
Caractérisation des habitats fauniques :
méthodologie et résultats observés
en forêt boréale

Normand Bertrand, biologiste
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

François Potvin, ing.f., biologiste, Ph. D.
Société de la faune et des parcs du Québec

Québec, septembre 2003

DEF-0240

Pour plus de renseignements :

Direction de l'environnement forestier
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec
Téléphone : (418) 627-8646
Adresse de courriel : def@mrnfp.gouv.qc.ca

Direction de la recherche sur la faune
Société de la faune et des parcs du Québec
Téléphone : (418) 521-3955

Diffusion :

Direction de la planification et des communications
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau B-302
Charlesbourg (Québec) G1H 6R1
Téléphone : (418) 627-8600 ou 1 866 CITOYEN (1 866 248-6936)
Télécopieur : (418) 643-0720
Adresse de courriel : service.citoyens@mrnfp.gouv.qc.ca
Site Internet : www.mrnfp.gouv.qc.ca

©Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs 2003
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2003

ISBN : 2-550-41457-8

Code de diffusion : 2003-3096

Avant-propos

La méthodologie de caractérisation des habitats fauniques décrite dans le présent rapport a été mise au point dans le cadre d'une étude de trois ans au Saguenay–Lac-Saint-Jean. Cette étude portait sur l'utilisation de la forêt résiduelle par la faune, après la coupe forestière réalisée sur de grands territoires (Bertrand et Potvin, 2002). Les résultats obtenus sont présentés et commentés dans une optique de caractérisation des relations faune-habitat ainsi que de standardisation de techniques d'étude, en ce qui a trait à l'habitat.

Table des matières

Introduction.....	1
1. Secteur d'étude.....	3
2. Matériel et méthodes.....	5
2.1. Nature des variables mesurées.....	5
2.2. Cartographie forestière et mesure d'indices de paysage.....	5
2.3. Relevés de végétation.....	9
2.3.1. Protocole d'échantillonnage.....	9
2.3.2. Procédure de relevé sur le terrain.....	9
2.3.3. Traitement et compilation.....	13
3. Résultats et discussion.....	13
3.1. Indices de paysage des structures étudiées.....	13
3.2. Composition et structure de la végétation.....	15
3.3. Performance des variables d'habitat pour expliquer la présence et l'abondance de la faune.....	23
3.3.1. Indices de paysage.....	23
3.3.2. Composition de la végétation.....	24
3.3.3. Couvert vertical et obstruction latérale.....	24
3.3.4. Hauteur du peuplement.....	25
3.3.5. Âge du peuplement.....	25
3.3.6. Chicots et débris ligneux au sol.....	25
Conclusion.....	27
Annexe A Feuille de relevé.....	29
Annexe B Base de données des relevés de végétation.....	31
Annexe C Description de la procédure de relevé sur le terrain.....	35
Annexe D Concordance entre l'interprétation photographique pour la carte forestière et les relevés de terrain.....	37
Bibliographie.....	43

Liste des tableaux

Tableau 1	Description des indices de configuration du paysage utilisés.....	7
Tableau 2	Description des variables de végétation mesurées.....	10
Tableau 3	Indices de configuration du paysage des structures de forêt résiduelle étudiées	15
Tableau 4	Caractéristiques générales de la végétation des 20 structures de forêt résiduelle étudiées.....	16
Tableau 5	Caractéristiques de la végétation de chaque structure de forêt résiduelle étudiée.....	18
Tableau 6	Concordance entre les données cartographiques et les valeurs mesurées sur le terrain pour 25 peuplements forestiers dans le secteur du lac Montréal.....	39

Liste de figures

Figure 1	Dispositif expérimental de base situé dans le secteur du lac Montréal.....	4
Figure 2	Illustration des indices de configuration du paysage mesurés pour un séparateur de coupe.....	8
Figure 3	Schéma du dispositif de relevé de végétation	11
Figure 4	Vue aérienne d'une partie du secteur d'étude.....	14
Figure 5	Relation entre l'âge du peuplement et la densité des chicots (DHP > 9 cm).....	21
Figure 6	Relation entre la proportion d'intersection de la ligne par les débris ligneux au sol et leur volume à l'hectare	22

Introduction

Depuis quelques années, la population se préoccupe de plus en plus de la préservation de la biodiversité et de l'aménagement intégré des ressources du milieu forestier. Parmi ces ressources, la faune occupe une place fondamentale, tant par son rôle dans le fonctionnement des écosystèmes que par son importance sur le plan socioéconomique. Certaines espèces sous-tendent en effet des activités récréatives et économiques dont les retombées sont significatives.

Dans les territoires forestiers sous aménagement, la coupe forestière a pour effet, à un moment ou à un autre, de réduire de façon importante la proportion des forêts matures, ce qui entraîne une modification majeure des habitats présents. Il devient alors important de s'assurer que les portions de forêt résiduelle, celles qui subsistent après coupe, possèdent des caractéristiques qui permettront aux espèces de s'y maintenir. La caractérisation du milieu, quant à sa valeur en tant qu'habitat faunique, prend ici beaucoup d'importance et il est nécessaire de disposer de techniques et d'outils efficaces à cette fin. Le développement des coupes avec rétention (coupe partielle, coupe avec protection des petites tiges marchandes et autres coupes du genre) va accentuer encore davantage le besoin de posséder de bons outils en vue d'évaluer adéquatement l'impact de ces interventions.

Jusqu'à tout récemment, lors de la planification forestière, on faisait habituellement peu de cas des modifications importantes que pouvaient apporter aux habitats fauniques les pratiques forestières, plus particulièrement la récolte. Lorsqu'elle était présente, cette préoccupation touchait généralement des territoires restreints, comme par exemple les ravages de cerf et les sites fauniques désignés. Les coupes forestières sont actuellement en progression rapide sur le territoire, un peu partout à travers le Québec. Dans un tel contexte, nos connaissances sur les besoins d'habitat des différentes espèces fauniques sont encore, à l'heure actuelle, relativement limitées. Cette situation fait qu'il est difficile d'encadrer adéquatement la planification forestière à long terme, afin d'en atténuer l'impact sur les populations fauniques. Heureusement, cette question fait l'objet d'un nombre grandissant de travaux de recherche et de suivis qui, graduellement, comblent les lacunes de nos connaissances.

Les variables liées à la configuration spatiale de la mosaïque forestière sont de plus en plus utilisées pour étudier les relations entre la faune et ses habitats. Les développements survenus au cours des dernières années dans les secteurs de la géomatique, de la cartographie numérique et de l'imagerie satellitaire ont grandement amélioré le domaine de l'analyse spatiale. Il est maintenant possible de réaliser rapidement des traitements complexes sur de vastes superficies. Ces développements permettent de pousser davantage l'analyse et d'améliorer notre compréhension des relations faune-habitat, dans un objectif d'aménagement forestier durable (Bever et Hof, 1999).

Il existe une multitude de mesures permettant de caractériser les habitats fauniques. Un premier groupe provient des inventaires forestiers et des relevés écologiques (MER, 1984; MRN, 1995, 1995). Plusieurs guides méthodologiques proposent aussi des mesures plus spécifiques pour l'étude de l'habitat de la faune (DeVos et Mosby, 1971; Flood *et autres*, 1977; Gysel et Lyon, 1980; Hays *et autres*, 1981; James et Shuggart, 1970; Litvaitis *et autres*, 1994; Ferron *et autres*, 1996). D'autres guides décrivent des attributs particuliers comme le brout, les débris ligneux ou les chicots (Bissonnette *et autres*, 1997; Brown, 1974; Larue *et autres*, 1992; Lofroth, 1992; Potvin, 1995). Enfin, la plupart des études qui traitent de l'habitat des espèces fauniques décrivent des variables qui leur sont propres (Ferron *et autres*, 1998; Turcotte *et autres*, 2000). Lors de l'élaboration de travaux de recherche ou de suivi sur la faune, une telle diversité de méthodes pose divers problèmes. Il faut d'abord choisir les variables adaptées aux espèces et au milieu visés, puis organiser la prise de plusieurs données de façon efficace sur le plan opérationnel.

Ce rapport décrit la procédure de caractérisation des habitats fauniques utilisée lors d'une étude réalisée sur trois ans en forêt boréale, au nord-ouest du lac Saint-Jean (Bertrand et Potvin, 2002). Cette étude visait à mesurer l'utilisation des fragments de forêt résiduelle après coupe par plusieurs espèces ou groupes d'espèces fauniques¹. Elle avait aussi pour but de déterminer quelles étaient les caractéristiques d'habitat associées à la présence de ces espèces. Ces caractéristiques regroupaient à la fois des éléments liés à la configuration spatiale (taille, forme, isolement, etc.) et à la végétation (composition et structure végétale) des structures de forêt résiduelle. Dans un premier temps, nous décrivons les méthodes utilisées. Nous présentons ensuite les principaux résultats obtenus et commentons la performance des différentes variables mesurées pour expliquer la présence ou l'abondance des espèces à l'étude.

L'objectif principal du rapport est de proposer des méthodes de relevé et de traitement de variables d'habitat qui sont reconnues comme significatives sur le plan faunique et qui sont relativement simples à appliquer. Leur adoption pourrait aider à l'uniformisation de la prise de données lors de travaux de suivi et de recherche, ce qui faciliterait la comparaison des résultats de différentes études.

1. Les espèces ou groupes d'espèces qui ont été étudiées sont les écureuils (écureuil roux [*Tamiasciurus hudsonicus*], grand polatouche [*Glaucomys sabrinus*] et tamia rayé [*Tamias striatus*]), le lièvre d'Amérique [*Lepus americanus*], le tétras du Canada [*Dendragapus canadensis*], les passereaux et l'orignal [*Alces alces*].

1. Secteur d'étude

Le dispositif expérimental de base a été implanté au nord du lac Saint-Jean, à environ 50 km au nord-ouest de Saint-Félicien, dans le secteur du lac Montréal (49° 09' N; 72° 59' O) (figure 1). Mis en place en 1997 dans une zone d'interventions forestières en progression de l'aire commune 25-03 (Abitibi-Consolidated), ce dispositif a été utilisé, au cours des trois années du projet pour les relevés rattachés à l'ensemble des espèces fauniques étudiées (Bertrand et Potvin, 2002). En vertu du *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État* (RNI) la taille maximale des parterres de coupe est de 150 ha. Les parterres de coupe sont regroupés, formant une aire d'intervention de 23 km², si l'on réunit l'ensemble les parcelles récoltées qui sont juxtaposées et séparées uniquement par des séparateurs de coupes. En vue d'augmenter le nombre d'échantillons et d'évaluer la représentativité à l'échelle régionale du secteur du lac Montréal, cinq secteurs ont été ajoutés la deuxième et la troisième année pour certains relevés fauniques. Ces secteurs appartiennent aussi à l'aire commune 25-03.

Le secteur du lac Montréal est situé à la jonction des domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière à mousses (Thibeault, 1985). Bien qu'il soit localisé à la limite nord de la sapinière, il présente en général une végétation typique de la pessière. La forêt est largement dominée par l'épinette noire (*Picea mariana*). Le sapin baumier (*Abies balsamea*) est présent en quantité variable dans les sites de relevé alors que le pin gris (*Pinus banksiana*) est peu abondant. Le mélèze laricin (*Larix laricina*) est rare et habituellement présent uniquement en milieu riverain. Les feuillus intolérants, pour leur part, sont également peu fréquents et sont sporadiquement associés aux résineux. Le relief régional est relativement plat et constitué par endroit de collines aux versants en pente faible. L'altitude maximale des sommets atteint environ 450 m. La température annuelle moyenne est inférieure à 0,0 °C, et les précipitations annuelles moyennes varient en général de 900 à 1 100 mm, dont 30 % sous forme de neige (Robitaille et Saucier, 1998).

La coupe forestière a été réalisée conformément aux règles de planification contenues dans le RNI. En vertu de ce règlement, une certaine proportion de forêt commerciale mature est laissée intacte sur les territoires exploités. En premier lieu, compte tenu de l'obligation de protéger les milieux riverains, des lisières boisées de 20 m de largeur, au-delà de l'écotone riverain, sont laissées de part et d'autre le long des cours d'eau permanents et des plans d'eau. À l'échelle du Québec, on estime que cette obligation touche environ 7 % de la superficie du territoire forestier (Walsh, 2001). Deuxièmement, puisque la taille des parterres de coupe d'un seul tenant est limitée, des séparateurs de coupes doivent être laissés sur le territoire. Pour des coupes adjacentes de moins de 100 ha, ces séparateurs ont une largeur minimale de 60 m, alors que pour celles dont la taille varie de 100 à 150 ha, la largeur est de 100 m. L'élargissement des bandes de protection riveraine en vue d'en faire des séparateurs de coupes conformes semble une pratique assez généralisée chez les industriels. Alors que les bandes riveraines prennent en général des formes irrégulières et sinueuses, plus en harmonie avec les paysages, les séparateurs de coupes non riverains sont généralement rectilignes ou géométriques.

Finalement, pour diverses raisons, il arrive souvent qu'une certaine proportion du territoire forestier productif ne soit pas touchée par la récolte initiale parce qu'il s'agit de forêts immatures, inaccessibles, enclavées ou composées d'essences non recherchées. Contrairement aux bandes étroites décrites précédemment, ces superficies peuvent prendre des formes et des dimensions très variées, dépendamment de la topographie locale et de l'état des forêts.

Les relevés ont été faits dans trois types de structure de forêt résiduelle du secteur du lac Montréal : des séparateurs non riverains (SN) de 60 m de largeur ($n = 5$), des séparateurs riverains (SR) de 60 m caractérisés par la présence d'un cours d'eau permanent ($n = 5$) et des blocs de forêt laissés après coupe

(BR), de 200 m ou plus de largeur et de 18 à 50 ha ($n = 5$). Cinq sites témoins (TE), situés en forêt non perturbée à l'extérieur de l'aire d'intervention, ont aussi été mesurés à titre comparatif.

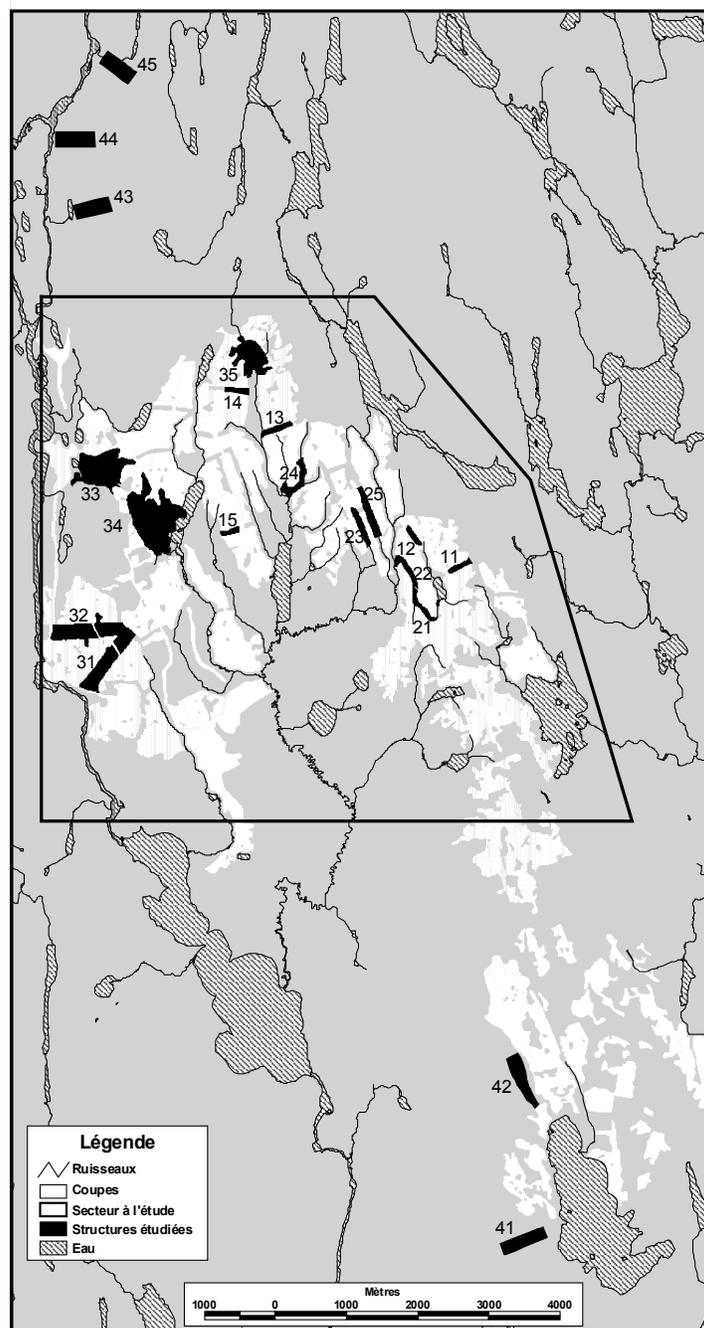


Figure 1 Dispositif expérimental de base situé dans le secteur du lac Montréal (le dispositif comprend cinq séparateurs non riverains [11 à 15], cinq séparateurs riverains [21 à 25], cinq blocs résiduels [31 à 35] et cinq secteurs témoins [41 à 45])

2. Matériel et méthodes

2.1 Nature des variables mesurées

Anderson et Gutzwiller (1994) font une revue des principales considérations qui entrent en ligne de compte lors de la planification d'études de relations faune-habitat impliquant une caractérisation des habitats. La sélection des variables à évaluer est influencée par l'autécologie des espèces visées et les objectifs poursuivis par les chercheurs et les aménagistes. Plusieurs études proposent différentes variables d'habitat pertinentes à mesurer pour la faune terrestre (Bissonnette *et autres*, 1997; Despots, 1997; Huot, 1996; Potvin *et autres*, 1999). Ces variables sont surtout reliées à la composition et à la structure verticale et horizontale de la végétation en place ainsi qu'à la présence de chicots et de débris ligneux au sol. Des paramètres physiques (sol, topographie, altitude) s'ajoutent à l'occasion.

Les données provenant des cartes écoforestières et des inventaires forestiers constituent une source intéressante d'informations pour caractériser les habitats fauniques (Bissonnette *et autres*, 1997). Elles offrent l'avantage de couvrir la totalité du territoire et renferment plusieurs variables utiles. La stratification du couvert forestier a notamment servi de base au développement d'indices de qualité de l'habitat (IQH) pour plusieurs espèces au Québec (Blanchette, 1995; Courtois, 1993; Guay, 1994; LaRue, 1993). Il ne faut cependant pas perdre de vue que le but premier de cette stratification est l'aménagement des écosystèmes forestiers dans une optique de production de matière ligneuse. Par ailleurs, la cartographie écoforestière découle de l'interprétation en stéréoscopie de la végétation observée sur des photographies aériennes, ce qui comporte des limites, notamment un risque d'erreur d'interprétation de la composition et de la structure du couvert forestier, l'impossibilité d'observer sous la canopée et, finalement, la nécessité de réaliser certains regroupements d'entités de petite taille possédant des caractéristiques non identiques, dans les milieux hétérogènes. Enfin, certaines variables importantes pour la faune sont absentes de l'information recueillie lors des inventaires forestiers, ou encore ne sont pas évaluées adéquatement. Des tentatives ont déjà été faites afin d'ajouter, aux relevés de terrain réalisés lors des sondages forestiers, certaines mesures relatives aux habitats fauniques, notamment le brout et les débris ligneux (LaRue *et autres*, 1992). En raison de contraintes économiques et opérationnelles, cette voie n'a pas encore été adoptée à ce jour. En dépit des avantages qu'offre cette source d'informations, il convient donc d'être prudent et de valider l'information par des relevés de terrain appropriés, particulièrement pour des applications locales (Potvin *et autres*, 1999).

Les relevés de terrain constituent une étape incontournable dans les études qui ont pour objectif de préciser les relations entre la faune et ses habitats. Ils sont nécessaires pour deux raisons. Premièrement, ils permettent de valider des informations paraissant sur la carte écoforestière. Deuxièmement, ils fournissent des informations détaillées et localisées spatialement de façon précise, sur des caractéristiques d'habitat importantes qui sont absentes de la cartographie et des données d'inventaire écoforestier (Bissonnette *et autres*, 1997). Les mesures d'habitat que nous avons effectuées sont de deux types : 1) des indices de paysage calculés à partir d'informations cartographiques; 2) des variables de composition et de structure de la végétation, obtenues par des relevés de terrain.

2.2 Cartographie forestière et mesure d'indices de paysage

La première étape a consisté à dresser une carte numérique de la végétation du territoire d'étude, sur la base de la stratification forestière utilisée au Québec (MRN, 1995). Des photos aériennes à l'échelle de 1/15 000, datant de 1991, ont servi à l'interprétation du couvert forestier. Selon les règles en usage, la

taille minimale des entités interprétées est normalement de 8 ha pour les milieux non contrastés² et de 4 ha pour les milieux contrastés. Cette limitation de taille n'a pas pour origine une difficulté à bien distinguer des entités plus petites mais vise plutôt à éviter la multiplication du nombre de polygones forestiers que comporte chaque feuillet cartographique. Pour notre étude, la taille minimale des entités délimitées a été réduite à 4 ha pour les milieux non contrastés et à 1 ha pour les milieux contrastés. Cette définition plus fine visait à permettre une analyse plus détaillée des relations entre le couvert végétal et l'utilisation du territoire par la faune, notamment les petits îlots de forêt résiduelle présents dans les parterres de coupe.

L'information recueillie sur les photos aériennes a ensuite été redressée, puis transformée en format numérique. Une base de données renfermant les attributs du couvert forestier accompagnait l'information cartographique. Le contour des coupes forestières récentes et des secteurs de forêt résiduelle a également été obtenu à partir de photos aériennes prises après coupe et ajouté à la base de données spatiales. La base de données a été confectionnée avec le logiciel ArcInfo^{MC} puis gérée avec le logiciel ArcView^{MC} et le module *Spatial Analyst* pour réaliser les diverses compilations et analyses.

Les indices de configuration du paysage sont des mesures spatiales qui permettent de décrire une parcelle de forêt résiduelle (largeur, superficie) ou de la mettre en contexte dans la mosaïque forestière environnante (quantité de forêt à proximité, éloignement par rapport à d'autres massifs de forêt, quantité de bordure générée par la présence de coupes adjacentes). Ces indices traduisent de différentes façons ce qu'il est convenu d'appeler la « fragmentation » de l'habitat. La fragmentation est reconnue pour avoir des effets néfastes sur plusieurs espèces animales, notamment sur les oiseaux (Saunders *et autres*, 1991; Robinson *et autres*, 1992; Andrèn, 1994; Chalfoun *et autres*, 2002). Le tableau 1 et la figure 2 décrivent les 11 indices de configuration du paysage qui ont été utilisés.

2. On dit de milieux différents qu'ils sont contrastés si la différence entre eux est évidente pour la composition et/ou la structure, i.e. au moins 2 classes d'écart

Tableau 1 Description des indices de configuration du paysage utilisés

Indice	Description
Largeur	Largeur moyenne de la structure de forêt résiduelle
Superficie totale	Superficie totale (ha) de la structure de forêt résiduelle
Superficie intérieure	Superficie résiduelle (ha, %) obtenue en retranchant une bordure de 20 m du côté intérieur du périmètre de la structure
Proximité de la forêt	Superficie de forêt (ha) contenue dans trois cercles concentriques de 25, 100 et 500 ha, centrés sur la structure
Contiguïté d'un massif	Présence ou absence d'un massif de forêt > 25 ha en contact direct avec la structure
Distance d'un massif	Distance (m) entre la structure et la plus proche parcelle de forêt (largeur \geq 200 m) de 25, 100 et 500 ha
Bordure forêt-coupe	Rapport entre la longueur du périmètre de la structure en contact avec la coupe récente et la superficie de la structure (m/ha)

- 1 : Largeur
- 2 : Superficie totale
- 3 : Superficie intérieure
- 4 : Proximité de la forêt
(cercle de 25 ha)
- 5 : Proximité de la forêt
(cercle de 100 ha)
- 6 : Proximité de la forêt
(cercle de 500 ha)
- 7 : Contiguïté d'un massif > 25 ha
- 7x : Non contiguïté d'un massif > 25 ha
- 8 : Distance d'un massif ≥ 25 ha
- 9 : Distance d'un massif ≥ 100 ha
- 10 : Distance d'un massif ≥ 500 ha
- 11 : Bordure forêt-coupe

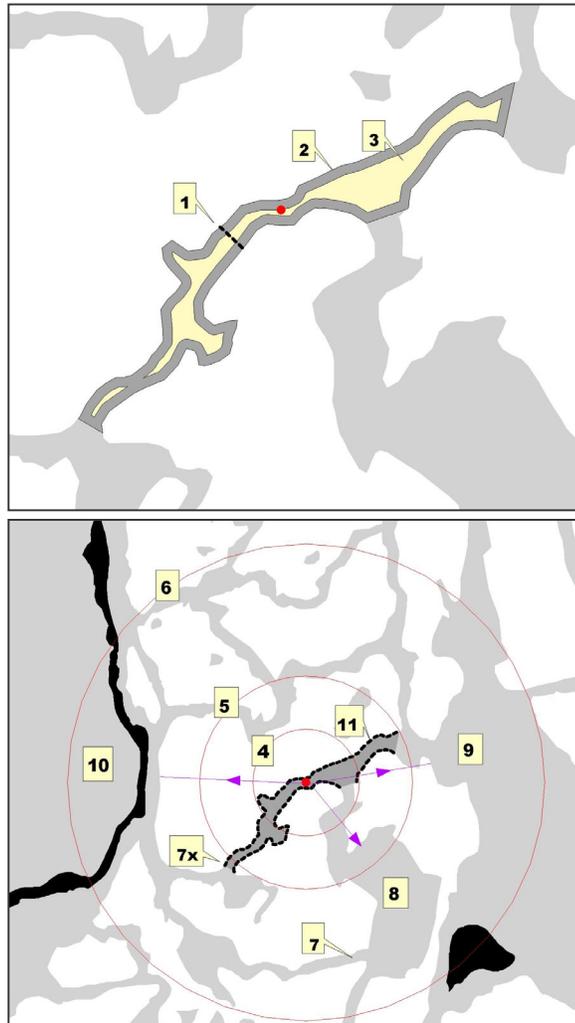


Figure 2 Illustration des indices de configuration du paysage mesurés pour un séparateur de coupe

2.3 Relevés de végétation

2.3.1. Protocole d'échantillonnage

Au total, 301 points de relevé ont été réalisés sur l'ensemble du secteur d'étude. Dans les structures linéaires de forêt résiduelle (SN, SR), les points de relevé de végétation ont été systématiquement localisés à tous les 50 m, dans la partie centrale de la structure. Le nombre de points de relevé par structure a varié de 6 à 16, en fonction de la longueur totale de la structure. Lorsqu'il s'agissait d'une bande renfermant un cours d'eau avec présence d'un écotone riverain, le relevé était généralement fait dans la partie boisée, dans un endroit représentatif des conditions générales. Dans les blocs résiduels et les sites témoins, une quinzaine de points de relevé ont été répartis afin de couvrir de façon représentative l'ensemble du territoire. Dans ce cas, on a tenté autant que possible de faire coïncider les points de relevés de végétation avec les points de relevés fauniques, afin d'obtenir un tableau exact des conditions locales lors de l'analyse des résultats fauniques.

2.3.2 Procédure de relevé sur le terrain

Les relevés de végétation sur le terrain ont été faits entre le 17 juin 1997 et le 27 août 1998. La majorité des relevés a été effectuée au cours du mois d'août de chaque année. Outre des informations de nature générale concernant les caractéristiques physiques des sites, les variables mesurées concernaient la composition et la structure des strates arborescente, arbustive, herbacée et muscinale. Des mesures sur les chicots et les débris ligneux au sol ont aussi été enregistrées (tableau 2). Pour l'identification des espèces végétales, la codification décrite dans Saucier *et autres* (1994) a été utilisée. La figure 3 présente un schéma du dispositif de relevé de végétation. Les relevés étaient faits par des équipes de deux personnes. La procédure de relevé a été élaborée afin de réduire au minimum les déplacements nécessaires pour effectuer les différentes mesures. L'annexe C décrit en détail cette procédure.

Tableau 2 Description des variables de végétation mesurées

VARIABLE	MATÉRIEL OU MÉTHODE
Informations générales	
- Pente	Clinomètre
- Situation sur la pente	Estimation visuelle ^a
- Exposition	Boussole
- Drainage	Estimation visuelle
Strate arborescente (DHP^b > 9 cm)	
- Surface terrière (surface totale et par essence)	Prisme facteur 2
- Nombre de tiges/ha (nombre total et par essence)	Mesure des diamètres et facteurs d'arbre du prisme
- Couvert vertical (> 4 m)	Points verticaux
- Âge	Sonde de Pressler à 1,3 m
- Hauteur	Clinomètre
Strate arbustive (de 1 à 9 cm au DHP)	
- Nombre de tiges/ha (nombre total et par essence)	Parcelle 25 m ²
- Couvert vertical (1,5 à 4 m)	Points verticaux ^c
- Obstruction latérale	Planche à profil ^c
Brout et éricacées	
- Nombre de tiges/ha de brout disponibles par essence (sauf éricacées)	Parcelle 3,14 m ²
- Nombre de tiges/ha de brout utilisées par la faune par essence (sauf éricacées)	Parcelle 3,14 m ²
- Recouvrement au sol des éricacées par essence	Estimation visuelle
- Proportion des tiges d'éricacée utilisées par la faune par essence	Estimation visuelle
Strates herbacée et muscinale	
- Recouvrement au sol par espèce	Estimation visuelle (parcelle 25 m ²)
Chicots (DHP > 9 cm)	
- Nombre total/ha	Virée continue (10 m x 50 m)
- Nombre/ha par essence, DHP et état	Virée continue (10 m x 50 m)
Débris ligneux	
- Proportion d'interception du transect	Ligne d'intersection (30 m)
- Volume/ha	Mesure des diamètres ^d

a. MRN, 1994. Le point d'observation écologique.

b. DHP : diamètre à hauteur de poitrine, soit à 1,3 m. du sol

c. La méthode est décrite à la section 2.3.2. *Procédure de relevé sur le terrain.*

d. Van Wagner, 1968.

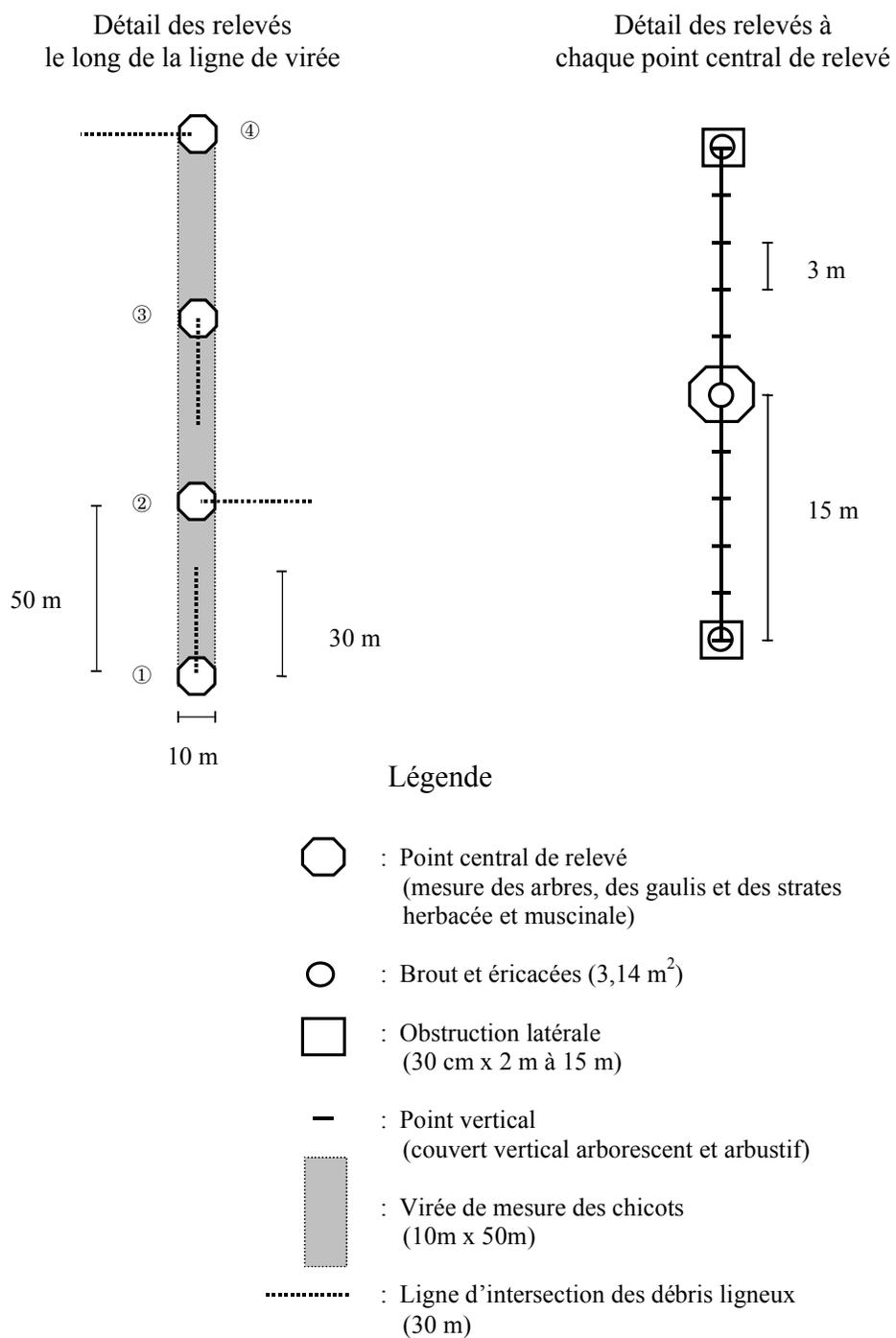


Figure 3 Schéma du dispositif de relevé de végétation

La surface terrière de la strate arborescente (tiges avec un DHP > 9 cm) a été évaluée à l'aide d'un prisme de facteur deux. Afin de déterminer le nombre de tiges à l'hectare et la distribution des diamètres au point de relevé, le diamètre des tiges sélectionnées par le prisme était mesuré (Ferron *et autres*, 1996). À chaque point de relevé de végétation, le couvert arborescent (> 4 m de hauteur) a été évalué à la verticale de 10 points équidistants de 3 m, à raison de 5 points de part et d'autre du point central de relevé, dans l'axe de la virée. Un clinomètre était utilisé afin de s'assurer que l'observation était parfaitement verticale. Un point était considéré comme couvert lorsqu'il était situé sous la projection au sol de la cime d'un arbre. L'âge de l'arbre dominant ou codominant le plus près du point de relevé a été mesuré par sondage à hauteur de poitrine (1,3 m), et sa hauteur a été estimée à l'aide d'un clinomètre.

Le nombre de gaulis de la strate arbustive (tiges de 1 à 9 cm au DHP) a été relevé dans des parcelles circulaires de 2,82 m de rayon (25 m²), centrées sur le point de relevé ayant servi aux mesures de la strate arborescente. Le couvert vertical arbustif (entre 1,5 et 4 m de hauteur) a été évalué simultanément et avec la même méthode que le couvert arborescent. L'obstruction visuelle latérale a été mesurée à l'aide d'une planche à profil de 30 cm de largeur par 2 m de hauteur, composée de quatre sections de 50 cm de couleurs différentes (Nudds, 1977). La lecture était faite à une distance de 15 m et les cotes de visibilité étaient les suivantes : 1 = de 0 à 20 %, 2 = de 21 à 40 %, 3 = de 41 à 60 %, 4 = de 61 à 80 %, 5 = de 81 à 100 % (Ferron *et autres*, 1996).

À chaque point de relevé, le brout et les éricacées ont été mesurés dans trois parcelles circulaires de 1 m de rayon (3,14 m²), l'une localisée sur le point central de relevé et les deux autres situées à 15 m de part et d'autre, dans l'axe de la virée. L'abondance des éricacées était évaluée par leur recouvrement au sol, et leur utilisation, par la proportion de tiges broutées. Les tiges de brout³ autres qu'éricacées étaient identifiées et dénombrées par espèce, en distinguant celles disponibles (non broutées et broutées) et celles broutées par la faune. L'évaluation a été réalisée selon deux étages, soit du sol à 0,5 m et de 0,5 à 3 m de hauteur.

La parcelle centrale de 25 m² a été utilisée pour les strates herbacée et muscinale. Dans ce cas, les espèces présentes ont été identifiées et leur abondance évaluée par la proportion de recouvrement au sol selon les classes suivantes : + (présence), 5 (de 1 à 5 %), 10 (de 6 à 15 %), 20 (de 16 à 25 %), 30 (de 26 à 35 %), etc.

Les chicots ont été dénombrés à l'intérieur de virées continues de 10 m de largeur sur 50 m de longueur. Nous avons noté l'espèce, le diamètre ainsi que l'état pour tous les chicots de plus de 9 cm de diamètre au DHP et de 2 m et plus de hauteur (Courteau *et autres*, 1997). Ces virées correspondaient normalement à la distance parcourue entre deux points de relevé successifs.

Dans le cas des débris ligneux au sol, ils ont été évalués le long de lignes d'intersection de 30 m de longueur, débutant au point central de relevé. Cette distance correspondait généralement à la demi-largeur du séparateur de coupes. La longueur totale de la ligne occupée par les débris ligneux a été compilée. Le diamètre des débris au point d'intersection de la ligne a également été mesuré, perpendiculairement à leur axe longitudinal, afin d'estimer le volume de bois au sol (Van Wagner, 1968). Pour d'éviter tout biais systématique, particulièrement dans les structures linéaires sujettes au chablis en raison de leur position par rapport aux vents dominants, l'azimut de la ligne d'intersection augmentait de 90° d'un point de relevé à l'autre.

3. Tige au sol ayant au moins une ramille disponible ≥ 10 cm de longueur dans les classes de hauteur considérées.

2.3.3. Traitement et compilation

Les informations notées à chacun des points de relevé sur le terrain étaient inscrites sur une feuille de relevé unique (annexe A). Celle-ci comportait différentes sections correspondant chacune à un type de mesure particulier. L'information a été saisie sur une feuille de tableur informatique (Microsoft Excel^{MC}, ver. 5), dont l'apparence était en tout point identique à la feuille de pointage. Cette façon de faire visait à faciliter la saisie par du personnel non spécialisé et à minimiser les erreurs. La feuille de saisies développée à cet effet a permis de classer les données selon leur nature, à l'aide de reports sur d'autres feuilles, ainsi qu'à effectuer des compilations de base pour plusieurs variables. Une fois l'information de la totalité des points de relevé saisie et vérifiée, une macro-commande a été développée afin de transposer l'information pertinente depuis les feuilles de compilation vers des fichiers plats, dont la structure est compatible avec un gestionnaire de base de données. Une description détaillée de la structure de la base de données utilisée apparaît à l'annexe B. Celle-ci comporte un total de 7 tables, soit une table «parent», qui renferme les métadonnées et les données compilées par le tableur, ainsi que 6 tables «enfants», qui permettent des traitements détaillés sur différentes variables (arbres et débris, chicots, couvert vertical, strates herbacée et muscinale, obstruction latérale et brout). La structure de la base de données a été conçue de façon à conserver la totalité de l'information contenue sur les feuilles de relevé, notamment la localisation spatiale des informations relatives au couvert vertical et à l'obstruction latérale.

3. Résultats et discussion

3.1. Indices de paysage des structures étudiées

Le tableau 3 présente les indices de paysage calculés pour chacune des structures de forêt résiduelle où ont été réalisés des relevés fauniques. Les sites témoins n'apparaissent pas au tableau étant donné qu'ils étaient situés dans des massifs forestiers continus non touchés par la coupe. Ainsi, la largeur moyenne des structures linéaires (SN, SR) variait de 53 à 85 m. Leur superficie était très réduite et ne dépassait jamais 7 ha, alors que les blocs résiduels variaient environ de 18 à 50 ha. Selon leur forme, les structures présentaient des proportions variables de superficie intérieure, les SN et SR étant nettement défavorisés sous cet aspect. La quantité de forêt restée en place à l'échelle de 25 ha (cercle de 25 ha centré sur la structure) révèle que la proportion a varié d'environ 15 % à plus de 90 %, selon la structure, avec une moyenne de 41 %. À l'échelle de 100 ha, on observe que la proportion de forêt résiduelle n'est jamais descendue en deçà de 24 % et qu'elle était en moyenne de près de 37 % pour l'ensemble des structures. Finalement, à l'échelle de 500 ha, la proportion de forêt a varié de 29 % à 55 %, avec une moyenne de 43 %. La plupart des structures, à l'exception de quatre lisières boisées, étaient directement contiguës à un bloc de forêt de plus de 25 ha. Enfin, comme on pouvait s'y attendre, une importante portion du périmètre de chaque structure de forêt résiduelle était en contact avec la coupe. Ces constatations mettent en évidence l'omniprésence et la forte connectivité des fragments de forêt résiduelle après la coupe, même à une échelle très locale à l'intérieur de l'aire d'intervention. Malgré la dominance des coupes dans le paysage, cette connectivité est facilement constatée lors du survol du territoire (figure 4).



Figure 4 Vue aérienne d'une partie du secteur d'étude

Tableau 3 Indices de configuration du paysage des structures de forêt résiduelle étudiées

STRUCTURE	11	12	13	14	15	21	22	23	24	25	31	32	33	34	35
Largeur (m)	63	60	66	71	62	58	53	72	85	85	200	208	411	640	296
Longueur (m)	345	353	403	372	267	650	642	629	564	961	1 083	1 069	843	1 250	660
Superficie totale (ha)	2,1	2,0	3,2	2,6	1,7	3,4	3,8	4,4	6,1	6,9	19,2	22,3	31,1	49,7	18,2
Superficie intérieure															
ha	0,6	0,7	1,3	1,0	0,5	0,8	1,2	1,8	2,8	3,6	13,7	15,8	25,0	38,8	12,7
%	30	33	39	38	30	25	33	42	45	52	71	71	80	78	70
Proximité de la forêt (ha)															
Cercle 25 ha	6,6	3,8	5,0	5,2	8,1	5,1	7,0	10,4	8,3	10,4	8,9	11,8	23,1	23,7	17,3
Cercle 100 ha	36,5	34,6	28,7	28,8	47,1	24,2	32,8	36,5	29,7	31,3	34,3	34,5	52,7	66,4	34,9
Cercle 500 ha	255	265	173	202	227	192	227	228	174	227	158	146	251	245	277
Contiguïté d'un massif > 25 ha (0 : non 1 : oui)	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1
Bordure de contact															
Forêt-coupe (%)	89	100	88	88	91	100	89	95	81	93	91	96	51	80	88
Forêt-coupe (m/ha)	360	374	291	301	361	405	326	292	234	231	138	148	56	79	139

3.2 Composition et structure de la végétation

Les caractéristiques générales de la forêt résiduelle des structures à l'étude apparaissent au tableau 4. Le tableau 5, quant à lui, présente les résultats moyens pour chacune des structures. Ainsi, l'épinette noire est de loin l'espèce la plus abondante dans l'ensemble des relevés. Le pin gris venait au second rang, suivi du sapin baumier. Tandis que le pin gris se retrouvait en petite quantité dans presque toutes les structures de forêt résiduelle, l'abondance du sapin baumier était plus variable, ce dernier étant parfois absent, parfois localement important. Dans plusieurs cas, le sapin baumier était associé aux feuillus intolérants. Le mélèze laricin, très peu abondant, était présent uniquement dans certaines structures riveraines. Finalement, le bouleau à papier et le peuplier faux tremble apparaissaient aussi sporadiquement, en petite quantité. L'une ou l'autre de ces espèces, parfois les deux, étaient présentes dans 18 des 20 structures étudiées.

Tableau 4 Caractéristiques générales de la végétation des 20 structures de forêt résiduelle étudiées

VARIABLE	MOYENNE	ÉCART TYPE	MINIMUM	MAXIMUM
Strate arborescente (DHP > 9 cm)				
Surface terrière (m²/ha)				
Totale	28,0	14,8	13,0	41,7
EPN	21,5	13,5	10,7	34,5
PIG	3,7	6,2	0,0	11,0
SAB	1,6	4,5	0,0	6,3
MEL	0,2	2,1	0,0	3,0
BOP	0,6	2,0	0,0	2,5
PET	0,4	2,1	0,0	3,6
Tiges/ha				
Total	1 432	791	878	2 163
EPN	1 130	757	514	1 787
PIG	151	281	0	539
SAB	102	270	0	362
MEL	5	48	0	64
BOP	30	99	0	127
PET	15	92	0	148
Couvert vertical (> 4 m, %)				
	52	23	35	73
Âge (ans)				
	79	26	46	99
Hauteur (m)				
	16	4	10	21
Strate arbustive (DHP 1-9 cm)				
Tiges/ha				
Total	1 560	2 206	200	3 133
EPN	1 149	1 897	67	2 767
PIG	61	596	0	711
SAB	275	911	0	1 250
MEL	3	32	0	33
BOP	62	303	0	467
PET	8	80	0	80
Couvert vertical (1,5-4 m, %)				
	18	22	4	39
Obstruction latérale (%)				
	64	20	43	80
Brout (tiges/ha)				
Tiges disponibles (0-50 cm)				
	8 926	7 010	1 238	24 567
Tiges disponibles (51-300 cm)				
	3 715	4 048	0	17 189
Tiges broutées/ha (0-300 cm)				
	28	84	0	413
Éricacées				
Recouvrement (%)				
	25	11	8	43
Tiges broutées (%)				
	0,3	–	0,0	3,3
Chicots/ha (DHP > 9 cm)				
	175	159	16	471
Débris ligneux				
% intersection				
	3,5	3,6	0,4	12,1
Volume (m³/ha)				
	26	35	3	103

EPN : épinette noire
PIG : pin gris

SAB : sapin baumier
MEL : mélèze laricin

BOP : bouleau à papier
PET : peuplier faux-tremble

Tableau 5 Caractéristiques de la végétation de chaque structure de forêt résiduelle étudiée

	No de structure	11	12	13	14	15	21	22	23	24	25
VARIABLE	<i>n</i> = 8	<i>n</i> = 7	<i>n</i> = 10	<i>n</i> = 9	<i>n</i> = 6	<i>n</i> = 12	<i>n</i> = 12	<i>n</i> = 11	<i>n</i> = 10	<i>n</i> = 16	
Strate arborescente (DHP > 9 cm)											
Surface terrière (m²/ha)											
Totale	20,8	28,0	35,8	34,4	21,0	36,5	32,3	24,9	29,4	23,4	
Écart type	11,9	12,4	6,8	7,7	16,8	16,0	14,8	9,4	14,0	16,5	
EPN	18,0	21,4	26,4	26,9	14,7	30,5	29,7	20,4	17,0	22,3	
PIG	2,5	6,6	7,2	3,6	5,7	1,7	2,2	4,6	8,6	0,5	
SAB	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,2	0,3	0,0	1,6	0,0	
MEL	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,4	
BOP	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	
PET	0,3	0,0	1,2	3,6	0,7	0,2	0,0	0,0	2,2	0,3	
Tiges/ha											
Total	1 043	1 537	1 636	1 558	988	1 499	1 236	1 263	1 033	1 315	
Écart type	617	861	425	368	905	659	773	501	602	967	
EPN	978	1 179	1 180	1 291	717	1 298	1 137	1 120	626	1 257	
PIG	53	358	302	100	248	44	63	142	276	25	
SAB	0	0	127	0	0	92	30	0	74	0	
MEL	0	0	0	0	0	64	0	0	0	23	
BOP	0	0	0	20	0	0	7	0	0	0	
PET	12	0	26	148	23	2	0	0	58	11	
Couvert vertical (> 4 m, %)											
Totale	44	60	62	57	43	53	54	61	59	46	
Écart type	13	13	15	21	15	17	23	19	17	28	
Âge (ans)											
Totale	89	77	87	82	90	99	89	84	88	80	
Écart type	–	15	6	7	10	25	5	6	6	7	
Hauteur (m)											
Totale	16,6	16,5	18,9	17,4	17,5	17,4	21,1	16,3	18,0	15,3	
Écart type	3,6	3,1	2,9	2,4	4,0	5,0	1,9	2,7	2,6	3,3	
Strate arbustive (DHP 1-9 cm)											
Tiges/ha											
Total	750	457	600	756	733	1 067	200	1 745	440	1 775	
Écart type	1 236	586	573	1 174	891	2 056	362	3 706	692	1 887	
EPN	600	400	480	711	267	600	67	1 564	400	1 700	
PIG	0	0	0	0	0	0	0	182	0	0	
SAB	50	0	120	0	0	433	100	0	40	75	
MEL	0	0	0	0	0	33	0	0	0	0	
BOP	100	57	0	0	467	0	33	0	0	0	
PET	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	
Couvert vertical (1,5-4 m, %)											
Totale	4	17	16	13	13	18	18	38	39	33	
Écart type	5	30	15	13	23	23	18	29	25	33	
Obstruction latérale (%)											
Totale	43	46	51	49	62	69	67	64	71	61	
Écart type	14	17	14	23	25	18	18	19	13	23	
Brout (tiges/ha)											
Tiges disponibles (0-50 cm)	4 642	5 608	13 899	7 309	1 238	8 488	6 720	9 549	15 915	7 074	
Écart type	5 974	7 136	17 344	10 266	1 562	7 543	6 911	11 339	12 159	6 942	
Tiges disponibles (51-300 m)	0	758	5 942	1 297	1 061	4 509	3 890	9 839	17 189	14 218	
Écart type	0	2 005	5 943	2 039	1 644	6 527	3 080	8 356	9 488	24 294	
Tiges broutées/ha (0-300 cm)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Écart type	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Éricacées											
Recouvrement (%)	28	33	27	34	8	18	13	28	18	39	
Écart type	11	28	9	24	4	15	14	16	12	16	
Tiges broutées (%)	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
Écart type	9	0	0	4	0	0	0	0	0	1	
Chicots/ha (DHP > 9 cm)											
Totale	115	283	270	84	163	148	90	411	248	164	
Écart type	60	94	214	49	65	90	43	423	160	142	
Débris ligneux % intersection											
Totale	8,2	4,4	3,7	3,4	12,1	3,6	8,7	2,7	4,2	2,6	
Écart type	4,8	3,7	2,4	3,1	6,6	1,9	5,0	2,2	2,4	2,0	
Volume (m³/ha)											
Totale	91	22	20	23	103	39	61	16	33	13	
Écart type	80	26	16	25	79	20	43	13	35	17	

Tableau 5 Caractéristiques de la végétation de chaque structure de forêt résiduelle étudiée (suite)

	No de structure	31	32	33	34	35	41	42	43	44	45
VARIABLE	<i>n</i> = 15	<i>n</i> = 16	<i>n</i> = 13	<i>n</i> = 15	<i>n</i> = 12	<i>n</i> = 13	<i>n</i> = 18	<i>n</i> = 16	<i>n</i> = 16	<i>n</i> = 16	<i>n</i> = 15
Strate arborescente (DHP > 9cm)											
Surface terrière (m²/ha)											
Totale		31,7	35,1	41,7	32,9	13,0	21,2	17,6	23,4	35,5	26,8
Écart type		12,0	13,2	13,6	12,6	6,7	7,2	9,1	15,0	13,2	10,8
EPN		23,6	23,8	34,5	28,0	10,7	15,4	12,3	14,3	25,1	20,9
PIG		6,9	11,0	6,3	2,5	0,0	0,0	0,0	2,8	1,0	0,0
SAB		0,1	0,1	0,5	0,7	2,0	3,4	5,1	5,9	6,3	3,1
MEL		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
BOP		1,1	0,0	0,5	0,9	0,3	2,3	0,1	0,5	2,5	2,3
PET		0,0	0,3	0,0	0,8	0,0	0,2	0,0	0,0	0,6	0,4
Tiges/ha											
Total		1 649	2 031	2 163	2 005	984	1 310	878	1 362	1 768	1 149
Écart type		638	614	991	684	419	525	479	565	861	624
EPN		1 348	1 475	1 787	1 760	825	958	514	889	1 326	825
PIG		241	539	326	90	0	0	0	107	41	0
SAB		1	8	16	32	146	243	362	345	277	168
MEL		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BOP		58	0	34	53	12	107	2	21	108	127
PET		0	10	0	70	0	2	0	0	16	23
Couvert vertical (> 4 m, %)											
		54	59	52	59	35	66	45	43	73	51
Écart type		23	15	16	18	21	22	24	26	27	16
Âge (ans)											
		80	81	71	64	46	59	85	56	81	97
Écart type		4	12		27	18	30	53	28	18	30
Hauteur (m)											
		13,1	14,8	16,3	12,7	10,4	13,8	14,2	12,7	16,2	18,7
Écart type		4,3	2,8	4,2	4,0	2,2	4,1	4,9	4,3	3,5	4,0
Strate arbustive (DHP 1-9 cm)											
Tiges/ha											
Total		1 707	1 500	892	2 507	3 133	2 031	2 333	3 100	2 525	1 440
Écart type		2 235	1 576	1 634	2 349	2 983	2 010	2 424	3 274	3 403	1 929
EPN		1 493	1 475	462	2 160	2 767	1 415	578	2 600	950	720
PIG		27	25	0	27	0	0	711	0	125	0
SAB		187	0	338	0	367	369	1 000	500	1 250	640
MEL		0	0	0	0	0	31	0	0	0	0
BOP		0	0	92	240	0	215	44	0	175	53
PET		0	0	0	80	0	0	0	0	25	0
Couvert vertical (1,5-4 m, %)											
		9	8	8	15	13	30	32	11	29	23
Écart type		14	13	20	20	9	15	28	10	29	18
Obstruction latérale (%)											
		63	66	54	65	64	70	71	80	62	73
Écart type		18	16	14	27	19	18	19	10	21	19
Brout (tiges/ha)											
Tiges disponibles (0-50 cm)		6 578	4 315	5 958	4 598	3 999	24 567	10 492	17 971	17 905	14 784
Écart type		9 014	4 870	7 839	7 000	5 165	36 168	9 112	33 480	19 902	10 133
Tiges disponibles (51-300 cm)		5 164	7 427	3 673	2 405	3 591	4 489	4 834	3 050	7 228	2 829
Écart type		5 837	9 311	8 111	5 190	4 278	1 945	3 156	3 463	9 030	3 442
Tiges broutées/ha (0-300 cm)		0	0	0	0	82	0	413	0	66	0
Écart type		0	0	0	0	294	0	1 751	0	265	0
Chicots/ha (DHP > 9 cm)											
		187	184	305	133	17	166	64	108	179	145
Écart type		107	135	117	137	23	126	75	99	112	119
Éricacées											
Recouvrement (%)		41	43	19	22	32	20	15	38	12	12
Écart type		25	24	21	16	25	15	11	27	17	15
Tiges broutées (%)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Écart type		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Débris ligneux % intersection											
		2,8	2,1	5,9	3,0	0,4	1,1	4,1	2,1	3,9	4,1
Écart type		2,6	1,7	4,0	2,9	0,7	0,7	4,3	3,2	2,3	2,8
Volume (m³/ha)											
		23	11	31	30	3	8	29	19	25	36
Écart type		31	13	33	26	6	9	28	31	20	33

Sur le plan de la structure, la proportion du couvert vertical arborescent était typiquement d'environ 50 %, alors que pour la strate arbustive, elle était de l'ordre de 20 %, avec cependant d'importantes variations d'une structure à l'autre. La forêt mesurait en moyenne 16 m de hauteur, avec une étendue allant de 10 à plus de 21 m entre les structures. L'obstruction latérale moyenne était d'environ 60 %, avec des valeurs variant d'un peu plus de 40 à 80 %. L'âge de la forêt des différentes structures se situait entre 46 et 99 ans, pour une moyenne de 79 ans. Quatre structures seulement avaient un âge inférieur à 70 ans.

Règle générale, le brout dans la fraction basse (0-50 cm) était plus abondant que dans la fraction haute (50-300 cm). L'abondance était très variable d'une structure à l'autre, le nombre de tiges/ha dans la fraction basse variait de 1 200 à plus de 24 000, alors que pour la fraction haute, ces valeurs allaient de 0 à plus de 17 000 tiges/ha. Par ailleurs, les éricacées étaient omniprésentes sur le territoire. Leur couverture globale au sol était en moyenne de 25 %, mais a atteint plus de 40 % dans certaines structures. Très peu de signes d'utilisation par la faune ont été détectés, tant chez les éricacées que chez les autres espèces ligneuses. Les structures où l'on a détecté une utilisation présentaient toutes, dans les strates arborescente et arbustive, une bonne proportion de sapin baumier et souvent aussi de feuillus.

La densité moyenne de chicots observée a été de 175 tiges/ha. Elle était cependant assez variable d'une structure à l'autre, allant de 16 chicots/ha, dans un secteur de forêt de moins de 50 ans, à plus de 471 chicots/ha. Bien qu'on puisse dénoter une légère relation positive entre l'âge de la forêt et la densité des chicots, celle-ci n'est pas apparue étroite (figure 5), ce qui laisse supposer que la composition forestière ou d'autres variables du milieu pourraient aussi jouer un rôle important.

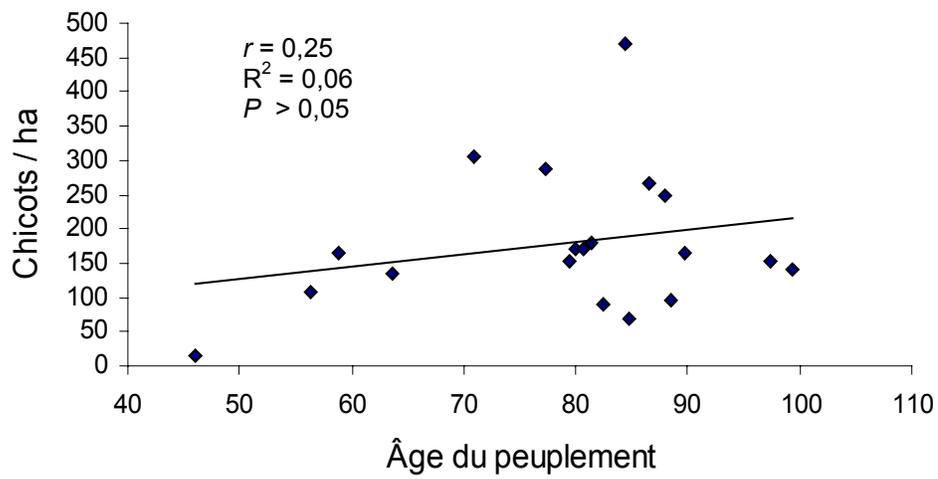


Figure 5 Relation entre l'âge du peuplement et la densité des chicots (DHP > 9 cm)

Relativement à la proportion d'intersection de la ligne d'évaluation par les débris ligneux au sol, elle a varié de 0,4 % à plus de 12 % selon les structures. Par ailleurs, l'estimation du volume de débris au sol a donné une moyenne générale de 26 m³/ha, avec un maximum de 103 m³/ha observé dans un SN en partie affecté par un chablis total. Comme on pouvait s'y attendre, la relation entre la proportion d'intersection et le volume au sol s'est avérée positive et très étroite (figure 6). Si le volume de débris ligneux n'est pas une variable essentielle aux analyses prévues concernant l'importance des débris ligneux, la méthode de l'intersection suffit pour quantifier adéquatement cet attribut et est plus rapide d'exécution.

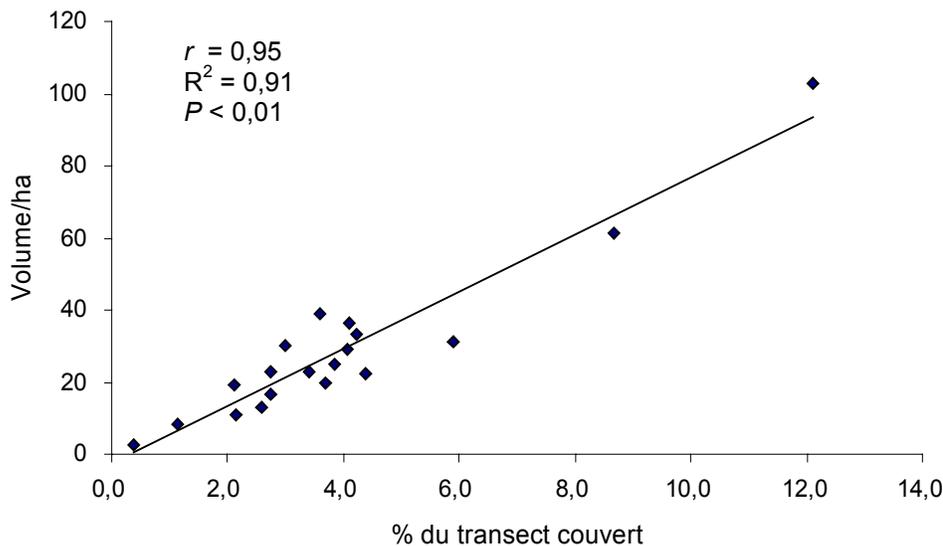


Figure 6 Relation entre la proportion d'intersection de la ligne par les débris ligneux au sol et leur volume (m^3/ha)

Les analyses en composante principale qui ont été faites sur les données de végétation indiquent que la variabilité était plus grande entre les différents sites d'un même type de structure qu'entre les types de structure eux-mêmes. La variabilité entre les types provient principalement de l'abondance de l'épinette noire dans la strate arbustive, de la hauteur et de l'âge des peuplements ainsi que de l'abondance du sapin baumier dans les strates arborescente et arbustive. Dans les TE, le sapin baumier est significativement plus abondant que dans les autres types de forêt résiduelle ($P < 0,001$). À l'intérieur même de chacun des types de structure, la surface terrière de l'épinette noire est la seule variable significativement différente entre les sites pour les SN ($P = 0,016$). Dans le cas des SR, la variabilité entre les sites provient principalement du volume de débris ligneux au sol et du nombre de tiges d'épinette noire dans la strate arbustive ($P < 0,001$). Pour les BR, les différences ont surtout été occasionnées par le nombre de tiges d'épinette noire dans la strate arbustive, par la surface terrière de l'épinette noire et du pin gris et par l'importance des feuillus. Finalement, dans le cas des TE, la variabilité est principalement associée à la surface terrière totale et à l'importance du sapin baumier et du bouleau à papier dans la strate arbustive.

Par ailleurs, certains traitements ont été faits en vue d'évaluer la concordance locale entre la carte forestière, réalisée à partir de la photo-interprétation, et les relevés de végétation faits dans l'ensemble des structures de forêt résiduelle du territoire d'étude. L'annexe D présente les résultats de cette analyse.

3.3 Performance des variables d'habitat pour expliquer la présence et l'abondance de la faune

Dans une situation où la densité des espèces fauniques (et de leurs indices sur le territoire) est basse, où les résultats des mesures sont très variables et où le nombre de répliquats disponibles pour l'analyse est limité, la puissance statistique est faible. Il devient alors difficile de mettre en lumière des relations claires entre les caractéristiques de l'habitat et son utilisation par la faune. Dans le cadre de l'étude, cette situation s'est présentée pour les volets portant sur le lièvre d'Amérique (Cusson *et autres*, 2001) et les écureuils (Côté *et autres*, 2001). Ainsi, en dépit d'un certain nombre de tendances soutenues constatées pour différentes variables fauniques, en rapport avec la valeur comme habitat des types de milieux de forêt résiduelle étudiés (SN, SR, BR, TE), aucune différence statistiquement significative n'est généralement apparue. Une telle situation peut, dans certains cas, être corrigée par une modification au protocole utilisé ou par la réalisation de relevés supplémentaires, qui ferait théoriquement augmenter la puissance des tests statistiques (Robinson et Wainer, 2002). Cette dernière option n'est cependant pas toujours possible. Pour ce genre d'étude, où il est difficile de réaliser un nombre de répliquats suffisant, certains auteurs recommandent la prudence lors de l'interprétation des résultats statistiques (Johnson, 1999). Le seuil de probabilité de 0,05, utilisé de façon générale, est fixé arbitrairement et peut, dans certaines circonstances, ne pas être adapté au contexte de l'étude et aux hypothèses avancées. Dans des situations où les niveaux de probabilité observés demeurent relativement faibles ($0,05 < P < 0,2$) sans toutefois atteindre un seuil donné jugé significatif (habituellement $P < 0,05$), il est possible qu'il existe tout de même un lien, mais que les caractéristiques des données utilisées (nature, précision, taille de l'échantillon, etc.) ne permettent pas de le mettre clairement en évidence (Robinson et Wainer, 2002). L'interprétation des résultats statistiques ne doit pas faire perdre de vue les hypothèses biologiques sous-jacentes (Guthery *et autres*, 2001). Dans certains cas, la situation devrait être analysée en considérant l'acceptabilité ou non de l'intervalle de confiance associé aux résultats, au regard des objectifs de l'étude (Johnson, 1999).

3.3.1. Indices de paysage

Globalement, les indices de configuration du paysage utilisés pour caractériser les fragments de forêt résiduelle ont été moins performants que les caractéristiques de la végétation pour expliquer les résultats fauniques. Cette constatation amène à penser que les caractéristiques locales de la végétation joueraient un rôle plus important, sinon prépondérant, à tout le moins pour les espèces ayant de petits domaines vitaux. Les analyses spatiales ont cependant permis de faire certaines constatations intéressantes. Ainsi, certaines espèces de passereaux (mésange à tête brune, paruline à tête cendrée, paruline à poitrine baie) se sont avérées rares ou absentes des petites structures de forêt résiduelle (SN, SR, BR) lors de la troisième année de mesure (Darveau *et autres*, 2001). Ce résultat indique que la taille minimale d'un bloc de forêt résiduelle qui pourrait permettre de maintenir la paruline à poitrine baie sur le territoire doit être supérieure à 50 ha. Dans le cas du lièvre d'Amérique, au cours de l'hiver, il était plus abondant dans les séparateurs de 100 m et plus de largeur et dans ceux qui étaient contigus à un grand massif forestier. Il utilisait aussi préférentiellement la partie centrale des bandes plutôt que les abords immédiats de la coupe, près de la bordure (Potvin *et autres*, 2001a). Le tétras du Canada, pour sa part, était plus abondant dans les séparateurs de plus de 80 m de largeur ainsi que dans ceux qui étaient davantage éloignés des grands massifs forestiers situés en périphérie des coupes (Potvin *et autres*, 2001c). Dans le cas des indices fauniques observés lors des relevés de pistes hivernaux, la quantité de forêt résiduelle dans une superficie circulaire de 100 et de 500 ha, centrée sur la structure de forêt résiduelle, était positivement corrélée avec l'abondance des pistes d'écureuil, alors que la distance de la structure à un bloc forestier voisin (25, 100 et 500 ha) était corrélée négativement avec cet indice. Toutefois, dans le cas de l'orignal, pour les ravages hivernaux localisés à l'intérieur même de grandes aires d'intervention forestière récentes, aucune

caractéristique de configuration spatiale n'a permis de distinguer ces milieux du reste des aires d'intervention (Potvin *et autres*, 2001b).

3.3.2. Composition de la végétation

Les structures de forêt résiduelle à l'étude (SN, SR, BR et TE) avaient été sélectionnées en vue de présenter des conditions d'habitat relativement uniformes quant à la composition et la structure de la végétation. La présence du sapin baumier en quantité plus grande dans quelques structures, notamment dans certains TE, a influencé le broutement par le lièvre (Cusson *et autres*, 2001). Les seules structures où on a relevé des indices d'utilisation présentaient plus de 150 tiges/ha de sapin dans la strate arborescente et de 360 à 1250 tiges/ha dans la strate arbustive. Lors des relevés de pistes hivernaux, l'abondance des indices du lièvre était corrélée avec l'importance du sapin baumier dans la strate arbustive (Potvin *et autres*, 2001a). L'abondance du pin gris, dans un rayon de 500 m, était associée négativement à celle du bruant à gorge blanche (Darveau *et autres*, 2001). Concernant le risque de prédation des nids, une relation positive a été observée avec l'abondance de l'épinière noire à l'échelle locale dans le couvert arborescent. Le phénomène inverse est rapporté quant à l'abondance du sapin baumier et du pin gris dans un rayon d'analyse de 500 m. La proportion de pin gris dans la strate arborescente s'est avérée corrélée positivement avec l'abondance du grand polatouche, alors que la relation était inverse avec l'épinière noire (Côté *et autres*, 2001). D'autre part, l'abondance du tamia rayé était positivement corrélée avec la quantité de sapins baumiers et de peupliers faux-tremble dans la strate arbustive, alors que celle du pin gris était associée à de faibles densités de cette espèce. Pour l'original, on a observé que les ravages avaient une composition végétale nettement différente des secteurs avoisinants, particulièrement au niveau de la strate arbustive. Le sapin baumier et les feuillus intolérants y étaient beaucoup plus abondants, donnant localement l'impression d'un couvert végétal typique de la sapinière à bouleau blanc (forêt mélangée), alors que les relevés étaient réalisés beaucoup plus au nord, dans le domaine de la pessière à mousses (Potvin *et autres*, 2001b).

3.3.3. Couvert vertical et obstruction latérale

Les résultats d'inventaire printanier ont montré que le tétras du Canada était plus abondant dans les bandes qui présentaient une strate arbustive bien développée et dont la surface terrière des arbres et le couvert arborescent étaient faibles (Potvin *et autres*, 2001c). Dans le cas du bruant à gorge blanche, les analyses ont montré que sa présence était en relation inverse avec la fermeture du couvert vertical arborescent (Darveau *et autres*, 2001). Pour l'écureuil roux, une faible corrélation négative est apparue entre la densité de cette espèce et l'obstruction latérale de la strate arbustive (Côté *et autres*, 2001). Pour sa part, le tamia rayé était plus fréquent dans les sites présentant une plus forte obstruction latérale de la strate arbustive et un faible couvert vertical de la strate arborescente. Pour ce qui est du lièvre, le couvert vertical arbustif a été la seule variable corrélée de façon étroite et constante avec l'abondance des indices notés lors des relevés de pistes hivernaux (Potvin *et autres*, 2001a). L'obstruction visuelle latérale, une variable que l'on considère généralement comme importante pour cette espèce n'a, par contre, montré aucun lien avec les indices d'utilisation de l'habitat du lièvre. Dans le cas des ravages d'originaux situés dans des aires d'intervention forestière récentes, on a remarqué un nombre de tiges de brout beaucoup plus important que dans le reste du territoire, ce qui se traduit par une obstruction visuelle latérale aussi plus grande (Potvin *et autres*, 2001b).

3.3.4. Hauteur du peuplement

La hauteur du peuplement n'a pas semblé avoir une influence notable sur aucune des espèces étudiées. La hauteur moyenne de l'ensemble des structures étudiées était toujours supérieure à 10 m, ce qui conférait un faciès de forêt haute à tous les milieux.

3.3.5. Âge du peuplement

L'influence de l'âge de la forêt se fait sentir en bonne partie de façon indirecte, par l'intermédiaire de son action sur la structure du milieu (hauteur, densité, obstruction latérale) et peut-être, dans une moindre mesure, sur sa composition. C'est le cas dans les peuplements pionniers en évolution, dont la proportion des essences est appelée à changer avec le temps. De ce point de vue, la variable âge est corrélée avec plusieurs autres. Trois variables importantes sont cependant plus directement reliées à l'âge du peuplement : l'abondance des chicots, celle des débris ligneux au sol et celle des lichens arboricoles. Pour ces variables, seul le temps peut permettre leur développement.

3.3.6 Chicots et débris ligneux au sol

Pour les trois espèces d'écureuils étudiées (écureuil roux, grand polatouche et tamia rayé), on a observé une faible corrélation positive entre l'abondance de ces espèces et la quantité de débris ligneux au sol (Côté *et autres*, 2001). À l'opposé, une relation inverse a été notée entre le nombre de chicots et l'abondance du tamia rayé.

Conclusion

Le relevé sur le terrain de variables biophysiques à des fins de caractérisation des habitats fauniques constitue une étape indispensable de beaucoup de travaux de recherche et de suivi sur la faune. Il s'agit souvent d'une opération coûteuse et exigeante sur le plan de la logistique. Il est important de planifier soigneusement cette opération afin de minimiser le temps requis pour la prise de données et, également, d'être en mesure de compiler rapidement une information qui peut s'avérer abondante. Une telle planification implique une sélection judicieuse des variables à mesurer et une optimisation des procédures de relevé et de compilation. L'information cartographique fournie par diverses sources (cartes topographiques, écoforestières et climatologiques, cartes de dépôts de surface, d'affectation des terres, etc.) peut être avantageusement utilisée et servir de base en tant que données préliminaires.

La procédure de relevé et de compilation utilisée dans le cadre de notre étude s'est avérée fonctionnelle et adéquate. Elle a permis de caractériser efficacement plusieurs composantes des habitats fauniques dans le domaine de la pessière à mousses. Des ajustements pourraient cependant être nécessaires pour des milieux différents. Il en va de même si l'on désire approfondir davantage une facette en particulier.

À des fins d'aménagement et de gestion faunique, la cartographie écoforestière numérique ainsi que les compilations des sondages terrestres de l'inventaire forestier constituent des bases intéressantes qui peuvent servir pour de nombreux travaux. Pour la faune, des ajustements mineurs aux procédures de sondage actuellement utilisées, tels par exemple l'ajout de relevés portant sur les chicots et les débris ligneux, pourraient permettre d'obtenir des informations utiles dans un contexte d'aménagement intégré forêt-faune.

Annexe B Base de données des relevés de végétation

Projet *Séparateurs de coupes*

Tables d'information contenues dans la base de données:

1) INFO_GEN	table principale; informations générales et résultats compilés pour chaque point de relevé
2) ARB_DEBR	table secondaire; informations de la grille diamètres-essences, sans les chicots
3) CHICOTS	table secondaire; informations de la grille diamètres-essences-états sur les chicots
4) REC_VERT	table secondaire; informations sur le couvert vertical (points verticaux par strate)
5) VIS_LAT	table secondaire; informations sur l'obstruction latérale par point d'évaluation
6) HERB_MUS	table secondaire; informations sur les strates herbacée et muscinale
7) BROUT	table secondaire; informations sur le brout et les éricacées

NOTES

La base de données de végétation a été structurée de façon à ce qu'aucune information contenue sur les feuilles de pointage de terrain ne soit perdue lors du transfert à la base. Les tables secondaires permettent de récupérer tous les détails relatifs à chaque mesure, incluant le positionnement précis de chaque lecture par rapport au centre de parcelle.

Liste et contenu des champs par table

INFO_GEN Table parent qui comprend les informations générales et les données compilées par site de relevés

Nom	Description
STRUCTURE	Numéro de la structure
PARC_VEGE	Numéro de la parcelle de végétation
AZIMUT	Azimut de la virée
CHAINAGE	Chaînage (m) du point de départ au point de relevé
ORIENT	Orientation en degrés de la virée débris (astronomique)
PENTE	Inclinaison de la pente, en pourcentage
EXPOSITION	Exposition: orientation de la pente en degrés (astronomique)
SITUATION	Situation sur la pente
FICH_GPS	Numéro de fichier GPS
NO_SEQUENT	Numéro séquentiel des enregistrements
DEPOT	Dépôt de matériaux meubles
DRAINAGE	Classe de drainage
EQUIPE	Initiales des membres de l'équipe d'inventaire
DATE	Date du relevé (aa-mm-jj)
PARC_LIEVR	Numéro de la parcelle lièvre
PARC_OIS	Numéro de la parcelle oiseau
DIST_CA	Distance entre le centre de la parcelle et le centre de l'arbre le plus près
DIST_AA	Distance entre le centre de l'arbre le plus près du centre-parcelle et le centre de son plus proche voisin
ARBU_NTOT	Strate arbustive, nombre total tiges/ha
ARBU_N_EPN	Strate arbustive, nbre tiges/ha Epn
ARBU_N_PIG	Strate arbustive, nbre tiges/ha Pig
ARBU_N_SAP	Strate arbustive, nbre tiges/ha Sab
ARBU_N_MEL	Strate arbustive, nbre tiges/ha Mel
ARBU_N_BOP	Strate arbustive nbre tiges/ha Bop
ARBU_N_PET	Strate arbustive, nbre tiges/ha Pet
ARBU_N_XXX	Strate arbustive, nbre tiges/ha autres Sp
ARBU_POINT	Strate arbustive, couvert vertical (points) %
ARBU_OBSTR	Strate arbustive, obstruction latérale %
ARBU_VISIB	Strate arbustive, visibilité %
ARBO_NTOT	Strate arborescente, nbre total tiges/ha
ARBO_N_EPN	Strate arborescente, nbre tiges/ha Epn
ARBO_N_PIG	Strate arborescente, nbre tiges/ha Pig

Nom	Description
ARBO_N_SAB	Strate arborescente, nbre tiges/ha Sab
ARBO_N_MEL	Strate arborescente, nbre tiges/ha Mel
ARBO_N_BOP	Strate arborescente, nbre tiges/ha Bop
ARBO_N_PET	Strate arborescente, nbre tiges/ha Pet
ARBO_N_XXX	Strate arborescente, nbre tiges/ha autres Sp
ARBO_ST_TO	Strate arborescente, surface terrière totale/ha
ARBO_STEPN	Strate arborescente, surface terrière Epn
ARBO_STPIG	Strate arborescente, surface terrière Pig
ARBO_STSAB	Strate arborescente, surface terrière Sab
ARBO_STMEL	Strate arborescente, surface terrière Mel
ARBO_STBOP	Strate arborescente, surface terrière Bop
ARBO_STPET	Strate arborescente, surface terrière Pet
ARBO_STX1	Strate arborescente, surface terrière Sp1
ARBO_STX2	Strate arborescente, surface terrière Sp2
ARBO_POINT	Strate arborescente, couvert vertical (points) %
ARBO_COUVE	Strate arborescente, couvert estimation %
ARBO_DENSI	Strate arborescente, densité (tiges/ha)
ARBO_HAUT	Strate arborescente, hauteur (m)
ARBO_AGE	Strate arborescente, âge
ARBO_SP	Strate arborescente, Sp évaluée pour l'âge
DEB_LTOTAL	Débris ligneux, longueur d'interception totale (cm)
DEB_PCENT	Débris ligneux, pourcentage d'interception
DEB_VOL_HA	Débris ligneux, volume total à l'hectare (m ³ /ha)
REM1	Première liste de commentaires
REM2	Deuxième liste de commentaires
REM3	Troisième liste de commentaires
CHI_NBRE	Nombre réel de chicots
CHI_N_HA	Nombre de chicots/ha

ARB_DEBR Table enfant correspondant à la grille essences-diamètres-états, sans les informations relatives aux chicots

Nom	Description
PARC_VEGE	Numéro de la parcelle de végétation
ESSENCE	Essence
ETAT	État de l'individu
DIAMETRE	Diamètre
NOMBRE	Nombre d'individus inventoriés

CHICOTS Table enfant correspondant aux informations relatives aux chicots de la grille essences-diamètres-états.

Nom	Description
PARC_VEGE	Numéro de la parcelle de végétation
ESSENCE	Essence
DIAMETRE	Diamètre
NOMBRE	Nombre
CARACT	Caractéristique (identifiée par un chiffre)

REC_VERT Table enfant renfermant le détail de l'information contenue dans la grille des points verticaux par strate et par point de lecture

Nom	Description
PARC_VEGE	Numéro de la parcelle de végétation
STRATE	Type de strate (arborescente ou arbustive)
POSITION	Position de la parcelle dans le dispositif

VIS_LAT Table enfant renfermant le détail de l'information des relevés d'obstruction latérale.

Nom	Description
PARC_VEGE	Numéro de la parcelle de végétation
SITUATION	Situation du relevé par rapport à la parcelle
HAUT	Hauteur
VISIBILITE	Visibilité

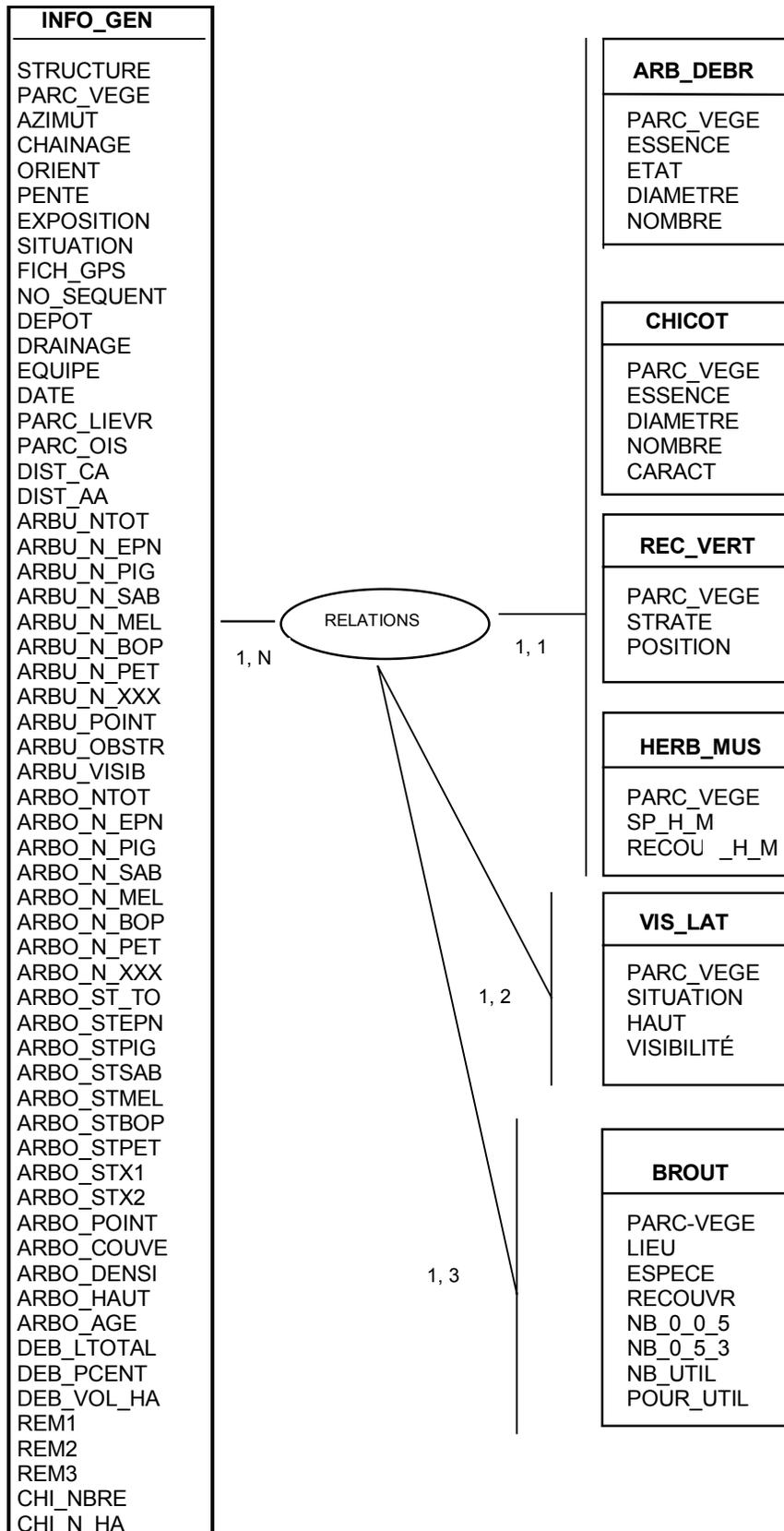
HERB_MUS Table enfant renfermant le détail de l'information de la grille de relevé des strates herbacée et muscinale.

Nom	Description
PARC_VEGE	Numéro de la parcelle de végétation
SP_H_M	Nom de l'espèce
RECOU_H_M	Recouvrement de l'espèce

BROUT Table enfant renfermant le détail de l'information des relevés de brout et d'éricacées

Nom	Description
PARC_VEGE	Numéro de la parcelle de végétation
LIEU	Situation du relevé par rapport à la parcelle
ESPECE	Nom de l'espèce
RECOUVR	Recouvrement de l'espèce % (éricacées)
NB_0_0_5	Nombre de tiges entre 0 et 0.5 mètre de hauteur (autres espèces)
NB_0_5_3	Nombre de tiges entre 0.5 et 3 mètres de hauteur (autres espèces)
NB_UTIL	Nombre de tiges broutées (autres espèces)
POUR_UTIL	Pourcentage de tiges broutées (éricacées)

Annexe B (suite) Base de données des relevés de végétation : relations entre les tables



Annexe C Description de la procédure de relevé sur le terrain

Les relevés sont réalisés en équipe de deux personnes. Une fois rendu au point central de relevé, une des personnes y demeure tout au long de la procédure et effectue la prise de notes. Toutes les notes sont consignées sur une feuille unique, propre à chaque point de relevé. Avec un minimum d'expérience, la personne restée au point central peut simultanément pointer l'information transmise par l'autre personne qui se déplace et effectuer elle-même une partie, sinon la totalité des mesures faites à partir du point central. C'est elle qui sélectionne, à l'aide du prisme placé sur le centre du point de relevé, les arbres dont le diamètre est à mesurer. Elle effectue le relevé du brout et des éricacées dans la parcelle centrale (3,14 m²), évalue les recouvrements des strates herbacée et muscinale et dénombre les gaulis (25 m²). Elle fait aussi la lecture de la planche à profil à partir du centre. L'autre personne est continuellement en déplacement et a pour tâche de mesurer le diamètre des arbres sélectionnés par le prisme, de faire la lecture des points de recouvrement vertical des strates arborescente et arbustive, de faire le relevé du brout et des éricacées aux parcelles avant et arrière (3,14 m²) et d'étendre la planche à profil à chacun de ces points pour en permettre la lecture à partir du point central. La virée de mesure des débris ligneux est réalisée par la personne en déplacement. Deux fois sur quatre, il lui est possible de la faire lors du déplacement d'un point de relevé à l'autre, dans l'axe de la virée. Dans les autres cas, la virée de mesure se fera latéralement. Le relevé de la virée des chicots (50 m) est fait par la personne du centre, au moment de son déplacement vers le point de relevé suivant. La mesure des chicots est prise de part et d'autre de la ligne de Topofil^{MC} laissée par la personne mobile en déplacement vers ce point.

L'ensemble de la procédure vise à maximiser la prise de données en un minimum de temps, notamment en utilisant les temps de déplacement pour recueillir des informations. À certains moments, la procédure permet également aux deux personnes de recueillir simultanément des informations différentes. Lors des relevés pris au cours de l'étude, la moyenne de points de mesure effectués quotidiennement par équipe a été d'un peu plus de 7 ($\bar{x} = 7,2$; ET = 1,8; $n = 28$ jours*équipe).

Annexe D Concordance entre l'interprétation photographique pour la carte forestière et les relevés de terrain

Introduction

L'évaluation réalisée n'avait pas pour but de caractériser la précision de l'interprétation photographique, mais plutôt de quantifier les écarts susceptibles de se présenter en comparant localement des informations de sources différentes. Rappelons que la cartographie a été effectuée selon les normes actuelles du MRNFP, à l'exception de la taille minimale des peuplements, et sous la supervision d'un vérificateur expert. Elle ne comportait cependant pas la totalité des variables écologiques. Potvin *et autres* (1999) ont déjà examiné cet aspect lors d'une étude antérieure réalisée en Abitibi-Témiscamingue et mentionnaient que l'échelle de perception et le temps écoulé depuis la prise des photographies aériennes peuvent être à l'origine d'écarts, sans qu'une erreur de mesure ou d'interprétation soit nécessairement en cause. Pour la présente étude, mis à part les perturbations récentes, le temps depuis la prise des photos n'a pas constitué une source d'erreur notable. En effet, la période écoulée (six ans) ne représente pas un laps de temps important, au regard de la vitesse d'évolution des forêts du secteur d'étude (majoritairement des pessières noires matures). L'échelle de perception, par contre, pourrait jouer un rôle plus important, particulièrement dans certains secteurs plus hétérogènes, où l'interprète a dû agglomérer des peuplements trop petits.

Méthode

Lors de la réalisation des relevés sur le terrain, chaque point de mesure a été localisé à l'aide d'un GPS avec correction différentielle (précision d'environ 3 m). La projection de ces localisations sur la carte forestière a permis de comparer les informations mesurées au sol avec celles des strates interprétées à partir des photos aériennes. Pour ce faire, nous n'avons retenu que les peuplements forestiers dans lesquels au moins quatre points de relevé avaient été faits, ce qui représente un total de 25 peuplements et 207 points de relevé. Les variables suivantes ont été examinées : la composition forestière, le couvert vertical arborescent, la hauteur des arbres et l'âge du peuplement. Dans le cas de la composition forestière (groupement et sous groupement d'essences), la strate identifiée sur la carte a été comparée à celle déterminée par la mesure de la surface terrière des essences présentes aux points de relevé. Une cote 0 était attribuée lorsque les deux strates (terrestre et cartographique) étaient identiques, et une cote 1, lorsqu'elles étaient différentes. Pour le couvert arborescent, la valeur mesurée à chaque point de relevé a été comparée à la classe de densité que l'interprète a estimée pour le peuplement. La cote 0 était attribuée aux points de relevé dont les deux valeurs appartenaient à la même classe (D : 25- 40 %, C : 41-60 %, B : 61-80 %, A : 81-100 %). Une cote égale au nombre de classes d'écart était donnée en cas de différence. Une procédure semblable a été utilisée pour la hauteur et l'âge. Les hauteurs et les âges mesurés sur le terrain ont été ramenés en classes et comparés à la valeur interprétée pour le peuplement (classe de hauteur 6 : 1,5-4 m, 5 : 4-7 m, 4 : 7-12 m, 3 : 12-17 m, 2 : 17-22 m, 1 : > 22 m ; classe d'âge 10 : 0-20 ans, 30 : 21-40 ans, 50 : 41-60 ans, 70 : 61-80 ans, 90 : 81-100 ans, 120 : > 100 ans).

Résultats et discussion

Le tableau 6 présente la moyenne d'écart observée pour 25 peuplements individuels ainsi que pour la totalité des relevés pris dans leur ensemble. Dans le cas du groupement et du sous groupement d'essences du peuplement, le taux global de discordance a été de 45 %. Selon le peuplement, le taux a varié de 0 à 100 %. Un taux de 50 % signifie dans les faits qu'environ une fois sur deux, l'interprétation cartographique ne concorde pas avec l'évaluation ponctuelle du groupement d'essences du peuplement,

déterminée sur le terrain à l'aide de la mesure de la surface terrière. Dans certains cas, les évaluations d'un peuplement peuvent concorder quasi parfaitement pour les différents points de relevé (peuplements n^{os} 568, 4256 et 4257). Dans d'autres cas, elles sont systématiquement différentes (peuplements n^{os} 973 et 4047. Pour ces derniers peuplements, l'écart provenait d'une essence jugée trop peu abondante pour influencer l'appellation.

Même si un taux général de discordance de près de 50 % peut sembler relativement élevé, il faut considérer la complexité de déterminer l'appellation d'un peuplement lors de l'interprétation photographique. Lorsque la proportion d'une essence ou d'un groupe d'essences se situe près d'un des seuils de démarcation qui influencent l'appellation (25, 50 ou 75 % de la surface terrière), les écarts peuvent devenir fréquents. Différents auteurs rapportent des taux de discordance très variables pour ce paramètre. Ouellet *et autres* (1996) mentionnent un taux de seulement 5 % pour un secteur de la Gaspésie, alors que Coulombe et Lowell (1995) ont observé un taux de 26 % dans la sapinière à bouleau blanc de la forêt Montmorency. Dans deux secteurs différents de l'Abitibi-Témiscamingue, Potvin *et autres* (1999) ont obtenu des taux de discordance de 22 % et de 6 % pour des peuplements résineux, soulignant que la variabilité interne des peuplements était à l'origine de cette différence. Dans le cas des types de couverts mélangé et feuillu, ces derniers rapportent cependant des écarts importants : 40 % de discordance sur les peuplements de type mélangé à dominance feuillue et 80 % dans le cas des peuplements feuillus. En forêt décidue, Nolet *et autres* (1995) ont, pour leur part, mesuré un taux de discordance de 78 %. Ces résultats montrent que la présence de plusieurs essences sur une station est susceptible de faire augmenter le taux de discordance pour la dénomination du couvert arborescent.

Du point de vue de la caractérisation des habitats fauniques, les écarts de composition observés entre la carte et les mesures prises sur le terrain ne portent pas nécessairement toujours à conséquence. Dans le cas où une légère variation de la surface terrière d'une essence peut faire changer l'appellation, il est possible que le milieu ne constitue pas pour autant un habitat réellement distinct. La stratification de l'inventaire forestier comporte un niveau de définition de la composition et de la structure forestières qui peut parfois être jugé trop fin et qui nécessite souvent des regroupements avant l'analyse. À titre d'exemple, le type de couvert (résineux, mélangé, feuillu), qui est une caractérisation plus grossière que ne l'est le groupement d'essences, est souvent utilisé à cette fin (Potvin et Courtois, 1998; Potvin et autres, 2001b). L'évaluation de l'écart sur le type de couvert n'a pas été faite dans la présente étude, étant donné la très large dominance du couvert résineux sur le territoire.

Tableau 6 Concordance entre les données cartographiques et les valeurs mesurées sur le terrain pour 25 peuplements forestiers dans le secteur du lac Montréal

Numéro de peuplement	Nombre de parcelles de relevé terrestre	Groupement d'essences interprété	Indice densité hauteur interprétées	Écart sur le groupement d'essences ¹	Écart sur le couvert vertical ²	Écart sur la hauteur du peuplement ²	Écart sur la classe d'âge ²
161	13	EE	C 3	0,31	0,54	0,85	0,69
333	9	EE	B 3	0,33	0,56	0,67	0,67
343	4	EPg	B 3	0,50	1,25	0,75	1,25
348	9	EEC ³	D 5	0,00	0,78	1,78	2,33
492	6	EE	C 3	0,83	0,67	0,50	1,33
568	8	EE	D 4	0,00	0,63	0,38	1,63
768	10	EPg	A 2	0,60	2,00	0,80	1,00
775	7	EPg	C 3	0,86	0,43	0,57	0,86
965	4	EPg	C 3	0,25	0,50	0,75	1,00
972	10	PgE	A 2	0,50	1,40	0,60	0,60
973	4	EPg	B 2	1,00	0,50	1,00	0,50
975	6	EPg	C 3	0,83	1,17	0,50	0,83
977	4	EE	C 3	0,25	0,75	1,00	0,25
1544	11	EE	C 3	0,27	0,91	0,73	1,09
1575	4	SS	C 5	0,50	1,00	2,00	2,00
1634	8	EE	B 4	0,25	1,25	1,00	1,38
4021	7	EE	A 3	0,43	1,57	0,57	0,43
4030	9	EE	A 3	0,67	1,44	0,78	0,22
4039	4	EE	B 3	0,25	1,00	1,00	0,75
4044	10	EPg	B 3	0,60	0,90	0,70	0,10
4047	27	PgE	A 3	0,96	2,15	0,63	0,48
4070	6	EE	C 3	0,67	0,50	0,33	0,83
4248	5	EE	B 3	0,20	0,80	0,80	0,00
4256	10	EE	C 3	0,10	0,90	1,30	0,10
4257	12	EE	C 3	0,08	0,58	0,83	0,33
Ensemble des peuplements	207			0,45	1,09	0,80	0,77

1 Une valeur moyenne de 0 pour l'ensemble des parcelles d'un peuplement signifie que les relevés de terrain et l'information cartographique concordent parfaitement; une valeur moyenne de 1 signifie qu'aucune donnée ne concorde.

2 L'unité de mesure est le nombre de classes d'écart entre les valeurs de la carte et celles du terrain. Les classes des paramètres sont celles utilisées pour l'inventaire forestier.

3 La lettre «C» a été attribuée à la photo-interprétation et désigne une pessière à cladonie.

À l'opposé, on pourrait considérer que la stratification forestière manque, à l'occasion, de finesse dans certains types de milieu. Par exemple, pour que les essences feuillues soient considérées et apparaissent dans l'appellation cartographique, elles doivent composer un minimum de 25 % de la surface terrière totale du peuplement. Dans des territoires à large dominance résineuse, comme c'est le cas de notre secteur d'étude situé dans la pessière à mousses, un tel seuil occulte une portion des peuplements forestiers où les feuillus occupent une place non négligeable (entre 10 et 25 % de la surface terrière). Sur le plan faunique, de telles strates peuvent représenter des milieux différents et souvent plus riches, à certains points de vue, que les strates résineuses pures qui sont communes dans le secteur et où domine l'épinette noire accompagnée parfois du pin gris. Pour certaines essences forestières, notamment les feuillus intolérants et également le sapin baumier dans les régions nordiques, un seuil de détection de l'ordre de 10 % de la surface terrière totale de la strate fournirait une information intéressante sur le plan de l'aménagement des habitats. Il permettrait de cibler plus facilement les strates les plus propices à laisser sur place lors de la récolte, en guise de refuge faunique. Un seuil abaissé pour les feuillus intolérants pourrait peut-être également contribuer à augmenter la précision de l'estimation du volume de ces essences, précision parfois considérée comme déficiente dans les inventaires forestiers. La même approche pourrait être proposée pour les strates résineuses de la portion sud du Québec. Dans des paysages où dominent largement les peuplements feuillus, les strates résineuses et mélangées constituent probablement des milieux particuliers sur le plan de la richesse faunique. Ces strates sont également très convoitées par les industriels forestiers.

En ce qui a trait au couvert vertical, l'écart moyen a été de 1,09. Il a varié de 0,43 à 2,15. En d'autres termes, à l'échelle d'un peuplement, lorsque la valeur demeure sous l'unité, l'interprétation photographique de la classe de densité et la moyenne des lectures de couvert vertical faites au sol tendent à attribuer la même cote au peuplement. Sur 25 peuplements sondés, 10 différaient d'une cote de 1 ou plus, dont deux d'une cote de 2 ou plus. Les 15 autres se situaient entre 0,0 et 1,0, ce qui donne un taux global de discordance de l'ordre de 40 % environ. L'hétérogénéité des strates sur cet aspect est probablement responsable de la majeure partie des écarts observés. Pour cette variable, le niveau de résolution de la cartographie forestière, qui utilise quatre classes, apparaît suffisant pour bien caractériser les habitats. Cette classification a été utilisée pour l'évaluation de l'indice de qualité de l'habitat de plusieurs espèces présentes au Québec, soit en utilisant les classes individuellement, soit en réalisant des regroupements de classes ou des combinaisons de classes de densité et classe de hauteur (Blanchette et LaRue, 1993; Guay, 1994; Blanchette, 1995).

Concernant la hauteur des peuplements, l'écart moyen était de 0,80, avec des variations à l'échelle du peuplement allant de 0,33 à 2,0. L'interprétation des résultats pour cette variable est identique à la précédente. Six peuplements atteignaient ou dépassaient le seuil d'une classe d'écart. Un grand nombre de valeurs mesurées sur le terrain se situaient aux environs de 17 m, qui est le point pour départager les classes de hauteur 3 et 2. Cela explique probablement une partie des écarts.

Finalement, pour ce qui est de l'âge, l'écart moyen obtenu a été de 0,77, la cote variant de 0,0 à 2,33 à l'échelle du peuplement. Neuf peuplements avaient une cote moyenne égale ou supérieure à 1. L'écart le plus important a été observé dans un peuplement relativement jeune (46 ans) dont l'âge interprété avait été nettement surestimé (70 ans).

Les comparaisons effectuées donnent une idée de la concordance à laquelle on peut s'attendre dans un tel milieu pour diverses variables, entre les mesures de terrain et l'interprétation photographique, lorsque l'évaluation est faite à l'aide des classes utilisées pour la cartographie écoforestière. Comme cela a été mentionné précédemment, une non-concordance ne résulte pas nécessairement d'une erreur commise dans l'une ou l'autre des évaluations. Elle peut aussi découler d'une différence d'échelle de perception ainsi que de l'évolution du couvert depuis la prise de photo. La photo-interprétation tend à évaluer la variable sur une superficie assez grande (MRN, 1995). Selon les besoins, cette particularité peut s'avérer

tout autant un avantage qu'un inconvénient. Bélanger *et autres* (1996) ont bien fait ressortir les difficultés à obtenir des entités homogènes à certaines échelles, particulièrement lorsque des informations de natures différentes doivent être intégrées. Ils soulignent que toute délimitation cartographique des peuplements implique une généralisation. Les cas de divergence systématique entre la carte et le terrain, pour l'ensemble des points de relevé d'un même peuplement, tendent à confirmer une erreur d'interprétation. Par contre, les divergences occasionnelles peuvent découler de l'hétérogénéité de la strate ou du fait que la valeur moyenne de la variable interprétée se situe près du seuil pour départager deux classes, ce qui résulte en des valeurs mesurées sur le terrain qui se situent dans l'une ou l'autre de ces classes. Finalement, il faut comprendre que la vision globale que procure l'interprétation photographique permet souvent d'intégrer plus fidèlement la variabilité inhérente à un peuplement qu'un nombre restreint de points de relevé sur le terrain. Dans les strates hétérogènes, il faudrait en effet de nombreux points pour arriver à obtenir une image vraiment représentative.

Les mesures sur le terrain décrivent en détail l'état de la végétation en un point précis. C'est la seule technique vraiment fiable dans les cas où une information détaillée et spatialement bien localisée est requise. Les mesures sur le terrain permettent aussi d'évaluer des variables importantes qui sont difficiles ou impossibles à photo-interpréter, comme les caractéristiques des couverts arbustif et herbacé et la présence de chicots et de débris ligneux (Bissonnette *et autres*, 1997).

Bibliographie

- ANDERSON, S. H. et K. J. GUTZWILLER, 1994. «Habitat Evaluation Methods », *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*, Chapter 23, The Wildlife Society, p. 592-606.
- ANDRÈN, H., 1994. « Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: a Review », *Oikos*, vol. 71, p. 355-366.
- BÉLANGER, L., S. PAQUETTE, P. BEAUCHESNE, J. BISSONNETTE, S. LEMAY, P. BOULIANE et R. CARRIER, 1996. « La cartographie écoforestière ou le défi d'intégrer le milieu physique et le couvert forestier », *Écoscience*, 3 (2), p. 229-238.
- BERTRAND, N. et C. PAQUET, 1998. *Projet Séparateurs de coupes : méthodes de relevé et base de données de végétation*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, rapport interne, 11 p.
- BERTRAND, N. et F. POTVIN, 2002. *Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe : synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay-Lac-Saint-Jean*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et Société de la Faune et des Parcs du Québec, code de diffusion 2002-3118, 98 p.
- BEVERS, M. et J. HOF, 1999. « Spatially Optimizing Wildlife Habitat Edge Effects in Forest Management Lineal and Mixed-Integer Programs », *Forest Science*, 45 (2), p. 249-258.
- BISSONNETTE, J., L. BÉLANGER, P. LARUE, S. MARCHAND et J. HUOT, 1997. « L'inventaire forestier multiressource : les variables critiques de l'habitat faunique », *The Forestry Chronicle*, 73 (2), p. 241-247.
- BLANCHETTE, P., 1995. *Modèle d'indice de qualité de l'habitat pour la gélinotte huppée (Bonasa umbellus) au Québec*, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Rapport 95-2927-11, 39 p.
- BLANCHETTE, P. et P. LARUE, 1993. *Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la paruline couronnée (Seiurus aurocapillus L.) au Québec*, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, rapport 2301, 20 p.
- BROWN, J. K., 1974. *Handbook for inventorying downed woody material*, U.S. Department of Agriculture, General Technical Report INT-16, 24 p.
- CHALFOUN, A. D., F. R. THOMPSON et M. J. RATNASWA, 2002. « Nest Predators and Fragmentation: a Review and Meta-Analysis », *Conservation Biology*, vol. 16, p. 306-318.
- CÔTÉ, M., J. FERRON, M.-H. SAINT-LAURENT et A. CARON, 2001. *Utilisation de différents types de forêt résiduelle après coupe en forêt boréale par trois espèces de sciuridés*, Université du Québec à Rimouski, pour le ministère des Ressources naturelles et à la Société de la faune et des parcs du Québec, 62 p.
- COULOMBE, S. et K. LOWELL, 1995. « Ground-Truth Verification of Relations Between Forest Basal Area and Certain Ecosystem Ecophysiological Factors Using a Geographic Information System », *Landscape Urban Planning*, vol. 32, p. 127-136.

- COURTEAU, M., M. DARVEAU et J.-P. SAVARD, 1997. *Effets des coupes forestières sur la disponibilité de sites de nidification pour le garrot à œil d'or (Bucephala clangula) en sapinière boréale*, Environnement Canada, Service canadien de la faune, rapport technique n° 270, 22 p.
- COURTOIS, R., 1993. *Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'original (Alces alces) au Québec*, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, rapport 2300, 56 p.
- CUSSON, M., M.-H. SAINT-LAURENT, J. FERRON et A. CARON. 2001. *Utilisation à court terme de trois types de forêt résiduelle par le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) en forêt boréale*, Université du Québec à Rimouski, pour le ministère des Ressources naturelles et à la Société de la faune et des parcs du Québec, 76 p.
- DARVEAU, M., M. BOULET, C. VALLIÈRES, L. BÉLANGER et J.-C. RUEL, 2001. *Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire, Rapport synthèse 1997-1999*, Université Laval, pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, 42 p.
- DeVOS, A., et H. S. MOSBY, 1971. «Habitat Analysis and Evaluation», *Wildlife Management Techniques*, Washington, R. H. Giles, éd., Wildlife Society, p. 135-172.
- DE VRIES, P. G., 1974. « Multi-Stage Line Intersect Sampling », *Forest Science*, 20 (2), p. 129-133.
- DESPONTS, M., 1997. *Proposition d'une méthodologie pour la description de la structure et de la composition du paysage forestier*, pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction générale des ressources fauniques et des parcs, 18 p. et annexe.
- FERRON, J., R. COUTURE et Y. LEMAY, 1996. *Manuel d'aménagement des boisées privés pour la petite faune*, Fondation de la faune du Québec, 206 p.
- FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT, 1998. « Short-Term Effects of Logging on Snowshoe Hares in the Boreal Forest », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, p. 1335-1343.
- FLOOD, B. S., éd., 1977. *A Handbook for Habitat Evaluation Procedures*, U.S. Fish and Wildlife Service, Resource Publication 132, 77 p.
- GUAY, S. 1994. *Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) au Québec*, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport 94-2537-12, 59 p.
- GUTHERY, F. S., J. J. LUSK et M. J. PETERSON, 2001. « The Fall of Null Hypothesis: Liabilities and Opportunities », *Journal of Wildlife Management*, 65 (3), p. 379-384.
- GYSEL, L. W., et L. H. LYON, 1980. «Habitat Analysis and Evaluation», *Wildlife Management Techniques Manual*, Washington, S.D. Schemnitz, éd., The Wildlife Society, p. 305-327.
- HAYS, R. L., C. SUMMERS et W. SEITZ, 1981. *Estimating Wildlife Habitat Variables*, U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-81/47, 111 p.

- HUOT, J., 1996. *Conservation de la biodiversité à l'échelle du peuplement et sylviculture dans le contexte québécois*, pour le ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, 56 p.
- JAMES, F. C. et H. H. SHUGGART, 1970. « A Quantitative Method of Habitat Description », *Audubon Field Notes*, vol. 24, p. 727-736.
- JOHNSON, D. H., 1999. « The Insignificance of Statistical Significance Testing », *Journal of Wildlife Management*, 63 (3), p. 763-772.
- LARUE, P., 1993. *Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la martre d'Amérique (Martes americana Turton) au Québec*, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, rapport présenté au sous-comité forêt-faune terrestre de la gestion intégrée des ressources, document technique 92/7, 34 p.
- LARUE, P., J. BISSONNETTE et S. ARCHAND, 1992. *Guide normatif pour la prise de données visant à caractériser les habitats fauniques*, document Gestion intégrée des ressources, n° 91/8, 11 p.
- LITVAITIS, J. A., K. TITUS et E. M. ANDERSON, 1994. « Measuring Vertebrate Use of Terrestrial Habitats and Foods », *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*, Bethesda, Maryland, T.A. Bookhout, éd., The Wildlife Society, p. 254-274.
- LOFROTH, E. C., 1992. « Measurement of Habitat Elements at the Stand Level », *Methodology for Monitoring Wildlife Diversity in B.C. Forests, Proceedings of Workshop*, Green Timbers, B.C., L.R. Ramsay, éd., Forestry Association, p. 25-29.
- MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES (MER), 1984. *Normes d'inventaire forestier*, gouvernement du Québec, Service de l'inventaire forestier, 177 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRN), 1995. *Normes de stratification écoforestière*, gouvernement du Québec, code de diffusion RN95-3025, 116 p.
- NOLET, P., G. DOMON et Y. BERGERON, 1995. « Potential and Limitations of Ecological Classification as a Tool for Forest Management: a Case Study of Disturbed Deciduous Forest in Québec », *Forest Ecology and Management*, vol. 78, p. 85-98.
- NUDDS, T. D., 1977. « Quantifying the Vegetation Structure of Wildlife Cover », *Wildlife Society Bulletin*, vol. 5, p. 113-117.
- OUELLET, J.-P., J. FERRON et L. SIROIS, 1996. « Space and Habitat Use by the Threatened Gaspé Caribou in Southeastern Québec », *Canadian Journal of Zoology*, vol. 74, p. 1922-1933.
- POTVIN, F., 1995. *L'inventaire du brout : revue des méthodes et description de deux techniques*, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport 95-2545-02, 70 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*, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 91 p.

- POTVIN, F., L. BÉLANGER et K. LOWELL, 1999. « Validité de la carte forestière pour décrire les habitats fauniques à l'échelle locale : une étude de cas en Abitibi-Témiscamingue », *Forestry Chronicle*, 75 (5), p. 851-859.
- POTVIN, F., N. BERTRAND et J. FERRON, 2001a. *Relevés hivernaux de pistes dans de grandes aires de coupe pour mesurer l'utilisation de la forêt résiduelle par la faune*, gouvernement du Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 45 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et C. DUSSAULT, 2001b. *Fréquentation hivernale de grandes aires de coupe récentes par l'original en forêt boréale*, gouvernement du Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 35 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS, C. GIRARD et J.-B. STROBEL, 2001c. *Fréquentation par le tétras du Canada de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe*, gouvernement du Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 48 p.
- ROBINSON, D. H. et H. WAINER, 2002. « On the Past and Future of Null Hypothesis Significance Testing », *Journal of Wildlife Management*, 66 (2), p. 263-271.
- ROBINSON, G. R., R. D. HOLT, M. S. GAINES, S. P. Hamburg, M. L. Johnson, H. S. Fitch et E. A. Martinko 1992. « Diverse and Contrasting Effects of Habitat Fragmentation », *Science*, vol. 257, p. 524-526.
- ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*, Les publications du Québec, 213 p.
- SAUCIER, J.-P., J.-P. BERGER, H. D'AVIGNON et P. RACINE, 1994. *Le point d'observation écologique*, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers, publication RN94-3078, 116 p.
- SAUNDERS, D., R. J. HOBBS et C. R. MARGULES, 1991. « Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review », *Conserv. Biol.*, vol. 5, p. 18-32.
- THIBEAULT, M., 1985. *Les régions écologiques du Québec méridional (deuxième approximation)*, Québec, gouvernement du Québec ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche, carte 1/250 000.
- 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*, vol. 30, p. 202-210.
- VAN WAGNER, C. E., 1968. « The Line Intersect Method in Forest Fuel Sampling », *Forest Science*, 14 (1), p. 20-26.
- WALSH, R., 2001. *Historique des mesures de protection du milieu riverain*, conférence prononcée dans le cadre de l'Atelier sur les milieux riverains forestiers, Shawinigan, 21 et 22 novembre 2001.