur fait défaut; il ne peut pas être détaché intact sans que l'on prélève également un morceau du substrat (Brodo, 1990).
5. Se dit d'un peuplement composé d'arbres ayant des âges différents. (Parent, 1990).
6. Se dit d'un peuplement composé d'arbres du même âge (Parent, 1990).

Références

- AHTI, T., 1964. Macrolichens and their zonal distribution in boreal and arctic Ontario, Canada. *Annales bot. fenn.*, 1 : 1-35.
- ARSENEAU, M.-J., J.-P. QUELLET and L. SIROIS, 1998. Fruticose arboreal lichen biomass accumulation in an old-growth balsam fir forest. *Canadian Journal of Botany*, 76 : 1669-1676.
- BOUDREAU, C., S. GAUTHIER and Y. BERGERON, 2000. Epiphytic lichens and bryophytes on *Populus tremuloides* along a chronosequence in the southwestern boreal forest of Québec, Canada. *Bryologist*, 103 : 725-738.
- BOUDREAU, C., Y. BERGERON, S. GAUTHIER and P. DRAPEAU. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. Soumis.
- BRODO, I., 1990. Lichens de la région d'Ottawa. Musée national des sciences naturelles, Ottawa, 115 p.
- DETTKI, H. and P.-A. ESSEEN, 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes : a comparison at two spatial scales. *Ecography*, 21 : 613-624.
- ESSEEN, P.-A., K.-E. RENHORN and R. B. PETERSSON, 1996. Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests : effect of branch quality. *Ecological Applications*, 6 : 228-238.
- ESSEEN, P.-A., B. EHNSTRÖM, L. ERICSON and K. SJÖBERG, 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins*, 46 : 16-47.
- ESSEEN, P.-A. and K.-E. RENHORN, 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, 12 : 1-11.
- GAUSLAA, Y. and K. A. SOLHAUG, 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. *Functional Ecology*, 10 : 344-354.
- KUUSINEN, M., 1994. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. *Annales Botanici Fennici*, 31 : 245-260.
- LAFLAMME-LÉVESQUE, M.J., M. PERRON et L. JOBIN, 1983. Distribution sur les conifères des lichens appartenant aux genres *Bryoria*, *Alectoria*, *Usnea* et *Ramalina* sur la Côte Nord et la Côte Sud du Golfe Saint-Laurent. *Canadian Field-Naturalist*, 97 : 26-32.
- MARCOTTE, F. 1982. Étude phyto-écologique de la Petite île au Marteau, archipel de Mingan et propositions d'aménagement. Mémoire de maîtrise, Université Laval.
- MCCUNE, B., 1993. Gradients in epiphyte biomass in three *Pseudotsuga-Tsuga* forests of different ages in western Oregon and Washington. *Bryologist*, 96 : 405-411.
- NEITLICH, P.N., 1993. Lichen abundance and biodiversity along a chronosequence from young managed stands to ancient forest. Mémoire de maîtrise, Université du Vermont, 90 p.
- NEITLICH, P.N. and B. MCCUNE, 1997. Hotspots of epiphytic lichen diversity in two young managed forests. *Conservation Biology*, 11 : 172-182.
- NIMIS, P.L., 1985. Phytogeography and ecology of epiphytic lichens at the southern rim of the clay belt (N-Ontario, Canada). *Bryologist*, 88 : 315-324.
- PARENT, S., 1990. Dictionnaire des sciences de l'environnement. Broquet, Ottawa, 748 p.
- PETERSSON, R.B., J.P. BALL, K.-E. RENHORN, P.-A. ESSEEN and K. SJÖBERG, 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation*, 74 : 57-63.
- ROMINGER, E.M., L. ALLEN-JOHNSON and J. L. OLDEMAYER, 1994. Arboreal lichen in uncut subalpine fir stands in woodland caribou habitat, northern Idaho and southeastern British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 70 : 195-202.
- SLACK, N., 1976. Host specificity of bryophytic epiphytes in eastern North America. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 41 : 107-132.
- TIBELL, L., 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany*, 12 : 427-450.

Les sphaignes boréales

Robert Gauthier

Des végétaux singuliers

Les sphaignes sont de petits végétaux chlorophylliens très souvent confondus avec les mousses qui leur ressemblent beaucoup. Les deux groupes font partie des bryophytes encore appelées muscinées. Ils partagent le même type de reproduction sexuée qui aboutit à la formation d'une petite capsule au sein de laquelle sont élaborées les spores. Le transport des spores par l'air en mouvement contribue à la dispersion de chaque espèce et permet la conquête de nouveaux territoires. Mousses et sphaignes ont aussi en commun une taille réduite qui s'explique par l'absence dans leur tige de tissu de soutien et de vaisseaux conducteurs de la sève. Elles se nourrissent simplement par imbibition.

Cependant, à l'inverse des mousses où les formes varient à l'infini, la morphologie des sphaignes suit un modèle strict, exclusif à ce groupe de bryophytes. Ainsi, les rameaux ne se subdivisent jamais et sont, de plus, rattachés à la tige par groupes pour former de véritables faisceaux (figure 1). Ces rameaux sont densément couverts de feuilles. Les tiges portent aussi des feuilles mais leur forme est totalement différente de celle des rameaux. Enfin, le tissu des feuilles aussi est unique (figure 2). Il est composé de deux types de cellules disposées en alternance: les chlorocystes et les hyalocystes. Alors que les chlorocystes sont vivants, chlorophylliens et portent la pigmentation, les hyalocystes sont morts, hyalins et vidés de leur contenu cellulaire; ils sont gorgés d'eau en permanence. Chez bon nombre d'espèces, la pigmentation des chlorocystes masque le vert de la chlorophylle. Il en résulte un exceptionnel foisonnement de teintes de rouge, de jaune, de vert et de brun. Certaines espèces se teintent d'un pourpre tellement foncé qu'il avoisine le noir.

Le modèle morphologique plutôt strict développé par les sphaignes a toutefois pour conséquence de réduire les variations au sein du groupe. Il en découle une grande homogénéité de l'ensemble qui se traduit, pour l'observateur, par une certaine difficulté à distinguer les espèces. De fait, le groupe est tellement homogène que toutes les espèces de sphaignes de notre planète sont classées dans le seul genre *Sphagnum*, composant la famille des Sphagnacées. Longtemps assimilées aux mousses, les sphaignes en diffèrent tellement qu'elles en sont désormais totalement séparées dans les classifications récentes des bryophytes.

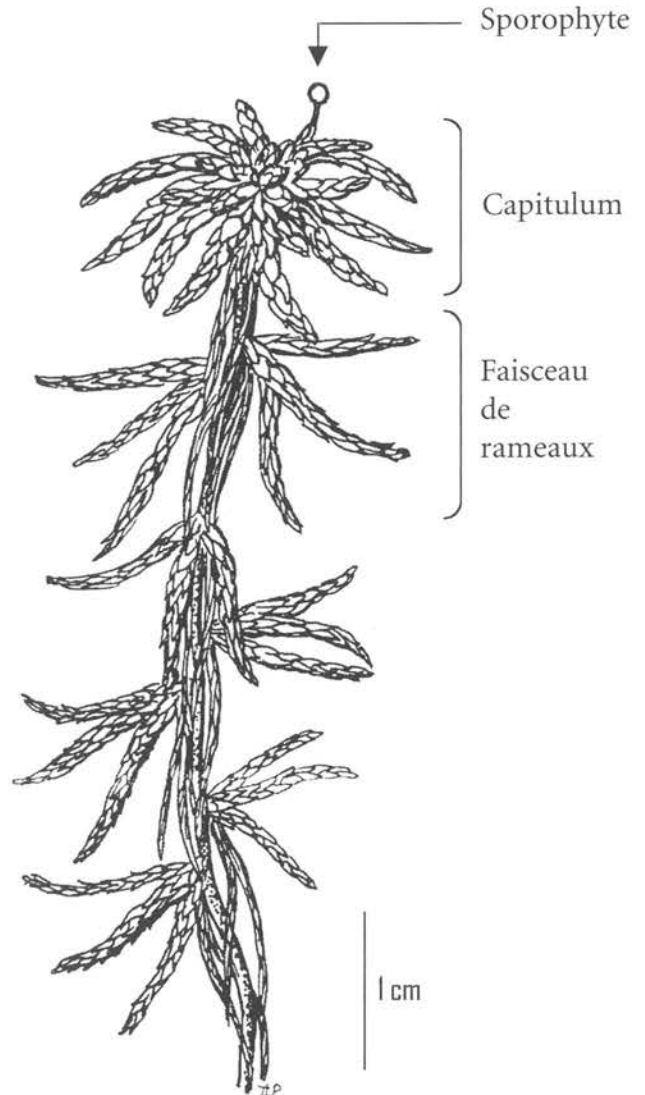


Figure 1. Illustration schématique d'une sphaigne montrant les rameaux (ou branches) indivisés, garnis de feuilles et disposés en faisceaux. Au sommet de la plante, dans le capitulum, apparaît le sporophyte issu de la fécondation. (Dessiné par Jean-Louis Polidori.)

Robert Gauthier est professeur titulaire, conservateur de l'Herbier Louis-Marie de l'Université Laval

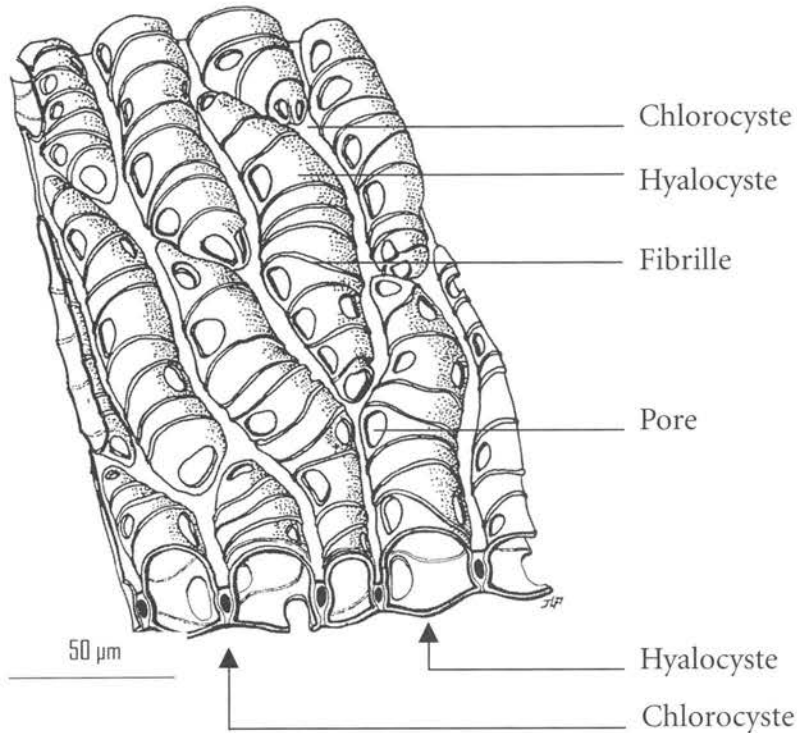


Figure 2. Portion de feuille de sphaigne illustrant la disposition en alternance des chlorocystes très étroits et des hyalocystes larges et allongés, ceinturés de bandes transversales appelées fibrilles et percées de pores.
(Dessiné par Jean-Louis Polidori.)

Compte tenu de l'immensité du territoire couvert par la forêt boréale conjuguée aux difficultés d'y accéder et au très faible nombre de bryologues québécois, il est bien facile d'imaginer que la connaissance de notre flore sphagnologique boréale demeure à ce jour très fragmentaire. La découverte de la présence d'autres espèces est vraisemblable, notamment celles récemment décrites en Norvège par le sphagnologue norvégien Kjel Flatberg. Il n'est pas impossible non plus que la zone boréale québécoise renferme de nouvelles espèces à décrire. Ainsi, en 1967, Wolfgang Maass découvrait *Sphagnum splendens* à l'ouest de Chapais, une espèce nouvelle pour la science. Elle n'a par ailleurs jamais été observée ailleurs dans le monde.

Même si la présence de nombreuses espèces de sphaignes a été observée en zone boréale, leur fréquence et leur répartition dans l'ensemble de ce vaste territoire restent encore à préciser. Leur habitat, par contre, est mieux connu quoique de très nombreuses interrogations subsistent encore. Il est, en effet, bien connu que la plupart des sphaignes boréales vivent dans les nombreuses tourbières de la zone boréale qui couvrent parfois des surfaces très considérables. Non seulement les sphaignes vivent-elles dans les tourbières mais elles forment, dans la majorité d'entre elles, la masse la plus importante de la végétation en couvrant pratiquement toute la surface de la tourbe. De plus, la tourbe sur laquelle croissent les sphaignes provient en très grande partie de l'accumulation des parties mortes de ces mêmes

Une faible diversité, mais quelle abondance !

Contrairement aux mousses où les espèces connues sont très nombreuses, le nombre d'espèces de sphaignes est très faible. Dans l'ensemble du Québec-Labrador par exemple, un peu plus de 600 espèces de mousses ont été répertoriées (Favreau et Brassard, 1988) contre seulement 44 espèces de sphaignes (Gauthier, 2001). Alors qu'environ seulement la moitié de nos mousses sont présentes dans la zone de la forêt boréale, la grande majorité de nos sphaignes s'y trouvent, soient 37 des 44 espèces. Font exception quelques sphaignes cantonnées au Québec méridional, aux régions maritimes ou encore à la taïga et à la toundra (tableau 1). Nos sphaignes boréales ne sont toutefois pas restreintes à notre territoire. Bien au contraire, la plupart des espèces sont largement distribuées dans la zone boréale non seulement de l'ensemble de l'Amérique du Nord mais aussi de l'Europe et de l'Asie.



La tourbière du lac Malbaie, parc des Grands Jardins; un bel exemple de tourbière boréale couverte de sphaignes.

Tableau 1. Liste des espèces de sphaignes du Québec

* <i>Sphagnum affine</i> (M)	* <i>Sphagnum flavicomans</i> (M)	<i>Sphagnum pylaesii</i>
<i>Sphagnum angermanicum</i>	<i>Sphagnum flexuosum</i>	<i>Sphagnum quinquefarium</i>
<i>Sphagnum angustifolium</i>	<i>Sphagnum fuscum</i>	<i>Sphagnum riparium</i>
<i>Sphagnum annulatum</i>	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	<i>Sphagnum rubellum</i>
* <i>Sphagnum aongstroemii</i> (T)	<i>Sphagnum jensenii</i>	<i>Sphagnum russowii</i>
<i>Sphagnum arcticum</i>	<i>Sphagnum lenense</i>	<i>Sphagnum splendens</i>
<i>Sphagnum balticum</i>	<i>Sphagnum lindbergii</i>	<i>Sphagnum squarrosum</i>
<i>Sphagnum capillifolium</i>	<i>Sphagnum magellanicum</i>	* <i>Sphagnum steerei</i> (T)
<i>Sphagnum centrale</i>	<i>Sphagnum majus</i>	<i>Sphagnum subsecundum</i>
<i>Sphagnum compactum</i>	<i>Sphagnum nitidum</i>	<i>Sphagnum tenellum</i>
<i>Sphagnum contortum</i>	<i>Sphagnum obtusum</i>	<i>Sphagnum teres</i>
* <i>Sphagnum cuspidatum</i> (S)	* <i>Sphagnum palustre</i> (S)	* <i>Sphagnum torreyanum</i> (M)
<i>Sphagnum denticulatum</i>	<i>Sphagnum papillosum</i>	<i>Sphagnum warnstorffii</i>
<i>Sphagnum fallax</i>	<i>Sphagnum platyphyllum</i>	<i>Sphagnum wulfianum</i>
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	<i>Sphagnum pulchrum</i>	

Les sphaignes marquées d'un astérisque * sont absentes de la zone boréale.

(M) indique que l'espèce est restreinte aux régions côtières maritimes.

(T) indique que l'espèce est restreinte à la toundra et à la taïga.

(S) indique que l'espèce est restreinte au Québec méridional, au sud de la forêt boréale.

(tiré de Gauthier 2001)

sphaignes qui ne se décomposent que partiellement. Ainsi, les immenses tapis de sphaignes vivantes des tourbières combinés à l'ensemble des dépôts de tourbe dérivés de ces mêmes sphaignes constituent une masse colossale de matière organique stockée en zone boréale. À ce propos, Clymo et Duckett (1986) affirment que la matière organique accumulée par les sphaignes sur la planète est plus considérable que celle accumulée par n'importe quelle autre plante.

Ce ne sont toutefois pas toutes les espèces qui participent activement à l'accumulation de la tourbe des tourbières boréales. De fait, seul un petit nombre d'espèces abondent dans les tourbières où elles occupent tous les habitats disponibles qu'elles modifient d'ailleurs au gré de leur croissance. Les autres espèces demeurent dispersées, occupant des habitats plus particuliers. De plus, les sphaignes ne sont pas toutes strictement inféodées à la tourbière. Bien au contraire, bon nombre d'entre elles vivent sous couvert forestier. À la faveur d'une nappe phréatique élevée, les sphaignes ont vite fait d'envahir le sous-bois. Les processus d'entourbement s'amorcent alors, favorisant encore plus la croissance des sphaignes. La présence de sphaignes en sous-bois n'implique toutefois pas nécessairement le démarrage de l'entourbement. Certaines espèces montrent une nette préférence pour l'ombre de la forêt coniférienne où elles prennent place sur l'humus, aux côtés des mousses forestières. C'est le cas notamment de *Sphagnum girgensohnii* qui est sans doute la sphaigne la plus fréquente et la plus abondante des sous-bois

de la forêt boréale. Un petit nombre d'entre elles sont même restreintes au sous-bois forestier tels *Sphagnum wulfianum* et *Sphagnum quinquefarium*, par exemple.

Bien différentes des mousses qui couvrent surtout le parterre de la forêt boréale, les sphaignes prolifèrent plutôt dans les tourbières, qu'elles soient ouvertes ou boisées. Le climat froid et humide de la zone boréale québécoise leur convient parfaitement. L'acidité du substrat, combinée à sa relative pauvreté en nutriments, vient encore s'ajouter aux conditions propices à leur développement. Il n'est donc pas étonnant que la majorité des espèces de sphaignes recensées au Québec s'y rencontrent.

Une formidable capacité de se multiplier

Favorisées par des conditions environnementales propices, les sphaignes ont réussi à occuper des espaces aussi considérables en zone boréale grâce à leur forte capacité de se multiplier, de se reproduire pour proliférer. Au cours de travaux réalisés sur des sites perturbés, Sundberg (2000) a pu récemment démontrer que la dispersion et, conséquemment, la conquête du milieu par les sphaignes se sont réalisées au moyen des spores. Dans son étude réalisée en Suède, Sundberg a observé que chez huit espèces de sphaignes, le nombre de spores produites par capsule varie entre 18 500 et 240 000. Il a, de plus, calculé qu'approximativement 15 millions de spores sont produites annuellement par mètre carré de tourbière ouverte. Évidemment, toutes ces spores ne ger-

ment pas sinon la planète serait entièrement couverte de sphaignes. En fait, seules quelques spores arrivent à trouver des conditions propices à la germination. Bon nombre d'entre elles sont subséquemment enfouies dans le sol pour constituer une banque de spores. Si les conditions du milieu changent en leur devenant favorables, elles pourront éventuellement germer. Cette surabondance de spores produites, combinée à l'existence d'une banque de spores dans le sol, seraient donc à l'origine de la grande fréquence des sphaignes en zone boréale, où elles ont colonisé tous les milieux qui leur sont favorables.

La production annuelle de capsules en abondance n'est cependant pas généralisée chez les sphaignes. En effet, alors que certaines sont réputées fortes productrices, d'autres en produisent rarement et certaines presque jamais. C'est le cas notamment de *Sphagnum girgensohnii* chez lequel Sundberg n'a jamais réussi à trouver de capsules. Pujos (1994) a observé chez six espèces de sphaigne que le pourcentage des individus porteurs de capsules variait de 0 à 73,2 % (tableau 2). Les mécanismes de la reproduction sexuée sont bien connus. Pujos (1992) a montré que les organes sexuels se développent à la fin de l'été et au début de l'automne et qu'ils passent l'hiver en attente. La fécondation a lieu à la faveur des premières chaleurs du printemps. Sundberg (2000) a découvert que la production de capsules au cours d'une année était directement liée aux quantités de précipitations tombées entre le 1^{er} juillet et le 15 septembre de l'année précédente. À l'inverse, la fécondation ne semble pas tributaire des quantités de précipitations, l'eau étant toujours abondante au printemps. Toutefois, malgré des précipitations suffisantes, certaines espèces ne produisent toujours que peu ou pas de capsules. Les raisons restent encore à découvrir.

D'autre part, il est étonnant de constater que certaines espèces produisant de grandes quantités de capsules ne couvrent que des surfaces réduites. C'est le cas notamment de *Sphagnum fimbriatum* qui est surtout associé à divers types d'arbustaises développées à la marge des tourbières et



ROBERT GAUTHIER

Les sphaignes envahissent la pessière d'épinette noire provoquant la mort des arbres, premier pas vers l'entourbement.

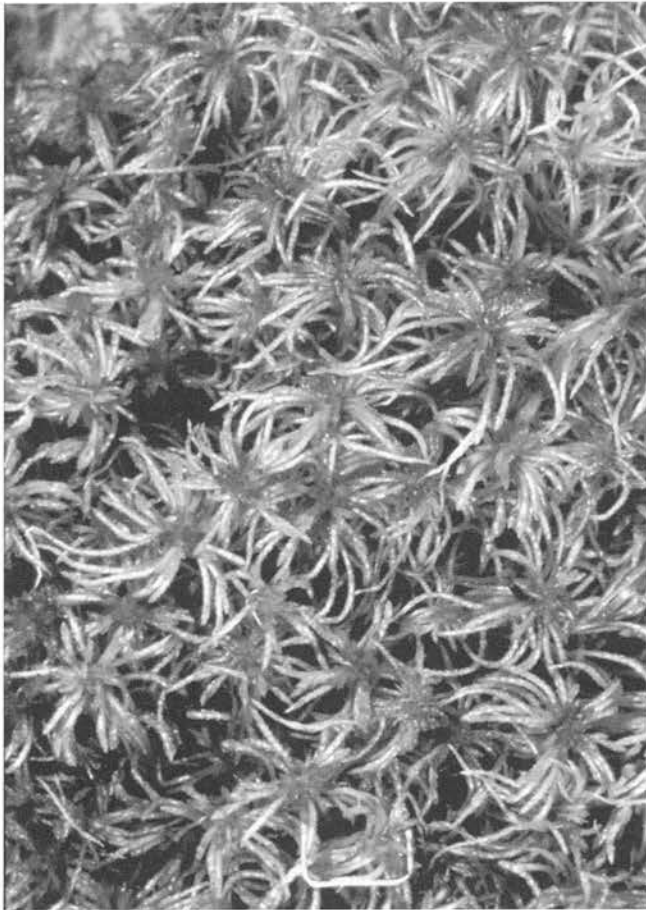
le long des cours d'eau. Il colonise aussi certaines portions de tourbière dominées par des *Carex*. Grâce à son abondante production annuelle de capsules, *Sphagnum fimbriatum* devrait envahir totalement tous les habitats où il s'est installé. Il n'en est cependant rien. La couverture qu'il réalise dans ces habitats demeure toujours faible malgré l'espace

Tableau 2. Taux de sexualisation et succès de la reproduction de six espèces de sphaignes

	Dioïque ¹		Monoïque polyoïque ²			
	<i>S. centrale</i>	<i>S. papillosum</i>	<i>S. capillifolium</i>	<i>S. quinquefarium</i>	<i>S. squarrosum</i>	<i>S. fimbriatum</i>
Taux de sexualisation (%) ³	85,1	63,7	59,7	89,5	93,0	69,7
Succès de la reproduction (%) ⁴	0 ⁵	13	13,6	42,9	46,8	73,2

(modifié de Pujos 1994)

1. Dioïque : espèces dont les organes mâle et femelle sont portés par des individus différents.
2. Monoïque-polyoïque : espèces dont les organes mâle et femelle sont à la fois portés sur un même individu et sur les individus différents.
3. Taux de sexualisation : pourcentage des individus portant des organes sexuels.
4. Succès de la reproduction : nombre d'individus portant une capsule sur le nombre d'individus portant des organes femelles.
5. Chez *S. centrale*, tous les individus sexués étaient des mâles!



Sphagnum girgensohnii; la sphaigne la plus fréquente du parterre de la forêt boréale.

innocué par d'autres sphaignes. C'est peut-être du côté des conditions de germination des spores que se cache l'explication.

Sans qu'aucune étude n'ait encore été entreprise pour le démontrer, la conquête de nouveaux territoires par les sphaignes pourrait aussi se réaliser à partir de fragments détachés des plantes vivantes. Il a été démontré expérimentalement que des rameaux entiers ou fragmentés et des portions de tige possèdent la capacité de se régénérer pour finalement produire un nouvel individu. Il reste donc à démontrer que ce pouvoir de régénération a vraisemblablement été mis à profit par les sphaignes pour la dissémination des espèces. Ce phénomène est actuellement largement utilisé lors des travaux de restauration des tourbières exploitées.

La façon dont se détachent les fragments de sphaignes vivantes demeure inconnue. Le phénomène pourrait se produire à l'automne, au moment où celles-ci

gèlent en surface. Elles deviennent alors friables, cassantes. Il suffit alors qu'un quelconque agent mécanique vienne les broyer pour que des fragments soient détachés. Le piétinement par les animaux, tels les ongulés par exemple, qui fréquentent régulièrement les tourbières, pourrait très bien jouer ce rôle. Le passage des orignaux en particulier laisse des traces souvent si profondes que le fractionnement de la sphaigne doit se réaliser même quand les sphaignes ne sont pas gelées, c'est-à-dire tout au long de l'été. L'action abrasive exercée sur des colonies de sphaignes gelées par un vent charriant des cristaux de glace devrait aussi contribuer à la fragmentation des sphaignes vivantes. Quant au transport des fragments, c'est vraisemblablement le vent qui en serait l'agent majeur. La circulation des eaux de fonte de la neige au printemps pourrait aussi jouer le rôle de transporteur des fragments.

À ce jour, seul Sundberg (2000) a pu démontrer que les spores seraient à l'origine de l'invasion par les sphaignes des milieux qui leur sont propices. Dès la formation d'un nouvel individu issu de la germination d'une spore, la reproduction végétative prend le relais. Un examen attentif des colonies de sphaignes a révélé qu'une fois implantées sur un site, les sphaignes se multiplient par bifurcation. Au sommet de la tige, pour une raison encore inconnue, un rameau en cours de développement se transforme soudainement en tige et se met à croître parallèlement à la tige qui lui a donné naissance. Le phénomène pourrait apparemment ne se produire qu'une ou deux fois au cours de la saison de croissance. D'autre part, ce ne sont pas tous les individus qui bifurquent. Malgré cela, la bifurcation représente le mode le plus courant et le plus efficace d'agrandissement des colonies déjà implantées. L'innovation, moins fréquente tou-



Sphagnum wulfianum; une sphaigne confinée aux sous-bois forestiers.

tefois que la bifurcation, contribue aussi à la croissance des colonies. L'innovation est une jeune pousse qui, pour des raisons ici encore inconnues, apparaît spontanément sur la tige, à une certaine distance sous le sommet. Ou encore, c'est l'extrémité d'un rameau pleinement développé depuis un certain temps qui se remet à croître, se redresse et se transforme progressivement en tige. Lane (1977) a démontré que ces phénomènes varient selon les espèces.

L'action combinée de la reproduction végétative et sexuée confère aux sphaignes une formidable capacité d'invasion des territoires qui leur sont propices. Elle est à l'origine de l'immense succès qu'ont obtenu les sphaignes en milieu boréal. Toutefois, cette capacité est certainement variable d'une espèce à l'autre car seules quelques espèces occupent pratiquement tout l'espace dans les tourbières. La disponibilité restreinte d'habitat particulier pour certaines sphaignes constitue sans doute un frein à leur expansion. Ce sont toutefois des phénomènes de compétition interspécifiques encore peu connus qui sont vraisemblablement responsables du mode d'occupation des milieux humides par un nombre restreint d'espèces de sphaignes qualifiées de dominantes.



Sphagnum pulchrum; une sphaigne des dépressions humides des tourbières boréales.

Un groupe sous observation

Dans l'ensemble des bryophytes, les sphaignes sont sans aucun doute le groupe qui a le plus retenu l'attention des chercheurs de l'hémisphère nord. Des colloques internationaux ont même été organisés pour discuter de la biologie des sphaignes. C'est le seul genre de bryophyte sur notre planète qui reçoit tant d'attention de la part des scientifiques. Malgré l'abondance des progrès réalisés, encore bien des aspects de l'histoire naturelle de ces végétaux prolifiques demeurent inconnus. C'est le cas en particulier de tous les phénomènes liés à leur reproduction sexuée. ◀

Références

- CLYMO, R.S. and J.G. DUCKETT, 1986. Regeneration of *Sphagnum*. The New Phytologist, 102 : 589-614.
- Favreau, M. et G. Brassard, 1988. Catalogue bibliographique des bryophytes du Québec et du Labrador. Memorial University of Newfoundland, Occasional Papers in Biology N° 12, 114 p.
- Gauthier, R., 2001. Les sphaignes du Québec-Labrador. Pages 91-117. In Payette, S. et L. Rochefort (éditeurs), Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Les Presses de l'Université Laval, Québec, 621 p.
- LANE, D., 1977. Extent of vegetative reproduction in eleven species of *Sphagnum* from northern Michigan. The Michigan Botanist, 16 : 83-89.
- MAASS, W.S.G., 1967. Studies on the taxonomy and distribution of *Sphagnum* V. A new species of *Sphagnum* from Quebec. The Bryologist, 70 : 193-196.
- MCQUEEN, C., 1985. Spatial pattern and gene flow distance in *Sphagnum subtile*. The Bryologist, 88 : 333-336.
- PUJOS, J., 1992. Life history of *Sphagnum*. Journal of Bryology, 17 : 93-105.
- PUJOS, J., 1994. Systèmes de croisement et fécondité chez le *Sphagnum*. Journal canadien de botanique, 72 : 1528-1534.



Capsules de sphaignes dans lesquelles sont produites les spores. L'une d'elles, (troisième à partir de la gauche) porte encore l'opercule, petit chapeau pointu qui, en se détachant, permet l'expulsion des spores de la capsule..



*Le Service canadien des forêts est heureux
de s'associer au Naturaliste canadien
pour la réalisation de ce numéro spécial.*



Centre de foresterie des Laurentides
1055, rue du P.E.P.S.
Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7

Téléphone : (418) 648-3927
Télécopieur : (418) 648-5849
www.cfl.scf.rncan.gc.ca



Ressources naturelles
Canada
Service canadien
des forêts

Natural Resources
Canada
Canadian Forest
Service

Canada

Les champignons des arbres : UN APERÇU DE LEUR IMPORTANCE AU SEIN DES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

Bruno Boulet

Introduction

Les champignons de pourriture du bois jouent un rôle de première importance au sein des communautés végétales. Les agents de carie brune, surtout inféodés aux conifères, dégradent le bois de façon différente de celle des champignons de carie blanche. La pédogenèse des forêts feuillues de la zone tempérée est d'ailleurs fort différente de celle des forêts de conifères de la zone boréale.

Les vieux arbres sont par ailleurs le refuge de plusieurs espèces de champignons rares dont certaines ne se trouvent que dans les forêts de la zone boréale. Certains champignons saprophytes (figure 1), qui se cantonnent dans les gros rémanents, sont reconnus comme des bio-indicateurs des forêts anciennes. Une première liste d'espèces de polypores rares et susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables est proposée pour le Québec.

Les champignons au cœur du cycle de renouvellement de la forêt

Les champignons se conjuguent aux insectes et autres micro-organismes saprophytes pour décomposer les débris ligneux qui jonchent le sol; leur aptitude à le faire rapidement façonne les humus forestiers qui évoluent en fonction du temps et qui diffèrent selon le climat et le type de forêt (Kurka et Starr, 1998).

Les champignons des arbres, dont la plupart appartiennent aux polypores¹, ont un rôle crucial dans le processus de décomposition du bois. Les champignons de carie brune attaquent d'abord les hémicelluloses du bois pour ensuite s'en prendre à la cellulose. La coloration brune du bois pourri provient d'ailleurs de la lignine, la composante foncée qui a résisté aux champignons. Pour leur part, les champignons de carie blanche transforment d'abord la lignine pour attaquer ensuite les autres constituants du bois. La coloration blanchâtre du bois carié provient des microfibrilles de cellulose qui se sont dissociées de la lignine en partie dissoute.

Le type de pourriture du bois influence donc le processus de formation des humus forestiers. En réalité, les débris ligneux dans les forêts boréales de conifères se dégradent partiellement et plus lentement que ceux dans les forêts de feuillus de la zone tempérée.



Figure 1. *Tyromyces kmetii* (Bres.) Bond. et Singer est un saprophyte de dernière ligne dont l'écologie est encore mal connue. Ce polypore est rare au Québec.

Les forêts de feuillus de la zone tempérée

Dans les forêts méridionales, les débris végétaux enrichissent le sol de bases solubles² qui favorisent la prolifération des bactéries et, surtout, des champignons de carie blanche. Certains champignons de l'humus décomposent la lignine contenue dans les feuilles mortes de chêne et de hêtre plus efficacement que les autres espèces typiquement lignicoles (Harris, 1957; Hering, 1967, 1982; Tanesaka *et al.*, 1993). En d'autres termes, les champignons de carie blanche réussissent à décomposer presque toutes les composantes du bois et ne laissent finalement que très peu de résidus organiques à la surface du sol. Toutefois, ils fournissent nourriture et énergie aux autres micro-organismes, qui se chargent à leur tour de transformer le carbone, l'azote et le phosphore pour former le bioxyde de carbone, les nitrates et les phosphates, des composés assimilables par les végétaux. Le recyclage des débris s'effectue rapidement, surtout dans les couches superficielles du sol où ils s'incorporent à la

Bruno Boulet, M. Sc., est ingénieur forestier, entomologiste et pathologiste forestier, spécialiste du domaine de la santé des forêts.

partie minérale pour former un humus de type « mull » ou « moder ». Dans le sol des forêts de feuillus de la zone tempérée, la biomasse renferme environ 11,8 kg de carbone au mètre carré, comparativement à 14,9 kg dans les forêts boréales humides (Waring et Schlesinger, 1985).

Les forêts résineuses de la zone boréale

À cause du climat, les rebuts ligneux se décomposent lentement dans les forêts de conifères de la zone boréale. Les faibles quantités d'azote, qui sont libérées par la minéralisation, acidifient le sol et, par conséquent, diminuent l'activité des champignons de carie blanche. Plus tolérants à l'acidité, les champignons de carie brune abondent dans les peuplements résineux. Néanmoins, ils sont peu efficaces pour décomposer la lignine, les huiles et les résines du bois mort et de l'humus brut. *Fomitopsis cajanderi* (P.Karst.) Kotl. et Pouz., *Fomitopsis pinicola s. lato* (Sw. : Fr.) Karst. et *Glæophyllum sepiarium* (Wulf. : Fr.) Karst. sont, en l'occurrence, les principaux champignons de carie brune des forêts boréales de conifères. Ils laissent sur le sol des résidus organiques, de la lignine surtout, qui constituent de 30 % à 80 % du volume de l'humus de type « mor », qui peut prendre plus d'un siècle à se décomposer³ (Gilbertson, 1980; Sims et Baldwin, 1996). Ces résidus fragmentés et peu transformés, qui forment l'horizon superficiel A_h, s'incorporent mal à la fraction minérale du sol⁴. Ce type d'humus forme donc une épaisse couche organique; elle retient de grandes quantités d'eau, de carbone et d'azote, elle contribue à aérer le sol, en régule la température, facilite la germination des graines ainsi que l'implantation des semis et, enfin, elle favorise la prolifération des ectomycorhizes⁵ (Gilbertson, 1981; Larsen *et al.*, 1979). Or, c'est grâce aux mycorhizes, soulignons-le, que les arbres tirent du sol tous les nutriments dont ils ont besoin et qu'ils réussissent à contrer les effets du rude climat qui prévaut dans les forêts boréales.

Les forêts anciennes, refuges de champignons rares

À une époque où l'on se préoccupe davantage de préserver la diversité biologique des forêts, il importe de reconnaître les espèces de champignons qu'elles renferment pour en apprendre davantage sur leur écologie.

Malheureusement, les inventaires dont nous disposons ne permettent pas de décrire le milieu où les polypores se réfugient, ni de mesurer la distribution et l'abondance des espèces à l'échelle de grands territoires et, encore moins, d'en suivre les changements dans le temps. On connaît d'ailleurs mal les relations qui existent entre l'aménagement intensif des forêts et la conservation des champignons qu'elles renferment (Arnolds, 1994). Il est alors difficile de savoir s'il existe des espèces en déclin ou menacées de disparaître et, le

cas échéant, de recommander des actions pour assurer leur conservation. Toutefois, on prend de plus en plus conscience que certains polypores sont des « old-growth forests species » (Renvall, 1995). Par exemple, *Albatrellus caeruleoporus* (Pk) Pouz. est surtout inféodé aux vieilles prucheraies (Ginns, 1997). Certains polypores, comme *Leptoporus mollis* (Pers. : Fr.) Pilàt (figure 2), *Pycnoporellus alboluteus* (Ell. et Everh.) Kotl. et Pouz. (figure 3) ainsi que *Phellinus lundellii* Niemelä (figure 4), se cantonnent dans de vieilles sapinières à bouleau blanc qui ont échappé aux feux, aux coupes et aux épidémies d'insectes (Høiland et Bendiksen, 1996; Renvall, 1995; Renvall *et al.*, 1991; Boulet et Sirard, sous presse). D'autres espèces boréales, comme *Postia lateritia* Renvall, *Parmastomyces mollissimus* (Maire) Pouz. (figure 5) et *Amylocystis lapponica* (Romell) Sing., se réfugient dans les vieilles pinèdes à pin blanc intactes et jonchées de gros troncs pourris (Renvall, 1992; Boulet et Sirard, sous presse).

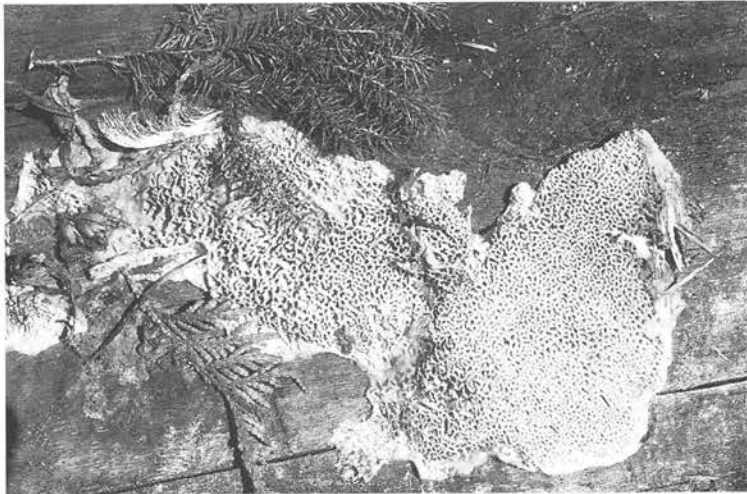


Figure 2. *Leptoporus mollis* (Persoon : Fries) Pilàt est une espèce typique des sapinières humides de la zone boréale de l'est du Québec.

À propos des espèces limitrophes et endémiques

Certains polypores sont rares parce qu'ils croissent à la limite de leur aire de distribution. On compte au Québec 15 espèces de polypores rares, dites limitrophes ou périphériques, qui sont néanmoins communes ou occasionnelles aux États-Unis, notamment dans le bassin du fleuve Mississippi.

D'autres champignons insignes ont déjà été mentionnés dans quelques localités du Québec et sont rares, voire absents, dans tout l'est de l'Amérique du Nord. Ces espèces dites endémiques sont, pour ainsi dire, introuvables. À partir des informations répertoriées dans les mycothèques⁶, nous avons dressé la liste des polypores très rares (une ou deux mentions) ou rares (de trois à cinq mentions) pour ensuite distinguer les espèces limitrophes et les espèces endémiques.



BRUNO BOULET

Figure 3. Les vieilles sapinières dans le massif central de la Gaspésie sont le refuge de *Pycnoporellus alboluteus* (Ell. et Everh.) Kotl. et Pouz., un champignon rare et endémique dans l'est de l'Amérique du Nord.

Ces dernières pourraient éventuellement s'ajouter à la liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec (tableau 1).

On dit d'une espèce de champignon endémique qu'elle est en situation précaire lorsqu'elle a un habitat unique, fragile, rare ou exigu ou qu'elle trouve refuge dans les forêts anciennes qui renferment des arbres décrépits et plusieurs fois séculaires. Soulignons que les espèces en situation précaire sont menacées ou vulnérables au sens de la loi⁷ ou susceptibles d'être ainsi désignées. Quinze des 30 espèces de champignon proposées au tableau 1 sont en situation précaire dans l'est de l'Amérique du Nord; ces polypores ont été mentionnés dans cinq localités ou moins au Québec et sont distribués dans moins de dix provinces ou États voisins.



BRUNO BOULET

Figure 4. *Phellinus lundellii* Niemelä est une espèce rare dans les vieilles sapinières à bouleau blanc du centre et de l'est du Québec.

Comme les forêts anciennes renferment de gros rémanents qui accueillent un large éventail d'espèces de polypores de dernière ligne, on y trouve donc plusieurs espèces rares. Dans le sud du Québec, les forêts anciennes sont relativement sporadiques, mais ce sont celles qui recèlent le plus grand nombre de polypores exceptionnels.

Les vieilles sapinières boréales abritent aussi des polypores menacés ou vulnérables, mais en nombre plus restreint (voir le tableau 1).

Conclusion

En constante évolution, la forêt est le théâtre d'échanges multiples entre les organismes qui provoquent la transformation de ses composantes. En fait, la matière végétale n'est ni créée, ni détruite; elle est tout simplement recyclée. Dans ce cycle incessant, un fragile rapport de forces s'établit entre les arbres qui y croissent et meurent et les champignons décomposeurs dont le rôle est de transformer en humus la matière ligneuse.

Les espèces de champignon de carie brune sont moins nombreuses que celles de carie blanche et elles s'en prennent davantage aux conifères qu'aux feuillus. Les premières sont beaucoup mieux adaptées que les secondes à vivre et se développer dans les forêts de conifères de la zone boréale. Il ne faut cependant pas croire que les forêts résineuses sont moins productives, même si elles renferment moins d'espèces de champignons supérieurs. Les sporophores y sont néanmoins nombreux et leurs effets, quoique différents, sont certainement aussi importants que dans les forêts de feuillus de la zone tempérée.

De nombreuses espèces de champignon se succèdent dans le bois mort et certaines espèces, particulièrement rares, ne trouvent refuge que dans les grands chicots et les gros



BRUNO BOULET

Figure 5. *Parmastomyces mollissimus* (Maire) Pouzar se réfugie sur les gros rémanents dans les vieilles pinèdes à pin blanc.

Tableau 1. Les polypores rares du Québec

Espèces	Sites répertoriés ¹		Hôtes	Habitat	Statut particulier
	Qc	An			
<i>Albatrellus cristatus</i>	3	15 – 30	<i>Quercus – Fagus</i>	vieilles hêtraies	rare ³
<i>Albatrellus subrubescens</i>	3	3	<i>Pinus</i>	sites calcaires	rare ²
<i>Bondarzewia berkeleyi</i>	5	15 – 30	<i>Quercus</i>	vieilles chênaies	rare ³
<i>Fistulina hepatica</i>	1	15 – 30	<i>Quercus</i>	vieilles chênaies	très rare ³
<i>Fomitopsis spraguei</i>	5	15 – 30	<i>Quercus</i>	vieilles chênaies	rare ³
<i>Funalia gallica</i>	1	> 30	<i>Populus</i>	forêts boréales	très rare ³
<i>Hapalopilus croceus</i>	1	15 – 30	<i>Quercus</i>	vieilles forêts	très rare ³
<i>Lætiporus cincinnatus</i>	5	4	<i>Quercus</i>	vieilles forêts	rare ²
<i>Macrohyporia cocos</i>	2	15 – 30	<i>Salix</i>	forêts riveraines	très rare ³
<i>Perenniporia fraxinophila</i>	3	15 – 30	<i>Fraxinus</i>	frênes malades	rare ³
<i>Phellinus everhartii</i>	4	> 30	<i>Quercus</i>	vieilles forêts	rare ³
<i>Phellinus gilvus</i>	5	> 30	<i>Quercus</i>	forêts riveraines	rare ³
<i>Phellinus lundellii</i>	4	2	<i>Betula</i>	forêts boréales	rare ²
<i>Polyporus admirabilis</i>	1	7	<i>Malus</i>	vieux vergers	très rare ²
<i>Polyporus ciliatus</i>	1	(?)	<i>Betula</i> (?)	bois mort	très rare ²
<i>Polyporus pseudobetulinus</i>	2	2 (?)	<i>Populus</i>	sites calcaires	très rare ²
<i>Porodisculus pendulus</i>	4	15 – 30	<i>Juglans</i>	forêts perturbées	rare ³
<i>Postia folliculocystidiata</i>	1	0	<i>Quercus</i>	vieilles chênaies	très rare ²
<i>Postia lateritia</i>	1	1	<i>Pinus</i>	vieilles pinèdes	très rare ²
<i>Postia aff. hibernica</i>	2	4	<i>Quercus</i>	vieilles chênaies	très rare ²
<i>Postia ptychogaster</i>	4	1	<i>Abies – Picea</i>	vieilles sapinières	rare ²
<i>Pycnoporellus alboluteus</i>	5	1	<i>Abies</i>	vieilles sapinières	rare ²
<i>Spongipellis pachyodon</i>	1	8	<i>Acer</i>	vieilles érablières	très rare ²
<i>Spongipellis spumeus</i>	4	15 – 30	<i>Juglans</i>	vieux noyers	rare ³
<i>Spongipellis unicolor</i>	2	> 30	<i>Acer</i>	vieilles érablières	très rare ³
<i>Trametes elegans</i>	1	15 – 30	<i>Populus</i>	sites calcaires	très rare ³
<i>Tyromyces canadensis</i>	3	7	<i>Picea</i>	forêts boréales	rare ²
<i>Tyromyces galactinus</i>	5	15 – 30	<i>Acer</i>	vieilles érablières	rare ³
<i>Tyromyces kmetii</i>	4	3	<i>Betula</i>	forêts boréales	rare ²
<i>Wrightoporia subrutilans</i>	5	4	<i>Abies</i>	forêts mélangées	rare ²

1. Nombre de localités où le champignon a été répertorié au Québec (Qc) et dans le reste de l'est de l'Amérique du Nord (An).

2. Espèce endémique et en situation précaire, susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au sens de la législation québécoise.

3. Espèce limitrophe, c'est-à-dire occasionnelle ou commune dans le nord-est des États-Unis.

rémanents qui jonchent le sol des vieilles forêts. Les dispositions légales⁸ que l'on a prises pour sauvegarder les forêts anciennes et exceptionnelles demeurent le meilleur moyen pour protéger les champignons qui leur sont associés. Les pinèdes à pin blanc et à pin rouge, les pessières rouges, les sapinières, les hêtraies et les chênaies sont les peuplements qu'il faut sauvegarder en priorité.

Remerciements

Je tiens à remercier M. Jean Bérubé, chercheur scientifique, de même que les deux réviseurs anonymes pour leurs commentaires et suggestions qui ont été fort appréciés. ◀

1. Champignons qui appartiennent au sous-embanchement des Basidiomycotina.
2. Substance susceptible de réagir avec un acide pour former un sel soluble dans l'eau.
3. Les forêts boréales comptent parmi les plus grands réservoirs de carbone de la planète. Il est donc important que les feux, les insectes et les hommes soustraient une part importante du bois qu'elles renferment parce qu'autrement, ce bois serait lentement décomposé par les champignons. De plus, ces derniers ne pourraient pas à eux seuls renouveler adéquatement les forêts matures et façonner le paysage forestier tel qu'on le connaît.
4. Comme les résidus organiques se décomposent lentement, la couche sous-jacente, soit l'horizon Ae, s'appauvrit parce que les sesquioxides et les colloïdes sont entraînés dans l'horizon B par les eaux de pluie. Ce processus est à l'origine de la formation des podzols que l'on trouve surtout dans les forêts de la zone boréale.
5. Un ectomycorhize est une association symbiotique d'une plante et d'un champignon supérieur dont les hyphes traversent la paroi corticale des racelles sans pénétrer dans les cellules ligneuses. Ce type de symbiote caractérise les forêts de conifères de la zone boréale. Pour leur part, les endomycorhizes interpellent surtout les champignons inférieurs dont les hyphes pénètrent dans les cellules ligneuses des racelles, surtout chez les feuillus de la zone tempérée.
6. Herbar Louis-Marie de l'Université Laval, à Sainte-Foy; mycothèque René Pomerleau du Service canadien des forêts – région de Québec; mycothèque du centre de recherche de l'Est sur les céréales et oléagineux, à Ottawa ainsi que les mycothèques des Clubs de mycologie, dans les différentes régions du Québec.
7. L'article no 16 de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables, adoptée en 1989, prévoit au besoin une protection intégrale pour les espèces ainsi désignées.
8. Les réseaux de parcs, de réserves écologiques, de refuges fauniques et de forêts exceptionnelles comptaient, en 1999, plus de 560 aires forestières protégées, qui représentent 2,6 % du territoire québécois. Le gouvernement du Québec prévoit augmenter la superficie des aires protégées à près de 8 %, en 2005.

Références

- ARNOLDS, E., 1994. Conservation and management of natural populations of edible fungi. *Canadian Journal of Botany*, 73(1) : 987-998.
- BOULET, B. et L. SIRARD, 2001. Guide pour connaître et reconnaître les champignons des arbres de l'est de l'Amérique du Nord. Les Publications du Québec, Sainte-Foy (sous presse).
- GILBERTSON, R.L., 1980. Wood-rooting fungi of North America. *Mycologia*, 72 : 1-49.
- GILBERTSON, R.L., 1981. North American wood-rooting fungi that cause brown rots. *Mycotaxon*, 12, (2) : 372-416.
- GINNS, J., 1997. The taxonomy and distribution of rare or uncommon species of *Albatrellus* in western North America. *Canadian Journal of Botany*, 75 : 261-273.
- HARRIS, G.C. M., 1957. Chemical changes in beech litter due to infection by *Marasmius peronatus* (Bolt.) Fr.. *Annals of Applied Biology*, 32 : 38-39.
- HERING, T.F., 1967. Fungal decomposition of oak leaf litter. *Transactions British Mycological Society*, 50 : 267-273.
- HERING, T.F., 1982. Decomposing activity of basidiomycetes in forest litter. Pp. 213-215 *In* Frankland, J. C., J. N. Hedger et M. J. Swift ed.. *Decomposer basidiomycetes : their biology and ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HØILAND, K. and E. BENDIKSEN, 1996. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, Central Norway. *Nordic Journal of Botany*, 16(6) : 643-659.
- KURKA, A.-M. and M. Starr, 1997. Relationship between decomposition of cellulose in the soil and tree stand characteristics in natural boreal forests. *Plant Soil*, 195 : 273-281.
- LARSEN M.J., M.F. JURGENSEN and A.E. HARVEY, 1979. N₂ fixation associated with wood decayed by some common fungi in western Montana. *Canadian Journal of Forestry Research*, 8 : 341-345.
- RENVALL, P., 1992. Basidiomycetes at the timberline in Lapland 4. *Postia lateritia* n. sp. and its rust-coloured relatives. *Karstenia*, 32 : 43-60.
- RENVALL, P., 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia*, 35 : 1-51.
- RENVALL, P., T. RENVALL and T. NIEMELÄ, 1991. Basidiomycetes at the timberline in Lapland 2 - An annotated checklist of the polypores of northeastern Finland. *Karstenia*, 31 : 13-28.
- SIMS, R.A. and K.A. Baldwin, 1996. Forest Humus Forms in Northwestern Ontario. NRCan, CFS, Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste Marie, Ont., NODA/NFP Tech. Rep. TR-28 and. NWST Tech. Rep. TR-100. 51 p.
- TANESAKA, E., M. HIROSHI and K. KINUGAWA, 1993. Wood degrading ability of basidiomycetes that are wood decomposers, litter decomposers, or mycorrhizal symbionts. *Mycologia*, 85(3) : 347-354.
- WARING, R.H. et W.H. SCHLESINGER, 1985. *Forest Ecosystems - Concepts and Management*. Academic Press Inc., Orlando, Florida. 340 p.



FONDS POUR LES ESPÈCES NORDIQUES

MC



Les habitats fauniques du nord du Québec sont des milieux fragiles déjà sollicités et convoités par divers utilisateurs. Les impacts du développement industriel et touristique sur la faune nordique doivent dès maintenant être évalués et des avenues de solution pour harmoniser l'activité humaine aux exigences écologiques des espèces nordiques demandent à être mises de l'avant. Pour augmenter significativement le niveau d'investissement dans cette région, la Fondation de la faune du Québec et différents partenaires ont mis sur pied le Fonds pour les espèces nordiques.

Le Fonds pour les espèces nordiques offre la particularité unique de permettre le financement direct de projets concrets portant sur trois axes : recherche scientifique, transfert technologique et restauration d'habitats. Tout en soutenant ces projets, le Fonds vise à sensibiliser et à impliquer des industries actives dans le Nord en faisant la promotion des entreprises exemplaires, celles qui se distinguent au chapitre de la protection des habitats fauniques et de l'environnement nordique.



FONDATION DE LA FAUNE
DU QUÉBEC

Fondation de la faune du Québec
1175, av. Lavigerie, suite 420, Sainte-Foy (Québec) G1V 4P1
Tél. : (418) 644-7926 Téléc. : (418) 643-7655
Sans frais : 1 877 639-0742
www.fondationdelafaune.qc.ca

www.especesnordiques.com

La diversité génétique des espèces arborescentes de la forêt boréale

Jean Beaulieu, André Rainville, Gaëtan Daoust et Jean Bousquet

La diversité génétique est omniprésente dans la nature et les arbres forestiers, espèces ligneuses longévives, sont parmi les espèces qui en possèdent les plus hauts niveaux. En fait, la diversité génétique des arbres forestiers est en moyenne 38 % plus élevée que celle des espèces annuelles et entre 50 % et 80 % supérieure à celle de toute autre forme de vie (Hamrick *et al.*, 1992). Les arbres constituent aussi la pierre angulaire de la conservation de la biodiversité en milieu forestier. Ils définissent le caractère forestier de l'écosystème et leur présence y crée une variété de microenvironnements, dont bénéficient une foule d'autres espèces (animales ou végétales). En fin de compte, la stabilité des écosystèmes forestiers et la conservation de la biodiversité dépendent de la conservation des populations d'arbres (MRNQ, 1996).

En forêt, les arbres d'une même espèce sont tous différents sur le plan de leur taille, de leur architecture ou de leurs processus physiologiques. Des caractères comme la hauteur ou le diamètre varient de manière continue dans une population. Ils sont gouvernés par de nombreux gènes. D'autres caractères ont une variation moins continue ou peuvent même présenter une variabilité de type présence/absence, comme la sensibilité à certaines maladies. Ces caractères peuvent dépendre d'un très petit nombre de gènes ou même d'un seul. On sait toutefois, lorsque l'on s'intéresse à la diversité génétique et à l'expression des caractères, qu'une partie seulement des différences observées est sous contrôle génétique. Le reste, en des proportions variables, s'explique par les effets de l'environnement. Donc, deux arbres ayant le même génotype, ou bagage génétique, peuvent avoir des phénotypes (apparences) différents si l'effet du milieu varie.

Les espèces vivantes possèdent des caractéristiques biologiques distinctives qu'elles ont acquises au cours de leur évolution et qui les rendent aptes à occuper des milieux ou des environnements aux conditions écologiques distinctes et à se faire concurrence. Cette diversité écologique est le résultat de l'interaction de diverses forces évolutives sur les espèces : mutations, dérive génétique, sélection naturelle, migration, mode de reproduction. La détection de la diversité génétique peut s'effectuer de deux façons. D'une part, des marqueurs génétiques peuvent être utilisés. Ils sont analo-

gues aux groupes sanguins chez les humains et permettent de caractériser des individus et des populations et d'en mesurer les différences génétiques (Bousquet *et al.*, 1995). L'avantage de ces marqueurs s'explique par des estimations de diversité génétique, lesquelles peuvent être obtenues sans avoir à passer par l'établissement de dispositifs expérimentaux. Ils sont cependant peu indicatifs de la variation liée à l'adaptation (Jamarillo-Correa *et al.*, 2001). D'autre part, il est aussi possible, par des plantations comparatives appelées tests génécologiques, d'évaluer la diversité en se basant sur les différences entre individus et entre populations en ce qui a trait aux caractères d'adaptation, tels que la croissance ou la rusticité, afin de départager la part de variation causée par la génétique de la part de variation résultant de l'environnement.

Portrait de la diversité génétique en forêt boréale

Les premières études visant à mesurer la diversité génétique chez les essences forestières ont porté sur les modèles de variation génétique d'origine géographique pour des caractères morphologiques. Elles ont montré, pour la très grande majorité des essences forestières, que les niveaux de variation étaient très élevés, que cette variation était liée à l'origine géographique du matériel et que pour la plus grande partie elle s'expliquait par des différences entre les individus d'une même population (Morgenstern, 1996). Les études réalisées sur les essences poussant en forêt boréale au Québec confirment aussi cette tendance (tableau 1).

Avec l'avènement des marqueurs moléculaires, certaines généralisations liées aux caractéristiques écologiques et biologiques des espèces ont pu en être tirées (voir Hamrick *et al.*, 1992; Hamrick et Godt, 1996). On a pu noter que la diversité génétique était plus élevée chez les plantes ligneuses que chez les autres espèces. Cette même observation s'applique également à nos essences boréales (tableau 2) par rapport à celles poussant dans des biomes plus chauds.

Jean Beaulieu, Ph. D., et Gaëtan Daoust, Ph. D., sont ingénieurs forestiers au Service canadien des forêts; André Rainville est ingénieur forestier au ministère des Ressources naturelles du Québec;

Jean Bousquet, Ph. D., ing. forestier est professeur à la Faculté de foresterie et de géomatique de l'Université Laval.

Tableau 1. Répartition de la variation génétique estimée pour des caractères morphologiques de quelques essences forestières au Québec

Essence	Caractère	Pourcentage de la variance		Nombre de populations	Réf.
		Intrapopulations	Interpopulations		
<i>Picea glauca</i>	Hauteur à 10 ans	91,8	8,2	40	36
	Aoûtement à 3 ans	75,4	24,6	40	36
	Densité du bois (24 ans)	89,4	10,6	23	5
	Volume à 25 ans	94,5	5,1	25	
<i>Pinus strobus</i>	Hauteur à 10 ans	95,6	4,4	67	8
<i>Picea mariana</i>	Hauteur à 24 ans	86,1	13,9	100	6
	Diamètre à 24 ans	91,8	8,2	100	6

Cette grande diversité génétique des espèces arborescentes en forêt boréale ne peut toutefois être généralisée à toutes les espèces. Les espèces dont l'aire de répartition couvre de vastes territoires, comme la majorité de nos essences boréales, montrent en moyenne des diversités génétiques beaucoup plus élevées que celles observées chez les espèces plus rares, voire endémiques. Un tel contraste peut être apprécié directement entre l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) et l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.). Ce sont des espèces parentes mais dont l'amplitude écologique et la diversité génétique sont très différentes, l'épinette noire surpassant l'épinette rouge (Perron *et al.*, 2000). Parmi les caractéristiques biologiques, c'est le système d'accouplement développé par les espèces qui influe le plus sur leur diversité génétique. Ainsi, les espèces qui, comme nos conifères nordiques, sont anémophiles (pollinisation par le vent) et surtout allogames (pollinisation par un autre individu de la même espèce) ont généralement les niveaux de diversité génétique les plus élevés. Le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.) est cependant une exception avec une quasi absence de diversité génétique (Fowler et Morris, 1977). L'if du Canada (*Taxus canadensis* Marsh) est une autre espèce qui possède une diversité génétique réduite (Senneville *et al.*, 2001). Ces deux essences ont probablement été affectées par des réductions sévères des effectifs de leurs populations lors des glaciations.

Les études réalisées à l'aide de marqueurs génétiques indiquent que les essences des régions boréales montrent très peu de différenciation entre leurs populations (tableau 2), comparativement à celles de régions plus méridionales ou tropicales. La plupart des essences boréales sont anémophiles, réparties sur de vastes territoires et abondantes dans leur écosystème. Ceci permet des échanges soutenus entre les populations par le transport du pollen, réduisant ainsi les différences entre populations. Une espèce comme l'if du Canada fait cependant exception puisqu'au-delà de 10 % de

sa diversité génétique se trouve entre les populations (Senneville *et al.*, 2001). La raison serait liée à la position de l'espèce en sous-étage, qui limite le flux génique par transport du pollen comparativement à celui d'espèces dominantes comme le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) ou l'épinette noire, par exemple.

Pratiques d'aménagement forestier

Trois indicateurs ont été proposés pour mesurer l'impact des pratiques d'aménagement forestier sur la diversité génétique des essences forestières (Judy Loo, Service canadien des forêts, comm. pers.) : 1) les tailles des populations effectives et le succès reproducteur doivent demeurer adéquats afin de maintenir la diversité génétique; 2) les pratiques d'aménagement ne doivent pas changer significativement les fréquences alléliques; et 3) l'utilisation en reboisement de sources de semences dont l'adaptation aux conditions locales a été démontrée scientifiquement.

Chez les essences forestières boréales, la taille effective des populations est, règle générale, très grande; elle excède les milliers d'individus sexuellement matures pouvant s'entrecroiser (Govindaraju, 1988). Ceci entraîne une grande résilience de la diversité génétique. Une telle situation ne peut être extrapolée à l'ensemble des essences forestières. En effet, particulièrement en zone tropicale, les tailles effectives de populations sont souvent beaucoup plus petites en raison de la dispersion plus restreinte du pollen et des graines pour plusieurs espèces (Aldrich et Hamrick, 1998). Il en découle que, pour nos essences forestières boréales en général, les activités locales de récolte ou de sylviculture n'ont pas une influence significative sur la diversité génétique naturelle, à moins qu'elles ne soient d'une ampleur telle que la présence même des espèces à l'échelle du paysage s'en trouve compromise (en deçà de 500 individus) (Franklin, 1980 ; Mosseler, 1998).

Tableau 2. Diversité génétique et différenciation des populations d'espèces d'arbres présentes au Québec pour les marqueurs génétiques

Espèce	Classe de marqueurs ^a	Hétérozygotie observée ^b (H _O)	Loci Polymorphes ^c (%)	Nombre d'allèles/locus	Différenciation ^d (F _{ST})	Réf.
<i>Alnus crispa</i>	Enzymes	0,135	56,3	1,75	0,050	12
<i>Alnus rugosa</i>	Enzymes	0,165	55,3	2,10	0,052	13
<i>Populus tremuloides</i>	Enzymes	0,520	87,0	2,30	-	19
	RAPD	0,651	90,2	-	0,026	70
<i>Abies balsamea</i>	Enzymes	0,269	-	2,04	-	50
<i>Pinus strobus</i>	Enzymes	0,176	50,6	1,96	0,019	7
	RAPD	0,239 ^e	63,5	-	0,014	34
<i>Pinus banksiana</i>	Enzymes	0,180	59,1	2,30	0,014	28
<i>Pinus resinosa</i>	Enzymes	0,000	0,00	1,00	0,000	63
	Enzymes	0,000	0,000	1,00	0,000	25
	RAPD	-	< 1,00	-	-	47
<i>Picea mariana</i>	Enzymes	0,466	80,0	2,00	0,036 ^f	23
	Enzymes	0,339	69,2	2,20	0,008	33
	Enzymes	0,220	-	2,89	0,009	14
	RAPD	0,345	82,1	1,90	0,027	33
	ESTP	0,250	-	2,76	0,024	54
<i>Picea glauca</i>	Enzymes	0,252	76,2	2,15	0,055 ^f	66
	Enzymes	0,341	83,6	2,38	0,013	36
	Enzymes	0,306	95,5	2,15	0,038	27
	ESTP	0,313	84,4	2,43	0,024	36
<i>Larix laricina</i>	Enzymes	0,220	50,0	1,80	0,050	20
	Enzymes	0,096	31,9	1,51	0,022	42
<i>Thuja occidentalis</i>	Enzymes	0,116	54,2	1,60	0,073	38
<i>Taxus canadensis</i>	Enzymes	0,102	26,5	1,32	0,102	62

- a. RAPD : Marqueur d'ADN polymorphe de position génomique indéterminée; ESTP : Marqueur polymorphe de séquence d'ADN exprimée (transcrite) et issu du séquençage d'ADNs;
- b. Proportion des loci qui en moyenne possèdent plus d'une forme allélique chez un arbre;
- c. Pourcentage des loci étudiés qui possédaient plus d'une forme allélique;
- d. Proportion de la diversité génétique entre les populations;
- e. Hétérozygotie espérée;
- f. En éliminant les hydrolases et les loci en déséquilibre d'Hardy-Weinberg.

Effets de la fragmentation du paysage

En tenant compte des prémisses exposées ci-haut, on peut anticiper de faibles effets de la fragmentation du paysage sur la diversité génétique de nos principales essences boréales malgré des effets majeurs observés sur l'écologie du paysage ou l'abondance relative des espèces à l'échelle du site. Par exemple, Perry et Bousquet (2001) ont montré que la fragmentation engendrée par des activités de récolte sur plusieurs hectares avec protection de la régénération et des sols (CPRS), n'avait aucun effet détectable sur la diversité génétique des forêts matures d'épinette noire de seconde venue, pas plus que sur les composantes du système d'accouplement de ces peuplements. D'autres études (Laberge *et al.*,

2000; Gamache, Payette et Bousquet, comm. pers.) réalisées à l'échelle du paysage forestier fragmenté de la toundra arctique, ont permis de démontrer que la diversité génétique de l'épinette noire était comparable à celle mesurée dans les forêts plus méridionales à couvert continu. Une autre étude en arrive à la conclusion qu'il n'y a pas, chez l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), de différences génétiques significatives entre des peuplements matures âgés de 100 à 150 ans et de jeunes peuplements de seconde venue issus de régénération naturelle (Rajora, 1999). Chez le pin gris, la diversité génétique de populations isolées sur des îles en Abitibi ne déviait pas non plus de celle des populations de forêts à couvert continu (Gauthier *et al.*, 1992).



Peuplement décimé par le feu



Coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS)

Fragmentation du paysage par des facteurs d'origine naturelle et anthropique, sans effet sur la diversité génétique.

Régénération naturelle préétablie

Chez l'épinette noire, la CPRS entraîne le renouvellement des peuplements, principalement par de jeunes marcottes préétablies. Après un cycle de récolte, ce mode de régénération par reproduction végétative résultait en des niveaux de diversité génétique et de système d'accouplement en tout point semblables à ceux observés au sein de peuplements issus de semences après incendie forestier (Perry et Bousquet, 2001). Ceci laisse présager que les peuplements d'épinette noire issus de CPRS auront des caractéristiques génétiques semblables aux peuplements d'origine. Il a éga-

lement été démontré qu'une fois libérées, les marcottes se développaient à un rythme comparable à celui d'arbres issus de semis (Morin et Gagnon, 1992, Paquin et Doucet 1992). Une étude génétique similaire chez le peuplier faux-tremble au parc de Yellowstone aux États-Unis a également démontré une similitude quant à la diversité génétique des peuplements régénérés par semences à la suite de feux, comparativement à celle des peuplements régénérés par multiplication végétative naturelle (Stevens *et al.*, 1999).

Éclaircies et coupes partielles

Les éclaircies précommerciales et commerciales sont parmi les traitements sylvicoles les plus répandus en forêt boréale (MRNQ, 1999). Dans la mesure où ces traitements sont appliqués de façon systématique, il ne devrait pas en résulter un régime de sélection négative (écrémage). De la même façon, de possibles pertes de diversité génétique découlant de la diminution du nombre d'arbres par hectare sont improbables puisque c'est la taille effective des populations qui doit être considérée dans l'analyse des problématiques génétiques, et non la taille apparente. Cette taille effective résiduelle de population tient non seulement compte du nombre apparent d'arbres résiduels par unité de surface mais également, des arbres sexuellement matures situés dans le rayon de dissémination du pollen et des semences. Une étude récente chez l'épinette blanche en Alberta a confirmé l'absence d'effets de tels traitements au plan génétique (Rajora, 1999).

Les coupes avec réserve de semenciers sont encore plus radicales quant au nombre résiduel d'arbres par hectare. Des études effectuées chez le Douglas taxifolié (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*), une espèce aux caractéristiques biologiques similaires à celles de nos essences forestières

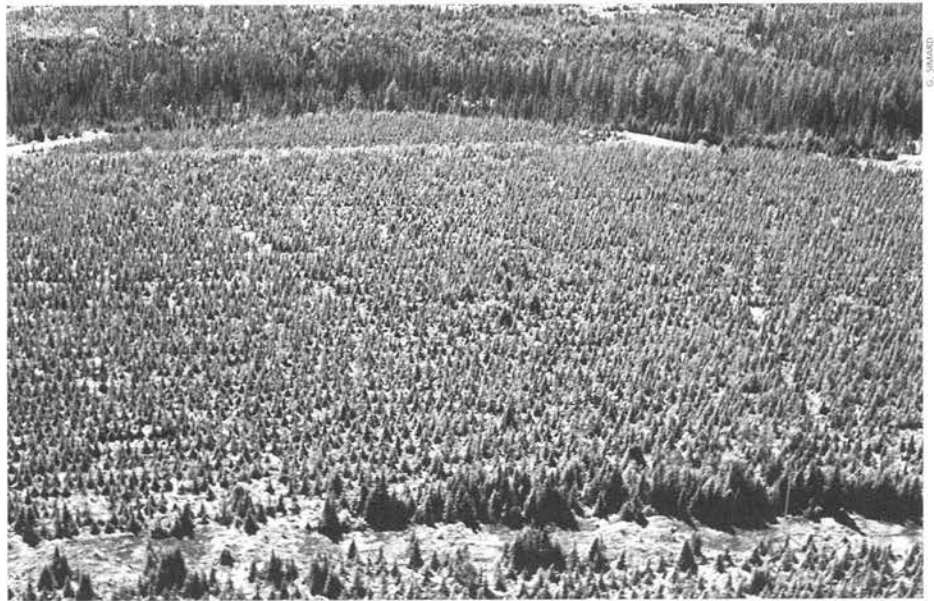
boréales, ont permis de mettre en lumière certaines constatations. Même si la diversité génétique à l'hectare diminuait parmi les arbres semenciers laissés sur place, avec aussi peu que 25 semenciers à l'hectare, la diversité génétique effective au sein de la régénération naturelle ou au sein des graines produites par ces semenciers était comparable à celle de peuplements intacts. Ceci découle des apports importants de diversité génétique par la dissémination pluriannuelle des graines et du pollen par les multiples arbres environnants (Neale et Adams, 1985).

Pratiques de régénération artificielle

Le recours au reboisement en forêt boréale n'est pas une pratique nouvelle et on peut s'interroger sur les effets qu'il pourrait occasionner sur la diversité génétique et sur les mesures mises en place pour minimiser les impacts. Traditionnellement, les régions forestières de Rowe (1972), ensuite la classification écologique de Thibault et Hotte (1985), et maintenant les paysages régionaux de Robitaille et Saucier (1998) ont été utilisés au Québec pour limiter le déplacement des sources de semences. Ces zones intègrent des facteurs climatiques tels que le nombre de degrés-jours, l'indice d'aridité, la photopériode, ainsi que certains facteurs édaphiques et physiographiques. De cette façon, en l'absence d'information pertinente au niveau génétique, on pouvait s'assurer que le matériel de reboisement était adapté aux conditions prévalant sur les sites où il était utilisé. La mise en place de tests génécologiques a toutefois permis d'obtenir des renseignements sur la variation génétique d'ordre géographique et des modèles de régression, qui permettent de prédire le risque relatif découlant du déplacement des sources de semences sur le territoire, ont pu être développés. Il en est ainsi pour l'épinette blanche (Li *et al.*, 1997) et le pin gris (Matyas *et al.*, 1992), et une étude est également en cours pour l'épinette noire. Il est ressorti que des déplacements longitudinaux importants pouvaient être autorisés alors que ceux en latitude devaient être beaucoup plus restreints. Ce sont ces modèles mathématiques qui sont utilisés aujourd'hui pour régir le déplacement des sources de semences de ces espèces de façon à s'assurer d'une bonne adaptation du matériel de reboisement. De plus, des règles strictes ont été mises en place par le MRNQ; elles concernent aussi bien les essences pour lesquelles des modèles mathématiques sont disponibles que les autres. Ainsi, lorsque dans un territoire de reboisement donné des graines de provenances recommandées ne sont pas disponibles, les provenances locales doivent être utilisées en priorité. Si ces dernières ne sont pas à leur tour disponibles, le transfert est alors limité à des domaines écologiques voisins sans dépasser un degré de latitude, préférablement du sud vers le nord, et deux degrés dans le sens longitudinal, sans restriction de direction.



Régénération naturelle



Régénération artificielle

La diversité génétique des peuplements issus de la régénération naturelle, qu'elle provienne de semences ou de marcottes, et de la régénération artificielle, est comparable à celle des forêts naturelles.

Jusqu'en 1988, 98% des plants utilisés au Québec provenaient de semences récoltées dans les peuplements naturels; aujourd'hui, cette source ne représente plus que 55% du nombre total de plants mis en terre, et cette proportion ira en diminuant avec l'arrivée à maturité sexuelle des géniteurs des vergers à graines. Ces derniers constitueront dans l'avenir la source principale de graines d'espèces résineuses utilisées dans les reboisements en forêt boréale. Ils rassemblent des arbres plus sélectionnés sur une base régionale, principalement pour leurs caractéristiques de vigueur, de rusticité et de résistance aux insectes et aux maladies. Celles-ci sont



Plantation d'épinette de Norvège, âgée de 43 ans, située au lac Casault (Gaspésie).

héréditaires à divers degrés, donc transmissibles à leurs descendants. Le nombre de génotypes différents composant chaque verger à graines est de l'ordre de plusieurs centaines à plusieurs milliers.

D'un cycle d'amélioration à l'autre, les améliorateurs visent à augmenter le rendement et la qualité du bois. Parallèlement, des études visent à mieux connaître la structure de la variation génétique des espèces dans leur aire de distribution afin d'être en mesure de prendre des décisions éclairées sur leur territoire d'utilisation. Dans le cas de l'épinette blanche, les recherches ont montré qu'il serait avantageux de diviser le territoire québécois en deux zones d'amélioration, soit le domaine de l'érablière et le domaine de la sapinière (Beaulieu, 1996 ; Li *et al.*, 1997). La sélection, phase récurrente du processus d'amélioration génétique, entraîne une rédu-

tion considérable du nombre d'individus qui seront éventuellement à l'origine des plantations (Despouts *et al.*, 1993). Dans cette perspective, les généticiens forestiers se montrent préoccupés par la préservation du patrimoine génétique des espèces (Brown et Moran, 1981 ; Ledig, 1986). Dès le début d'un programme d'amélioration, ils veillent à réaliser un échantillonnage représentatif de la diversité génétique d'une espèce, et à constituer des banques de semences et de clones, à la fois comme assurance en cas de disparition des peuplements et pour servir à réintroduire des éléments de diversité génétique en fonction des besoins et des changements observés (Bousquet *et al.*, 1995). Ils s'assurent également que plusieurs dizaines de génotypes de différentes provenances soient conservés et, en raison de l'évolution des besoins dans le temps, du maintien de diverses populations d'amélioration en fonction de conditions écologiques variées et de différents caractères visés par l'amélioration. Des études menées à l'aide de marqueurs génétiques ont permis de démontrer que lorsqu'on sélectionne un assez grand nombre d'arbres dans une population naturelle, l'essentiel de la diversité génétique se retrouve dans l'échantillon sélectionné (Cheliak *et al.*, 1988b ; Knowles, 1985). Au Québec, Despouts *et al.* (1993) ont comparé la structure et la variabilité génétique de trois populations : 1) 100 épinettes blanches échantillonnées dans deux zones de forêt naturelle; 2) trois provenances recommandées représentées par des semences récoltées sur un faible nombre d'arbres (20), et 3) les semences issues de croisements dirigés réalisés entre 20 arbres sélectionnés dans les meilleures provenances ci-haut. Les résultats ont montré que la diversité génétique était maintenue tout au long du processus de sélection. On peut donc assumer que le niveau de diversité génétique des plantations issues de semences récoltées dans des vergers à graines est comparable à celui des forêts naturelles.

Utilisation d'espèces exotiques

L'utilisation d'espèces exotiques comme l'épinette de Norvège (*Picea abies* (L.) Karst.), les mélèzes européen (*Larix decidua* Mill.), japonais (*L. leptolepis* Gord.) et leurs hybrides et les hybrides de peupliers (*Populus spp.*) est relativement limitée en forêt boréale et elles sont plutôt confinées aux domaines bioclimatiques méridionaux. Plusieurs compagnies forestières œuvrant en forêt boréale ont cependant démontré un intérêt marqué pour ces dernières. Devant l'intérêt actuel, il est pertinent de se demander si les plantations d'espèces exotiques présentent ou présenteront des risques pour la diversité génétique de la forêt boréale. En fait, il existe deux risques potentiels, soit l'envahissement par voie de semences (concurrence interspécifique) et l'introggression par voie de pollen (contamination génétique).

Pour la forêt boréale du Québec, le risque d'occupation des écosystèmes naturels par les espèces exotiques résineuses demeure très faible parce que ces dernières sont principalement destinées aux régions méridionales offrant un meilleur potentiel de production. Elles représentaient seulement 1,2% des plants résineux mis en terre en forêt publique pour la période de 1986 à 1995, alors que les peupliers hybrides représentaient moins de 0,5% des plants feuillus (Trottier, 1998). L'envahissement par des espèces exotiques ne semble donc pas présenter une menace sérieuse pour la diversité génétique de la forêt boréale dans la mesure où des superficies considérables de forêt naturelle continuent d'être aménagées de manière extensive, par régénération naturelle, ou intensive par la plantation d'espèces indigènes bien adaptées aux conditions environnementales prévalantes dans ces régions. Ailleurs dans le monde, certains cas d'envahissement ont été observés.

Ainsi, en Afrique du Sud, les *Pinus radiata* et *P. pinaster* ont envahi certaines régions situées à l'ouest du pays, causant ainsi une menace sérieuse à la biodiversité locale (Rogers et Ledig, 1996). Bien qu'aucune étude précise n'ait été réalisée ou ne soit en cours sur cet aspect au Québec, aucun cas d'envahissement de surfaces adjacentes à des plantations d'espèces exotiques n'a été rapporté. On observe à l'occasion que ces espèces ont la capacité de se reproduire naturellement sous nos latitudes lorsque les conditions sont propices mais de manière générale, les espèces exotiques sont non agressives. Elles nécessitent généralement des pratiques sylvicoles intensives afin de permettre leur établissement (scarifiage, plantation, contrôle de la végétation concurrente) et leur croissance. Rien ne laisse donc croire qu'à long terme, les plantations d'espèces exotiques effectuées de manière très limitée sur le territoire pourraient causer la fragmentation des populations des espèces indigènes et interférer dans le flux génique entre les populations naturelles.

En forêt boréale, le risque associé à la pollution génétique par des espèces exotiques résineuses ne se pose pas puisqu'elles n'ont pas d'aptitudes à se croiser avec les espèces indigènes environnantes. Chez les peupliers par contre, des hybridations naturelles ont été rapportées entre les espèces introduites et les espèces indigènes en Amérique du Nord (Schreiner, 1974). Toutefois, étant donné que la majorité de la ressource en peuplier de la forêt boréale est constituée de peuplier faux-tremble et qu'aucun hybride impliquant le

tremble ne soit présentement utilisé dans les programmes d'amélioration génétique, ni pour le reboisement, le maintien de la diversité génétique de cette espèce n'est pas menacé. Le peuplier baumier par contre, dont la présence est beaucoup moins marquée en forêt boréale (surtout aux abords des rivières), peut représenter un problème potentiel dans la mesure où les programmes d'amélioration génétique développent des hybrides associés à cette espèce; une étude de Khasa (comm. pers.) est en voie de réalisation à ce sujet.

Changements climatiques

Depuis le début de l'ère industrielle, les concentrations de gaz à effet de serre ne cessent de s'accumuler dans l'atmosphère. Des preuves de plus en plus insistantes pointent vers les causes anthropiques pour cet accroissement (Vitousek, 1994). Les modèles de circulation générale déve-



Test de provenances de mélèze de Sibérie, âgé de 27 ans, situé dans le canton de Dablon (Lac-Saint-Jean).

loppés pour estimer l'ampleur des changements appréhendés prédisent des augmentations de température de la planète de l'ordre de 1 à 3,5 °C d'ici 100 ans. Cette hausse des températures, tout comme les changements probables au niveau des précipitations, ne sera pas uniforme sur toute la surface de la planète. La résolution spatiale des modèles n'est toutefois pas suffisamment grande pour pouvoir prédire avec une assez bonne probabilité les changements susceptibles de survenir à l'échelle locale ou régionale. À partir d'un scénario de concentrations de CO₂ doublée, et en utilisant les modèles de circulation générale disponibles, Bergeron *et al.* (1997) en sont arrivés à la conclusion que le nord du Québec pourrait connaître une hausse de température



Test de descendance de peuplier hybride, âgé de neuf ans, situé dans le canton de Shipshaw (Saguenay).

moyenne de 2 à 6 °C. Cette même région connaîtrait également une augmentation de 10 à 20 % des précipitations annuelles. Le Québec méridional serait selon toute vraisemblance moins affecté.

Comme le climat est le principal facteur régissant la distribution à grande échelle des organismes vivants (Tuhkanen, 1980), il est loisible de penser que les écosystèmes forestiers boréaux seront largement affectés. Les espèces étant divisées en populations adaptées aux conditions environnementales où elles se trouvent, et les phénomènes génétiques et évolutifs se produisant à ce niveau, c'est l'impact du changement climatique sur les populations qui nous intéressera ici. D'une part, les populations d'essences forestières risquent de faire face à des changements majeurs des régimes de perturbation comme les feux et les épidémies

de ravageurs qui pourraient affecter leur structure génétique. Certaines essences adaptées aux feux de forêts, comme le pin gris ou encore l'épinette noire, pourraient cependant être moins affectées que d'autres au plan de la diversité génétique. D'autre part, des changements dans le rythme et la longueur des saisons pouvant affecter la phénologie (Reekie et Bazzaz, 1991), la production et la dispersion des graines, ainsi que le système d'accouplement des espèces pourraient résulter en des modifications de la diversité génétique.

L'importante variabilité génétique notée chez la plupart de nos essences forestières boréales laisse présager qu'elles auraient le potentiel de s'adapter ou de s'acclimater aux changements climatiques. De fait, elles peuvent répondre de différentes façons : 1) par auto-ajustement au moyen de la plasticité phénotypique, c'est-à-dire par altération des processus physiologiques et de la morphologie (Schlichting, 1986); 2) par adaptation génétique grâce à des changements évolutifs (Geber et Dawson, 1993); 3) par une émigration vers des environnements plus favorables en disséminant leurs graines ou leur pollen ou par modification de leur abondance relative dans différents environnements. Si les changements sont trop rapides pour leur permettre de répondre adéquatement et si les sites propices ne sont pas disponibles le moment venu, certaines populations pourraient disparaître.

Cependant, il est improbable qu'on assiste à l'extinction d'une de ces essences ou à de sévères modifications de leur diversité génétique. Elles couvrent pour la plupart de vastes territoires avec de grands effectifs de population et sont donc adaptées à une grande variété de conditions environnementales. Comme la plasticité phénotypique découle de ces adaptations, on peut penser qu'elles sont bien pourvues pour faire face aux changements climatiques. De nombreuses études réalisées au Québec ont démontré la grande plasticité phénotypique de nos essences boréales (voir Beaulieu *et al.*, 1989; Li *et al.*, 1993;

Cantin *et al.*, 1997; Coursolle *et al.*, 1998; Bigras, 2000). De plus, les essences qui, comme l'épinette noire et le thuya de l'est, peuvent se reproduire aussi bien par voie sexuée que par voie végétative seront vraisemblablement moins sensibles aux fluctuations du climat (Brubaker, 1986). Par exemple, une étude récente démontre la survie de génotypes d'épinette noire sous forme prostrée par marcottage successif jusqu'à 1 800 ans, à la limite des arbres dans le Nouveau-Québec (Laberge *et al.*, 2000), ce qui démontre leur important potentiel de survie à un refroidissement général du climat depuis 2 000 ans.

D'autres études simulant les effets du changement climatique à l'aide de séries d'essais de provenances établis sur des sites variés quant aux conditions climatiques ont

montré que les provenances locales de nos essences forestières boréales pourraient perdre entre 2 et 6 % de croissance en hauteur à la suite d'un réchauffement subi de 4 °C (Carter, 1996; Matyas et Yeatman, 1992). De telles études sont également en cours au Québec pour l'épinette blanche et l'épinette noire. Pour l'épinette blanche, par exemple, les résultats indiquent qu'une hausse des températures de 4 °C et une augmentation de 100 mm des précipitations pourraient se traduire en une perte maximale de 6 % de croissance en hauteur pour les provenances locales (Andalo *et al.*, 2001). Ces études indiquent donc que malgré d'importants écarts de température, ces espèces pourraient démontrer une grande adaptabilité et une forte résilience.

Avec des changements climatiques s'étendant sur plusieurs générations, on pourrait assister dans les populations locales à une modification progressive des fréquences d'allèles des gènes responsables de l'adaptation au fur et à mesure du remplacement naturel des individus. Par exemple, Bazzaz *et al.* (1995) ont démontré, chez le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.), une grande diversité génétique quant à la réponse au CO₂. Ils en ont conclu que des hausses de concentration de CO₂ pourraient résulter en des changements de la composition génétique des populations. Cependant, si les changements climatiques étaient trop rapides, les populations locales ne pourraient s'adapter et seraient forcées à un déplacement progressif ou par bond vers le nord, comme ce fut le cas au début de l'Holocène à la suite retrait des glaciers (Petit *et al.*, 1997). ◀

Références

- ALDRICH, P.R. and J.L. HAMRICK, 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. *Nature*, 281 : 103-105.
- ANDALO, C., J. BEAULIEU and J. BOUSQUET, 2001. Potential impact of climate change on growth and wood quality in white spruce. *For. Ecol. Manage.*, (soumis).
- BAZZAZ, F.A., M. JASIENSKI, S.C. THOMAS and P. WAYNE, 1995. Microevolutionary responses in experimental populations of plants to CO₂-enriched environments : Parallel results from two model systems. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 92 : 8161-8165.
- BEAULIEU, J., 1996. Programme et stratégie d'amélioration génétique de l'épinette blanche au Québec. Rapport d'information LAU-X-117. *Ress. nat. Canada, Serv. can. des forêts-Québec*. 26 p.
- BEAULIEU, J. et A. CORRIVEAU, 1985. Variabilité de la densité du bois et de la production des provenances d'épinette blanche, 20 ans après plantation. *Can. J. For. Res.*, 15 : 833-838.
- BEAULIEU, J., A. CORRIVEAU et G. DAOUST, 1989. Stabilité phénotypique et délimitations de zones d'amélioration de l'épinette noire au Québec. *Forêts Canada. Rapp. Inf. LAU-X-85*. 42 p.
- BEAULIEU, J. and J.-P. SIMON, 1994. Genetic structure and variability in *Pinus strobus* in Quebec. *Can. J. For. Res.*, 24 : 1726-1733.
- BEAULIEU, J., A. PLOURDE, G. DAOUST and L. LAMONTAGNE, 1996. Genetic variation in juvenile growth of *Pinus strobus* in replicated Quebec provenance-progeny tests. *Forest Genetics*, 3 : 103-112.
- BERGERON, L., G. VIGEANT et J. LACROIX, 1997. Étude pan-canadienne sur les impacts et l'adaptation à la variabilité et au changement du climat. Tome V. Impacts et adaptation à la variabilité et au changement du climat au Québec. *Environnement Canada et Association de climatologie du Québec*.
- BIGRAS, F.J., 2000. Selection of white spruce families in the context of climate change: heat tolerance. *Tree Physiology*, 20 : 1227-1234.
- BOUSQUET, J., J. BEAULIEU et M. VILLENEUVE, 1995. Diversité génétique et amélioration des arbres. *Encart de l'Aubelle : partie 2 de 2 : De la production des semences améliorées à la conservation des ressources génétiques. Journal de l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec*. 11p.
- BOUSQUET, J., W.M. CHELIAK and M. Lalonde, 1987. Allozyme variability in natural populations of green alder (*Alnus crispa*) in Quebec. *Genome*, 29 : 345-352.
- BOUSQUET, J., W.M. CHELIAK and M. LALONDE, 1988. Allozyme variation within and among mature populations of speckled alder (*Alnus rugosa*) and relationships with green alder (*A. crispa*). *Amer. J. Bot.*, 75 : 1678-1686.
- BOYLE, T., C. LIENGSIRO and C. PIEWLUANG, 1990. Genetic structure of black spruce on two contrasting sites. *Heredity*, 65 : 393-399.
- BROWN, A.H.D. and G.F. MORAN, 1981. Isozymes and the genetic resources of forest trees. *Proceedings of the symposium Isozymes and North American Forest Trees and Forest Insects*, Berkeley, 27 juillet 1979. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-48. pp1-10.
- BRUBAKER, L.B., 1986. Responses of tree populations to climatic change. *Vegetatio*, 67 : 119-130.
- CANTIN, D., M.F. TREMBLAY, M.J. LECHOWICZ and C. POTVIN, 1997. Effects of CO₂ enrichment, elevated temperature, and nitrogen availability on the growth and gas exchange of different families of jack pine seedlings. *Can. J. For. Res.*, 27 : 510-520.
- CARTER, K.K., 1996. Provenance tests as indicators of growth response to climate change in 10 north temperate tree species. *Can. J. For. Res.*, 26 : 1089-1095.
- CHELIAK, W.M. and B.P. DANCIC, 1982. Genic diversity of natural populations of a clone-forming tree *Populus tremuloides*. *Can. J. Genet. Cytol.*, 24 : 611-616.
- CHELIAK, W.M., J. WANG and J.A. PITEL, 1988a. Population structure and genic diversity in tamarack, *Larix laricina* (Du Roi) K. Koch. *Can. J. For. Res.*, 18 : 1318-1324.
- CHELIAK, W.M., G. MURRAY and J.A. PITEL, 1988b. Genetic effects of phenotypic selection in white spruce. *For. Ecol. Manage.*, 24 : 139-149.
- COURSOLLE, C., F.J. BIGRAS and H.A. MARGOLIS, 1998. Frost tolerance and hardening capacity during the germination and early developmental stages of four white spruce (*Picea glauca*) provenances. *Can. J. Bot.*, 76 : 122-129.
- DESPOITS, M. et J.-P. SIMON, 1987. Structure et variabilité génétique de populations d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) dans la zone hémiarctique du Nouveau-Québec. *Can. J. For. Res.*, 17 : 1006-1012.
- DESPOITS, M., A. PLOURDE, J. BEAULIEU et G. DAOUST, 1993. Impact de la sélection sur la variabilité génétique de l'épinette blanche au Québec. *Can. J. For. Res.*, 23 : 1196-1202.
- FOWLER, D.P. and R.W. MORRIS, 1977. Genetic diversity in red pine : evidence for low genic heterozygosity. *Can. J. For. Res.*, 7 : 343-347.
- FRANKLIN, I.R., 1980. Evolutionary change in small populations. *In* M.E. Soule and Wilcox, B.A. (eds). *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. p. 135-149.
- FURNIER, G.R., M. STINE, C.A. MOHN and M.A. CLYDE, 1991. Geographic patterns of variation in allozymes and height growth in white spruce. *Can. J. For. Res.*, 21 : 707-712.
- GAUTHIER, S., J.-P. SIMON and Y. BERGERON, 1992. Genetic structure and variability in jack pine populations : effects of insularity. *Can. J. For. Res.*, 22 : 1958-1965.
- GEBER, M.A. and T.E. DAWSON, 1993. Evolutionary responses of plants to global change. *In* Biotic interactions and global change. Kareiva, P.M., Kingsolver, J.G. and Huey, R.B., eds. Sinauer Associates inc., Sunderland, MA. p. 179-197.

- GOVINDARAJU, D.R., 1988. Life histories, neighbourhood sizes, and variance structure in some north american conifers. *Biol. J. Linnean Soc.*, 35 : 69-78.
- HAMRICK, J.L., M.J.W. GODT and S.L. SHERMAN-BROYLES, 1992. Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. *New Forests*, 6 : 95-124.
- HAMRICK, J.L. and M.J.W. Godt, 1996. Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, B. 351 : 1291-1298.
- ISABEL, N., J. BEAULIEU and J. BOUSQUET, 1995. Complete congruence between gene diversity estimates derived from genotypic data at enzyme and random amplified polymorphic DNA loci in black spruce. *Proc. Natl. Acad. Sci., USA*, 92 : 6339-6373.
- ISABEL, N., J. BEAULIEU, P. THÉRIAULT and J. BOUSQUET, 1999. Direct evidence for biased gene diversity estimates from dominant random amplified polymorphic DNA (RAPD) fingerprints. *Mol. Ecol.*, 8 : 477-483.
- KNOWLES, P., 1985. Comparison of isozyme variation among natural stands and plantations : jack pine and black spruce. *Can. J. For. Res.*, 15 : 902-908.
- JAMARILLO-CORREA, J.P., J. BEAULIEU and J. BOUSQUET, 2001. Contrasting evolutionary forces driving population structure at ESTPs, allozymes and quantitative traits in white spruce. *Mol. Ecol. (soumis)*.
- LABERGE, M.-J., S. PAYETTE and J. BOUSQUET, 2000. Life span and biomass allocation of stunted black spruce clones in the subarctic environment. *J. Ecol.*, 88 : 584-593.
- LAMY, S., A. BOUCHARD and J.-P. SIMON, 1999. Genetic structure, variability, and mating system in eastern white cedar (*Thuja occidentalis*) populations of recent origin in an agricultural landscape in southern Quebec. *Can. J. For. Res.*, 29 : 1383-1392.
- LEDIG, F.T., 1986. Conservation strategies for forest genetic resources. *For. Ecol. Manage.*, 14 : 77-90.
- LI, P., J. BEAULIEU, A. CORRIVEAU and J. BOUSQUET, 1993. Genetic variation in juvenile growth and phenology in a white spruce provenance-progeny test. *Silvae Genet.*, 42 : 52-60.
- LI, P., J. BEAULIEU and J. BOUSQUET, 1997. Genetic structure and patterns of genetic variation among populations in eastern white spruce (*Picea glauca*). *Can. J. For. Res.*, 27 : 189-198.
- LIU, Z. and P. KNOWLES, 1991. Patterns of allozyme variation in tamarack (*Larix laricina*) from northern Ontario. *Can. J. Bot.*, 69 : 2468-2474.
- MATYAS, C. and C.W. YEATMAN, 1992. Effect of geographical transfer on growth and survival of jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) populations. *Silvae Genet.*, 41 : 370-376.
- MORGENSTERN, E.K., 1996. Geographic variation in forest trees. Genetic basis and application of knowledge in silviculture. UBC Press. Vancouver, BC. 209 p.
- MORIN, H. and R. GAGNON, 1992. Comparative growth and yield of layer-and seed-origin black spruce (*Picea mariana*) stands in Quebec. *Can. J. For. Res.*, 22 : 465-473.
- MOSELER, A., 1998. Minimum viable population size and the conservation of forest genetic resources. In Puri, S. ed. *Tree improvement. Applied research and technology transfer*. Science Publishers, Inc. Enfield, NH, p. 191-205.
- MOSELER, A., K.N. EGGER and G.A. HUGHES, 1992. Low levels of genetic diversity in red pine confirmed by random amplified polymorphic DNA markers. *Can. J. For. Res.*, 22 : 1332-1337.
- MRNQ, 1996. Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction des relations publiques. 152 p.
- MRNQ, 1999. Statistiques forestières (<http://www.mrn.qc.ca>).
- NEALE, D.B. and W.T. ADAMS, 1985. Allozyme and mating-system variation in balsam fir (*Abies balsamea*) across a continuous elevational transect. *Can. J. Bot.*, 63 : 2448-2453.
- PAQUIN, R. et R. DOUCET, 1992. Croissance en hauteur à long terme de la régénération préétablie dans des pessières noires boréales régénérées par macottage, au Québec. *Can. J. For. Res.*, 22 : 613-621.
- PERRON, M., D.J. PERRY, C. ANDALO et J. BOUSQUET, 2000. Evidence from sequence-tagged-site markers of a recent progenitor-derivative species pair in conifers. *Proc. Natl. Acad. Sci., USA*, 97 : 11331-11336.
- PETIT, R.J., E. PINEAU, B. DEMESURE, R. BACILIERI, A. DUCOUSSO and A. KREMER, 1997. Chloroplast DNA footprints of postglacial recolonization by oaks. *Proc. Natl. Acad. Sci., USA*, 94 : 9996-10001.
- PERRY, D.J. and J. BOUSQUET, 2001. Genetic diversity and mating system of post-fire and post-harvest black spruce : an investigation using codominant sequence-tagged-site (STS) markers. *Can. J. For. Res.*, 31 : 32-40.
- RAJORA, O.P., 1999. Genetic biodiversity impacts of silvicultural practices and phenotypic selection in white spruce. *Theor. Appl. Genet.*, 99 : 954-961.
- REEKIE, E.G. and F.A. BAZZAZ, 1991. Phenology and growth in four annual species grown in ambient and elevated CO₂. *Can. J. Bot.*, 69 : 2475-2481.
- ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER, 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec. 217 p.
- RODGERS, D.L. and F.T. LEDIG, eds., 1996. The status of temperate north American Forest Genetic Resources. Report No. 16. University of California Genetic resources Conservation Program, Davis, CA, 85 p.
- ROWE, J.S., 1972. Les régions forestières du Canada. *Environ. Can., Serv. can. forêts*, Publ. No 1300F. 172p.
- SCHLICHTING, C.D., 1986. The evolution of phenotypic plasticity in plants. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 17 : 667-693.
- SCHREINER, E.J., 1974. *Populus L. – Poplar*. In *Seeds of woody plants in the United States*. Edited by C. S. Schopmeyer. Agricultural Handbook No. 450, Forest Service, USDA, Washington, DC, p. 645-655.
- SENNEVILLE, S., J. BEAULIEU, G. DAOUST, M. DESLAURIERS and J. BOUSQUET, 2001. Evidence for low genetic diversity and metapopulation structure in Canada yew (*Taxus canadensis*): considerations for conservation. *Can. J. For. Res.* 31: (sous presse).
- SIMON, J.-P., Y. BERGERON and D. GAGNON. 1986. Isozyme uniformity in populations of red pine (*Pinus resinosa*) in the Abitibi region, Quebec. *Can. J. For. Res.*, 16 : 1133-1135.
- STEVENS, M.T., M.G. TURNER, G.A. TUSKAN, W.H. ROMME, L.E. GUNTER and D.M. WALLER, 1999. Genetic variation in postfire aspen seedlings in Yellowstone National Park. *Mol. Ecol.*, 8 : 1769-1780.
- THIBAUT, M. et D. HOTTE, 1985. Les régions écologiques du Québec méridional : Deuxième approximation. *Gouv. du Québec. Min. Ress. nat. Québec*.
- TREMBLAY, M. and J.-P. SIMON, 1989. Genetic structure of marginal populations of white spruce (*Picea glauca*) at its northern limit of distribution in Nouveau-Québec. *Can. J. For. Res.*, 19 : 1371-1379.
- TROTTIER, F., 1998. Performance des plantations établies par le ministère des Ressources naturelles, dans les forêts publiques du Québec, de 1986 à 1995. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de l'assistance technique. 124 p.
- TUHKANEN, S., 1980. Climatic parameters and indices in plant geography. *Acta Phytogeographica Suecica*, 67 : 1-105.
- VITOUSEK, P., 1994. Beyond global warming : ecology and global change. *Ecology*, 75 : 1861-1876.
- YEH, F.C., D.K.X. CHONG and R.-C. YANG, 1995. RAPD variation within and among natural populations of trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) from Alberta. *J. Hered.*, 86 : 454-460.

Les aires protégées en forêt boréale : une responsabilité planétaire

Louise Gratton et Nathalie Zinger

Le plus grand écosystème forestier de la planète

La forêt boréale est une grande bande circumpolaire de forêts essentiellement composées de conifères, qui ceinture les zones subarctiques de l'hémisphère nord en Russie, dans les pays scandinaves et en Amérique du Nord. Elle couvre une superficie approximative de 14,7 millions de kilomètres carrés, soit environ le quart de toutes les forêts à couvert fermé de la planète (Suzuki, 2000). Selon une étude de l'Institut des ressources mondiales, ce serait l'un des derniers grands écosystèmes forestiers (*forêts-frontière*) qui subsistent encore dans un état relativement non perturbé et sur des superficies suffisamment étendues pour conserver toute leur diversité biologique. De fait trois pays, soit la Russie, le Canada et le Brésil, possèdent presque 70 % des forêts-frontière restantes dans le monde. Seulement 3 % de celles-ci se situent entièrement dans la zone tempérée alors que la moitié se trouvent dans les régions boréales du Canada, de la Russie et de l'Alaska (Bryant *et al.*, 1997).

Le Canada détient près du tiers de la forêt boréale mondiale (taïga comprise), soit le plus vaste écosystème forestier de la planète, plus grand encore que la forêt tropicale amazonienne, et le pays compte également les plus vastes étendues de tourbières, de marais et de lacs dans le monde (Taylor et Spivak, 1999). La forêt boréale continue canadienne couvre 2,89 millions de kilomètres carrés, soit presque 30 % du pays (WRI, 2000). Alors qu'au Québec, cette même forêt continue recouvre un peu plus d'un demi-million de kilomètres carrés (MRN, 2000). En fait, c'est un cinquième de la forêt boréale du Canada qui se trouve au Québec (18 %).

De conventions en accords

Dès 1992, plusieurs pays ont ratifié la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique, reconnaissant ainsi l'importance d'établir des aires protégées. Au Canada, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux signaient la même année l'*Engagement formel de compléter le réseau*

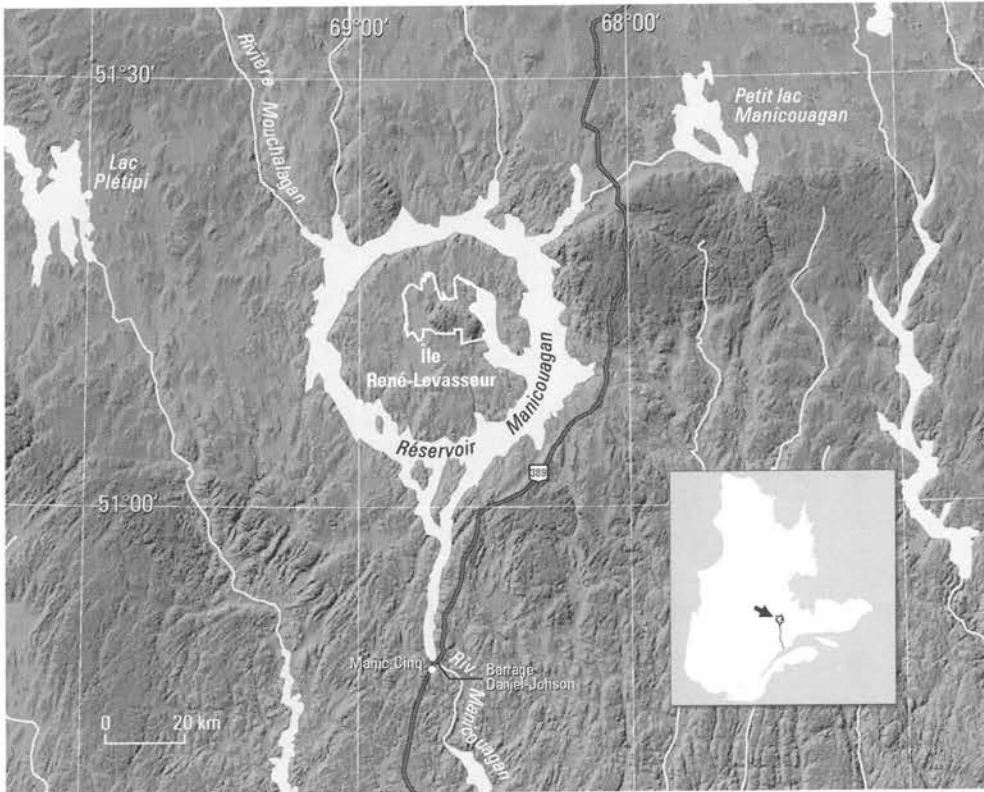


La pessière noire à cladonies est occasionnelle sur le territoire de la réserve écologique Louis-Babel et se rencontre sur les sites d'anciens feux. À gauche, on distingue l'extrémité d'une tourbière ombrotrophe.

canadien des aires protégées, pour l'an 2000. Pour sa part, la Stratégie nationale sur les forêts énonçait, et l'Accord canadien sur les forêts réitérait, que les provinces, le fédéral et les autres signataires complèteraient un réseau de territoires protégés représentatifs des forêts du pays, qui servirait de référence écologique, protégerait des territoires uniques au point de vue biologique et favoriserait le maintien des forêts anciennes à titre de trésors nationaux (Taylor et Spivak, 1999). Le Québec inscrivait un objectif similaire dans sa Stratégie de mise en œuvre de la Convention sur la diversité biologique (MEF, 1996) et il élabore présentement une stratégie sur les aires protégées (MENV, 1999a).

Mais en ce début de millénaire, qu'en est-il de cet échantillon témoin de la forêt boréale au sein du réseau québécois d'aires protégées et comment se compare-t-il avec celui d'autres pays? Trouver une réponse s'est avéré un exercice des plus révélateurs.

Louise Gratton est biologiste et consultante en écologie;
Nathalie Zinger, M. Sc. aménagement du territoire et directrice – bureau du Québec, Fonds mondial pour la nature.



D'une superficie de 24 540 ha, ce qui fait d'elle la plus vaste de tout le réseau québécois, la réserve écologique Louis-Babel occupe le mont de Babel, dans la partie nord de l'île René-Levasseur (réservoir Manicouagan). Elle est située en territoire non organisé de la municipalité régionale de comté de Manicouagan.

Source : Ministère de l'Environnement du Québec

La protection de la forêt boréale, ici et ailleurs

Il existe au Québec d'importantes lacunes dans le réseau d'aires protégées, que ce soit en termes de nombre, de superficie, de répartition ou de représentation (MENV, 1999b; Zinger, 2000). Les données compilées pour des pays nordiques où se trouvent les forêts boréales (MENV, 1999c), indiquent que le Québec, avec à peine 0,5 % de son territoire protégé suivant les catégories I à III de l'UICN, fait piètre figure comparativement aux États-Unis (7,7 %), à la Norvège (5,2 %), à la Suède (5 %), au Canada (4,7 %), à la Finlande (3,6 %) et à la Russie (2,2 %).

Quant à la protection accordée particulièrement à la forêt boréale, il s'est avéré difficile d'obtenir des données comparables compte tenu des diverses définitions de ce type de forêt (continue, taïga, *evergreen needleleaf forest*, *shield forest*), des différentes délimitations géographiques accordées au territoire canadien, sans compter les multiples chevauchements possibles des données colligées sur les aires protégées en forêt boréale – voir les régions forestières du Canada (Rowe, 1977), les forêts-frontière (Bryant *et al.*, 1997), les écorégions terrestres de l'Amérique du Nord (Ricketts *et al.*, 1999), les forêts tempérées et boréales du Canada (WCMC, 2000), les régions naturelles telles que définies par

chaque province et territoire. Néanmoins, les deux approches retenues dans le présent article pour illustrer de manière succincte l'état de la situation permettent de faire certains constats.

En premier lieu, les statistiques non publiées du World Conservation Monitoring Centre (WCMC, 2000), obtenues pour les sept pays nordiques où la forêt boréale est présente, ont été regroupées en deux catégories : le pourcentage du territoire forestier représenté par la forêt boréale (*evergreen needleleaf forest*) et le pourcentage de la portion boréale protégée selon les catégories I à III de l'UICN. La figure 1 présente le résultat des compilations effectuées.

Le Québec détient le plus fort pourcentage de forêt boréale (presque 60 % de son territoire forestier), alors qu'à peine 0,3 % de cette forêt est incluse au sein d'aires protégées de catégories I, II et III. Le Canada et la Finlande, dont le territoire forestier est également principalement constitué de forêt boréale, protègent respectivement 8,1 % et 5,4 % de cette dernière. La Russie, quant à elle, pro-

tège 2,4 % de ses forêts boréales. Il est important de noter que les données disponibles pour la Suède, les États-Unis et la Norvège ne se prêtent pas à ce type de comparaison. Les renseignements pour la Suède ne différencient pas les types de forêts; ceux pour les États-Unis regroupent les forêts boréales et les forêts de pins du Sud-Est américain; la forêt de type boréale ne représente qu'une petite portion des forêts norvégiennes.

La seconde avenue explorée consistait à comptabiliser, à partir de données disponibles sur Internet (WCMC, 1997) et de celles compilées par le Fonds mondial pour la nature dans le cadre de sa campagne Espaces en danger, les superficies des principales aires protégées (catégories I à III de l'UICN) se trouvant dans les portions boréales des provinces canadiennes. Les résultats sont loin d'être précis mais permettent de faire un survol de la situation des aires protégées en forêt boréale.

Le Québec possède la plus petite superficie d'aires protégées de catégories I à III en forêt boréale (tableau 1). De plus, ses parcs et réserves sont de très petites superficies (moins de 1 000 km²) comparativement aux larges territoires protégés ailleurs au pays. Il est aussi important de noter que la situation est loin d'être exemplaire en Alberta où la presque totalité du territoire protégé se trouve dans un grand parc national au nord de la province.

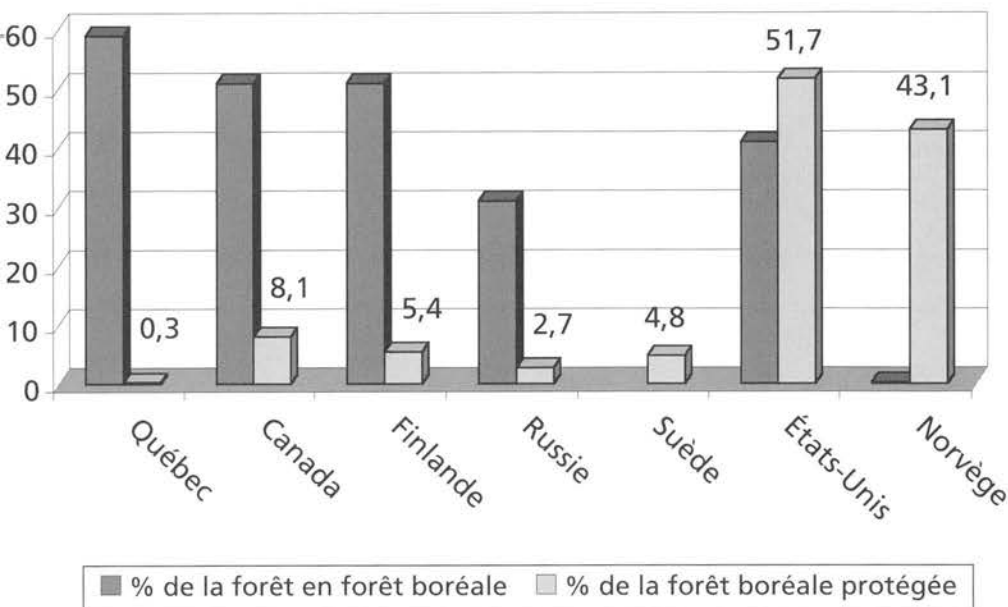


Figure 1. La part de la forêt boréale dans les milieux forestiers et le pourcentage de la forêt boréale protégée.

La Suède : les données disponibles ne permettent pas de différencier les types de forêts; le pourcentage en aires protégées regroupe l'ensemble des forêts.

Les États-Unis : les données pour les forêts conifériennes (evergreen needleleaf forest) ne se limitent pas aux forêts boréales mais comprennent d'autres forêts telles les forêts de pins du sud-est américain.

La Norvège : La forêt boréale ne représente qu'une très petite portion de la forêt norvégienne, principalement composée de forêts mixtes et feuillues.

Source : World Conservation Monitoring Centre, 2000. Statistiques non publiées et compilées dans le cadre de la production d'un atlas sur les forêts boréales et tempérées.

Une piètre performance

Malgré l'importance spatiale de la forêt boréale au Québec, à peine 0,3 % de celle-ci fait l'objet d'une protection élevée, bien peu en comparaison des superficies jouissant d'un statut de protection ailleurs dans les pays gardiens de la forêt boréale.

Qui plus est, aucune aire protégée québécoise existante ne possède une superficie suffisante pour protéger adéquatement cet écosystème forestier. Selon Ricketts *et al.*, (1999), une superficie minimale de

grande perturbation historique observée (Johnson et Gutsell, 1994; Anderson, 1999).

La réserve écologique Louis-Babel protège des écosystèmes boréaux, montagnards et alpins de la région écologique de la Rivière Toulnostouc (domaine de la pessière noire à sapin et mousses) et celle des Sommets du lac Marceau (domaine de la sapinière à épinette noire).

Elle assure également la protection d'un site présentant un intérêt géologique exceptionnel puisqu'elle constitue un des cinq sites québécois caractérisés par une structure de métamorphisme de choc.



La forêt d'épinette noire et sapin qui domine le territoire est entrecoupée de tourbières ombrotrophes. Du haut des airs, celle-ci présente une surface ridée formée par la succession de buttes (bandes foncées) et de dépressions (bandes pâles). Alors que les buttes sont dominées par des éricacées et des épinettes noires rabougries, les dépressions sont colonisées par des sphagnums et des carex.

Tableau 1. Les aires protégées (catégorie I à III de l’UICN et de superficie supérieure à 10 km²) en forêt boréale au Canada – une vision approximative

Province	Superficie protégée (estimation, km ²)	Quelques grands sites protégés
Colombie-Britannique	10 000	Plateau Spatsizi (6 568 km ²), rivière Stikine (2 170 km ²)
Alberta	45 000	Parc national Wood Buffalo (44 802 km ²)
Saskatchewan	10 000	Parc national Prince Albert (3 874 km ²), Lac LaRonde (3 362 km ²)
Manitoba	7 000	Parc national Riding Mountain (2 973 km ²) et Atikaki (3 900 km ²)
Ontario	43 000	Parc national Pukaskwa (1 878 km ²), Wabakimi (8 711 km ²), Woodland Caribou (4 795 km ²) et Opasquia (4 730 km ²)
Québec	2 650	Réserves écologiques Louis-Babel (235 km ²) et Matamec (186 km ²), parcs provinciaux Aiguebelle (241 km ²), Anticosti (572 km ²), Monts-Valin (153 km ²) et Saguenay (284 km ²) En Gaspésie : parc de la Gaspésie (801 km ²) et la réserve écologique de la Grande-Rivière (173 km ²)
Terre-Neuve	6 000	Baie du Nord Wilderness (2 895 km ²), Parc national Gros Morne (1 942 km ²)
	123 100	

Référence : WCMC – banque de données sur Internet (1997); WWF Canada – banque de données de la campagne Espaces en danger (2000).

Outre la dimension, la localisation, la configuration et la connectivité à d’autres sites sont également des composantes essentielles afin d’assurer l’intégrité écologique d’une aire protégée.

Une protection nécessaire et urgente

En comparaison de bien d’autres régions du monde, on pourrait penser que la forêt boréale jouit d’une certaine immunité grâce à ses hivers rigoureux, à son inaccessibilité et à la faible densité de la population qui y vit. Or, à l’instar d’autres forêts de la planète, elle est de plus en plus sollicitée par les activités humaines.

Le Canada est le plus grand exportateur de produits forestiers dans le monde, avec les quatre cinquièmes de sa production se dirigeant vers les États-Unis. Le Québec est parmi les trois principales provinces exportatrices. En fait, 47 % de la forêt boréale canadienne fait l’objet de licences d’exploitation forestière (WRI, 2000). À certains endroits au Québec (autour du réservoir Manicouagan), la forêt a été attribuée à l’industrie jusqu’au 52° parallèle. En 1997, le Québec, l’Ontario et la Colombie-Britannique étaient responsables de presque les trois-quarts des coupes forestières au pays, tant en termes de superficie que de volume coupé. Et c’est au Québec que le plus grand nombre d’hectares étaient coupés (WRI, 2000).

Outre l’exploitation forestière, l’exploitation minière, la mise en valeur des ressources énergétiques, notamment l’hydroélectricité, ainsi qu’une fragmentation accélérée du territoire associée au développe-



REGAL CARPENTIER - MUSEUM

Vue partielle d’une tourbière ombrotrophe. Le pourtour des mares est bordé d’un tapis de sphaignes flottantes, un milieu où croît fréquemment la scheuchzérie palustre. Les mares augmentent la diversité en espèces des tourbières.

ment d'un réseau de routes permettant d'accéder à ces nombreuses ressources, constituent les principales menaces à la forêt boréale.

Pour que le Québec puisse réellement adhérer au développement durable et rattraper l'écart en matière d'aires protégées, il est devenu urgent d'identifier et de soustraire à l'exploitation forestière, minière et énergétique de grandes aires en forêt boréale. Il faudra aussi, en dehors de ces aires, aménager de manière durable le reste du territoire forestier afin d'y assurer le maintien des processus écologiques, de la biodiversité, de la productivité, de la vitalité et de son pouvoir de renouvellement. Des considérations essentielles pour que ce vaste écosystème puisse être légué dans un état sain aux générations futures... de toute la planète. ◀

Références

- ANDERSON, M.G., 1999. Viability and spatial assessment of ecological communities in the Northern Appalachian ecoregion. Dissertation submitted to the University of New Hampshire in partial fulfillment of Requirements for the Degree of Doctor of Philosophy in Plant Biology, 223 p.
- BRYANT, D., D. Nielsen et L. Tangle, 1997. Les dernières forêts-frontière : écosystèmes et économies à la limite. Institut des ressources mondiales, 42 p.
- JOHNSON, E.A. et S.L. GUTSELL, 1994. Fire frequency models, methods, and interpretations. *Advances in Ecological Research*, 25: 239-287.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV), 1999a. Cadre d'orientation en vue d'une stratégie québécoise. Les aires protégées au Québec : une garantie pour l'avenir, 19 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV), 1999b. Aires protégées au Québec. Contexte, constats et enjeux pour l'avenir, 64 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV), 1999c. Portrait synthèse des données sur les aires protégées au Québec, 42 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (MEF), 1996. Convention sur la diversité biologique. Stratégie de mise en œuvre au Québec, 122 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRN), 2000. Ressources et industries forestières – portrait statistique résumé. Direction du développement de l'industrie des produits forestiers du ministère des Ressources naturelles du Québec.
- RICKETTS, T.H., E. DINERSTEIN, D.M. OLSON, W. EUCHBAUM, D. DELLASALA, K. KAVANAGH, P. HEDAO, P.T. HURLEY, K.M. CARNEY, R. ABELL and S. WALTERS, 1999. Terrestrial Ecoregions of North America. A Conservation Assessment. World Wildlife Fund United-States and Canada. Island Press, Washington, D.C., 485 p.
- SUZUKI, 2000. The Great Northern Forest, excerpt from the transcript of *The Nature of Things*, 4 p.
- Taylor, W. et M. Spivak, 1999. Réalités concurrentes : la forêt boréale en danger. Rapport du Sous-comité de la forêt boréale du Comité sénatorial permanent de l'agriculture et des forêts.
- UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE (UICN), 1994. Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées. Commission des parcs nationaux et des aires protégées de l'Union mondiale pour la conservation de la nature avec l'assistance du Centre mondial de la surveillance continue de la conservation, 102 p.
- WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE (WCMC), 1997. Données disponibles sur Internet. www.wcmc.org.uk/cgi-bin/padb.p
- WCMC, 2000. Statistiques non publiées sur les forêts boréales et tempérées et les aires protégées.
- WORLD RESOURCE INSTITUTE (WRI), 2000. Canada's forests at a crossroads: an assessment in the year 2000. A Global Forest Watch Canada Report, 114 p.
- ZINGER, N. 2000. Les aires protégées répondent-elles aux besoins de conservation ? In Duchesne, S., M. Hénault et H. Varin, 2000. Vers une gestion écologique de l'économie; Actes du 23^e Congrès de l'Association des biologistes du Québec, Québec, 30, 31 octobre 1998. Collection Environnement de l'Université de Montréal, Vol. 24, p. 84-95.



MANUELE RUSSI - MENV

Un lac (sans nom) de la réserve écologique Louis-Babel, au nord-est du lac Observation. En arrière plan, se détachent les sommets dénudés du mont Babel. Des panneaux, comme celui qu'on aperçoit sur la rive, au centre gauche de la photo, signalent les limites de la réserve.

Les pluies acides et la forêt québécoise

Daniel Houle, Rock Ouimet et Louis Duchesne

La forêt boréale représente un des plus grands écosystèmes au Canada. En dépit de son importance écologique et économique critique, on connaît assez peu les processus qui régissent le cycle des éléments nutritifs et qui influencent la croissance de ce type de forêts. Une telle information est essentielle à une meilleure compréhension du développement à long terme de cette forêt en relation avec les effets de l'exploitation commerciale et des perturbations naturelles et anthropiques telles que les feux, la défoliation par les insectes, les changements climatiques et la pollution atmosphérique, dont notamment les précipitations acides.

On considère qu'une précipitation (pluie, neige ou brouillard) est acide lorsque son pH est inférieur à 5,6, ce qui correspond à l'équilibre de l'eau avec le CO_2 atmosphérique. L'abaissement du pH sous ce seuil est causé principalement par le rejet dans l'atmosphère de substances acidifiantes produites par l'activité anthropique. Les principaux composés responsables de l'acidité des précipitations sont le dioxyde de soufre (SO_2) et les oxydes d'azote (NO_x). Lorsqu'ils sont libérés dans l'atmosphère, ces composés entrent en contact avec des molécules d'eau et forment respectivement de l'acide sulfurique (H_2SO_4) et de l'acide nitrique (HNO_3). Bien que le SO_2 provienne principalement de la combustion du charbon effectuée dans les centrales thermiques et les fonderies, les NO_x proviennent en grande partie de la combustion de l'essence par les véhicules motorisés. On estime généralement que 75 % des pluies acides qui se déversent sur le Québec sont produites à l'extérieur de ses frontières, principalement aux États-Unis, dans la région du Midwest américain, et en Ontario.

Le Québec a instauré, au début des années 1980, des politiques de contrôle des émissions de SO_2 et de NO_x visant particulièrement la protection des milieux aquatiques. En 1991, ces efforts ont permis une réduction de plus de 65 % des émissions québécoises de SO_2 . Les États-Unis et le reste du Canada se sont également engagés à réduire leurs émissions en signant un accord sur la qualité de l'air en 1991. En 1994-1995, l'accord a permis la réduction des émissions de SO_2 de 54 % au Canada et de 50 % aux États-Unis par rapport aux émissions de 1980. Pour ce qui est des NO_x , l'objectif de réduction était mineur, de l'ordre de 10 % pour l'an 2000 (Anonyme, 1996).

Ainsi, on a pu observer au cours des deux dernières décennies, une baisse marquée des concentrations de SO_4 dans les précipitations de nombreux endroits en Amérique du Nord. Les chercheurs s'attendaient donc à une récupéra-

tion des écosystèmes aquatiques et forestiers. Ces écosystèmes ont été largement taxés dans les décennies précédentes et, un peu comme les citoyens après une réduction d'impôt, ils s'attendaient à une amélioration de leur situation. Or, on sait toutefois aujourd'hui que plusieurs lacs et rivières situés en Ontario, au Québec, dans les provinces maritimes et dans le nord-est des États-Unis n'ont pas montré de signes d'amélioration (Stoddard *et al.*, 1999).

Au milieu des années 1990, des chercheurs américains ont sonné l'alarme concernant les sols forestiers. Le Dr Likens et son équipe ont montré que les sols de la forêt expérimentale de Hubbard Brook, située au New Hampshire, avaient perdu plus de 50 % de leur réservoir de cations basiques à la suite de l'effet cumulatif des précipitations acides qui ont affecté ces sols pendant plusieurs décennies (Likens *et al.*, 1996). Ces chercheurs concluaient finalement que la récupération des sols forestiers sera beaucoup plus lente que prévue. Et comme les sols et les dépôts dans le bassin versant qui entourent les eaux de surface influencent grandement la réaction du milieu aquatique, la baisse du pouvoir tampon (capacité à neutraliser un apport d'acidité) du sol a eu comme conséquence de limiter l'amélioration de la qualité des eaux de surface à la forêt de Hubbard Brook et possiblement, à plus grande échelle, dans plusieurs autres régions.

Une diminution du pouvoir tampon du sol signifie aussi, en d'autres termes, une perte de cations basiques dans la partie superficielle du sol, c'est-à-dire dans la zone où les racines des arbres sont principalement localisées. Cette perte de cations basiques fait craindre une perte de fertilité puisque les cations basiques sont des éléments nutritifs importants pour la croissance de la forêt.

Comment les pluies acides agissent-elles pour diminuer la fertilité des sols ?

La figure 1 illustre l'effet des précipitations acides sur le contenu en cations basiques des sols en prenant comme exemple le calcium (Ca). Lorsque l'eau de pluie pénètre dans le sol, les ions H^+ qu'elle contient vont déplacer le Ca disponible (partie de gauche) des sites d'échanges, tout en acidifiant le sol. Le Ca ainsi délogé sera pris en charge par le

Daniel Houle est biologiste;

Rock Ouimet et Louis Duchesne sont ingénieurs forestiers au ministère des Ressources naturelles du Québec.

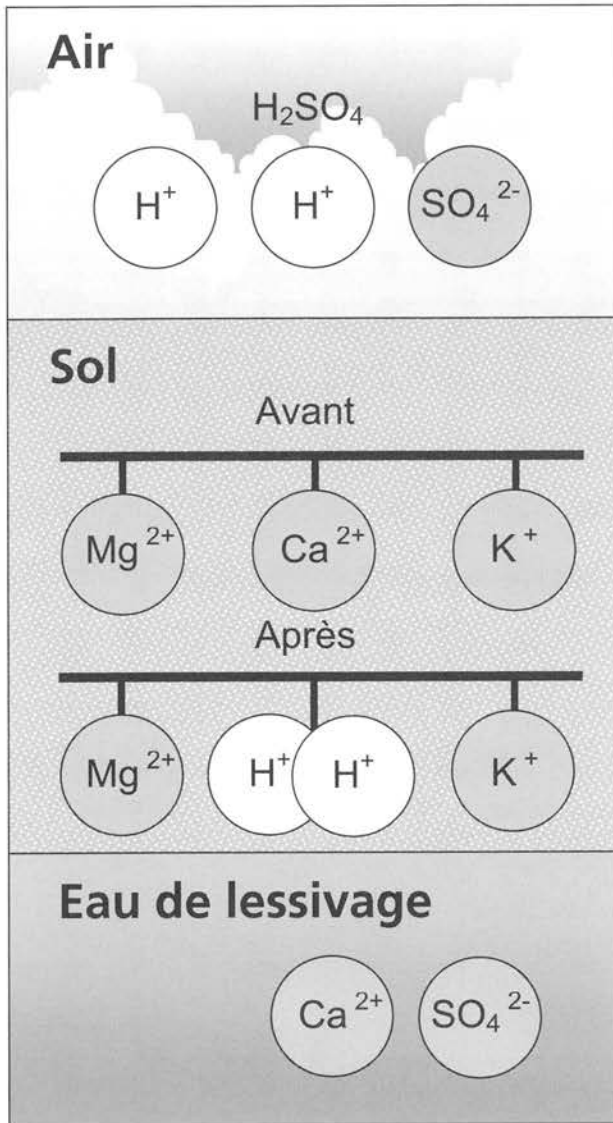


Figure 1. Effet des précipitations acides sur le contenu en cations basiques des sols. Les protons (H^+) apportés par l'acide sulfurique (H_2SO_4) déplacent les ions calcium (Ca^{2+}) des sites d'échanges qui sont ensuite évacués, accompagnés d'un ion sulfate (SO_4^{2-}), avec la solution de sol qui quitte la zone racinaire des sols forestiers.

SO_4 apporté par les précipitations, qui agit alors comme un « accompagnateur de charges positives »; ainsi, le Ca sera exporté hors de la zone racinaire, en direction des cours d'eau. En plus d'acidifier les sol et de diminuer sa réserve en cations basiques, ce mécanisme augmente aussi la biodisponibilité du fer, du manganèse et de l'aluminium qui peuvent atteindre des concentrations toxiques pour la végétation.

Pour la province de Québec, une étude a confirmé que les précipitations acides avaient aussi un effet sur la fertilité des sols. En effet, un bilan en Ca a été réalisé entre 1988 et 1994 pour la zone des racines d'une érablière dans la forêt de Duchesnay par une équipe de recherche du ministère des Ressources naturelles (MRN) (Houle *et al.*, 1997). Les entrées de Ca dans cette zone du sol proviennent des pré-

cipitations ($2,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) et des réactions d'altération ($2,4 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). L'altération est le processus par lequel les minéraux contenus dans le sol sont rendus disponibles et renouvellent le réservoir échangeable. Pour leur part, l'immobilisation dans la biomasse ligneuse ($1,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) et les pertes par drainage ($7,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) constituent les sorties. Ainsi, le bilan net se calcule comme suit :

$$\text{Entrée} - \text{Sortie} = (2,0 + 2,4) - (1,9 + 7,3) = -4,9$$

Ce bilan indique que le réservoir de Ca échangeable dans la zone des racines se vide au rythme de $4,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Étant donné la taille déjà faible de ce réservoir ($200 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), il devrait être épuisé dans environ 40 ans si les pertes se maintiennent au niveau de 1988-1994. Le magnésium (Mg) et le potassium (K), autres minéraux essentiels pour la végétation, affichaient également des bilans annuels négatifs pour la zone des racines. Ces résultats laissent présager une diminution de la productivité forestière à court terme pour cette forêt.

Qu'en est-il pour la forêt boréale québécoise? L'équipe de recherche du MRN se penche actuellement sur la question. Dans les prochaines lignes, on discutera des méthodes de suivi des écosystèmes forestiers et des résultats obtenus à ce jour.

Le monitoring des écosystèmes forestiers et les pluies acides

Les effets des précipitations acides sur les écosystèmes forestiers, tant à l'échelle temporelle que spatiale, ne peuvent être étudiés qu'à partir d'un suivi étroit et continu de plusieurs stations. Les sites d'étude utilisés par le MRN comprennent les stations du « Réseau de mesure des polluants atmosphériques en milieu agricole et forestier au Québec (REMPAFAQ) », les stations du « Réseau de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) » et finalement trois bassins versants calibrés qui font l'objet d'un échantillonnage plus intensif.

Le RESEF (figure 2) est formé de 29 stations (dont 14 en forêt boréale), établies de façon permanente sur l'ensemble du territoire québécois et réparties dans diverses régions écologiques. Ces stations sont situées dans des zones protégées: terres publiques, parcs, centres éducatifs forestiers, réserves écologiques et propriétés corporatives. Les stations résineuses ont une superficie d'un quart d'hectare et les feuillues, d'un demi-hectare. Elles sont toutes entourées d'une zone de protection de 100 m et situées à au moins 50 km de sources locales de pollution. La plupart se trouvent à moins de 2 km d'un poste d'échantillonnage des polluants atmosphériques et des paramètres climatiques du REMPFAAQ.

Chaque station a fait l'objet d'un inventaire écologique détaillé. Chaque arbre y est numéroté et mesuré et son âge est estimé. En mesurant les cernes annuels des tiges (dendrochronologie), on analyse les anomalies de croissance et on reconstitue l'historique du peuplement. Tous les arbres de 9 cm et plus de diamètre à hauteur de poitrine font l'objet d'un bilan de santé. Tous les cinq ans, un bilan nutritif de cha-

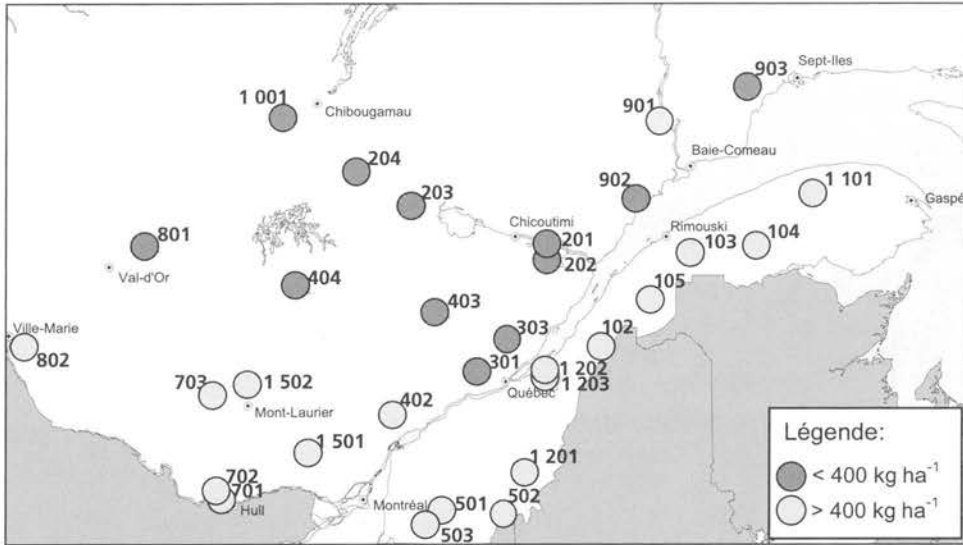


Figure 2. Tailles des réservoirs de calcium échangeable dans les stations du RESEF.

cune des stations est établi en procédant à des analyses chimiques du feuillage et du sol forestier. D'autres variables telles que le taux de dépérissement, le statut nutritif des arbres, la croissance en diamètre et en hauteur, et la régénération sont également suivies, à intervalle de cinq ans.

Parmi les stations du RESEF, trois sites représentatifs des trois grandes zones forestières du Québec (sites indiqués par les symboles en noir sur la figure 2) ont été sélectionnés pour des études de bassins versants calibrés. Le premier, établi en 1987, est une érablière à bouleau jaune et hêtre, localisée à la station forestière de Duchesnay. Le deuxième, dominé par la sapinière à bouleau blanc, a été créé en 1981 à la Forêt Montmorency et pris en charge par la Direction de la recherche forestière du MRN en 1999. Le troisième bassin, en fonction depuis 1997, est situé dans la réserve faunique Ashuapmushuan et il est dominé par la pessière noire à mousses.

Chacun des trois bassins versants comprend trois sites d'échantillonnage principaux: une éclaircie, un peuplement et un exutoire. L'éclaircie est une station de suivi météorologique équivalente à une station du REMPFAAQ.



Érablière du bassin versant du lac Clair.



Appareil de mesure du débit à l'exutoire.

Les données telles que la température, l'humidité relative, la vitesse et la direction des vents, la radiation solaire et les précipitations sont mesurées en continu et une moyenne horaire est enregistrée à l'aide d'un système automatique d'acquisition de données. Des échantillons d'eau de précipitation y sont également prélevés hebdomadairement et analysés chimiquement. Ces échantillons d'eau nous permettent d'évaluer la quantité d'éléments que reçoit la forêt.

Le peuplement est une parcelle de forêt représentative du bassin versant et dont les dimensions sont similaires à celles du RESEF. Les eaux de lessivage du feuillage et celles du sol sont aussi recueillies hebdomadairement.

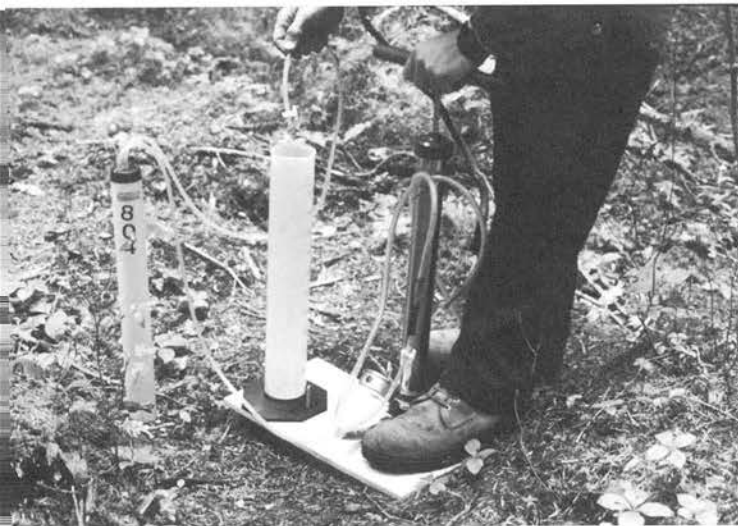
De plus, la température et l'humidité du sol sont mesurées en continu grâce à un système automatisé d'acquisition de données.

L'exutoire est le point de sortie de l'eau d'écoulement de l'ensemble du bassin versant. Le débit y est mesuré en continu afin d'établir un bilan hydrologique pour le bassin. Des échantillons y sont aussi prélevés et analysés hebdomadairement afin de déterminer les tendances dans la qualité de l'eau, ainsi que pour calculer des bilans en éléments nutritifs pour le bassin versant entier.

Jusqu'ici, les résultats obtenus à l'aide de ces stations nous ont permis de faire des constats préliminaires sur la santé de la forêt boréale.

Les réservoirs de cations basiques dans les sols forestiers

Une étude préliminaire de la taille des réservoirs de Ca échangeable sur l'ensemble des stations du RESEF nous laisse croire qu'une grande partie de la forêt boréale pourrait être sensible aux effets des précipitations acides (figure 2). En effet, plusieurs de ces stations ont des réservoirs de Ca



Lysimètre à tension servant à récolter l'eau du sol.

échangeable inférieurs à 400 kg ha^{-1} , ce qui peut être considéré comme de petits réservoirs contrairement aux stations situées plus au sud. En plus de ces appréhensions, les exportations de cations échangeables attribuables au prélèvement de la matière ligneuse lors des activités forestières pourraient aussi contribuer à la baisse de fertilité de ces sites. Des actions proportionnelles à l'importance de la réduction de la taille des réservoirs des cations basiques échangeables seraient à adopter sans délai afin de respecter le développement durable. Par exemple, dans les secteurs peu affectés, l'ébranchage sur le parterre de coupe pourrait permettre de conserver une plus grande quantité de cations basiques. Par contre, dans les secteurs fortement affectés, d'autres mesures, comme la fertilisation pourraient être envisagées.

Les charges critiques en S et N et leurs effets sur la production ligneuse

Afin de connaître l'étendue de l'effet des précipitations acides, une estimation préliminaire des charges critiques a été réalisée pour l'ensemble des stations du RESEF (Ouimet *et al.*, 2001). La « charge critique » est définie comme « la quantité maximale d'apport atmosphérique de S et de N qui ne causera pas de dommages significatifs à long terme aux écosystèmes et à leurs fonctions d'après les connaissances actuelles ». Nous avons donc vérifié si les apports atmosphériques en acidité dépassaient la capacité de neutralisation de ces écosystèmes.

Les charges critiques ont été calculées en utilisant un modèle de conservation de masse qui requiert des données de dépôt annuel des précipitations et de sa chimie et une description détaillée des propriétés des sols forestiers. Le modèle requiert également des données sur les besoins nutritionnels de la végétation. Ce modèle a déjà été utilisé pour estimer les charges critiques de S et de N pour les forêts de la Scandinavie et d'Europe. Le principal critère retenu liant la réaction de la végétation à l'acidification du sol est le rapport $(\text{Ca} + \text{K} + \text{Mg})/\text{Al}$ de l'eau du sol. Lorsque le rapport de ces éléments est inférieur à une valeur de un (1), nous observons une baisse de croissance marquée pour les principales essences commerciales du Québec. En connaissant l'impact des dépôts acides sur ce rapport, il est alors possible d'évaluer les charges critiques pour un écosystème forestier donné.

L'estimation des charges critiques indique que 18 stations du RESEF reçoivent des dépôts acides en excès (dépassement $> 0 \text{ keq ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$; figure 3). Les peuplements affectés sont principalement ceux de la forêt boréale situés sur le bouclier canadien. Par contre, les stations situées en Abitibi, au Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie ne seraient pas affectées par les dépôts actuels.



Collecteur automatique des précipitations.



Profil de sol.

Afin de vérifier si la croissance de la forêt est associée au dépassement des charges critiques, dans un rayon de 50 km de chacune des stations, nous avons sélectionné les placettes-échantillons permanentes d'inventaire forestier du MRN dont les caractéristiques de composition en essences, du dépôt de surface et du drainage étaient similaires à celles du RESEF et nous avons déterminé leur accroissement annuel courant (AAC) entre les années 1970 et 1990. Les résultats démontrent, tant chez les peuplements feuillus que résineux (figure 4), que les peuplements se situant au delà de leur charge critique ont un accroissement annuel courant (AAC) d'environ $1,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ inférieur à ceux dont la charge critique n'est pas dépassée.

Ces résultats suggèrent que les pluies acides peuvent affecter la croissance d'une partie des forêts du Québec, ce qui pourrait éventuellement entraîner une diminution de la productivité ligneuse de ces écosystèmes.

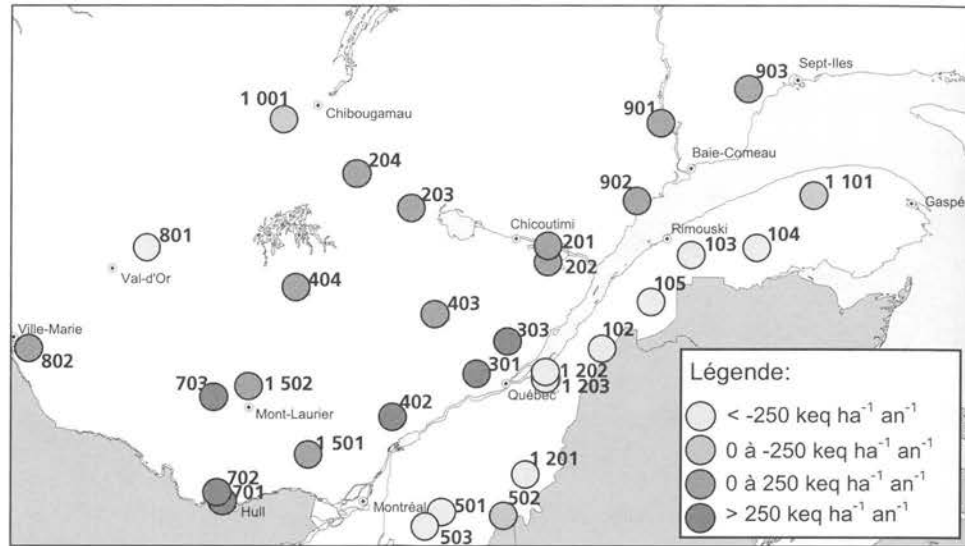


Figure 3. Excédents de charges critiques calculés pour les stations du RESEF. Les valeurs supérieures à 0 kilo équivalent (keq) indiquent que la charge critique est dépassée. Une valeur négative de 100 keq, par exemple, indique que le sol peut recevoir 100 keq d'acidité de plus avant que la charge critique ne soit atteinte.

Conclusion

Les résultats de recherche suggèrent que des grands secteurs de la forêt boréale peuvent encore être affectés par les précipitations acides. Malgré l'amélioration de la qualité des dépôts atmosphériques, la récupération des écosystèmes boréaux risque d'être longue. La poursuite des recherches permettra de mieux comprendre la réaction de ces écosystèmes. Dans le cadre du développement forestier durable, une attention particulière doit être portée pour tenir compte de la possibilité de baisse de fertilité des sols à long terme. Seule une meilleure connaissance de la forêt boréale et de sa fertilité permettra de mieux répondre aux enjeux auxquels l'aménagiste est confronté dans l'aménagement durable de la forêt boréale. ◀

Références

Anonyme, 1996. Accord Canada - États-Unis sur la qualité de l'air. Rapport d'étape 1996. Commission mixte internationale, Ottawa. Rapport no. En40-388/1996F, 88 p.

Houle, D., R. Paquin, C. Camiré, R. Ouimet, and L. Duchesne, 1997. Response of the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Quebec) to changes in precipitation chemistry (1988-1994). *Can. J. For. Res.*, 27: 1813-1821.

Ouimet, R., L. Duchesne, D. Houle and P.A. Arp, 2001. Critical loads of atmospheric S and N deposition and current exceedances for Northern temperate and boreal forests in Quebec. *Water Air Soil Pollut. Focus*, 1(1/2): 119-134.

Likens, G.E., C.T. Driscoll, and D.C. Buso, 1996. Long-term effects of acid rain: response and recovery of a forest ecosystem. *Science* (Washington, D.C.), 272: 244-246.

Stoddard, J.L., D.S. Jeffries, A. Lukewille, T.A. Clair, P.J. Dillon, C.T. Driscoll, M. Forsius, M. Johannessen, J.S. Kahl, J.H. Kellog, A. Kemp, J. Mannio, D. Monteith, P.S. Murdoch, S. Patrick, A. Rebsdorf, B.L. Skjelkvale, M.P. Stainton, T. Traaen, H. van Dam, K.E. Webster, J. Wieting, and A. Wilander, 1999. Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature* (Lond.), 401: 575-578.

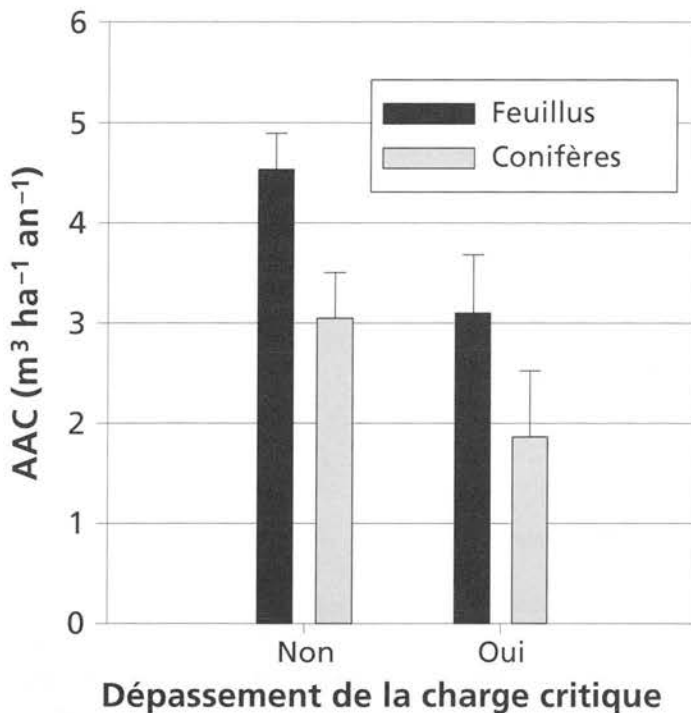


Figure 4. Comparaison de l'accroissement annuel courant (AAC) entre 1972 et 1990 de placettes permanentes d'inventaire forestier localisées à proximité des stations du RESEF, séparées selon le dépassement de la charge critique ou non.

DES FORÊTS POUR TOUS, POUR TOUJOURS!

L'acquisition constante de connaissances, la protection et la mise en valeur du milieu forestier traduisent bien la volonté du Québec de préserver pour les générations futures, des forêts diversifiées, productives et en santé...

« Le souci de respecter l'intégrité des écosystèmes et celui de transmettre notre savoir »

Direction de l'environnement forestier

Direction de la recherche forestière



Liste des auteurs (dans l'ordre de parution des articles)

Perturbations naturelles et dynamique des écosystèmes

Portrait de la forêt boréale québécoise

David Pothier, Ph. D., ingénieur forestier, Ministère des Ressources naturelles – Forêt Québec, Direction de la recherche forestière.

Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique

Sylvie Gauthier, Ph. D. sciences biologiques, Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides [sgauthier@cfl.forestry.ca].

Alain Leduc, Ph. D. sciences biologiques (écologie du paysage), Université du Québec, GREFI [r13064@er.uqam.ca].

Brian Harvey, M. Sc., ingénieur forestier, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue [brian.harvey@uqat.quebec.ca].

Yves Bergeron, Ph. D. sciences biologiques (écologie végétale), Université du Québec à Montréal, GREFI [bergeron.yves@uqam.ca].

Pierre Drapeau, Ph. D. sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, GREFI [drapeau.pierre@uqam.ca].

La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : l'expérience de la forêt Montmorency

Louis Bélanger, Ph. D., ingénieur forestier, professeur en gestion intégrée des ressources, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité

Réjean Gagnon, Ph. D. (biologie), Département des Sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Qc, Canada [rgagnon@uqac.quebec.ca].

Hubert Morin, Ph. D. (biologie), Département des Sciences fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Qc, Canada [hmorin@uqac.quebec.ca].

La faune

La faune aviaire

Recherches sur les oiseaux forestiers : il était une fois dans l'Est

André Desrochers, Ph. D., biologiste, Centre de recherche en biologie forestière, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Marcel Darveau, Ph. D., ingénieur forestier, Centre de recherche en biologie forestière, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales

Pierre Drapeau, professeur sous octroi, Ph. D. sciences biologiques (écologie animale), Département de sciences biologiques, Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, Canada. Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Qc, Canada.

Alain Leduc, Ph. D. sciences biologiques (écologie du paysage), Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire (GREFI), Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, Canada [r13064@er.uqam.ca].

Jean-Pierre Savard, Ph. D., sciences biologiques (écologie animale), Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte-Foy, Qc, Canada.

Yves Bergeron Ph. D., sciences biologiques (écologie végétale), Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Qc, Canada.

Le suivi des oiseaux de la forêt boréale à l'observatoire d'oiseaux de Tadoussac, une opportunité unique au Québec

Jean-Pierre L. Savard, Ph. D., sciences biologiques (écologie animale), Service canadien de la faune.

Jacques Ibarzabal, biologiste, directeur de l'observatoire d'oiseaux de Tadoussac, un programme d'Explosion-nature.

Les mammifères

La situation du caribou forestier au Québec

Réhaume Courtois, M. Sc., biologiste, Société de la faune et des parcs du Québec.

André Gingras, B. Sc., biologiste, Société de la faune et des parcs du Québec.

Claude Dussault, M. Sc., biologiste, Société de la faune et des parcs du Québec.

Daniel Banville, M. Sc., biologiste, Société de la faune et des parcs du Québec.

Jean-Pierre Ouellet, Ph. D. (zoologie), professeur, Université du Québec à Rimouski.

La coupe forestière et la faune terrestre en forêt boréale : des effets à court terme liés à la taille des domaines vitaux
François Potvin, Ph. D., ingénieur forestier, biol., Société de la faune et des parcs du Québec, Québec, Qc, Canada
[FPotvin@fapaq.gouv.qc.ca].

Réhaume Courtois, M. Sc., biologiste et chercheur scientifique, Société de la faune et des parcs du Québec.

Louis Bélanger, Ph. D. ingénieur forestier, professeur en gestion intégrée des ressources, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Que savons-nous de l'ours noir dans la forêt boréale?

Claude Samson, Ph. D. (biologie), professeur en aménagement de la faune et de l'habitat, École de Sciences Forestières, Université de Moncton (Campus d'Edmundston) Edmundston, Nouveau-Brunswick, Canada
[csamson@cuslm.ca].

Les poissons

Effets des perturbations naturelles et anthropiques sur les milieux aquatiques et les communautés de poissons de la forêt boréale : rétrospective et analyse critique de la littérature

Isabelle St-Onge, M. Sc., biologiste contractuelle, Société de la faune et des parcs du Québec.

Pierre Bérubé, M. Sc., biologiste à la Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune et responsable des études sur l'habitat du poisson. Également professeur associé à l'Université du Québec à Trois-Rivières au Département de chimie-biologie. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, Qc, Canada.

Pierre Magnan, Ph. D. (biologie), professeur-chercheur en écologie aquatique à l'Université du Québec à Trois-Rivières (Département de chimie-biologie) et directeur du groupe de recherche sur les écosystèmes aquatiques. Également membre du Réseau sur la gestion durable des forêts (Réseau des Centres d'excellence, gouvernement du Canada). Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Qc, Canada.

Les insectes

Impact du cerf de Virginie sur les forêts d'Anticosti – les insectes comme indicateurs

Christian Hébert, Ph. D. (biologie), entomologiste, Service canadien des forêts.

Les fourmis de la forêt boréale du Québec (Formicidae, Hymenoptera)

André Francoeur, Ph. D. (entomologie), M. Sc. (foresterie), biologiste, Université du Québec à Chicoutimi, Centre de données sur la biodiversité du Québec, Chicoutimi, Qc, Canada.

Huit espèces d'insectes associées aux forêts matures et anciennes

Pierre Paquin, entomologiste, candidat au Ph. D. à l'Université de Montréal.

La biodiversité des collemboles et les débris ligneux après coupe

Madeleine Chagnon, Ph. D. science de l'environnement, entomologiste à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT).

Suzanne Brais, Ph. D. (foresterie), biologiste, chercheur en écologie des sols et membre du Groupe de recherche en écologie forestière – interuniversitaire (GREFI), Université du Québec à Trois-Rivières (UQAT).

David Paré, Ph. D., ingénieur forestier au Service canadien des forêts (CFL), chercheur en écologie des sols et membre du Groupe de recherche en écologie forestière – interuniversitaire (GREFI).

Les communautés d'insectes décomposeurs léiodides dans les sapinières de Gaspésie

Mathieu Bouchard, M. Sc., ingénieur forestier, Ministère des Ressources naturelles du Québec.

Les espèces fauniques menacées

Les espèces fauniques menacées en forêt boréale

Michel Lepage, M. Sc., biologiste et coordonnateur aux espèces menacées, Société de la faune et des parcs du Québec.

La flore

La diversité floristique

Aménagement forestier durable : évaluation d'indicateurs de la biodiversité dans une aire commune

Hélène D'Avignon, ingénieur forestier, rédactrice, contractuelle pour la Direction de la recherche forestière, Forêt Québec, ministère des Ressources naturelles.

Les espèces et les écosystèmes forestiers menacés

Les écosystèmes forestiers exceptionnels de la forêt boréale : un patrimoine à découvrir et à protéger

Normand Villeneuve, Ph. D., ingénieur forestier, groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels à la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec.

Nicole Lavoie, M. Sc., biologiste, groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels à la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec.

André-R. Bouchard, M. Sc., biologiste, groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels à la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec.

Mathieu Bouchard, M. Sc., ingénieur forestier, candidat au Ph. D., groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels à la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec.

Les plantes menacées ou vulnérables de la zone boréale

Gildo Lavoie, M. Sc., biologiste, ministère de l'Environnement Québec, organisme responsable de la gestion des espèces floristiques menacées ou vulnérables.

Norman Dignard, M. Sc., biologiste, ministère des Ressources naturelles Québec, secteur Forêts.

Nicole Lavoie, M. Sc., biologiste, ministère des Ressources naturelles Québec, secteur Forêts.

André-R. Bouchard, M. Sc., biologiste, ministère des Ressources naturelles Québec, secteur Forêts.

Jacques Labrecque, M. Sc., biologiste, ministère de l'Environnement Québec, organisme responsable de la gestion des espèces floristiques menacées ou vulnérables.

Les champignons, les mousses et les lichens

Diversité structurale et biodiversité des plantes vasculaires de la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie

Mireille Despons, Ph. D., biologiste, Direction de la recherche, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Geneviève Brunet, B. Sc. (Agr.) en biologie, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Louis Bélanger, Ph. D., ingénieur forestier, professeur en gestion intégrée des ressources, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Facteurs-clés pour le maintien de la diversité des lichens épiphytes

Catherine Boudreault, M. Sc., biologiste, Service Canadien des Forêts, Centre de Foresterie des Laurentides.

Les sphaignes boréales

Robert Gauthier, professeur titulaire, conservateur de l'Herbier Louis-Marie, Pavillon C.-E.-Marchand, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Les champignons des arbres : un aperçu de leur importance au sein des écosystèmes forestiers

Bruno Boulet, M. Sc., ingénieur forestier, entomologiste et pathologiste forestier, spécialiste du domaine de la santé des forêts, Direction de la conservation des forêts, ministère des Ressources naturelles, gouvernement du Québec.

La diversité génétique

La diversité génétique des espèces arborescentes de la forêt boréale

Jean Beaulieu, Ph. D., ingénieur forestier, chercheur scientifique, SCF/CFL/REC, Ressources naturelles Canada, Sainte-Foy, Qc, Canada.

André Rainville, M. Sc., ingénieur forestier, Direction de la recherche, ministère des Ressources naturelles Québec, Sainte-Foy, Qc, Canada.

Gaétan Daoust, ingénieur forestier, chargé de projets de recherche en génétique, SCF/CFL/REC, Ressources naturelles Canada, Sainte-Foy, Qc, Canada.

Jean Bousquet, Ph. D., ingénieur forestier, professeur, Centre de recherche en biologie forestière, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec, Qc, Canada.

Les aires protégées

Les aires protégées en forêt boréale : une responsabilité planétaire

Louise Gratton, biologiste et consultante en écologie

Nathalie Zinger, M. Sc., aménagement du territoire et directrice – région de Québec, Fonds mondial pour la nature.

La pollution

Les pluies acides et la forêt québécoise

Daniel Houle, Ph. D., biologiste, ministère des Ressources naturelles [daniel.houle@mrn.gouv.qc.ca, biologiste].

Rock Ouimet, Ph. D., ingénieur forestier, ministère des Ressources naturelles [rock.ouimet@mrn.gouv.qc.ca].

Louis Duchesne, M. Sc., ingénieur forestier, Direction de la recherche forestière, ministère des Ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy, Qc, Canada [louis.duchesne@mrn.gouv.qc.ca].

Pour vos prochaines vacances,

l'île aux Basques...

lieu de ressourcement, d'histoire et de vie

Trois camps à votre disposition :

- le camp Léon-Provancher : capacité d'accueil de huit personnes
- le camp Rex-Meredith : capacité d'accueil de quatre personnes
- le camp Joseph-Matte : capacité d'accueil de 16 personnes



Chaque camp est équipé d'un réfrigérateur et d'un poêle au gaz propane, d'un appareil de chauffage et d'ustensiles de cuisine.

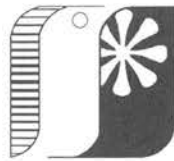
Le prix de location des camps Léon-Provancher et Rex-Meredith est global, peu importe le nombre de personnes qui y séjournent; on doit néanmoins respecter la capacité d'accueil de chacun de ces camps.

Le camp Joseph-Matte a été conçu pour accueillir des groupes. La tarification est établie suivant certains critères.

Le cahier des réservations des camps est disponible à partir de la mi-février de chaque année et envoyé à tous les membres de la Société Provancher qui en ont fait la demande. Le cahier des réservations contient tous les renseignements nécessaires sur les séjours à l'île, les formulaires pour les réservations de même que les règlements qui régissent les séjours. La politique de la Société est de traiter les demandes de réservation dans l'ordre où elles sont reçues.

Les membres de la Société Provancher et le public en général qui désirent visiter l'île aux Basques peuvent le faire en communiquant directement avec le gardien de l'île. Des visites guidées quotidiennes sont organisées durant toute la saison estivale. On peut communiquer avec le gardien de l'île aux Basques, Jean-Pierre Rioux, au numéro de téléphone 418-851-1202, à Trois Pistoles.





La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, créée en 1919, est un organisme sans but lucratif qui a pour objet de regrouper des personnes intéressées aux sciences naturelles et à la sauvegarde de l'environnement.

Contribuez directement à la conservation et à la mise en valeur des propriétés de la Société Provancher :

- l'île aux Basques : située en face de la ville de Trois-Pistoles. Refuge d'oiseaux migrateurs et site historique d'importance nationale;
- l'île La Razade d'en Haut : située en front de la municipalité de Notre-Dame-des-Neiges de Trois-Pistoles. Refuge d'oiseaux et site historique;
- l'île La Razade d'en Bas : située dans la municipalité de Saint-Simon-de-Rimouski. Refuge d'oiseaux;
- le site historique Napoléon-Alexandre-Comeau, à Godbout, sur la Côte-Nord;
- le territoire du marais Léon-Provancher : 125 ha, un site récréo-éducatif voué à la conservation et situé à Neuville, acquis le 3 avril 1996; et
- l'île Dumais et le rocher aux Phoques, 15,9 ha (région de Kamouraska) ainsi que les territoires de Kamouraska (32 ha) dont la Société Provancher est la gestionnaire depuis le 25 octobre 2000, agissant à titre de mandataire de la Fondation de la faune du Québec.

Note : Le refuge d'oiseaux migrateurs de l'île aux Basques et de l'archipel des Razades couvre une zone de protection de 933 ha, comprenant la partie terrestre et la partie maritime.
(Source : Service canadien de la faune)

En devenant membre de la Société Provancher, vous recevrez *Le Naturaliste canadien*, deux fois par année.

La revue *Le Naturaliste canadien* a été fondée en 1868 par Léon Provancher. Elle est la plus ancienne revue scientifique de langue française au Canada.

Vous y trouverez des articles sur la faune et la flore; la conservation des espèces et les problèmes environnementaux; le fleuve Saint-Laurent et le bassin qu'il dessert; les parcs du Québec et du Canada; l'ornithologie, la botanique, l'entomologie; les sciences de la mer et les activités de la Société Provancher ainsi que sur les autres organismes de conservation au Québec.

FORMULAIRE D'ADHÉSION

Année : _____

Nom : _____ Prénom : _____

Adresse : _____ App. : _____

Ville : _____ Code postal : _____
prov.

Téléphone : rés. : () _____ bur. : () _____

Activité professionnelle : _____ Courriel : _____

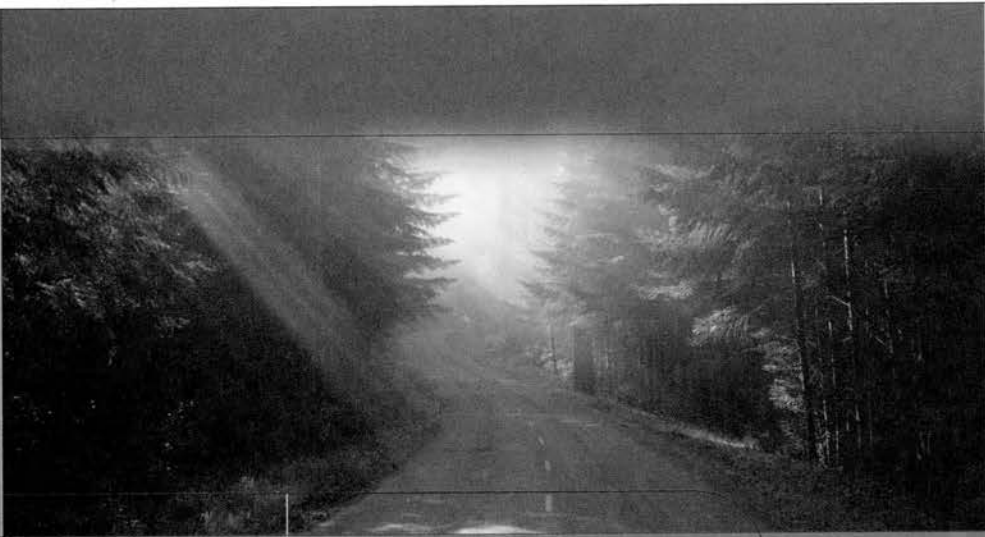
Cotisation : Don : \$ [] Carte familiale : 25 \$ []
Membre individuel : 20 \$ [] Membre corporatif : 50 \$ []

Je désire recevoir les formulaires de réservation pour les camps de l'île aux Basques : oui non

Signature : _____
Veuillez rédiger votre chèque ou mandat à l'ordre de la Société Provancher et le faire parvenir à l'adresse indiquée.

Société Provancher
9141, avenue du Zoo
Charlesbourg QC
G1G 4G4

Note : Un reçu pour fins d'impôt est émis pour tous les dons de dix dollars et plus.



Nous allons de l'avant!

Tembec est une fière société canadienne présente à l'échelle mondiale. Cette réussite est érigée sur de solides principes de participation des employés, de responsabilité sociale et de responsabilité environnementale.

Partageant tous la même vision, nous prendrons la route qui mène à des possibilités sans cesse plus vastes en harmonie avec les ressources forestières qui nous entourent.

Nous sommes
des gens qui construisent eux-mêmes leur avenir.



L'ESPRIT D'INNOVATION



800, boulevard René-Lévesque Ouest, Bureau 2790, Montréal (Québec) H3B 1X9
Tél. : (514) 871-0137 Fax : (514) 397-0896

www.tembec.ca

S'inspirer de la nature!

Lorsqu'ils aménagent un territoire forestier, les spécialistes de la forêt tentent d'imiter la nature. Ainsi, les activités sylvicoles, incluant la récolte, s'inspirent du cycle de vie et de la dynamique naturelle des forêts.



Association
des manufacturiers
de bois de sciage
du Québec

www.sciage-lumber.qc.ca



ASSOCIATION
DES INDUSTRIES
FORESTIÈRES
DU QUÉBEC

www.aifq.qc.ca