

INTRODUCTION

Les pratiques sylvicoles des derniers siècles ont largement modifié la composition et la structure des paysages forestiers des régions tempérées froides (Whitney, 1994; Spies *et al.*, 1994; Löfman et Kouki, 2003; Andersson et Östlund, 2004). Dans plusieurs régions du globe, le rajeunissement et la fragmentation des paysages forestiers constituent des répercussions directes de la foresterie moderne et menacent la biodiversité forestière (Esseen *et al.*, 1992; Mladenoff *et al.*, 1993; Whitney, 1994; Andrén, 1997; Hunter, 1999). Au Canada en particulier, les perturbations associées à la récolte de bois ont surpassé en superficie les perturbations naturelles dans plusieurs régions (Burton *et al.*, 1999).

Dans un territoire fortement perturbé par une industrie forestière qui représente un moteur économique important, la conservation des forêts mûres et surannées constitue un enjeu majeur. Les forêts mûres sont définies ici comme étant des peuplements forestiers dont l'âge se situe entre l'âge de la récolte forestière et le début de la sénescence des tiges dominantes. Les forêts surannées correspondent aux peuplements dont l'âge se situe entre le début de la sénescence des tiges dominantes et le début du stade de forêts anciennes (MRNFP, 2005). Le vocable *forêts anciennes* sera utilisé pour désigner les forêts qui se trouvent au bout du spectre d'un peuplement en terme d'âge.

Le maintien des forêts mûres et surannées est capital dans le cadre d'une stratégie globale de conservation de la biodiversité (Andersson et Östlund, 2004). Plusieurs espèces sont

restreintes à ces écosystèmes forestiers particuliers en raison du recrutement continu de legs structuraux comme les débris ligneux et les arbres vétérans (Franklin *et al.*, 1981; Essen *et al.* 1997; McComb et Lindenmayer, 1999; Hunter, 1999; Lindenmayer et Franklin, 2002). De fait, ces legs structuraux constituent des substrats clés pour plusieurs espèces de champignons saproxyliques, lichens, mousses, hépatiques, insectes et vertébrés (Tucker et Evans, 1997; Siitonen, 2001; Lindenmayer et Franklin, 2002; Boulanger et Sirois, 2007).

Afin de palier au problème de perte de biodiversité lié au rajeunissement du paysage forestier, plusieurs juridictions nationales préconisent le développement d'un réseau d'aires protégées visant la conservation des forêts mûres et surannées et des espèces associées (Angelstam et Petterson, 1997; Mönkkönen, 1999). La capacité des aires protégées à remplir efficacement leur rôle de conservation dépend de deux conditions (Hunter, 1999). Premièrement, les aires protégées doivent être représentatives des paysages dans lesquels elles se trouvent de manière à couvrir l'ensemble de la biodiversité (Hunter, 1999; Margules et Pressey, 2000). Deuxièmement, les aires protégées doivent soutenir les processus écologiques qui permettent le maintien de populations viables (Soulé, 1987).

Les méthodes de sélection des sites à conserver suscitent beaucoup d'intérêt du fait que la création d'aires protégées demeure la stratégie de conservation la plus utilisée pour protéger la biodiversité (Dobson *et al.*, 1997; Ando *et al.*, 1998; Howard *et al.*, 1998;

Margules et Pressey, 2000). Bien que des méthodes de sélection des sites à conserver entièrement objectives aient été développées (Margules et Pressey, 2000), la pratique démontre que l'analyse raisonnée (Shafer, 1999; Margules et Pressey, 2000) demeure l'approche la plus souvent utilisée pour choisir les meilleurs sites à protéger au sein d'un réseau. Cette approche intègre des critères écologiques, économiques et sociaux, incluant le développement urbain, l'agriculture, les activités récréotouristiques et l'exploitation forestière ou minière dans une dynamique de recherche de consensus entre les intervenants (Margules et Pressey, 2000). Comme l'industrie forestière constitue un moteur économique très important dans plusieurs pays nordiques (Mönkkönen, 1999), les gestionnaires doivent conjuguer des objectifs de conservation avec des impératifs économiques (Mönkkönen, 1999), des pressions sociales, des contraintes budgétaires ainsi qu'avec les faibles superficies disponibles pour la conservation (Dobson *et al.*, 1997). Cette situation est analogue à plusieurs régions du Québec méridional (Coulombe *et al.*, 2004).

Cette recherche évalue un cas concret de sélection de refuges biologiques sur un territoire intensivement aménagé pour la foresterie dans le sud de la zone boréale du Québec, au Canada. La création des refuges dans ce territoire s'inscrit dans une stratégie provinciale de conservation pour assurer la pérennité des forêts mûres et surannées. En réalité, cette approche comporte trois volets : (1) la mise en place de refuges biologiques dont il est question dans cette étude, (2) l'implantation d'îlots de vieillissement et (3) l'utilisation de pratiques sylvicoles adaptées (MRNFP, 2005). Les refuges visent la conservation intégrale et permanente de petits îlots forestiers sur 2 % de la superficie forestière

productive (Leblanc et Déry, 2005). Les îlots forestiers de vieillissement visent à rallonger la période de rotation d'environ 20 années sur 10 % de la superficie forestière productive, de manière à permettre à une partie des peuplements d'atteindre le stade suranné (Déry et Leblanc, 2005). Les pratiques sylvicoles adaptées visent à récolter un volume de bois en maintenant certaines caractéristiques écologiques associées aux forêts mûres et surannées comme les chicots, les arbres à valeur faunique, les débris ligneux et la structure complexe du peuplement (Déry et Leblanc, 2005b). Ensemble, ces trois mesures visent la cible écologique de 20 % de forêts mûres et surannées sur l'ensemble de la forêt publique régionale dans un horizon de temps qui reste à préciser. Cette cible écologique de 20 % correspond au tiers des proportions historiques de forêts mûres et surannées présentes sur le territoire et a été considérée comme un seuil suffisant pour assurer le maintien de la biodiversité et pour maintenir les répercussions socio-économiques à un niveau acceptable (MRNFP, 2005).

Nous évaluons ici l'efficacité de la méthode de sélection préconisée pour le choix des refuges biologiques. Cette méthode a été axée à la fois sur des critères écologiques, géographiques, sociaux et économiques. Nous avons quantifié les legs structuraux (débris ligneux grossiers et chicots), la flore vasculaire et non-vasculaire pour évaluer la capacité d'un échantillon de 40 refuges biologiques à préserver les forêts mûres et surannées. Ces caractéristiques écologiques constituent des indicateurs pertinents pour évaluer la capacité de conservation des refuges étant donné leur dépendance reconnue aux conditions d'ancienneté des forêts (Despôts *et al.*, 2002). Enfin, une analyse spatiale

considérant un ensemble d'indices de configuration du paysage a été réalisée pour caractériser les 105 refuges biologiques au sein du paysage régional.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Aire d'étude

L'aire d'étude correspond à la forêt publique de la région administrative du Bas Saint-Laurent, Québec, Canada et couvre une superficie de 22 630 km² (figure 1). Le territoire est caractérisé par des roches appalachiennes d'origine sédimentaire (Robitaille et Saucier, 1998) et un climat de type continental sec et frais avec des températures moyennes annuelles de 3,1 °C et des précipitations annuelles moyennes de 930 mm dont 350 cm sous forme de neige (Environnement Canada, 2007). Ce territoire appartient à la section acadienne de la forêt boréale, plus précisément à la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe, 1972). Le secteur d'étude comprend, du sud-ouest au nord-est, 3 domaines bioclimatiques : le domaine de l'érablière à tilleul de l'Est (1,3 % du territoire), le domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Est (87 %) et le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Est (11 %) (Robitaille et Saucier, 1998; Grondin *et al.*, 1999).

La forêt occupe 85 % du territoire administratif du Bas-Saint-Laurent, soit une superficie de 19 188 km² dont 60 % fait partie du domaine public et 40 % du domaine privé (FAPAQ, 2004). L'exploitation continue depuis la fin du XIX^e siècle a profondément rajeuni les paysages forestiers de la région du Bas Saint-Laurent (Boucher *et al.*, 2006; Sorel, 2004). Les besoins croissants pour la matière ligneuse ainsi que le recours à une stratégie d'aménagement de forêts équiennes à courtes rotations ont eu comme conséquence de raréfier de manière importante les peuplements âgés dans la région

(Fortin *et al.*, 1993). Au début du XX^{ième} siècle, les peuplements de plus de 100 ans formaient la majorité (76 à 84 %) du territoire non-coupé alors qu'en 2000, les peuplements de 110 ans n'occupaient plus qu'une composante mineure (5 à 14 %) des paysages forestiers (Boucher *et al.*, en préparation).

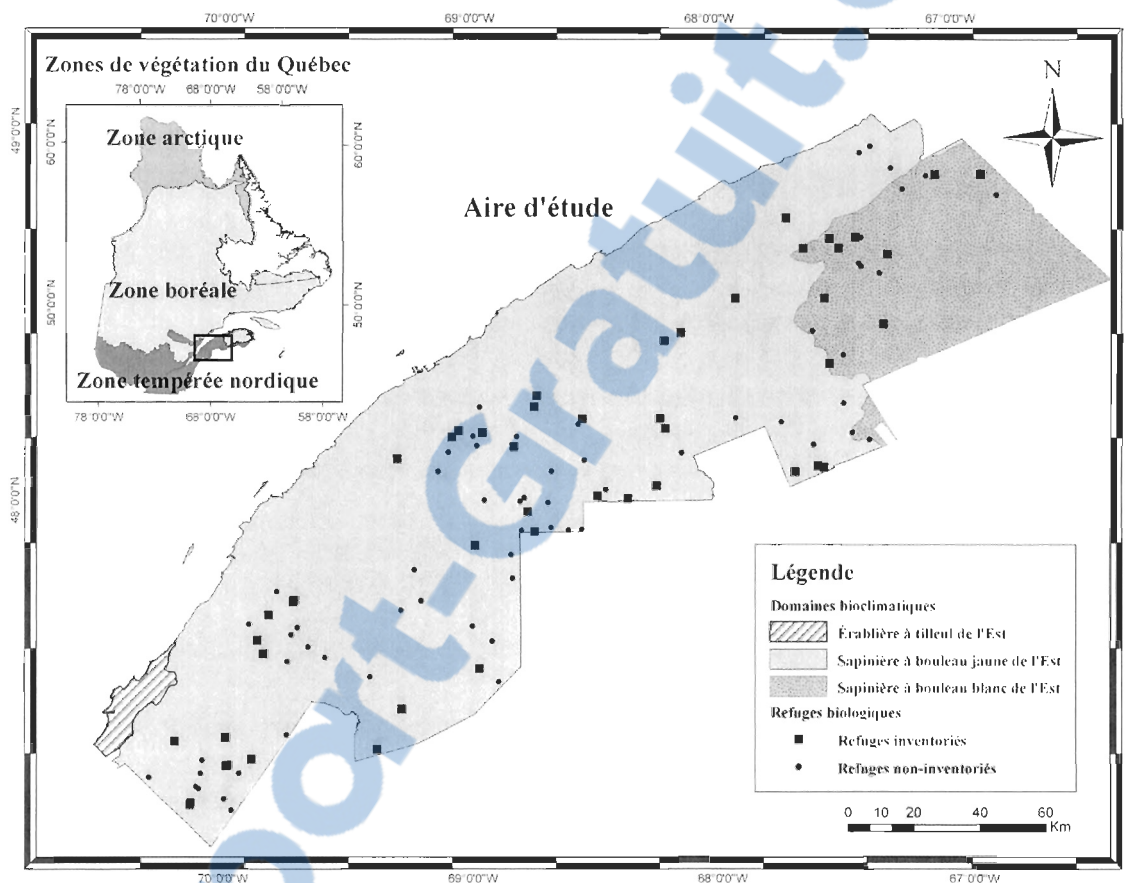


Figure 1. Localisation de l'aire d'étude et distribution des refuges biologiques.

Les sites mésiques de cette région sont occupés par des peuplements mélangés de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) et de résineux comme le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.). On retrouve également l'érable à sucre (*Acer*

saccharum Marsh.) qui atteint la limite septentrionale de son aire de distribution (Grondin *et al.*, 1999). Les épidémies de tordeuses des bourgeons d'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana* Clem.) et les chablis constituent les deux principales perturbations naturelles dans ce territoire (Saucier *et al.*, 1998; Boulanger et Arseneault, 2004).

Méthode de sélection des refuges biologiques

La stratégie préconisée dans la mise en place des refuges biologiques s'inspire du concept de conservation qui tend à disperser dans l'ensemble de la matrice forestière de petites aires protégées (~1 refuge/200 km²) qui serviront de refuges à certaines espèces associées aux forêts mûres et surannées. Selon cette stratégie, ces mêmes espèces pourront ensuite se propager et recoloniser les territoires forestiers adjacents quand ces derniers seront redevenus propices (Leblanc et Déry, 2005). Enfin, le réseau de refuges biologiques vient bonifier le réseau québécois de grandes aires protégées (MRNFP, 2005).

Les sites potentiels devaient répondre aux critères suivants : la superficie et la largeur minimale des refuges devaient être respectivement de 50 ha et de 500 mètres. La superficie des refuges biologiques devait être répartie proportionnellement à l'abondance sur le territoire des groupements d'essences dominés par les essences de succession avancée : *Abies balsamea* (L.) Mill., *Picea mariana* Mill., *Picea glauca* (Moench) Voss., *Thuja occidentalis* L., *Larix laricina* (Du roi) K. Koch., *Betula alleghaniensis* Britt., *Acer saccharum* Marsh., *Pinus strobus* L. ou *Pinus resinosa* Ait. De plus, à cause de la rareté

des sites peu perturbés, la proportion de peuplements naturellement ouverts (peuplements peu productifs et peu denses) ou sévèrement perturbés pouvait représenter jusqu'à 25 % de la superficie couverte par l'ensemble des refuges biologiques. D'autres critères ont également été considérés de manière à retenir des peuplements moins intéressants du point de vue de la récolte ligneuse. Ainsi, les peuplements inaccessibles et les peuplements matures qui sont isolés dans une matrice de peuplements n'ayant pas atteint l'âge de maturité étaient éligibles au statut de refuges biologiques. Enfin, la superficie des refuges situés en territoire inaccessible (pentes de plus de 40 %) pouvait contribuer jusqu'à 50 % de la superficie totale des refuges (Leblanc et Déry, 2005).

Diversité floristique et composition structurale

Nous avons sélectionné au jugé 40 refuges biologiques parmi les 105 désignés pour la région de manière à couvrir l'ensemble du territoire et l'ensemble des classes de taille des refuges. Ainsi, 16 refuges inventoriés se trouvaient dans la classe $< 100 \text{ ha}$, 12 dans la classe $101-200 \text{ ha}$, 9 dans la classe $201-300 \text{ ha}$ et 3 dans la classe $> 300 \text{ ha}$. Enfin, l'accessibilité aux sites sur le terrain a limité notre choix pour certains refuges.

Chacun des 40 refuges a fait l'objet d'un inventaire des strates arborescente, arbustive et herbacée à partir d'un minimum de 5 et d'un maximum de 15 points d'échantillonnage systématiquement distribués le long de son plus grand axe. Les refuges de moins de 100 ha comprenaient 5 points, ceux de 101-200 ha, 7 points, ceux de 201-300 ha, 11 points et ceux de plus 300 ha, 15 points, pour un total de 282 points d'échantillonnage. Pour

chaque point d'échantillonnage, la surface terrière des arbres et des chicots ($DHP > 10$ cm) a été évaluée par espèce et par classe de diamètre à l'aide d'un prisme (facteur 2). Les chicots ont été décrits à partir de leur hauteur, d'un estimé de la surface du tronc recouverte par l'écorce et par les épiphytes, de la présence de traces d'utilisation par la faune vertébrée (excavations, nids...), de la dureté du duramen et de la proportion de branches présentes. À partir de cette description, une classification de leur état de décomposition a été réalisée (tableau 1). La densité de débris ligneux au sol (diamètre à la base ≥ 10 cm), dont la base se trouvait dans un rayon de 7,1 m (1/40 ha) autour du point d'échantillonnage, a été mesurée. Le degré de décomposition de chaque débris a été évalué selon une adaptation de la méthode de Fogel *et al.* (1972) (tableau 1). À chaque point d'échantillonnage, le pourcentage de recouvrement des espèces herbacées a été évalué dans 8 parcelles de $0,5 \text{ m}^2$ disposées aux quatre points cardinaux à 5 et 10 mètres du point d'échantillonnage. Enfin, les informations relatives à la pente, l'exposition, le drainage, le type écologique, la structure du peuplement ont été recueillies à chaque site de relevé et la présence d'indices de perturbation (feux, coupe, TBE, chablis) a été exhaustivement recherchée dans un rayon de 15 m autour de chaque point d'échantillonnage.

Tableau 1. Classes de décomposition des chicots et débris ligneux grossiers (adaptation de Fogel, 1972)

Substrats	Caractéristiques	Classes de décomposition						
		1	2	3	4	5	6	7
Chicots Débris ligneux grossiers	Pourcentage d'écorce présent sur le débris ligneux	75-100 %	75-100 %	50-75 %	50-75 %	25-50 %	1-25 %	0 %
Chicots Débris ligneux grossiers	Pourcentage d'épiphytes recouvrant le débris ligneux ou le chicot	0 %	1-25 %	25-50 %	25-50 %	50-75 %	75-100 %	75-100 %
Chicots Débris ligneux grossiers	Pourcentage de branches P/R au nombre à l'origine	75-100 %	50-75 %	50-75 %	25-50 %	25-50 %	1-25 %	0 %
Débris ligneux grossiers	Texture du bois du débris ligneux	Intacte	Intacte - ramollie	Molle, se détachant en gros morceaux	Molle, se détachant en gros morceaux	Molle, se détachant en petits morceaux	Molle, se détachant en petits morceaux	Molle et poudreuse
Débris ligneux grossiers	Portion du débris ligneux en contact avec le sol	Supporté par ses branches	Supporté - affaissé	Supporté - affaissé	Affaissé près du sol	Affaissé près du sol	Tout au sol	Tout au sol
Débris ligneux grossiers	Forme de la bille	Intacte	Intacte	Intacte	Érodée sur les pourtours	Érodée sur les pourtours	Ovale	Ovale
Chicots	État du duramen du chicot	Dur	Dur	Ramolli	Ramolli	Absent	Absent	Absent
Chicots	Faïte du chicot	Intact	Intact	Cassé	Cassé	Cassé	Cassé	Cassé

Flore non-vasculaire (bryophytes et lichens)

La fréquence et l'abondance des bryophytes et lichens (foliacées, fruticuleux et crustacées fertiles) ont été estimées sur quatre substrats: les arbres vivants, les chicots, les débris ligneux au sol et les souches d'arbres morts ≤ 1 m de hauteur. Les 4 arbres vivants (DHP>10cm), les 4 chicots (DHP>10cm), les 4 débris ligneux au sol (Diamètre à la base >10cm) ainsi que les 4 souches (Diamètre à la base>10cm) les plus près de chaque point

d'échantillonnage ont été sélectionnés (16 substrats sélectionnés pour chaque site de relevé à raison de 4 par quadrant) (Muëller-Dombois et Ellenberg, 1974). Les espèces ont été compilées sur la base de leur fréquence (présence/absence) sur chacun des substrats sélectionnés. Les épiphytes ont été identifiés selon leur forme de croissance à l'exception du point d'échantillonnage central de chaque refuge où les identifications ont été faites à l'espèce. La nomenclature des mousses se base sur Crum et Anderson (1981) et Ireland (1982), celle des hépatiques sur Crum (1991) et Schuster (1969, 1974, 1980) et celle des lichens sur Thompson (1984), Gowan et Brodo (1988) et Brodo *et al.*, (2001). Un échantillon de chacun des spécimens récoltés a été classé dans l'herbier de la Chaire sur la Recherche sur la forêt habitée de l'Université du Québec à Rimouski.

Analyses spatiales

En se basant sur des critères potentiellement corrélés à la capacité des refuges à servir de réserve de biodiversité, nous avons procédé à l'analyse de la configuration spatiale de l'ensemble des 105 refuges au moyen du logiciel *arc_map* (ESRI, 2003) à l'aide des données écoforestières du MRNF. Ainsi, la superficie, la pente moyenne, l'âge photo interprété, le couvert forestier potentiel selon le Système hiérarchique de classification écologique du territoire (SHCET) (MRN, 2001), la distance à l'aire protégée la plus proche (incluant les autres refuges du réseau) ainsi que la superficie relative couverte par les routes de plus de 30 m de largeur dans chacun des 105 refuges ont été colligés. Le couvert forestier potentiel de même que l'âge photo interprété ont été évalués dans trois zones tampons en périphérie des refuges en considérant des distances de 500 m, 1000 m et 5000 m.

RÉSULTATS

Analyses spatiales

Le réseau de refuges biologiques actuel comprend un grand nombre de petits massifs forestiers, isolés sur le territoire. La superficie des refuges se situe entre 50 et 615 ha avec une moyenne de $165 \pm 102,3$ ha. Deux refuges ont une taille inférieure à la taille minimale fixée (50 ha), soit 1 et 27 ha. Les refuges dont la taille excède 300 ha correspondent à seulement 10 % de la superficie totale du réseau de refuges (figure 2). Le couvert forestier potentiel et la structure d'âge des refuges biologiques ne diffèrent pas de ce qui est observé dans la forêt régionale (Khi carré; $p=$ respectivement 0,256 et 0,306). La sapinière à bouleau jaune, la sapinière à bouleau blanc et l'érablière à bouleau jaune constituent les couverts forestiers potentiels dominants tant dans les refuges que dans l'ensemble du territoire public (tableau 2). De même, le couvert forestier potentiel dans une zone tampon de 5000 m en périphérie des refuges est relativement similaire au couvert potentiel à l'intérieur des refuges (Khi carré; $p=0,314$) (tableau 2).

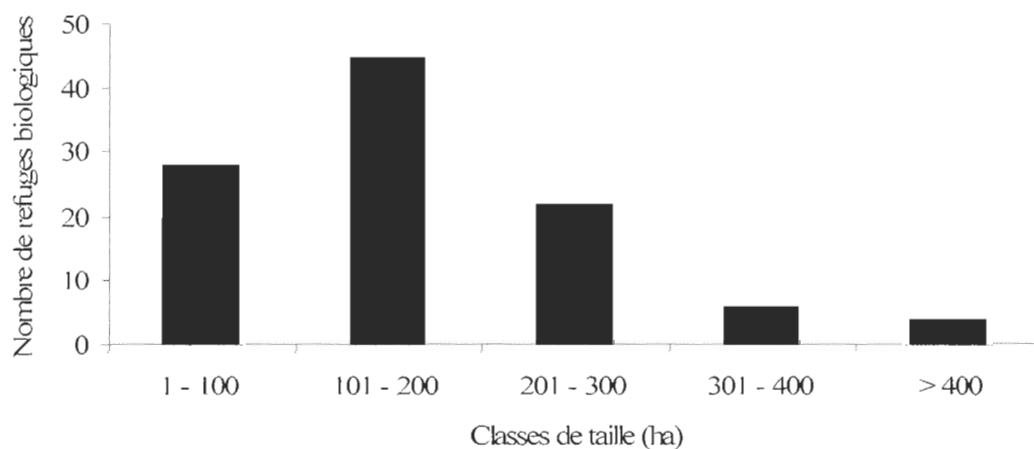


Figure 2. Distribution des classes de taille des 105 refuges biologiques.

Tableau 2. Représentation (superficie en %) des couverts forestiers potentiels dans l'ensemble des refuges, dans 3 zones tampons en périphérie des refuges et dans la forêt publique du Bas-Saint-Laurent.

Couvert forestier potentiel (MRN, 2001)	Superficie (%)				
	Refuges biologiques	Zone tampon 500 m	Zone tampon 1000 m	Zone tampon 5000 m	Forêt publique
Sapinière à bouleau jaune	36,53	32,43	33,37	37,10	33,05
Sapinière à bouleau blanc	26,51	25,15	25,01	24,47	32,03
Érablière à bouleau jaune	11,34	10,28	10,53	10,31	10,16
Sapinière à épinette rouge	6,66	5,29	4,96	3,93	2,81
Sapinière à épinette noire montagnarde	4,03	3,70	3,92	3,96	3,38
Sapinière à érable rouge	3,41	4,19	4,12	4,52	3,98
Sapinière à épinette noire	2,89	3,01	3,24	3,59	6,45
Sapinière à thuya	2,47	2,83	3,39	3,15	1,30
Cédrière à sapin	2,39	1,49	1,41	1,62	1,54
Pessière noire à sphaignes	1,54	0,99	0,82	0,72	0,88
Toundra alpine à lichens	0,56	0,12	0,08	0,03	< 0,01
Sapinière à bouleau jaune et thuya	0,36	0,92	0,77	1,21	< 0,01
Toundra alpine	0,07	0,01	0,01	0,00	< 0,01
Terres non-productives	1,23	9,75	8,37	5,39	3,63

Près du quart de la superficie totale des refuges biologiques a plus de 90 ans ce qui comprend les classes d'âge 90 ans, 120 ans ainsi que les peuplements « vieux-inéquiens (VIN) », c'est-à-dire les peuplements ayant dépassé l'âge à maturité où les arbres sont d'âge différent (figure 3). La majorité (56,8 %) des refuges sont compris dans les classes d'âges de 50 et 70 ans (figure 3). Environ 6 % de la superficie totale des refuges se trouve dans des peuplements de classes d'âge 10 et 30 ans (figure 3). La superficie occupée par les jeunes peuplements régénérés après coupe (classe d'âge 10-30 ans) augmente à mesure qu'on s'éloigne des refuges à l'intérieur d'une zone tampon de 5000 m autour des refuges, soulignant ainsi leur isolement au sein d'une matrice forestière contiguë plus jeune (figure 3). Par ailleurs, 66 % de la superficie des refuges se trouvait en pente faible (inclinaison de 4 % à 8 %), douce (inclinaison de 9 % à 15 %), ou modérée (inclinaison de 16 % à 30 %), tandis que 23 % était en pente forte (inclinaison de 31 % à 40 %) ou excessive (inclinaison de 41% et plus).

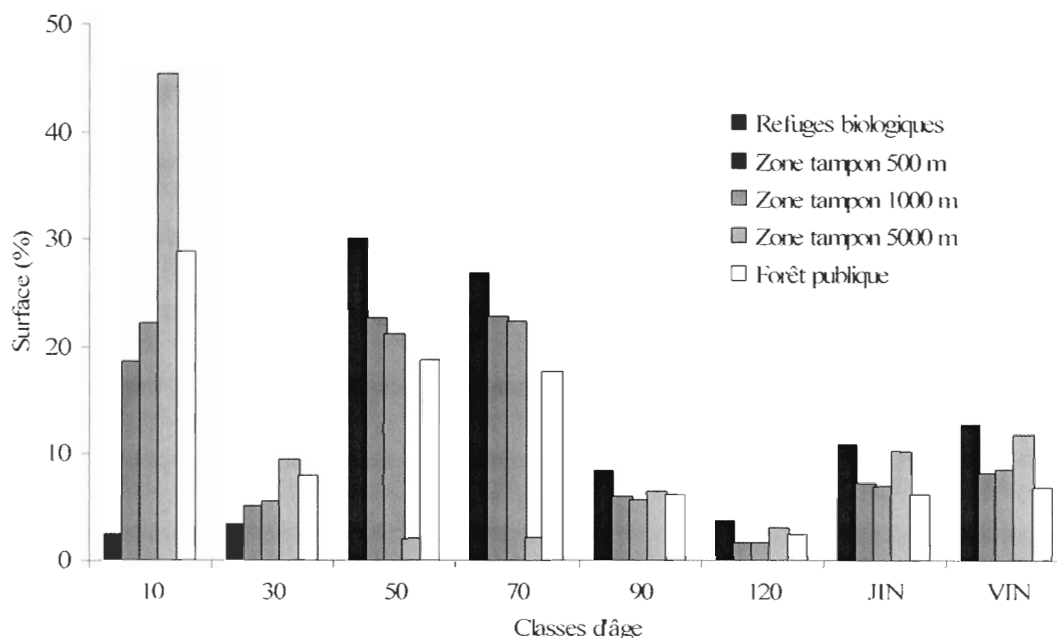


Figure 3. Surface totale des refuges biologiques, des zones tampons et de la forêt publique du Bas-Saint-Laurent illustrée par classes d'âge. (JIN: Jeune inéquien ; VIN: Vieux inéquien)

L'analyse des cartes écoforestières révèle peu d'information sur les indices de perturbations à l'intérieur des refuges. En effet, dans 97 % des cas, aucune information n'était disponible à cet effet. Cependant, les relevés terrains montrent que 85 % des refuges inventoriés présentent des indices de coupes tandis que près de 25 % des refuges montrent la présence notable de trouées de taille variable ainsi qu'une abondance de chicots et de débris ligneux au sol. Enfin, la proportion de corridors routiers à l'intérieur des refuges (2 % de la superficie totale des refuges) est inférieure à celle observée dans les zones tampons de 5000m (4 %).

La distance moyenne de l'aire actuellement protégée la plus proche de chacun des refuges, incluant les autres refuges, est de $4,7 \pm 3,8$ km. Les aires protégées principales sont, dans 74 % des cas, des réserves de catégorie I à VI de la classification de l'Union mondiale pour la nature (UICN, 1994).

Diversité floristique et structurale des refuges

Les principales espèces arborescentes des refuges sont le sapin baumier (42 %), le bouleau à papier (10 %), l'épinette blanche (9,7 %), l'épinette noire (9 %) et le bouleau jaune (6 %). Pour l'ensemble des refuges, la surface terrière moyenne des petits arbres est largement supérieure à celle des gros arbres à savoir, 20 m²/ha pour les arbres entre 10 et 30 cm de DHP, 5,3 m²/ha pour les arbres entre 30 et 50 cm de DHP et 0,6 m²/ha pour les arbres de plus de 50 cm de DHP.

Au total, 82 espèces herbacées ont été recensées, avec une moyenne de 17,5 espèces par refuge. Les herbacées dominantes sont *Oxalis montana* Raf., *Cornus canadensis* L., *Dryopteris spinulosa* (O.F. Muell.) Watt., *Clintonia borealis* (Ait.) Raf., et *Maianthemum canadense* Desf.. Pour la flore non-vasculaire, 89 espèces ont été identifiées, dont 26 lichens, 42 mousses et 21 hépatiques (tableau 3). L'indice de diversité de Shannon est de 0,4 pour les arbres, les débris ligneux et les souches alors qu'il est de 0,3 pour les chicots (tableau 3). Les refuges biologiques comprennent peu d'espèces indicatrices des forêts anciennes (Laaka, 1992). En effet, des 89 espèces recensées, seulement 5 (*Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm., *Peltigera didactyla* (With.) Laundon., *Nowellia curvifolia*

(*Dicks.*) Mitt., *Jamesoniella autumnalis* (DC.) Steph, et. *Cephalozia catenulata* (Hüb.) Lindb.) sont associées aux forêts anciennes et reconnues vulnérables aux perturbations (Lesica *et al.*, 1991; Laaka, 1992; Goward, 1994).

Tableau 3. Richesse et diversité pour la flore non-vasculaire échantillonnée sur les substrats des 40 refuges biologiques

Espèces non-vasculaires	Arbres	Chicots	Débris ligneux grossiers	Souches	Total
Nombre total d'espèces	39	32	55	54	89
Lichens	19	12	11	10	26
Mousses	15	15	31	26	42
Hépatiques	5	5	13	18	21
Richesse moyenne	2,4	1,6	2,2	2,4	2,1
Indice de diversité de Shannon	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4

La flore non-vasculaire des souches et des débris ligneux est plus riche que celle des arbres et des chicots. C'est également les débris ligneux et les souches qui comptent le plus grand nombre d'espèces non-vasculaires exclusives (espèce inventoriée sur un seul type de substrat) (tableau 4). Les arbres et les chicots affichaient peu d'espèces exclusives et étaient majoritairement colonisés par les lichens (tableau 4). Au total, 19 espèces non-vasculaires sont communes aux substrats se trouvant à proximité du sol, à savoir, les débris ligneux et les souches tandis que 14 espèces sont communes aux quatre types de substrats recensés (tableau 5).

Tableau 4. Taxons non-vasculaires exclusifs aux substrats inventoriés

Sustrats	Indice de récurrence	Espèces cryptogames exclusives	Groupe taxonomique
Débris ligneux grossiers	1	<i>Brachythecium plumosum</i> (Hedw.) B.S.G.	Mousse
	4	<i>Cladopodiella francisci</i> (Hook.) Jorg.	Hépatique
	2	<i>Drepanocladus exannulatus</i> (B.S.G.) Warnst.	Mousse
	1	<i>Drepanoclaus vernicosus</i> (Mitt.) Warnst.	Mousse
	2	<i>Homomallium incurvatum</i> (Brid.) Loeske	Mousse
	5	<i>Hylocomnium splendens</i> (Hedw.) Schimp.	Mousse
	3	<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	Mousse
	3	<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaer.) Hav.	Lichen
	3	<i>Plagiomnium cuspidatum</i> (Hedw.) T. Kop.	Mousse
	7	<i>Pylaisiella selwynii</i> (Kindb.) Crum.	Mousse
	1	<i>Tuckermannopsis oakesiana</i> Tuck.	Lichen
Souches	1	<i>Cephalozia bicuspidata</i> (L.) Dum.	Hépatique
	6	<i>Cephalozia catenulata</i> (Hüb.) Lindb.	Hépatique
	8	<i>Cladina rangiferina</i> (L.) Nyl.	Lichen
	9	<i>Lepidozia reptans</i> (L.) Dum.	Hépatique
	4	<i>Lophozia ventricosa</i> (Dicks.) Dum.	Hépatique
	3	<i>Peltigera didactyla</i> (With.) Laundon	Lichen
	2	<i>Pylaisiella polyantha</i> Hedw.	Mousse
	5	<i>Radula mollis</i> Lindenb. & Gott.	Hépatique
	6	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> Hedw.	Mousse
	1	<i>Scapania</i> sp.	Hépatique
4	<i>Weissia controversa</i> Hedw.	Mousse	
Arbres	4	<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	Mousse
	3	<i>Frullania inflata</i> Gott.	Hépatique
	3	<i>Lobaria quercizans</i> Michaux	Lichen
	4	<i>Melanelia subaurifera</i> Nyl.	Lichen
	12	<i>Phaeophyscia rubropulchra</i> Degel.	Lichen
	4	<i>Physconia deterosa</i> (Nyl.) Poelt.	Lichen
	4	<i>Ramalina intermedia</i> Nyl.	Lichen
Chicots	1	<i>Dermatocarpon luridum</i> With.	Lichen
	3	<i>Leucodon brachypus</i> Brid.	Mousse

Tableau 5. Taxons non-vasculaires communs aux substrats inventoriés à proximité du sol (souches et débris ligneux grossiers) et aux 4 substrats inventoriés

Souches - Débris ligneux grossiers	Groupe taxonomique	Souches - Débris ligneux grossiers - Arbres - Chicots	Groupe taxonomique
<i>Barbilophozia</i> sp.	Hépatique	<i>Brachythecium</i> sp.	Mousse
<i>Bazzania demulata</i> (Torrey) Trev.	Hépatique	<i>Callicladium haldanianum</i> Grev.	Mousse
<i>Brachythecium albicans</i> (Hedw.) B.S.G.	Mousse	<i>Cladonia</i> sp.	Lichen
<i>Brachythecium reflexum</i> (Starke) B.S.G.	Mousse	<i>Dicranum montanum</i> Hedw.	Mousse
<i>Brachythecium velutinum</i> (Hedw.) B.S.G.	Mousse	<i>Fruillania bollanderi</i> Aust.	Hépatique
<i>Cephalozia humilifolia</i> (Dunn.) Dum.	Hépatique	<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	Lichen
<i>Dicranum polysetum</i> Sw.	Mousse	<i>Isopterygium</i> sp.	Mousse
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	Mousse	<i>Parmelia squarrosa</i> Hale	Lichen
<i>Drepanocladus revolvens</i> (Sw.) Warnst.	Mousse	<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	Lichen
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warnst.	Mousse	<i>Parmeliopsis hypoptera</i> (Ach.) Arnold.	Lichen
<i>Geocalyx graveolens</i> Schrad.	Hépatique	<i>Plagiothecium laetum</i> (Hedw.) B.S.G.	Mousse
<i>Isopterygium pulchellum</i> (Hedw.) Jaeg.	Mousse	<i>Plastimatia glauca</i> (L.) Culb. & Culb.	Lichen
<i>Jamesoniella autumnalis</i> (D.C.) Steph.	Hépatique	<i>Ptilidium pulcherrimum</i> (G. Web.) Hampe	Hépatique
<i>Lophocolea heterophylla</i> (Schrad.) Dum.	Hépatique	<i>Vulpicida pinastri</i> (Scop.) J.F. Mattsson & MJ Lai	Lichen
<i>Lophozia attenuata</i> Mart.	Hépatique		
<i>Nowellia curvifolia</i> (Dicks.) Mitt.	Hépatique		
<i>Plagiochila asplenioides</i> (L.) Dum.	Hépatique		
<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt.	Mousse		
<i>Ptilium crista-castrensis</i> (Hedw.) De Not.	Mousse		

La surface terrière moyenne des chicots est de $3,96 \pm 4,42$ m²/ha. Ces derniers mesurent en moyenne $20,8 \pm 11,8$ cm de DHP et $6,7 \pm 3,21$ m de hauteur. La majorité des chicots (94 %) sont de petits diamètres (DHP \leq 40cm). Sur l'ensemble des chicots répertoriés, 76 % étaient résineux (61 % étaient du sapin baumier) et 24 % feuillus. La décomposition des chicots varie peu entre les classes d'âge avec une dominance des classes de décomposition 2, 3 et 4.

Au total, 81 % des débris ligneux sont résineux (54 % sont des sapins) et 19 % feuillus. La densité des débris ligneux au sol est de $247,7 \pm 188,7$ dl/ha, leur volume moyen est de $0,27 \pm 0,25$ m³ et le volume moyen par hectare est de $66,9 \pm 31,86$ m³/ha. Le diamètre moyen des débris ligneux (mesuré à l'extrémité la plus large) est de $18,7 \pm 8,4$ cm. Dans notre étude, 76 % des débris ligneux se trouvent aux stades de décomposition 4, 5 et 6, ce qui correspond à une décomposition avancée. Cette décomposition avancée se retrouve dans toutes les classes d'âge des refuges (figure 4).

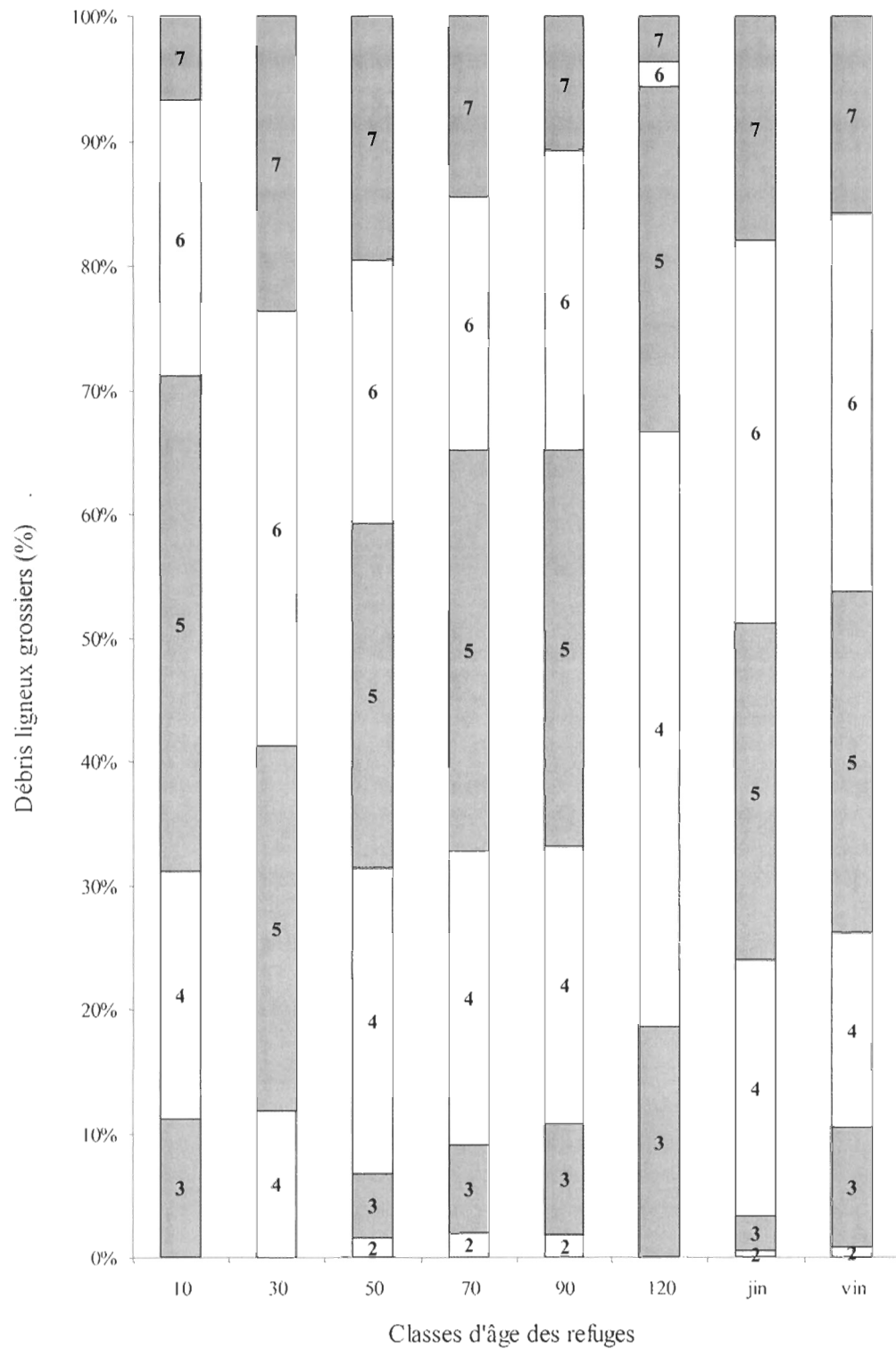


Figure 4. Distribution des débris ligneux grossiers illustrée par classe d'âge et par classe de décomposition (1-7). Se référer au tableau 1 pour les classes de décomposition.

DISCUSSION

Capacité de conservation des refuges biologiques

Les résultats de cette étude documentent pour la première fois la valeur écologique des refuges biologiques sélectionnés dans un contexte de forêts ayant déjà connu l'impact de un ou plusieurs épisodes de coupes. Les refuges biologiques analysés ont une valeur écologique mitigée en ce qui concerne l'objectif de conserver une proportion adéquate de forêts mûres et surannées dans la région du Bas-Saint-Laurent. La presque totalité des refuges biologiques sont constitués de forêts de seconde venue, présentant peu d'indices de développement avancé. Depuis plus d'un siècle, cette région a été soumise à un régime de coupes sévères qui a fortement modifié le paysage forestier (Fortin *et al.*, 1993; Sorel, 2004; Boucher *et al.*, 2006). En 1930, le paysage était dominé par les peuplements de plus de 100 ans (76 à 84 % du territoire non-coupé) alors qu'en 2000, les peuplements de 110 ans n'occupaient plus qu'une composante mineure (5 à 14 %) du paysage (Boucher *et al.*, en préparation). Ces résultats suggèrent que la capacité de conservation actuelle des refuges biologiques est mitigée en regard de l'objectif visé.

Bois mort

Une des principales lacunes du réseau de refuges étudié ici est la faible abondance de bois morts de grande dimension. La densité et le volume moyen des débris ligneux au sol (respectivement $247,7 \pm 188,7$ dl/ha et $66,65 \pm 31,86$ m³/ha) ainsi que la surface terrière moyenne des chicots dans les refuges ($3,96 \pm 4,42$ m²/ha) se comparent aux valeurs observées dans des peuplements similaires de seconde venue au stade mature (Goodburn

et Lorimer, 1998; Desponts *et al.*, 2002, 2004; Tremblay, 2004). La valeur attendue dans une sapinière vierge se situe davantage autour de 93 m³/ha pour le volume moyen de débris ligneux et de 4,2 m²/ha pour la surface terrière des chicots (Desponts *et al.*, 2002, 2004; Tremblay, 2004), c'est-à-dire des quantités respectives de 40 % et 6 % supérieures à ce que nous avons observé. Cette quantité moindre de gros chicots et des gros débris ligneux au sol pourrait s'expliquer par les coupes forestières du dernier siècle qui ont éliminées pratiquement toutes les tiges de gros diamètre comme cela à été observé ailleurs (Berg *et al.*, 1994; Freedman *et al.*, 1996; McComb et Lindenmayer, 1999). Cette faible quantité de bois morts de grande taille diminue la capacité de conservation des refuges du fait que ces derniers revêtent une importance particulière pour la biodiversité, notamment en raison de leur utilisation par un grand nombre d'espèces dont les espèces saproxyliques (Berg *et al.*, 1994; Freedman *et al.*, 1996; McComb et Lindenmayer, 1999). En effet, le bois mort est un habitat clé pour plusieurs espèces de vertébrés (Thompson et Curran, 1995 ; Tucker et Evans, 1997; Darveau et Desrochers, 2001) et de plantes non-vasculaires (Berg *et al.*, 1994; Siitonen, 2001).

La dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (1975-1992; Boulanger et Arseneault, 2004) a probablement augmenté la quantité de bois morts (au sol et debout) de petite taille présents dans les refuges biologiques. Dans notre étude, plus de 25 % des refuges biologiques affichent des signes évidents de perturbation partielle par la dernière épidémie de TBE. Plus de 54 % des débris ligneux au sol et 61 % des chicots sont des sapins baumier, une espèce très vulnérable à cet insecte. De plus, le diamètre moyen des chicots et des débris ligneux au sol est relativement petit, appuyant l'hypothèse d'une

mortalité prématurée des arbres. Enfin, les refuges présentent des débris ligneux au sol de petite taille dont la décomposition est majoritairement avancée, ce qui suggère un apport important de bois morts de petite taille dans une fenêtre temporelle relativement courte.

Flore non-vasculaire

Les communautés de plantes non-vasculaires inventoriées sont peu diversifiées et constituées principalement d'espèces généralistes en comparaison des relevés effectués ailleurs dans des sapinières anciennes (Despots *et al.*, 2002). Seulement dix taxons généralistes soit, *Cladonia sp.*, *Dicranum fuscescens* Turn., *Dicranum montanum* Hedw., *Frullania bollanderi* Aust., *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Parmelia squarrosa* Hale, *Parmelia sulcata* Taylor, *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Ptilidium pulcherrimum* (G. Web.) Hampe et *Usnea sp.*, comptent pour plus de 55 % des espèces inventoriées. Cette faible diversité pourrait refléter l'histoire des coupes fréquentes dans la région d'étude. Il est reconnu que peu importe le type de forêt, les coupes forestières diminuent significativement le nombre d'espèces de bryophytes et ce, de façon très prononcée dès la première coupe (Vellak et Ingerpuu, 2005). De plus, les plantes non-vasculaires sont parmi les organismes les plus dépendants des forêts anciennes (Tibell, 1992; Esseen *et al.*, 1992). À cause de leur vulnérabilité à la coupe forestière (Lesica *et al.*, 1991; Esseen *et al.*, 1992) et de leur capacité de dispersion limitée, elles ont besoin pour se maintenir du renouvellement continu de leur substrat d'établissement à savoir, le bois mort au sol et debout (Söderström, 1988; Ohlson *et al.*, 1997). La faible diversité de taxons non-vasculaires pourrait donc être associée au fait que les refuges inventoriés présentent peu de bois morts de grande dimension puisque le bois mort est un substrat privilégié par

plusieurs taxons (Söderström, 1988; Ohlson *et al.*, 1997). Par exemple, plusieurs espèces de bryophytes dépendent pour leur survie de la présence de gros bois morts dont la décomposition est intermédiaire à avancée (Soderstrom, 1988). Ces observations suggèrent que les refuges biologiques possèdent une valeur écologique mitigée en ce qui concerne la flore non-vasculaire représentative des forêts anciennes.

Par ailleurs, les substrats présents à proximité du sol (débris ligneux et souches) sont davantage colonisés par les espèces non-vasculaires que les arbres et les chicots. En effet, les débris ligneux et les souches présentent une flore épiphyte plus riche de même qu'un plus grand nombre d'espèces non-vasculaires exclusives. Ce phénomène pourrait s'expliquer en partie par le microclimat plus humide à la hauteur du sol qui favoriserait la décomposition du bois et la colonisation par la flore non-vasculaire (Tibell, 1992; Renhorn *et al.*, 1997; Fenton et Frego, 2004). Les substrats à proximité du sol sont effectivement à des stades de décomposition plus avancés que les chicots.

Méthodes de sélection des refuges biologiques

Le choix des aires protégées est une étape cruciale dans un plan de conservation (Pressey *et al.*, 1993; Ferrier *et al.*, 2000; Siitonen *et al.*, 2003). Dans cette étude, certaines hypothèses pourraient expliquer la faible valeur écologique des sites choisis. D'abord, la région visée par le réseau de refuges ne compte plus qu'une quantité infime de sites possédant les caractéristiques recherchées en raison de l'historique de coupes forestières. L'exploitation intensive a considérablement rajeuni le paysage forestier et les

peuplements anciens n'occupent plus qu'une composante mineure du paysage bas-laurentien (Boucher *et al.*, en préparation). D'autre part, il est possible que les critères de sélection visant à minimiser l'impact sur l'approvisionnement de la matière ligneuse dans la région aient conduit à choisir des sites dont la valeur écologique est discutable. Par exemple, certains refuges sélectionnés sont situés en pente abrupte. Il est peu surprenant de retrouver une proportion considérable des forêts anciennes en pente abrupte puisque ces peuplements ont échappé à la coupe forestière du dernier siècle en raison de leur difficulté d'accès. Ces considérations nous amènent à penser que la méthode préconisée pour choisir les refuges est difficilement applicable dans un contexte de paysage fragmenté et rajeunit comme celui du Bas-Saint-Laurent.

Restauration écologique

Bien qu'on vise avec l'implantation des refuges biologiques à conserver de petits îlots forestiers qui constituent des refuges pour certaines espèces et qui pourront servir de source de recolonisation dans le futur, la validité de cette mesure de conservation reste à démontrer. Cette étude révèle qu'on retrouve peu d'espèces associées aux forêts anciennes à l'intérieur des refuges. Ce résultat s'explique entre autre par l'âge relativement jeune des refuges ainsi que par la faible représentation de substrats clés comme les bois morts de grande taille au sol et debout. Cette faible quantité d'espèces associées aux forêts anciennes remet en question le potentiel de recolonisation des refuges dans les forêts périphériques étant donné que les espèces visées sont faiblement représentées à l'intérieur même des refuges. Par ailleurs, une grande proportion de la superficie des refuges a dépassé l'âge de maturité et il est probable qu'avec le temps, ces

sites développeront des caractéristiques écologiques qui favoriseront la colonisation des refuges par les espèces communes aux forêts anciennes.

Implications pour l'aménagement

La plupart des refuges ont été perturbés par l'exploitation forestière au cours du dernier siècle de sorte qu'ils offrent à court terme peu de caractéristiques associées aux forêts mûres et surannées. Ce résultat suggère que le déploiement de cette stratégie de conservation dans les territoires fortement aménagés aura des impacts positifs limités. Néanmoins, avec le temps, une plus large proportion de refuges atteindra un âge avancé, pouvant ainsi bénéficier aux espèces associées aux forêts mûres et surannées (Despots *et al.*, 2002). En l'absence d'interventions sylvicoles, des signes de vieillissement pourront apparaître comme des structures verticales et horizontales plus complexes, la présence de trouées, des vieux arbres, des chicots et des débris ligneux grossiers à différents stades de décomposition, pouvant ainsi bénéficier à plusieurs espèces spécialisées (Franklin *et al.*, 1981; Berg *et al.*, 1994; Hunter, 1999; Spies et Turner, 1999; Mosseler *et al.*, 2003).

Des modifications dans le processus de sélection permettraient de bonifier le réseau de refuges dans les territoires fortement aménagés. D'abord, les critères de sélection devraient être modifiés de façon à sélectionner et conserver prioritairement les reliques de forêts vierges présentes sur le territoire par le biais d'inventaires exhaustifs. Il serait aussi souhaitable d'élaborer des mesures de gestion afin de limiter les pratiques sylvicoles sévères en périphérie des refuges. Des mesures de protection comme les îlots de

vieillessement de même que les pratiques sylvicoles adaptées pourraient être appliquées en bordure des refuges biologiques de manière à réduire l'impact lié aux pratiques sylvicoles éventuelles dans les zones tampons. En effet, il est maintenant largement admis que la création d'aires protégées doit être bonifiée par d'autres stratégies de conservation en périphérie des zones protégées (Lindenmayer et Franklin, 2002). Bien que les aires protégées demeurent importantes pour plusieurs espèces, la vaste majorité des espèces se retrouvent à l'extérieur des réserves (Virkkala *et al.*, 1994). C'est pourquoi, il faut porter une attention particulière aux peuplements et pratiques forestières en périphérie des aires protégées (Mönkkönen, 1999). À cet effet, le couvert forestier potentiel en périphérie des refuges est similaire à celui retrouvé à l'intérieur des refuges, appuyant l'idée qu'une recolonisation à partir des refuges pourrait être possible si les espèces visées y sont présentes et tant et aussi longtemps que les peuplements entourant les refuges ne subiront pas de perturbations anthropiques sévères (i.e. coupes forestières).

CONCLUSION

Cette étude a démontré que le réseau de refuges biologiques actuel ne rencontre pas totalement l'objectif visé, à savoir la conservation des forêts mûres et surannées. En effet, cette étude révèle que les refuges biologiques présentent relativement peu de caractéristiques communes aux forêts anciennes. L'ensemble des sites inventoriés présentent peu d'arbres de grande dimension, une faible quantité de débris ligneux au sol et debout, une richesse peu diversifiée pour la flore non-vasculaire et un âge moyen relativement jeune. Les pratiques sylvicoles intensives au Bas-Saint-Laurent ont rajeuni le paysage de telle sorte que les îlots de forêts anciennes sont très rares. Conséquemment, la majorité des refuges biologiques sont constitués de forêts de seconde venue. Certaines modifications, comme l'ajout de zones tampons en périphérie des refuges, permettraient de bonifier la stratégie de conservation actuelle. Enfin, le réseau de refuges biologiques va se bonifier avec le temps à mesure que des signes de vieillissement vont apparaître comme des structures verticales et horizontales plus complexes, la présence de trouées, des vieux arbres, des chicots et des débris ligneux grossiers à différents stades de décomposition, pouvant ainsi bénéficier à plusieurs espèces spécialisées.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSSON, R., ET L. ÖSTLUND. 2004. Spatial patterns, density changes and implications on biodiversity for old trees in boreal landscape of northern Sweden. *Biological conservation*, **118**: 443-453.
- ANDO, A., J.D. CAMM, S. POLASKY et A. SOLOW. 1998. Species distribution, land values and efficient conservation. *Science*, **279**: 2126-2128.
- ANDRÉN, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecological Bulletin*, **46**: 140-170.
- ANGELSTAM, P. et B. PETTERSON. 1997. Principles of present Swedish forest biodiversity management. *Ecological Bulletin*, **46**:191.
- BERG, A., B. EHNSTROM, L. GUSTAFSSON, T. HALLINGBACK, M. JONSELL et J. WESLIEN. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forest : distribution and habitats associations. *Conservation Biology*, **8** :718-731.
- BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT et L. SIROIS. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, **36**: 505-517.
- BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT et L. SIROIS. en préparation. Impact des coupes du XXIème siècle sur la structure et la composition des paysages forestier de l'Est du Québec, Canada. Thèse de doctorat. Sciences de l'Environnement, Université du Québec à Rimouski, 38 p.
- BOULANGER, Y. et D. ARSENEAULT. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research*, **34**: 1035-1043.
- BOULANGER, Y ET L. SIROIS. 2007. Postfire succession of saproxylic arthropods, with emphasis on Coleoptera, in the North Boreal forest of Quebec. *Environnemental Entomology*, **36**: 128-141.
- BRODO, I.M., S. D. SHARNOFF and S. SHARNOFF. 2001. *Lichens of North America*. Yale University Press, New Haven.
- BURTON, P.J., D.D. KNEESHAW et K.D. COATES. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *Forestry Chronicle*, **75**: 623-631.

- COULOMBE, G., J. HUOT, J. ARSENAULT, É. BAUCE, J.-T. BERNARD, A. BOUCHARD, M.-A. LIBOIRION et G. SZARAZ. 2004. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Dépôt légal : Bibliothèque nationale du Québec. ISBN 2-550-43626-1. 307 p.
- CRUM, H.A., et L.E. ANDERSON. 1981. Mosses of Eastern North America. Vol. 1 et 2. Columbia University Press, New York. 1328 p.
- CRUM, H.A. 1991. Liverworts and hornworts of southern Michigan. The University of Michigan Herbarium. Ann Arbor, Michigan. 232 p.
- DARVEAU, M. et A. DESROCHERS. 2001. Le bois mort et la faune vertébrée, État des connaissances au Québec. Université Laval, Sainte-Foy. 37 p.
- DERY, S. ET M. LEBLANC. 2005. Lignes directrices pour l'implantation des îlots de vieillissement rattachées à l'objectif sur le maintien de forêts mûres et surannées - Partie II : intégration à la planification forestière, Québec, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 11 p.
- DERY, S. et M. LEBLANC. 2005b. Lignes directrices pour l'utilisation des pratiques sylvicoles adaptées dans le cadre de la mise en œuvre de l'objectif 4, Québec, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 13 p.
- DESPONTS, M., A. DESROCHERS, L. BÉLANGER et J. HUOT. 2002. Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes non-vasculaires. *Canadian Journal of Forest Research*, **32**: 2077-2093.
- DESPONTS, M., G. BRUNET, L. BÉLANGER et M. BOUCHARD. 2004. The eastern boreal old growth balsam fir forest : a distinct ecosystem. *Canadian Journal of Botany*, **82** : 830-849.
- DOBSON, A.P., J.P. RODRIGUEZ, W.M. ROBERTS et D.S. WILCOVE. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science*, **275**: 550-553.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2003. Arc/Map for Windows NT. Version 8.2.3. ESRI Limited, Redlands, California.
- ESSEEN P.-A., B. EHNSTRÖM, L. ERICSON et K. SJÖBERG. 1992. Boreal forests- the focal habitats of Fennoscandia. In *Ecological principles of nature conservation*. Edited by L. HANSSON Elsevier Applied Science, London, U.K. : 252-325.

- ESSEEN P.-A., EHNSTRÖM, L ERICSON et K. SJÖBERG. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins*. **46**: 16-47.
- FENTON, N.J. et K.A. FREGO. 2004. Bryophyte (moss and liverwort) conservation under remnant canopy in managed forests. *Biological Conservation*. **122**: 417-430.
- FERRIER, S., R.L. PRESSEY et T.W. BARRETT. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological conservation*, **96**: 303-325.
- FOGEL, R., M. OGAWA et J.M. TRAPPE. 1972. Terrestrial decomposition: a synopsis. *Coniferous Forest Biome Internal Report 135*. Seattle, WA: College of Forest, Resources University of Washington, 12 p.
- FORTIN J.-C., A. LECHASSEUR, Y. MORIN, F. HARVEY, J. LEMAY et Y. TREMBLAY. 1993. *Histoire du Bas-Saint-Laurent*. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, 864 p.
- FRANKLIN, J.F., K. JR. CROMACK , W. DENISON, A. MCKEE C. MASER, J. SEDELL, F. SWANSON AND G. JUDAY. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. USDA, Forest Service, General Technical Report, 48 p.
- FREEDMAN, B., V. ZELAZNY, D. BEAUDETTE, T. FLEMING, S. FLEMMING, G. FORBES, S. JERROW, G. JOHNSON ET S. WOODLEY. 1996. Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forests. *Environmental Reviews*, **4**: 238–265.
- GOODBURN, J.M. et C.G. LORIMER. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research*, **28**: 427– 438.
- GOWAN, S.P., et I.M. BRODO. 1988. The lichens of Fundy National Park, New Brunswick. *Bryologist*, **91**: 255-325.
- GOWARD, T. 1994. Notes on oldgrowth-dependent epiphytic macrolichens in inland British Columbia, Canada. *Acta Botanica. Fennica*, **150**: 31-38.
- GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE. 1999. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 229 p.

- HOWARD, P.C., P. VISKANIC, T.R.B. DAVENPORT, F.W. KIGENYI, M. BALTZER, C.J. DICKINSON, J.S. LWANGA, R.A. MATTHEWS et A. BALMFORD. 1998. Complimentarily and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*, **394**: 472-475.
- HUNTER, M.L. Jr. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge. 698 p.
- IRELAND, R.R. 1982. Moss flora of the Maritime Provinces. National Museums of Canada, National Museum of Natural Sciences. Ottawa, Ontario. Publications in Botany, no. 13
- LAAKA, S. 1992. The threatened epixylic bryophytes in old primeval forests in Finland. *Biological Conservation*, **59**: 151-154.
- LEBLANC, M. et S. DERY. 2005. Lignes directrices pour l'implantation de refuges biologiques rattachées à l'objectif sur le maintien des forêts mûres et surannées, Québec, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 21 p.
- LESICA, P., B. MCCUNE, S.V. COOPER et 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.
- LINDENMAYER, D.B. et J. FRANKLIN. 2002. *Conserving forest biodiversity. A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, Washington, 351 p.
- LÖFMAN, S. et J. KOUKI. 2003. Scale and dynamics of a transforming forest landscape. *Forest Ecology and Management*, **175**: 247-252.
- MARGULES, C.R. et R.L. PRESSEY. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, **405**: 243-253.
- McCOMB, W.C. et D. LINDENMAYER. 1999. In HUNTER, M.L. Jr. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge. 698 p.
- MLADENOFF, D.J., M.A. WHITE, J. PASTOR et T.R. CROW. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscape. *Ecological Applications*, **3**: 294-306.
- MÖNKKÖNEN, M. 1999. Managing Nordic boreal forest landscapes for biodiversity : ecological and economic perspectives. *Biodiversity and conservation*, **8**: 85-99.
- MOSSELER, A., I. THOMPSON et B.A. PENDREL. 2003. Overview of old-growth forests in Canada from a science perspective. *Environmental Reviews*, **11** : 1-7.

- MRN (Ministère de Ressources Naturelles). 2001. Système hiérarchique de classification écologique du territoire. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers. 3 p.
- MRNFP (Ministère de Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs). 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise en œuvre. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 57 p.
- MUËLLER-DOMBOIS, D. et H. ELLENBERG. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, New York, 547 p.
- OHLSON, M., L. SÖDERSTRÖM, G. HÖR NBERG, O. ZACKRISSON et J. HERMANSSON. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation*, **81**: 221-231.
- PRESSEY, R.L., C.J. HUMPHRIES, C.R. MARGULES, D. VANE-WRIGHT et P. WILLIAMS. 1993. Beyond opportunism-key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, **8**: 124-128.
- RENHORN, K.-E., P.-A ESSEEN, K. PALMQVIST et B. SUNDBERG. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens. I. Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. *Oecologia*, **109**: 1-9.
- ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Publications du Québec. Québec, 213 p.
- ROWE, J.S. 1972. Forest Regions of Canada, Dept. Environnement, Canadian Forest Service, Publication No. 1300.
- SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE et J.-F. BERGERON. 1998. Les zones de végétations et les domaines bioclimatiques du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Forêt Québec, Carte 216 x 279 mm
- SCHUSTER R.M., 1969. The *Hepaticae* and *Anthocerotae* of North America. 2. New York, Columbia University Press, 1062 p.
- SCHUSTER R.M., 1974. The *Hepaticae* and *Anthocerotae* of North America. 3. New York, Columbia University Press, 880 p.
- SCHUSTER R.M., 1980. The *Hepaticae* and *Anthocerotae* of North America. 4. New York, Columbia University Press, 1394 p.
- SHAFER, C.L. 1999. National park and reserve planning to protect biological diversity : some basic elements. *Landscape and Urban Planning*, **44**: 123-153.

- SIITONEN, P., A. TANSKANEN et A. LEHTINEN. 2003. Selecting forest reserves with a multiobjective spatial algorithm. *Environmental, Science and Policy*, **6**: 301-309.
- SIITONEN, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms : Fennoscandian boreal forest as an example. *Ecological Bulletin*, **49**: 11-41.
- SÖDERSTRÖM, L. 1988. The occurrence of epixylic bryophytes and lichens species in an old natural and a managed forest stand in northeast Sweden. *Biological Conservation*, **45**: 169-178.
- SOREL, C. 2004. Impacts des perturbations anthropiques du XXe siècle sur deux forêts du Bas-Saint-Laurent (Québec). Mémoire de maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats. Université du Québec à Rimouski. 45 p.
- SOULÉ, M.E. 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 189 p.
- SPIES, T.A. et M. TURNER. 1999. Dynamic forest mosaics. In HUNTER, M.L. Jr. 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge. 698 p.
- SPIES, T.A., W.J. RIPPLE et G.A. BRADSHAW. 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications*, **4**: 555-568.
- THOMPSON, J.W. 1984. *American arctic lichens. 1. The macrolichens*. Columbia University Press, New York, 504 p.
- THOMPSON, I.D. et W.J. CURRAN. 1995. Habitat suitability for marten of second-growth balsam fir forests in Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology*, **73**: 2059-2064.
- TIBELL, L. 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany*, **12**: 427-450.
- TREMBLAY, J.A. 2004. Les sapinières mixtes post-tordeuses : une option pour la restauration des vieilles forêts dans le Bas-Saint-Laurent ? Mémoire de recherche. Sciences forestières, Université Laval, 49 p.
- TUCKER, G.M., M.I. EVANS. 1997. *Habitats for Birds in Europe: A Conservation Strategy for the Wider Environment*. Birdlife International (BirdLife Conservation series No 6), Cambridge.
- UICN (The International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources). 1994. *Guidelines for protected areas management categories*. UICN, Cambridge, UK and Gland, Switzerland. 261 p.

VELLAK, K. et N. INGERPUU. 2005. Management effects on bryophytes in Estonian forests. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 3255-3263.

VIRKKALA, R., A. RAJASARKKA, R.A. VAISANEN, M. VIRKHOLM et E. VIROLAINEN. 1994. Conservation value of nature reserves; do hole-nesting birds prefer protected forest in Finland? *Annales Zoologici Fennici*, **31**: 173-186.

WHITNEY, G. 1994. *From Coastal Wilderness to Fruited Plain. A history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present.* Cambridge University Press, Cambridge, 400 p.

Ressources internet / sites webs

ENVIRONNEMENT CANADA, Page consultée le 2 février 2007. Normales climatiques au Canada, [En ligne], URL :
<http://www.qc.ec.gc.ca>.

FAPAQ, Page consultée le 3 avril 2004. Plan de développement et de mise en valeur du Bas-Saint-Laurent, [En ligne], URL :
<http://www.fapaq.gouv.qc.ca>