



Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides



ANNEXES

Rapport préliminaire du comité scientifique

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Novembre 2007



DOCUMENT INTERACTIF

Cliquez sur le titre d'une annexe pour l'atteindre automatiquement.

Annexe 1

Quelques éléments de réflexion concernant l'utilisation d'espèces indicatrices dans un modèle écologique de gestion écosystémique pour la réserve faunique des Laurentides

par PAUL-ÉMILE LAFLEUR

Annexe 2

Classification des écosystèmes et caractérisation des forêts mûres et surannées de la réserve faunique des Laurentides dans le cadre d'une stratégie d'aménagement écosystémique

par YAN BOUCHER, PIERRE GRONDIN,
JEAN NOËL, DENIS HOTTE, JACQUES
BLOUIN et GABRIEL ROY

Annexe 3

Reconstitution du portrait historique et de la situation forestière actuelle de la réserve faunique des Laurentides

par HÉLOÏSE RHEULT et JULIE HÉBERT

Annexe 4

Documentation sur les enjeux de raréfaction de l'épinette blanche et des massifs forestiers de la réserve faunique des Laurentides

par LUCIE PARIZEAU

Annexe 5

Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc de l'est : revue de littérature (version préliminaire)

par SYLVIE CÔTÉ

Quelques éléments de réflexion concernant l'utilisation d'espèces indicatrices dans un modèle écologique de gestion écosystémique pour la Réserve faunique des Laurentides

Paul-Émile Lafleur, biologiste

Le 25 juillet 2007

Mise en contexte

L'un des buts visés par le projet d'**aménagement écosystémique** de la Réserve faunique des Laurentides est de comprendre la dynamique de l'écosystème forestier en vue d'en maintenir toutes les composantes ainsi que les processus qui les régissent. Pour ce faire, la caractérisation des écosystèmes, la connaissance du régime des perturbations, de même que celle des éléments sensibles du territoire constituent, au plan écologique, des prérequis pour établir un « modèle écosystémique » de gestion de ce territoire forestier.

Au plan opérationnel, le modèle de gestion devra conduire à l'élaboration de stratégies d'aménagement forestier fondées sur une connaissance plus approfondie de l'écologie du territoire que celles actuellement en vigueur. Bien qu'inspirées par la connaissance des processus naturels, ces stratégies ne peuvent évidemment les reproduire fidèlement. Aussi, il pourrait être opportun de se doter de « modèles biologiques » dans le but d'apporter un complément à certains éléments de la stratégie d'aménagement forestier. C'est dans cette optique qu'est introduite l'idée d'utiliser des indicateurs fauniques dans un contexte d'aménagement forestier.

Les lignes qui suivent ont pour objet de situer l'utilisation « d'indicateurs fauniques » dans le contexte de l'aménagement forestier écosystémique. Une fois les principales notions relatives aux espèces dites « indicatrices » passées en revue, une brève discussion sur la question de leur « représentativité » est abordée. Pour finir, on aborde l'intégration « d'indicateurs fauniques » dans un modèle de gestion écosystémique du territoire forestier.

La notion « d'espèce indicatrice » : variations sur un même thème

Depuis une bonne trentaine d'années, sinon davantage, la littérature scientifique s'intéresse à la notion générale « d'espèce indicatrice » (Thompson et Angelstam 1999). D'abord développée dans une optique d'études sur les effets de pollutions diverses (notion de *bioindicateur*), un axe de recherche s'est ensuite adressé à cette question sous un angle écologique, l'idée générale étant de mettre en évidence des espèces animales susceptibles de représenter un ensemble d'espèces associées à des conditions écologiques données. Ainsi, le postulat de base est qu'en étudiant l'écologie de quelques espèces « indicatrices » ou « représentatives » dans un contexte donné (en l'occurrence celui de l'aménagement forestier), il est possible d'inférer sur celle d'un ensemble d'autres espèces associées à des conditions écologiques comparables (Niemi *et al.* 1997; Thompson et Angelstam 1999). Comme il sera discuté plus loin, cette approche présente des lacunes importantes.

Plusieurs définitions tournant autour du concept « d'espèce indicatrice » sont véhiculées dans la littérature. Cinq d'entre elles, parmi les plus couramment utilisées, sont présentées ci-après.

Espèce indicatrice (*indicator species, bioindicator*)

Cette catégorie comporte deux volets. D'abord, il s'agit d'une espèce dont la présence fournit de l'information sur la condition globale de l'écosystème et sur les autres espèces (guilde) de cet écosystème (espèce indicatrice - voir par exemple Landres *et al.* 1988; Niemi *et al.* 1997 pour une définition et une analyse critique); ensuite, il peut s'agir d'espèces ou de taxons qui sont sensibles aux conditions du milieu et qui peuvent ainsi être utilisés pour évaluer la condition du milieu (bioindicateurs).

Exemple : le garrot d'Islande, comme « espèce indicatrice » pouvant refléter la présence de gros chicots en forêt boréale (voir Vaillancourt 2007).

Espèce parapluie (*umbrella species*)

Il s'agit généralement d'espèces à grand domaine vital. Suivant ce concept, la protection d'une espèce parapluie concerne un grand nombre d'espèces qui coexistent dans un même type d'habitat (voir Fleishman *et al.* 2000).

Exemple : le caribou forestier, pourrait constituer une espèce parapluie en forêt boréale (voir Courtois 2003).

Espèce focale (*focal species*)

Les espèces qualifiées de « focales » sont définies comme étant celles qui sont les plus sensibles aux « menaces » qui pèsent sur l'écosystème. On en distingue généralement trois catégories : les espèces limitées dans leur capacité de dispersion, celles qui le sont par la quantité « d'habitat d'intérieur », de même que celles qui sont limitées par un type donné de ressource (voir Lambeck 1997).

Exemple : la martre d'Amérique, qui nécessite une certaine quantité de « forêt d'intérieur » dans son domaine vital (voir Potvin 1998), semble répondre à cette définition.

Espèce clé, ou espèce clé de voûte (keystone species)

Il s'agit d'une espèce dont les effets sur son environnement et sur un ensemble d'autres espèces sont disproportionnés eu égard à son abondance (voir Power *et al.* 1996). À l'instar d'une clé de voûte, la disparition de « l'espèce clé » entraîne un changement radical d'état au sein d'un écosystème donné. On reconnaît généralement deux types d'espèces clés : les espèces clé prédatrices et les espèces clés qualifiées « d'ingénieurs écologiques ».

Exemples : le cas classique du « prédateur clé » est celui du rôle joué par la loutre de mer (espèce clé prédatrice) dans les « forêts » de laminaires sur la côte ouest; de même, le castor (espèce clé jouant le rôle « d'ingénieur écologique ») est souvent qualifié d'espèce clé, en raison de la transformation radicale du milieu qu'il opère par sa présence (il transforme un milieu lotique en milieu lentique) ; le lièvre d'Amérique est parfois mentionné comme espèce clé potentielle en forêt boréale, compte tenu de la dépendance de plusieurs espèces de prédateurs à son endroit ; enfin, le grand pic est également suggéré comme espèce clé, compte de son rôle « pionnier » comme excavateur primaire de cavités, dont plusieurs espèces pourront ensuite profiter (voir Gasse 2007).

Espèce porte-étendard, ou espèce emblématique (flagship species)

Espèce « charismatique », généralement à statut précaire ou en difficulté, pouvant être associée à un type d'écosystème qui nécessite des actions de conservation (voir Simberloff 1998).

Exemples : parmi les « classiques » à l'échelle planétaire, il peut être mentionné l'éléphant d'Afrique ou le panda géant; dans l'ouest américain, la chouette rayée constitue le porte-étendard des peuplements forestiers surannés; plus près de nous, il est de plus en plus admis que l'ours polaire constitue une espèce emblématique associée aux effets néfastes des changements

climatiques; enfin, le caribou forestier est de plus en plus considéré comme un porte-étendard de la forêt boréale canadienne.

Le dilemme de la représentativité

Dans sa tentative de gérer adéquatement les milieux naturels, on observe depuis quelques décennies diverses approches pour se doter d'indicateurs suffisamment représentatifs de la complexité des écosystèmes aquatiques ou terrestres. En effet, la notion générale d'indicateur suscite beaucoup d'intérêt parce qu'elle suggère que l'état d'une espèce peut nous renseigner sur celui de plusieurs autres (Thompson et Angelstam 1999). Parfois qualifiés de « raccourcis » (« surrogates » en anglais) écologiques, ces espèces indicatrices sont censées représenter des communautés animales entières dans un contexte écologique donné (voir Lindenmayer *et al.* 2000 pour un examen critique). Une fois les espèces ciblées, il n'y a plus qu'à en modéliser l'habitat (notion « d'indice de qualité de l'habitat » ou IQH ou, en anglais, de « habitat suitability index » ou HSI) pour en intégrer les paramètres au sein d'un modèle de gestion, par exemple dans une stratégie d'aménagement forestier.

Bien que fort attrayante *a priori*, la notion d'espèce indicatrice à des fins de gestion est fortement critiquée dans la littérature (voir Simberloff 1998; Lindenmayer *et al.* 2000). Fondamentalement, la niche écologique de chaque espèce est unique, et il n'y a jamais de corrélation parfaite entre l'abondance de deux espèces (Crête 2003). En outre, une étude récente a démontré qu'en utilisant une série d'espèces indicatrices (« indicatrices », « parapluies » ou « emblématiques ») dans différents contextes écologiques, celles-ci n'avaient pas plus de valeur représentative qu'un groupe d'espèces sélectionnées au hasard (Andelman et Fagan 2000). En revanche, l'application empirique d'une méthodologie de sélection d'espèces parapluie confrontée à un choix d'espèces réalisé au hasard a conduit Fleishman *et al.* (2001) à des conclusions à la fois similaires et plus nuancées. Par ailleurs, on connaît très peu les relations causales entre une espèce dite « indicatrice » et les processus dont elle est censée être l'indicateur (Lindenmayer et Franklin 2002). Conséquemment, si l'on souhaite se doter d'indicateurs fauniques à des fins de gestion forestière, l'examen de la littérature tend à suggérer des limites sévères à la notion de représentativité, voire même à affirmer qu'elle ne repose sur aucun fondement scientifique suffisamment solide.

Quelle place pour des « espèces indicatrices » dans un modèle de gestion écosystémique

?

L'approche générale utilisée en **aménagement écosystémique** consiste à décrire le mieux possible l'état de la forêt primitive (dans le cas de la Réserve des Laurentides il s'agit de la forêt préindustrielle) et les processus écologiques qui y ont cours, en particulier le régime des perturbations. Cette connaissance permet de mettre en évidence les paramètres de base de la « forêt naturelle » (en termes de composition, de structure et d'organisation spatiale), sur lesquels pourront s'inspirer les stratégies d'aménagement forestier (application du filtre brut). La connaissance écologique du territoire doit également comprendre celle d'éléments spécifiques (espèces ou milieux) qui présentent une sensibilité particulière (espèces à statut précaire, milieux rares ou exceptionnels), afin que les stratégies d'aménagement forestier puissent en assurer le maintien (application du filtre fin).

Application du filtre brut

Il s'agit donc de développer une approche pluridimensionnelle, basée sur la connaissance de l'écologie du territoire et des processus qui la régissent. Ce type d'application du filtre brut, basée sur ce qu'on pourrait appeler des « balises écosytémiques », s'inspire du travail de Lindenmayer *et al.* (2006). Une telle approche devrait donc s'assurer de maintenir, en milieu terrestre :

- L'hétérogénéité à l'échelle du paysage
- La complexité structurelle des peuplements
- La connectivité

Ces auteurs soulignent également l'importance de maintenir l'intégrité du milieu aquatique, qui dans une large mesure dépend de l'état de la matrice forestière. Par ailleurs, ces auteurs suggèrent d'adopter une stratégie d'aménagement visant à maintenir une diversité d'habitats à plusieurs échelles (idéalement de celle du microsite à celle du grand paysage), dans une optique de répartition des risques (« risk-spreading approach »). En effet, si un aspect de la stratégie d'aménagement devait s'avérer inefficace, d'autres pourraient en compenser les lacunes dans une certaine mesure. Cette approche visant à conserver un gradient d'habitats susceptible de contribuer au maintien de la diversité biologique est également véhiculée en Europe (voir Blondel, 2002).

Il importe toutefois de garder à l'esprit que, même inspirés au mieux de la connaissance des processus naturels, les travaux d'aménagement forestier ne peuvent les imiter parfaitement (Hannon et McCallum 2004). Par exemple, les brûlis récents diffèrent des coupes récentes, tant au plan de la rétention des éléments de structure de la végétation que des espèces qu'on peut y retrouver (voir Imbeau 1999). Dans cette optique, je suggère, en complément des « balises

écosystémiques » évoquées précédemment, d'utiliser des indicateurs fauniques sur la base de leurs liens avec certaines composantes de l'habitat susceptibles d'être compromises par l'exploitation forestière. Il pourrait s'agir, par exemple, d'une espèce sensible à la fragmentation des massifs forestiers et qui nécessite une certaine quantité de forêt d'intérieur dans son domaine vital, comme par exemple la martre d'Amérique (Potvin 1998; Chapin *et al.* 1998; Hargis *et al.* 1999; Potvin *et al.* 2000). Dans ce cas, il s'agirait de vérifier si les « balises écosystémiques » permettent de maintenir les conditions d'habitat de cette espèce sensible à la fragmentation. À titre d'exemple, Potvin (1998) présente une réflexion sur l'adéquation du modèle de gestion de la « forêt mosaïque » développé à la Forêt Montmorency en fonction des exigences d'habitat de la martre. L'approche proposée dans le cadre du projet d'**aménagement écosystémique** de la réserve faunique des Laurentides se base donc sur la notion d'espèce focale (*sensu* Lambeck 1997), à cette différence près que l'espèce « focale » ainsi sélectionnée ne se veut pas représentative d'une communauté animale donnée. En effet, compte tenu des limites sévères associées au caractère « représentatif » d'une espèce ou d'un ensemble d'espèces dites « indicatrices » (voir section précédente), on ne peut raisonnablement fonder une stratégie d'aménagement forestier sur la base des seules exigences d'habitat d'un ensemble d'espèces. Il peut même arriver qu'un choix non judicieux d'espèces focales sans autres « gardes-fous » d'aménagement puisse entraîner le déclin d'autres espèces qui ont des exigences d'habitat différentes (Hannon et McCallum 2004).

Application du filtre fin

Les éléments évoqués précédemment ne doivent en rien nous soustraire à l'obligation de maintenir les espèces à statut précaire et/ou préoccupantes dans le territoire sous aménagement. Il faut donc s'assurer que la stratégie d'aménagement proposée ne contribue pas à entraîner la disparition d'une espèce à statut précaire ou d'un milieu exceptionnel, auquel cas il faudra proposer des mesures particulières de protection à intégrer à la stratégie d'aménagement forestier.

Conclusion

Dans un contexte d'**aménagement écosystémique** visant l'application du filtre brut, l'utilisation « d'indicateurs fauniques » de gestion constitue un outil valable pour contribuer à baliser l'aménagement forestier. En effet, comme les travaux d'aménagement forestier ne peuvent imiter fidèlement les processus naturels de renouvellement de la forêt, il importe d'en valider l'application à l'aune d'espèces sensibles aux pratiques d'aménagement forestier. Toutefois, l'utilisation d'indicateurs fauniques doit s'inscrire dans une approche globale et s'intégrer aux

lignes directrices d'aménagement élaborées à partir de la connaissance de l'écologie du territoire (à l'échelle du paysage et du peuplement, voire du microsite), en vue de les compléter. De même, la plus grande prudence est de mise lorsqu'il s'agit de conférer à ces espèces cibles une quelconque valeur de représentativité des communautés animales du territoire ou de la région à l'étude. Enfin, la mise en exergue d'espèces fauniques « indicatrices » à l'avant-plan comme « porte-étendards » constitue un excellent outil de vulgarisation en vue de promouvoir l'aménagement forestier écosystémique auprès du grand public.

Références

Andelman, S. et W.F. Fagan 2000. *Umbrellas and Flagships : Efficient Conservation Surrogates or Expensive Mistakes ?* Proceedings of the National Academy of Sciences 97(11): 5954-5959.

Blondel, J. 2002. *Biodiversité et sciences de la nature*. In : Marty, P., F-D. Vivien, J. Lepart et R. Larrère (éds.) *Les biodiversités: objets, théories, pratiques*. CNRS éditions, pp. 23-36

Chapin, T.G., D.J. Harrison et D.D. Katnik 1998. *Influence of Landscape Pattern on Habitat use by American Marten in an Industrial Forest*. Conservation biology 12(6): 1327-1337.

Courtois, R. 2003. *La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu*. Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, 350 p.

Crête, M. 2003. *Les modèles d'indice de qualité de l'habitat: des outils utiles pour la gestion de l'habitat de la faune forestière ?* Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, 25 p.

Fleishman, E., D.D. Murphy et P.F. Brussard 2000. *A New Method for Selection of Umbrella Species for Conservation Planning*. Ecological Applications 10(2): 569-579.

Fleishman, E., R.B. Blair et D.D. Murphy 2001. *Empirical Validation of a Method for Umbrella Species Selection*. Ecological Applications 11(5): 1489-1501.

Gasse, A. 2007. *Importance des arbres de grande taille en forêt boréale mixte sur la distribution des oiseaux cavicoles ainsi que sur les patrons d'alimentation du grand pic (Dryocopus pileatus)*. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 88 p.

Hannon, S.J. et C. McCallum 2004. *Using the Focal Species Approach for Conserving Biodiversity in Landscapes Managed for Forestry*. Dept. of Biological Sciences, University of Alberta, 57 p.

Hargis, C.D., J.A. Bissonnette et D.L. Turner 1999. *The Influence of Forest Fragmentation and Landscape Patterns on American Martens*. *Journal of Applied Ecology* 36: 157-172.

Imbeau, L., J.P.L. Savard et R. Gagnon 1999. *Comparing Bird Assemblages in Successional Black Spruce Stands Originating from Fire and Logging*. *Can. J. Zool.* 77: 1850-1860.

Lambeck, R.J. 1997. *Focal Species : A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation*. *Conservation Biology* 11(4) : 849-856.

Landres, P.B., J. Verner et J.W. Thomas 1988. *Ecological Use of Vertebrate Indicator Species : A Critique*. *Conservation Biology* 2: 316-328.

Lindenmayer, D.B., C.R. Margules et D.B. Botkin 2000. *Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management*. *Conservation Biology* 14(4): 941-950.

Lindenmayer, D.B. et J.F. Franklin 2002. *Conserving Forest Biodiversity : A Comprehensive Multiscaled Approach*. Island Press, 351 p.

Lindenmayer, D.B., J.F. Franklin et J. Fischer 2006. *General Management Principles and a Checklist of Strategies to Guide Forest Biodiversity Conservation*. *Biological Conservation* 131: 433-445.

Niemi, G.J., J.M. Hanowski, A.R. Lima, T. Nichols et N. Wieland 1997. *A Critical Analysis on the Use of Indicator Species in Management*. *J. Wild. Manage.* 61(4): 1240-1252.

Potvin, F. 1998. *La martre d'Amérique (Martes americana) et la coupe à blanc en forêt boréale : une approche télémétrique et géomatique*. Thèse de doctorat, Université Laval, 245 p.

Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell 2000. *Marten Habitat Selection in a Clearcut Boreal Landscape*. *Conservation Biology* 14(3): 844-857.

Power, M.E. et coll. 1996. *Challenges in the Quest for Keystones*. *BioScience* 46(8): 609-620.

Simberloff, D. 1998. *Flagship, Umbrellas and Keystones: Is Single-Species Management Passé in the Landscape Era ?* Biological Conservation 83(3): 247-257.

Thompson, I.D. et P. Angelstam 1999. *Special Species*. In: Hunter, M.L. (Ed.) *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 434-459.

Vaillancourt, M-A. 2007. *Caractérisation de la disponibilité des arbres potentiels à la nidification du garrot d'Islande dans la forêt boréale de l'est du Québec*. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 99 p.

Classification des écosystèmes et caractérisation des forêts mûres et surannées de la réserve faunique des Laurentides dans le cadre d'une stratégie d'aménagement écosystémique

Yan Boucher, Pierre Grondin, Jean Noël, Denis Hotte, Jacques Blouin et Gabriel Roy

Résumé

Dans cette étude, nous présentons la classification des écosystèmes ainsi que le portrait des vieilles forêts (mûres et surannées) de la réserve faunique des Laurentides (RFL) dans la perspective d'y déployer une stratégie d'aménagement écosystémique. L'étude présente d'abord la classification écologique de la RFL relativement aux types forestiers et aux types écologiques. Sur la base de la répartition de la végétation actuelle, de la végétation potentielle et de leurs relations avec les variables explicatives (climat, milieu physique et perturbations naturelles), quatre zones ou écosystèmes sont cartographiés : 1- La sapinière à bouleau jaune (MS1), 2- la sapinière à bouleau blanc de basse altitude (< 600m ; MS2t), 3- la sapinière à bouleau blanc de haute altitude (> 600m ; MS2h) et 4- la pessière noire à mousses et lichens (RE1). La répartition des vieilles forêts (mûres et surannées) a ensuite été mesurée dans chacun des écosystèmes. À l'intérieur du territoire de la RFL, les forêts mûres et surannées forment actuellement 25.4 % de la superficie forestière. La fraction occupée par les forêts mûres et surannées dans chaque écosystème varie entre 21 et 29 %. Les forêts mûres et surannées sont dominées (70 %) par des peuplements d'épinette noire (41 %) et de sapin (29 %). Les bétulaies blanches forment 26 % des forêts mûres et surannées. D'après l'abondance des forêts mûres et surannées à l'échelle des paysages, nous avons aussi subdivisé le territoire de la RFL en quatre types de paysage sur la base de leur similitude avec la mosaïque forestière préindustrielle. La répartition des vieilles forêts à l'échelle de la RFL indique qu'une petite fraction du territoire possède des caractéristiques s'apparentant à la forêt préindustrielle. Dans le cadre d'un aménagement écosystémique qui vise le maintien des principales caractéristiques de la forêt préindustrielle, une restauration écosystémique est à envisager.

Mots-clés

Classification écologique, forêts mûres et surannées, aménagement écosystémique, réserve faunique des Laurentides, forêt préindustrielle, perturbations naturelles

Table des matières

Résumé	1
Table des matières	2
Introduction	3
Aire d'étude.....	4
Historique du territoire	5
Méthodes.....	6
Classification des écosystèmes	6
Cartographie des écosystèmes	6
Répartition des forêts mûres et surannées	9
Typologie des paysages vs forêts mûres et surannées.....	9
Résultats et Discussion.....	10
Classification et cartographie des écosystèmes	10
Écosystème 1. (Sapinière à bouleau jaune).....	13
Écosystème 2. (Sapinière à bouleau blanc de basse altitude).....	13
Écosystème 3. (Sapinière à bouleau blanc de haute altitude)	14
Écosystème 4. (Pessière noire à mousses et lichens).....	16
Répartition des forêts mûres et surannées	16
Abondance et caractéristiques spatiales des forêts mûres et surannées	16
Composition des forêts mûres et surannées	17
Répartition des forêts mûres et surannées en relation avec le milieu physique et les types écologiques.....	18
Typologie des paysages basée sur un gradient de forêts mûres et surannées	19
Conclusion.....	20
Liste des références.....	21

Introduction

L'aménagement forestier écosystémique (AFÉ), tente de reproduire, par le biais de stratégies d'aménagement et de traitements sylvicoles, les caractéristiques des écosystèmes retrouvées sous un régime de perturbations naturelles (Attiwill 1994 ; Harvey *et al.* 2002). La structure et la composition des forêts préindustrielles ou naturelles (avant exploitation) constituent des cibles pour ce type d'aménagement. En maintenant les caractéristiques des écosystèmes à l'intérieur de leur limite de variabilité naturelle, on suppose que l'AFÉ conservera la diversité biologique des paysages aménagés (Landres *et al.* 1999).

Au Québec, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a convenu, d'ici 2012, de déployer l'AFÉ à l'échelle nationale. En partenariat avec plusieurs acteurs du milieu forestier, le MRNF appui plusieurs projets pilotes, dont celui de la réserve faunique des Laurentides (RFL).

Préalablement au déploiement d'une stratégie écosystémique, il faut acquérir une connaissance écologique appropriée des territoires aménagés. La classification des écosystèmes est une méthode qui permet de bien comprendre les relations entre la végétation, le milieu physique (altitude, relief et dépôts de surface) et le régime des perturbations (Abella *et al.* 2003). Au Québec, le système hiérarchique de classification écologique du MRNF fournit, à diverses échelles spatiales, des informations détaillées sur la nature des écosystèmes qui composent les paysages forestiers. Il rend compte des interactions complexes entre les variables abiotiques (milieu physique, climat) et biotique (dynamique forestière) qui régissent le développement des écosystèmes forestiers (Robitaille et Saucier 1998 ; Grondin *et al.* 2003).

Un des principaux enjeux de l'aménagement écosystémique est la raréfaction des forêts mûres et surannées à l'intérieur des écosystèmes. À l'époque préindustrielle, les vieilles forêts formaient la matrice du paysage forestier de la RFL (Leblanc 1998 ; Rhéault et Hébert 2006) et de la plupart des autres sapinières mixtes du Québec (Boucher *et al.* 2006 ; Barrette et Bélanger 2007). Or, depuis le début du XX^e siècle, les pratiques forestières ont amené un rajeunissement généralisé comparativement à la période préindustrielle où les perturbations favorisaient l'établissement d'une forte proportion de forêts mûres et surannées à l'échelle du paysage. Dresser le portrait contemporain des forêts mûres et surannées de la RFL s'avère donc un exercice important afin d'évaluer l'écart entre la forêt préindustrielle et actuelle dans la perspective d'élaborer des stratégies d'aménagement écosystémique.

L'objectif de cette étude est d'accroître les connaissances écologiques relatives au projet pilote de la réserve faunique des Laurentides (RFL ; 8 900 km²). Les objectifs visent 1) à bonifier la classification écologiques des écosystèmes 2) à déterminer l'abondance et la répartition actuelle des forêts mûres et surannées à l'intérieur de chacun des écosystèmes et 3) à développer une typologie des vieilles forêts à l'échelle du paysage de la RFL.

Aire d'étude

L'aire d'étude, désignée globalement réserve faunique des Laurentides (RFL), regroupe la réserve faunique des Laurentides, le parc national de la Jacques Cartier et le parc national des Grands Jardins (Figure 1¹). La limite sud du territoire est localisée à environ 40 km au nord de la ville de Québec et la limite nord borde la région du Saguenay-Lac Saint-Jean. Le territoire, fait parti du massif des Laurentides et appartient à la province du Grenville du bouclier canadien dominé par un socle de roches magmatiques érodées (Avramtchev 1987). Les dépôts dominants du territoire sont des tills indifférenciés épais dépassant 1 m tandis que les codominants sont formés par du till indifférencié mince entre 25 cm et 1 m d'épaisseur. Le territoire en forme de dôme, représente une enclave physiographique particulière de par son altitude élevée et de son relief accidenté formé de hautes collines et de monts qui atteignent jusqu'à 1 100 m. L'importante variation altitudinale de la RFL (875 m) a une influence déterminante sur le climat et la composition de la végétation (Robitaille et Saucier 1998).

Le climat est de type subpolaire subhumide, continental, avec des précipitations annuelles variant entre 1000 et 1600 mm où 35 % tombent sous forme de neige. La température annuelle moyenne se situe entre 0,0 et 2°C. La saison de végétation est très courte (130-140 jours) et le nombre de degrés-jour de croissance varie entre 1600 et 2000 (Robitaille et Saucier 1998). L'aire d'étude appartient au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, sous-domaine de l'est, qui est compris dans la zone boréale (Saucier et al. 1998). Le territoire est inclus dans la régions écologiques 5e (Massif du lac Jacques-Cartier) et 5f (Massif du mont Valin) (Blouin et Berger 2004). Les hauts sommets de la RFL forment la sous-région écologique 5e supérieure (5es). Les peuplements de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) et de bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) dominent les stations mésiques. Des peuplements de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) se développent dans la portion

¹ Ce document est interactif. Cliquez sur le numéro de la figure ou du tableau et il apparaîtra. Les annexes sont placées à la fin du document. Retournez au texte en appuyant sur la flèche (verte) gauche (explorateur adobe).

septentrionale du territoire. L'épinette noire prédomine dans les sites hydriques et sur les sols minces (Robitaille et Saucier 1998; Despots et al. 2002).

Historique du territoire

La forêt préindustrielle (i.e. < 1930) de la RFL était dominée par des peuplements mûrs et surannés qui formaient entre 63 % et 75 % de la superficie (Leblanc 1998; Despots et al. 2002). La dominance de stades successionnels anciens favorisait le développement de forêts présentant une structure irrégulière et inéquienne sur environ 40 % du territoire de la RFL (Leblanc 1998). La composition était alors dominée par le sapin baumier et l'épinette noire. Le bouleau blanc constituait la principale essence feuillue du territoire tandis que le peuplier faux-tremble était rare (Leblanc 1998).

Les perturbations naturelles qui régissaient la RFL étaient composées d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette, de chablis et d'incendies forestiers. Selon Blais (1965, 1983), le territoire de la réserve faunique des Laurentides aurait subi sept épidémies de TBE au cours des 300 dernières années. Ces épidémies auraient débuté en 1704, 1748, 1808, 1834, 1910, 1947 et 1972 et ces périodes épidémiques correspondent bien à ce qui a été recensé pour l'Est de l'Amérique du nord, où les épidémies de TBE sont cycliques aux 25 à 40 ans (Jardon et al. 2003; Boulanger et Arseneault 2004). Les chablis constituaient aussi une perturbation importante des vieilles forêts du territoire. Matte (1954) cité dans Leblanc (1998), rapporte que d'importantes superficies de vieilles forêts du secteur sud de la RFL ont été renversées par des chablis. La forte proportion des forêts mûres et surannées devait favoriser une telle dynamique de trouées de plus ou moins grandes tailles. L'historique à long terme des feux est peu documenté. L'analyse des plans d'aménagement des compagnies ayant exploité le territoire dans les années 1940 a permis d'estimer le cycle des feux à plus de 450 ans (Leblanc 1998) pour la portion centrale de la RFL, soumise à une forte pluviométrie. Par contre, dans le secteur est de la RFL, des incendies ont brûlé environ 40 % de la superficie du parc des Grands jardins (310 km²) au XX^e siècle (Payette *et al.* 2000). Il semble y avoir une plus grande incidence des feux dans la section est de la RFL qui seraient favorisés par un écran formé d'une chaîne de hauts sommets atteignant près de 1 000 m d'altitude. C'est derrière cet écran, sur lequel se concentreraient les précipitations, que se développent des pessières noires à mousses ainsi que des pessières noires à lichens (Payette *et al.* 2000 ; Jasinski et Payette 2005).

L'influence de l'exploitation forestière a débutée dans la première moitié du XX^e siècle et s'est accentuée à partir des années 30' avec l'expansion massive de l'industrie des pâtes

et papiers. Les coupes successives du XX^e siècle ont considérablement réduit l'abondance des forêts mûres et surannées de conifères. Actuellement, le territoire hors parc (réserve faunique des Laurentides) est toujours fortement convoité pour l'exploitation de la matière ligneuse mais les activités de chasse, de pêche et d'écotourisme occupent une place prépondérante sur presque tout le territoire de la RFL.

Méthodes

Classification des écosystèmes

La classification des écosystèmes de la RFL vise 1) à caractériser les gradients écologiques qui structurent la répartition de la végétation et 2) à définir les principaux liens entre la végétation et ses variables explicatives. Le guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5e (Massif du lac Jacques-Cartier) et 5f (Massif du mont Valin) de Blouin et Berger (2004) apporte beaucoup d'information. Par contre, afin d'atteindre les objectifs recherchés, nous avons préféré retourner à l'information écologique de base, c'est-à-dire les placettes de l'inventaire écologique du MRNF.

Une première analyse a été réalisée sur les données descriptives de la végétation (espèces et recouvrement) des 1 102 points d'observation écologiques effectués dans les régions écologiques 5e et 5f. Cette analyse, qui correspond plus spécifiquement à une analyse de correspondances réalisée à l'aide du logiciel Twinspan (McCune et Mefford 1999), avait pour but de définir les types forestiers présents sur le territoire (annexe 1).

Une seconde analyse a été effectuée afin de connaître 1) les gradients écologiques qui caractérisent le territoire, 2) l'étalonnage des types forestiers le long des gradients écologiques et de définir les liens entre les types forestiers et les types écologiques. Pour ce faire, une analyse de correspondances canoniques a été réalisée simultanément sur la matrice de végétation ainsi que sur la matrice de variables explicatives des 1 102 points d'observation écologiques effectués dans les régions écologiques 5e et 5f à l'aide du logiciel Canoco (ter Braak et Smilauer 1999).

Cartographie des écosystèmes

La cartographie des écosystèmes de la RFL vise à spatialiser les résultats de la classification écologique. La cartographie repose sur une bonne connaissance de la répartition de la végétation actuelle et potentielle (types écologiques) et de ses variables explicatives. Ces connaissances ne sont pas facilement accessibles pour 2 raisons : 1)

l'abondance des coupes récentes (beaucoup de polygones sont qualifiés de « ct ») et 2) les divergences entre les cartes écoforestières de la section nord (troisième programme d'inventaire décennal) et de la section sud (quatrième programme). Par exemple, la végétation potentielle MS4 (sapinière à bouleau blanc montagnarde) caractérisait une portion importante du territoire au-dessus de 800 m d'altitude dans le troisième programme. Au cours du quatrième, cette superficie a été considérablement réduite.

Afin de contourner ces divers problèmes, nous avons reconstitué un portrait de la végétation apparenté à celui qui prévalait « avant coupe ». Pour ce faire, nous avons combiné l'information provenant des bases de données forestières cartographiques (ou géobases) *SIFORT-1* (cartographie forestière de la décennie 1970), *SIFORT-2* (1980) et *SIFORT-3* (1990). Les géobases *SIFORT* (système d'information forestière par tesselle) sont formées d'une multitude de tesselles dont chacune caractérise une superficie de 14 hectares. L'information de la tesselle est obtenue par attribution de la donnée de la carte écoforestière en son centre (Pelletier *et al.* 1996).

Afin de reconstituer le couvert forestier « avant coupe » de la RFL, nous avons convenu que la géobase *SIFORT-3* constituerait notre document de référence en raison de la qualité de l'information forestière. Les tesselles définies par une origine de coupe (CT) ont ensuite été comblées à l'aide de l'information de la géobase *SIFORT-2*. Les tesselles caractérisées par une origine de coupe lors du second et du troisième programme d'inventaire ont été comblées à l'aide de la géobase *SIFORT-1*. Grâce à cette méthode, nous avons reconstitué plus de 90 % du couvert forestier de la RFL. Cette couverture représente donc une végétation qui présente certaines similitudes avec la forêt préindustrielle, ou du moins celle qui prévalait lors du premier programme d'inventaire décennal du MRNF qui date du début des années 1970. Déjà à cette époque, la forêt était altérée par plusieurs décennies de coupes forestières et, possiblement, de feux liés aux activités humaines (annexes 2 à 6).

Afin de mieux comprendre la répartition des principaux ensembles de la végétation « avant coupe », nous avons généré des cartes synthèses illustrant l'abondance des peuplements forestiers suivants :

- les bétulaies blanches (BB), fortement associées aux basses altitudes (moins de 600m),
- les pessières noires (EE) représentatives des secteurs où l'incidence des feux est plus élevée sur les dépôts grossiers
- les tremblaies (PE) qui se développent surtout en basse altitude sur des dépôts fins et dans des territoires marqués par les feux humains,

- les sapinières à épinette noire (SE, ES) indicatrices des hautes altitudes (600m et plus).
- les sapinières (SS) également liées aux hautes altitudes.

Pour chaque tesselle appartenant à l'un des peuplements précités, une analyse de voisinage circulaire ($r= 2\ 000\ m$) a été réalisée à l'aide du logiciel *spatial analyst* (ESRI 2005). Une valeur d'abondance de BB, SS, SE-ES, et EE variant entre 0% et 100% a ainsi été attribuée à chaque tesselle, ce qui a permis d'évaluer l'importance de chacun des grands types de peuplements à l'échelle de la RFL (annexes 7 à 18a).

La délimitation des écosystèmes s'inspire également d'une analyse réalisée sur la description des districts écologiques de la RFL en regard de la végétation et de ses variables explicatives. Les variables et leurs descriptions sont les mêmes que celles considérées par Grondin *et al.* (2007). Les résultats d'une analyse de redondance effectuée sur ces deux bases de données correspondent à des valeurs d'axes canoniques. Ces valeurs ont été soumises à une analyse de groupement dans le but de rassembler les districts écologiques possédant des affinités en regard de leur végétation et de leurs variables explicatives. L'analyse de groupements peut être utilisée afin de segmenter le territoire en 2 unités jusqu'à 30 unités. La segmentation du territoire en 4 unités est présentée aux annexes 18b à 21.

La délimitation des écosystèmes de la RFL a donc été réalisée à partir :

- des cartes d'abondance des peuplements (BB, PE, SS, SE-ES et EE),
- des résultats de l'analyse de redondance sur les districts écologiques,
- de la carte des altitudes et
- de la carte thématiques des types de relief des districts écologiques du système hiérarchique de classification écologique du MRNF. Les districts écologiques ont été employés car ils expriment les variables permanentes du milieu physique à la base de la répartition de la végétation (Robitaille et Saucier 1998).

Puisque les contours obtenus ne correspondaient pas parfaitement à ceux des sous-régions écologiques 5eT et 5eS, ni avec ceux des paysages régionaux (annexes 22 à 24), nous avons préféré former une nouvelle entité dénommée « écosystèmes ». Dans une perspective de gestion adaptative, ces entités sont considérées comme préliminaires. La principale divergence entre les écosystèmes et la délimitation des régions et sous-régions porte sur l'importance accordée à l'altitude 600m, qui constitue un point important dans la diminution de l'abondance du bouleau blanc et de l'érable à épis depuis les basses vers les hautes altitudes.

Répartition des forêts mûres et surannées

La répartition actuelle des forêts mûres et surannées (vieilles forêts) a été mesurée afin de la comparer avec celle de l'ère préindustrielle. Le portrait a été réalisé d'après la carte servant au calcul de la possibilité forestière (2008-2013) car elle possède deux principaux avantages : 1) l'âge des peuplements peut-être mis à jour annuellement et 2) elle permet de circonscrire seulement les peuplements théoriquement² admissibles à la récolte. Les forêts mûres et surannées correspondent aux superficies considérées mûres à l'exploitation (Pothier et Savard 1998). L'âge actualisé à l'année 2008 des peuplements a été attribué à partir de la cartographie écoforestière du troisième inventaire décennal (1990) couplée aux informations provenant des placettes d'inventaire. Les coupes forestières ont été mises à jour jusqu'en 2004 pour la très vaste majorité du territoire. Les coupes réalisées entre 2005 et 2007 seront identifiées à l'aide d'une série d'image satellitaire. L'ensemble des autres superficies forestières a été classifié comme « jeune » et est présenté aux fins de comparaison. Il est important de mentionner que l'analyse réalisée ici est en fonction des superficies couvertes par la cartographie servant au calcul de la possibilité forestière et ne couvre pas les superficies occupées par les parcs nationaux et les forêts d'enseignement et de recherche.

Afin d'évaluer la répartition des forêts mûres et surannées à l'échelle de la RFL, des statistiques spatiales (superficie totale, nombre de plaques, superficie moyenne, étendue) ont été calculés à partir du progiciel V-Late 1.1 (Lang et Tiede 2003). La structure (classe d'âge, densité), le type de couvert (coniférien, mixte ou feuillu), la composition générale (sapinière, bétulaie, pessière, tremblaie) et détaillée (EE, SS, ES, SE, BB, etc.) formant ces forêts mûres et surannées ont aussi été mesurées. Nous avons également analysé la répartition des forêts mûres et surannées en relation avec le milieu physique (altitude, pente, drainage, dépôts) et les types écologiques.

Typologie des paysages vs forêts mûres et surannées

Dans une perspective d'aménagement écosystémique qui s'inspire de la mosaïque forestière préindustrielle, nous avons aussi développé une typologie qui permet de mesurer l'abondance des forêts mûres et surannées à l'échelle du paysage. Pour ce faire, une analyse de voisinage ($r=1\ 000\ m$) des forêts mûres et surannées a été réalisée. En fonction

² Théoriquement, car une exploitation en sous-maturité (exploitation des peuplements n'ayant pas encore atteint le stade mûr) existe pour certaines unités d'aménagement de la RFL

d'un gradient d'abondance de forêts mûres et surannées, nous avons subdivisé le territoire de la RFL en quatre types de paysage (A à D); A: 60 % et plus de forêts mûres et surannées (similaire à la forêt préindustrielle); B : 40-60 %, C : 20-40 % et D : 0-20 %. Cette typologie est une base qui pourrait servir à la définition de massifs de forêts mûres et surannées.

Résultats et Discussion

Classification et cartographie des écosystèmes

Le visiteur qui circule dans la réserve faunique des Laurentides (RFL) tout en observant la composition de la végétation, sera attiré par divers éléments. Par exemple, à la hauteur du Camp Mercier, il sera en mesure d'observer des sapinières à bouleau blanc et *Dryopteris* relativement jeunes et qui se sont développées après la dernière épidémie de TBE. Au niveau du lac Jacques-Cartier, l'abondance de l'épinette noire pourra retenir son attention. Enfin, en pénétrant dans les basses altitudes menant au lac Saint-Jean, il remarquera de nombreux peuplements de peuplier faux-tremble.

Ces observations peuvent être confirmées et bonifiées par l'analyse des points d'observation écologiques réalisés dans la RFL ainsi que dans l'ensemble de la région écologique 5e (massif du lac Jacques-Cartier), dans laquelle la RFL est englobée, ainsi que la région écologique 5f (massif du mont Valin). Cette analyse révèle que la végétation peut être segmentée en 32 types forestiers (tableau 1, annexe 1). Ces types sont dominés par l'épinette noire (ex. FO1a), par l'épinette noire et la sapin (FO3), par le sapin, l'épinette blanche, l'épinette noire et le bouleau blanc (F11), par des sapinières à épinette blanche et bouleau blanc (F18), des forêts mélangées avec peuplier faux-tremble (F23) ou bouleau jaune (F26).

Les analyses réalisées en combinant la végétation et les variables explicatives montrent que le gradient altitudinal explique les principaux changements qui surviennent dans la végétation de la RFL. La figure 2 montre l'étalonnage des types forestiers et de leurs végétations potentielles le long du gradient altitudinal (annexe 1). On note :

- une diminution de l'épinette noire depuis la portion supérieure du massif (> 600 m) vers les altitudes inférieures. L'épinette noire semble relativement abondante en altitude en raison des conditions climatiques rigoureuses qui y prévalent. L'épinette noire est également présente en basse altitude, où son développement serait lié au feu. La baisse de l'importance de l'épinette noire dans les paysages est accompagnée d'une diminution des lichens, des sphaignes, des mousses et des éricacées.

- une augmentation du bouleau blanc depuis la portion supérieure du massif vers les altitudes inférieures. On attribue ce phénomène à des conditions climatiques favorables et à une plus forte influence des perturbations naturelles (feux, épidémies de TBE) et humaines (coupes) sur la végétation. L'augmentation de l'importance du bouleau blanc dans les paysages est accompagnée d'une plus grande abondance de latifoliées (ex. *Cornus canadensis*), d'érable à épis et de plusieurs subhygrophytes, notamment *Rubus pubescens*.

En plus du gradient altitudinal, d'autres variables explicatives jouent un rôle important dans la répartition de la végétation (figure 3). Le premier axe du diagramme d'ordination, utilisé afin de représenter les diverses variables, montre l'étalonnage des types forestiers depuis les basses altitudes vers les hautes altitudes. Le long de cette séquence, les stations de drainage subhydrique bien pourvues de sphaignes deviennent de plus en plus abondantes, les pentes deviennent de plus en plus faibles suite à un relief qui s'adoucit et la température s'abaisse. Le second axe oppose les types forestiers dont la dynamique est régie par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (axe 2 inférieur) et les brûlis (axe 2 supérieur). Le long de ce gradient on note également le passage des dépôts glaciaires (till) vers les dépôts fluvio-glaciaires. Les zones de brûlis correspondent également aux terrains les plus plats et les mieux pourvus en sols organiques. En définitive, le gradient altitudinal, auquel est associé un gradient climatique de chaleur et d'humidité ainsi que des changements au niveau des perturbations naturelles et possiblement anthropiques (possiblement des feux humains) seraient les principales variables régissant la répartition de la végétation.

Les 35 types forestiers présentés à la figure 2, décrits à l'annexe 1 et positionnés sur la figure 3 selon les axes 1 et 2 d'une ordination peuvent être regroupés et associés à une végétation potentielle.

Les types forestiers relativement bien pourvus en éricacées (*Vaccinium* spp., *Kalmia angustifolia*, *Ledum groenlandicum*) sont principalement associés à la végétation potentielle de la pessière noire et, en présence du sapin et de feuillus de lumière, à la sapinière à épinette noire (RS2) ou de la sapinière à épinette noire et sphaignes (RS3). On croit que ces types possèdent une dynamique forestière qui leur est propre en raison de positions topographiques, de combinaisons dépôt-drainage et de perturbations naturelles particulières. La végétation potentielle RS2 montre passablement de variabilité en regard du gradient altitudinal (figures 2 et 3). Les types les plus résineux caractérisent la portion supérieure du massif (FO2, FO3) alors que les feuillus deviennent de plus en plus abondants avec une baisse de l'altitude (FO6 vers FO8).

Les types forestiers possédant du bouleau jaune et des espèces méridionales dans le sous-bois (ex. *Viburnum alnifolium*) se situent à l'opposé du gradient écologique et sont référées à la sapinière à bouleau jaune (MS1).

Tous les autres types appartiennent à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc au sens large (MS2) que nous subdivisons en trois sous-unités. Les types forestiers généralement bien pourvus de sapin, épinette blanche et épinette noire sont identifiés à la végétation potentielle de la sapinière à épinette blanche et épinette noire (MS2e) (figure 3, FO9 à F13). Le bouleau blanc est bien représenté sur les stations issues de feu (F12, F13). Cette végétation potentielle possède des affinités avec les sommets de la Gaspésie ainsi que les forêts maritimes, à l'exemple de celles observées en Anticosti-Minganie.

Les types forestiers dominés par le sapin, l'épinette blanche et le bouleau blanc sont identifiés à la sapinière à bouleau blanc et dryopteris (MS2d) (FO14a-F19). Deux sous-ensembles de types forestiers sont observés. Dans le premier sous-ensemble, l'épinette noire et l'aulne crispé sont présents et le parterre est dominé par les mousses hypnacées et diverses latifoliées boréales communes, à l'exemple de *Cornus canadensis* (FO14-F16b). Telle composition est possiblement associée à une dynamique de feux. Dans le second sous-ensemble, *Dryopteris* ou *Rubus idaeus* dominent le sous-bois et semblent révéler une dynamique forestière associée aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette.

Enfin, les types forestiers dans lesquels l'érable à épis est bien représenté forment la sapinière à bouleau blanc typique (MS2t). Cette sapinière caractérise les basses altitudes (<600 m) du domaine de la sapinière à bouleau blanc.

Afin de transposer les connaissances accumulées jusqu'ici sur la classification de la végétation en types forestiers et en types écologiques, à l'échelle de la cartographie, nous avons réalisé des traitements statistiques sur les districts écologiques décrits relativement à la végétation et à leurs variables explicatives. La figure 4 montre la répartition des districts écologiques le long des axes 1 et 2 d'un diagramme d'ordination. Sur le diagramme, chacun des districts écologiques porte une couleur qui réfère à l'écosystème dans lequel il a été classé (figure 5-6).

Les districts écologiques possédant du bouleau jaune s'individualisent et forment l'écosystème no 1. Ces districts sont ceux où le nombre de jours sans gel est le plus élevé. Viennent ensuite tous les districts écologiques localisés à une altitude inférieure à 600 m.

Ceux-ci sont localisés dans la portion inférieure de l'axe 2 et composent l'écosystème 2 (sapinière à bouleau blanc de basse altitude). Ces districts se subdivisent en deux sous-écosystèmes sur la base de la représentativité du peuplier faux-tremble (2a et 2b). Dans la majorité des districts écologiques de l'écosystème 2b, la proportion de peuplier faux-tremble est de l'ordre de 15%. On note également dans cet écosystème une bonne proportion de pessières noires et de dépôts fluvioglaciers (Annexe 25). Enfin, tous les districts écologiques situés à une altitude supérieure à 600 m se rassemblent dans la portion supérieure de l'axe 2 et à gauche de l'axe 1 et composent l'écosystème 3 (sapinière à bouleau blanc de haute altitude). Les districts nettement dominés par le sapin, à l'exemple de ceux localisés dans le secteur du lac des Neiges, se positionnent dans le coin supérieur gauche de l'ordination (couleur bleue). Par contre, quelques districts bien pourvus de pessières noires et de bétulaies blanches viennent se confondre avec les districts de l'écosystème 3a (couleur verte).

Écosystème 1. (Sapinière à bouleau jaune)

Superficie : 694 km² (8 %)

Cet écosystème s'observe dans les basses altitudes de la RFL (de l'ordre de 400m). Les conditions climatiques relativement clémentes permettent le développement de plusieurs espèces associées au domaine de la sapinière à bouleau jaune. En plus du bouleau jaune, il s'agit principalement du thuya occidental, de l'érable rouge, du pin blanc et du frêne noir (figure 7a). La dynamique naturelle est caractérisée par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) ainsi que par les chablis. La délimitation de cet écosystème déroge de celle des districts écologiques afin de cerner plus adéquatement les peuplements dominés ou sous-dominés par le bouleau jaune.

Écosystème 2. (Sapinière à bouleau blanc de basse altitude) (Photos 1 à 7)

Superficie : 2793 km² (31 %)

Cet écosystème est principalement localisé dans la section ouest de la RFL. L'altitude est inférieure à 600 m. Le relief se compose de collines et hautes collines. La végétation se compose surtout de bétulaies blanches et de bétulaies blanches mélangées, c'est-à-dire sous-dominées par les conifères (strate BbR) (figure 7b). Les pessières noires sont également bien représentées. La portion nord-ouest du territoire s'individualise par sa plus grande proportion de peuplier faux-tremble (écosystème 2b).

Les diverses bétulaies blanches sont localisées majoritairement dans des reliefs de collines. Elles appartiennent à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc

typique (MS2t). Elles croissent sur des tills épais de texture moyenne, ce qui permet de les associer au type écologique MS22. En plus de MS22, on retrouve dans les écosystèmes 2a et 2b les divers types écologiques présentés par Blouin et Berger (2004). Les dépôts sableux sont généralement occupés par l'épinette noire et le sapin, auxquels peuvent se joindre quelques feuillus de lumière. Ces types écologiques (RE21 et RS21) sont particulièrement bien représentés dans le bassin hydrographique de la rivière Métabetchouane. Les pessières noires ainsi que les pessières noires à sapin s'observent également sur les dépôts minces caractérisant les sommets de collines ainsi que sur leurs versants abrupts. Elles correspondent aux types écologiques RE20 et RS20. Tous ces habitats propices à l'épinette noire après feu demeurent sujets à une installation massive du sapin sous le couvert des épinettes. Par des coupes répétées, on pourrait assister à leur ensapinage ainsi qu'à l'enfeuillage des pessières noires. On rejoint ici l'enjeu de la raréfaction de l'épinette noire identifié par le comité scientifique.

Plusieurs stations appartenant à la végétation potentielle RS2 (sapinière à épinette noire) s'observent également dans des reliefs de coteaux (pentes généralement inférieures à 15 %). Ces stations sont dominées par les essences de lumière, notamment le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble. Le sous-bois est occupé par un cortège floristique différent de celui observé sur les sites propices à MS2t. Les espèces les plus caractéristiques des peuplements feuillus et mélangés classés avec la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire sont : *Pteridium aquilinum*, *Diervilla lonicera*, *Alnus crispa*, *Nemopanthus mucronata*, *Viburnum cassinoides* ainsi que des quantités variables d'éricacées, dont principalement *Kalmia angustifolia*. Puisque le dépôt est épais et que le drainage est mésique, ces stations, relativement pauvres, sont référées au type écologique RS22. Plusieurs peuplements mélangés appartenant à RS2 ont fait l'objet de coupes récentes. En raison d'un faible nombre de semis conifères, plusieurs de ces territoires ont été plantés en épinette blanche. On peut se demander s'il s'agit d'une pratique à encourager dans un contexte d'aménagement écosystémique.

Enfin, les sites humides sont principalement dominés par l'épinette noire et les éricacées (types écologiques RE37 et RE39). Ces stations devraient être aménagées avec précaution. Des coupes à rétention variables devraient être privilégiées.

Écosystème 3. (Sapinière à bouleau blanc de haute altitude)

Superficie : 4806 km² (54 %)

Cet écosystème couvre la section centrale de la RFL (plus de 600 m). Les sapinières y abondent, notamment la sapinière à mousses (forte densité du couvert), la sapinière à *Dryopteris* (densité faible ou modérée), la sapinière à *Rubus idaeus* (épidémies de TBE) ainsi que la sapinière à épinette blanche et épinette noire. Le bouleau blanc est beaucoup moins abondant que dans l'écosystème précédent. La forte représentativité des sapinières semble liée à des conditions climatiques plus froides et plus humides, qui ont pour effet de diminuer la sévérité des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette et, possiblement, limiter l'expansion des feux. Les conditions climatiques pluvieuses semblent favoriser le sapin baumier qui se régénère très bien après coupe. La portion est du territoire (altitude supérieure à 800 m) s'individualise par sa plus faible proportion de peuplements mixtes (BbR, SBb) et la présence ponctuelle du mélèze (écosystème 3b).

Bien que cet écosystème soit dominé par le till épais, on retrouve localement des conditions limitantes au développement des sapinières. Ces stations appartiennent aux mêmes types écologiques que ceux présentés dans l'écosystème précédent (RE21, RS21, RS20, RE20, RE22, RS22).

Les sapinières de haute altitude ont fait l'objet d'importantes coupes forestières depuis plus de 70 ans. Les souches au trait de scie évident et recouvert de mousses s'observent régulièrement dans des peuplements aujourd'hui relativement denses et de structure équiennne. On pose l'hypothèse que la composition après coupe (sapin, épinette blanche, épinette noire) est similaire à celle avant coupe. Par contre, d'une structure irrégulière typique des vieux peuplements dynamisés par les épidémies de TBE et les chablis, nous avons créé, par les coupes anciennes non mécanisées (chevaux), de vastes peuplements très denses, de structure équiennne et souvent pourvus d'une faible régénération. L'aménagement de telles forêts pourrait même être considéré comme un enjeu de biodiversité.

On coupe actuellement les rares peuplements naturels épargnés lors des coupes anciennes ainsi que de nombreux peuplements de seconde venue. Ces coupes avec protection de la régénération et des sols peuvent couvrir des superficies relativement vastes et adopter une dispersion en mosaïque. En raison de la faible régénération observée dans plusieurs peuplements de seconde venue, les parterres de coupes sont souvent déficients en régénération forestière et envahis par les espèces compétitrices (framboisier, bouleau blanc). Ces peuplements auraient possiblement intérêt à être aménagés au moyen de coupes progressives irrégulières (CPI), traitement qui est actuellement mis à l'essai. La

régénération et la structure des peuplements de seconde venue seraient bien différentes s'ils avaient été éduqués en bas âge (éclaircies).

Enfin, on estime que les sapinières d'altitude dont la croissance est affectée par les conditions climatiques rigoureuses sont relativement rares (type écologique MS4 du MRNF). Ces conditions correspondent notamment à de forts vents et une forte épaisseur de neige et font en sorte que les arbres matures atteignent une hauteur inférieure à 12m.

Écosystème 4. (Pessière noire à mousses et lichens) (Photo 20 à 22)

Superficie : 69 000 ha (9 %)

Cet écosystème occupe les collines de la rivière Malbaie et le secteur du Parc des grands jardins (annexe 1j). La pessière noire à lichens (RE1), la pessière noire à éricacées (RE2), des landes continentales à éricacées (LA2) ainsi que des pessières noires à sapin (RS2) dominent les paysages. Tout comme dans le Québec nordique, les pessières à lichens résulteraient de l'ouverture de la pessière noire à mousses ou à éricacées. Ces ouvertures seraient conséquentes à deux perturbations, c'est-à-dire au passage du feu dans des pessières à mousses affectées par les épidémies de TBE (Payette *et al.* 2000).

Répartition des forêts mûres et surannées

Abondance et caractéristiques spatiales des forêts mûres et surannées

Au total, la superficie occupée par les forêts mûres et surannées est de 182 969 ha soit 25.4 % de la superficie forestière totale de la RFL (Tableau 2). La superficie moyenne des plaques (peuplements agglomérés) de forêts mûres et surannées est de 18 ± 112 ha tandis que celle des jeunes forêts est de $369 \pm 6\,901$ ha. L'étendue de la variation de la taille des plaques de forêts mûres et surannées varie entre ≈ 0 et 7 882 ha tandis que celle des jeunes forêts varie entre ≈ 0 et 211 609 ha. Les forêts mûres et surannées sont réparties presque qu'exclusivement (> 95 %) dans les classes d'âge 70, 90 et 120 ans (Figure 8). Les forêts mûres et surannées sont retrouvées principalement (73 %) dans les classes de densité C (42 %) et B (31 %) (Figure 9).

Le pourcentage de forêts mûres et surannées est relativement semblable entre les écosystèmes et varie entre 21.2 % et 29.4 % (Figure 10) de la superficie forestière. L'écosystème 3A soit la sapinière à bouleau blanc de haute altitude (MS2h) de type A est celui qui comporte la plus faible abondance de forêts mûres et surannées avec 21.2 % tandis que la sapinière à jaune (MS1) est celui qui en comporte le plus avec 29.4 %.

La proportion actuelle des forêts mûres et surannées (25.4%) est beaucoup moins importante que celle observée pour la période préindustrielle en 1930, qui se situait à plus de 60% (Leblanc 1998 ; Rhéault et Hébert 2006). Bien que l'exploitation forestière est probablement le principal facteur qui explique la réduction des forêts mûres et surannées, l'impact des perturbations naturelles du XX^e siècle, notamment la dernière épidémie de TBE, pourrait aussi avoir contribué à cette raréfaction. La faible taille moyenne des plaques de forêts mûres et surannées comparativement aux jeunes forêts indique que les vieilles forêts, qui formaient la matrice du paysage en 1930, ont été fragmentées. Plusieurs études ont d'ailleurs montré que par rapport aux conditions préindustrielles, l'exploitation des forêts a réduit la taille moyenne et le nombre de plaques (Boucher et al. 2006; Etheridge et al. 2006). Des études approfondies devraient être entreprises afin d'isoler et de préciser les causes de ces changements.

Composition des forêts mûres et surannées

À l'échelle de la RFL, le type de couvert coniférien (résineux) domine et forme 62 % des forêts mûres et surannées. Les couverts mixtes et les couverts feuillus forment respectivement, 23 % et 15 % (Figure 11). En ce qui concerne la composition générale des peuplements mûrs et surannés, 70 % d'entre eux sont composées par des peuplements de conifères dominés soit par l'épinette noire (41 %) ou le sapin (29 %; Figure 12 et 13). Ces résultats diffèrent substantiellement de ceux de l'étude de Leblanc (1998) sur la forêt préindustrielle de la RFL qui montraient que les forêts mûres et surannées étaient plutôt dominées par des sapinières (45 à 68%) que par des pessières (32 à 39%). L'épidémie très sévère de la fin du XIX^e siècle pourrait avoir contribué fortement à réduire l'abondance des vieilles sapinières (SS) et à inverser la dominance dans les sapinières à épinette noire (SE). D'autres facteurs, lié aux conditions de site (mauvais drainage, pente forte) pourraient aussi avoir contribué à augmenter la représentativité de l'épinette par rapport au sapin.

L'abondance des peuplements mûrs et surannés dominés par les bétulaies s'établit quant à elle à 26 %. Les données historiques du secteur nord de la RFL indiquent que le bouleau blanc représentait au total 15% du volume marchand sans toutefois indiquer les superficies dominées par l'espèce (Leblanc 1998). Les proportions évaluées indiquent que la réduction de la proportion de sapinières mûres s'est probablement opérée au profit des bétulaies mûres principalement, qui sont souvent laissées de côté par l'exploitation forestière.

À l'échelle des écosystèmes, la composition des forêts mûres et surannées est assez variable. La fraction dominée par l'épinette noire varie entre 18.1 et 64.7 % tandis que de 4.4 à 49.7 % de la superficie des écosystèmes est dominée par le sapin (Figure 14). Les forêts mûres et surannées dominées par le bouleau blanc forment quant à elles entre 10.1 et 61.3 % de la superficie des écosystèmes. Les vieilles tremblaies sont peu abondantes (< 10 %) sauf pour l'écosystème 2B où elles forment 16.9 % de la superficie.

La composition générale des forêts jeunes par écosystème est fournie à la Figure 15. Elle pourrait permettre de détecter d'éventuelles différences susceptibles d'indiquer une modification de la composition. On constate la forte proportion de strates sans couvert qui dépasse les 50% dans les écosystèmes 3B et 4 qui sont caractérisés par une abondance d'épinette noire. Les coupes récentes dans l'écosystème 3B et les feux de la fin du XX^e siècle dans l'écosystème 4 expliquent cette situation. On peut également noter la forte abondance (≥ 50 %) des bétulaies dans les jeunes forêts des écosystèmes 1 et 2A, situés à l'Ouest de la RFL, qui serait plus sujet à l'enfeuillage que la partie Est.

Répartition des forêts mûres et surannées en relation avec le milieu physique et les types écologiques

À l'échelle de la RFL, les forêts mûres et surannées se répartissent proportionnellement à la fraction occupée par chaque tranche d'altitude (Figure 16). Le mode de la distribution des forêts mûres et surannée se situe entre 700 et 800 mètres, soit la tranche d'altitude qui comporte la plus grande superficie forestière. Au niveau de la pente, les forêts mûres et surannées sont retrouvées à plus de 60 % dans la classe de pente C (douce) et D (modérée ; Figure 17). Par contre, on retrouve une proportion plus importante de forêts mûres et surannées dans la classe de pente forte (EFS) que pour ce qui est observé dans le cas des jeunes forêts.

Les forêts mûres et surannées sont retrouvées majoritairement (> 82 %) soit dans la classe de drainage modéré (59 %) soit dans la classe de drainage bon (23 % ; Figure 18). Cette distribution est comparable à celle observée pour les jeunes forêts. Il est à noter que les superficies à drainage très mauvais de la RFL sont fortement composées de vieilles forêts. Par contre, ce type de drainage ne forme qu'une très faible superficie de la RFL. Pour le reste des autres classes de drainage, la distribution est relativement similaire entre les forêts mûres et surannées et les jeunes forêts.

À l'exception des pentes fortes ou des secteurs à mauvais ou à très mauvais drainage, les forêts mûres et surannées se distribuent de manière similaire à celle des jeunes forêts. L'influence de l'exploitation forestière ne semble pas avoir exclu les forêts mûres et surannées des secteurs facilement accessibles ou limités leur abondance aux secteurs présentant des conditions extrêmes de pente, d'altitude ou de drainage.

La plupart des superficies (60 %) de forêts mûres et surannées de la RFL sont distribuées soit dans le type écologique de la sapinière à bouleau blanc (MS2; 35 %) ou celui de la sapinière à épinette noire (RS2; 25 %) voir Figure 19. Dans les types écologiques à dominance de conifères (R), les peuplements mûres et surannées sont mieux représentés que les peuplements jeunes. On peut émettre l'hypothèse que la classification écologique au sein des superficies récemment exploitées tend à sous-estimer le caractère coniférien par le fait de l'envahissement des feuillus après coupe. Se référer à la section classification pour plus détails sur les types écologiques présents sur le territoire.

Typologie des paysages basée sur un gradient de forêts mûres et surannées

Le type de paysage A, qui représente le portrait préindustriel, est le moins abondant et correspond actuellement à moins de 4 % de la superficie forestière de la RFL (Figure 20). Le type B, qui représente le premier niveau d'altération de la matrice préindustrielle, forme 12 %. Les types de paysage A et B représentent moins de 16 % de la superficie de la RFL et sont considérés comme étant à l'intérieur de la variabilité naturelle du territoire. À l'opposé, les types C (41 %) et D (44 %) sont des niveaux d'altération plus sévères, qui d'après les études historiques, sont à l'extérieur de la variabilité naturelle du territoire. Les territoires couverts par les forêts d'enseignement et de recherche (Forêt Montmorency (ULaval) et Forêt Simoncouche (UQAC)) ont été exclues de l'analyse et ne doivent pas être considérées dans la Figure 20.

La typologie présentée ici permet de visualiser les secteurs qui sont similaires ou qui s'écartent du paysage préindustriel de référence. Par conséquent, elle permettra de guider nos stratégies d'aménagement ou de restauration écosystémique. Par exemple, des secteurs dominés par le type de paysage D pourraient voir des programmes de restauration afin d'augmenter la connectivité avec des types de paysage A et B. D'un autre côté, les secteurs de type A pourraient subir des pratiques forestières adaptées qui maintiennent les attributs associés aux vieilles forêts.

Conclusion

Ce mandat avait comme principal objectif de documenter les forêts mûres et surannées de la réserve faunique des Laurentides. Il nous a semblé important d'aborder cet enjeu sur la base de la classification écologique (écosystèmes). Nous avons juger opportun de retourner aux données de base (relevés de l'inventaire écologique) afin de mieux comprendre les gradients écologiques qui structurent la répartition de la végétation (types forestiers). La position des types forestiers sur une ordination résultant d'une analyse canonique et la description de la végétation qui leur est associée (Figure 3) constituent la démonstration de la présence d'un ensemble de végétations potentielles qui répondent principalement aux gradients d'altitude, de perturbations naturelles et au drainage. Sur la base de cette classification, nous avons cartographié 4 écosystèmes à l'intérieur du grand territoire de la réserve faunique des Laurentides.

D'autre part, le portrait actuel des forêts mûres et surannées a permis de constater qu'il existe un écart important avec la forêt de l'ère préindustrielle. Actuellement, les forêts mûres et surannées forment à peine 25 % du territoire comparativement à plus de 60 % en 1930. La répartition des forêts mûres et surannées est relativement similaire entre les quatre écosystèmes (21.2 à 29.4 %). Par ailleurs, la typologie employée pour caractériser la répartition des forêts mûres et surannées à l'échelle du paysage a permis d'identifier qu'il ne subsiste qu'une très faible portion du paysage qui se rapproche des conditions qui prévalaient dans la forêt préindustrielle (type de paysage A et B). En corrélaire, ces changements importants de la structure des forêts du territoire suggèrent que des modifications de la composition arborescente (secteur Ouest de la RFL) se seraient aussi opérées depuis le début de l'ère des coupes industrielles et de l'avènement des feux anthropiques. Finalement, l'accroissement des connaissances sur les écosystèmes de la RFL devra se poursuivre afin de déployer des stratégies en accord avec les principes de l'aménagement écosystémique. Il est important de mentionner que des stratégies adaptées, qui tiennent des écosystèmes et de leur dynamique, devront être développées afin de mettre en œuvre l'aménagement écosystémique.

Remerciements

Nous tenons à remercier Annie Boucher-Roy, Jean-Pierre Jetté, Marc Leblanc, Claude Paquet, Nancy Caron, Stéphane Déry et les membres du comité scientifique sur les enjeux de biodiversité du projet pilote d'aménagement écosystémique de la réserve faunique des Laurentides pour leur aide précieuse lors de la réalisation de cette étude.

Liste des références

- Abella, S. R., Shelburne, V. B., et MacDonald, N. W. 2003. Multifactor classification of forest landscape of Jocassee Gorges, southern Appalachian Mountains, South Carolina. *Revue x 33*: 1933-1946.
- Attiwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Avramtchev, L., 1985. La carte géologique du Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de l'exploration géologique et minérale. Carte n°2000 du DV-84-02; Échelle 1 :1 500 000
- Barrette, M. et Bélanger, L. 2007. Reconstitution historique du paysage preindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice. *Canadian Journal of Forest Research* 37 (7) : 1147-1160
- Blais, J.R. 1965. Spruce budworm outbreaks in the past three centuries in the Laurentide Park, Quebec. *Forest Science* 11 : 130–138.
- Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 539–547.
- Blouin, J. et J.-P. Berger, 2004. Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5e- Massif du lac Jacques-Cartier et 5f – Massif du mont Valin. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.
- Boulanger, Y. et Arseneault, D. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1035-1043.
- Boucher, Y., Arseneault, D., et Sirois, L. 2006. Logging induced change (1930-2000) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 508-517.
- Brais, S., Harvey, B. D., Bergeron, Y., Messier, C., Green, D., Belleau, A., et Paré, D. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 431-446.
- Burton, P., Messier, C., Adamovicz, V., et Kuuluvainen, T. 2006. Sustainable Management of Canada's Boreal Forests: Progress and Prospect. *Ecoscience*. 13: 324-248.
- Despôts, M., A. Desrochers, L. Bélanger et J. Huot. 2002. Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes vasculaires. *Canadian Journal of Forest Research* 32 : 2077-2093.

- Etheridge, D.A., D.A. MacLean, R.G. Wagner, et Wilson, J. S. 2006. Effects of intensive forest management on stand and landscape characteristics in northern New Brunswick, Canada (1945-2027). *Landscape Ecology* 21: 509-524.
- Grondin, P, Saucier, J. P., Blouin, J., Gosselin, J., et Robitaille, A. 2003. Information écologique et planification forestière au Québec, Canada. Note de recherche forestière n° 118. Direction de la recherche forestière, Gouvernement du Québec, Québec.
- Harper, K. Boudreault, C., de Grandpré, L., Drapeau, P., Gauthier, S., et Y. Bergeron. 2003. Structure, composition and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the clay-belt region of Quebec and Ontario. *Environ. Rev.* 11: s79-s98.
- Harvey, B. D., Leduc, A., Gauthier, S., et, Bergeron, Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Jardon, Y. et Morin, H. 2003. Périodicité des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au cours des deux derniers siècles. *Canadian Journal of Forest Research* 33 : 1947-1961.
- Jasinski, P. et Payette, S., 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada. *Ecological Monographs*, 75: 561-583.
- Kneeshaw, D. D., et Gauthier, S. 2003. Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environmental Review* 11: S99-S114.
- Landres, P. B., Morgan, P., et Swanson, F. J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Lang, S., et Tiede, D. 2003. vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003. Innsbruck.
- Leblanc, M. 1998. La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région: une forêt boréale distincte. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec.
- McCune B., et Mefford M.J. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 4.0. Oregon, USA.
- Payette, S., Bhiry, N., Delwaine, A., et Simard, M., 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada : the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Can. J. For. Res.* 30 : 288-305
- Pelletier, G., Dumont, Y., et Bergeron, J. 1996. Qu'est-ce que le système SIFORT? *Arpenteur Géomètre* 23 (3).
- Pothier, D. et F. Savard. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, RN98-3054.

- Rhéault, H. et Hébert, J. 2006. Reconstitution du portrait historique et de la situation forestière actuelle de la réserve faunique des Laurentides. Rapport final présenté au Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. 73 pages. Québec, Québec.
- Robitaille, A. 1988. Cartographie des districts écologiques : normes et techniques. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de l'inventaire forestier, Division écologie, 109 pages.
- Robitaille, A., et Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec, Québec.
- ter Braak J.F. and Smilauer P. 1999. Canoco for windows, version 4.02. Wageningen, The Netherlands.

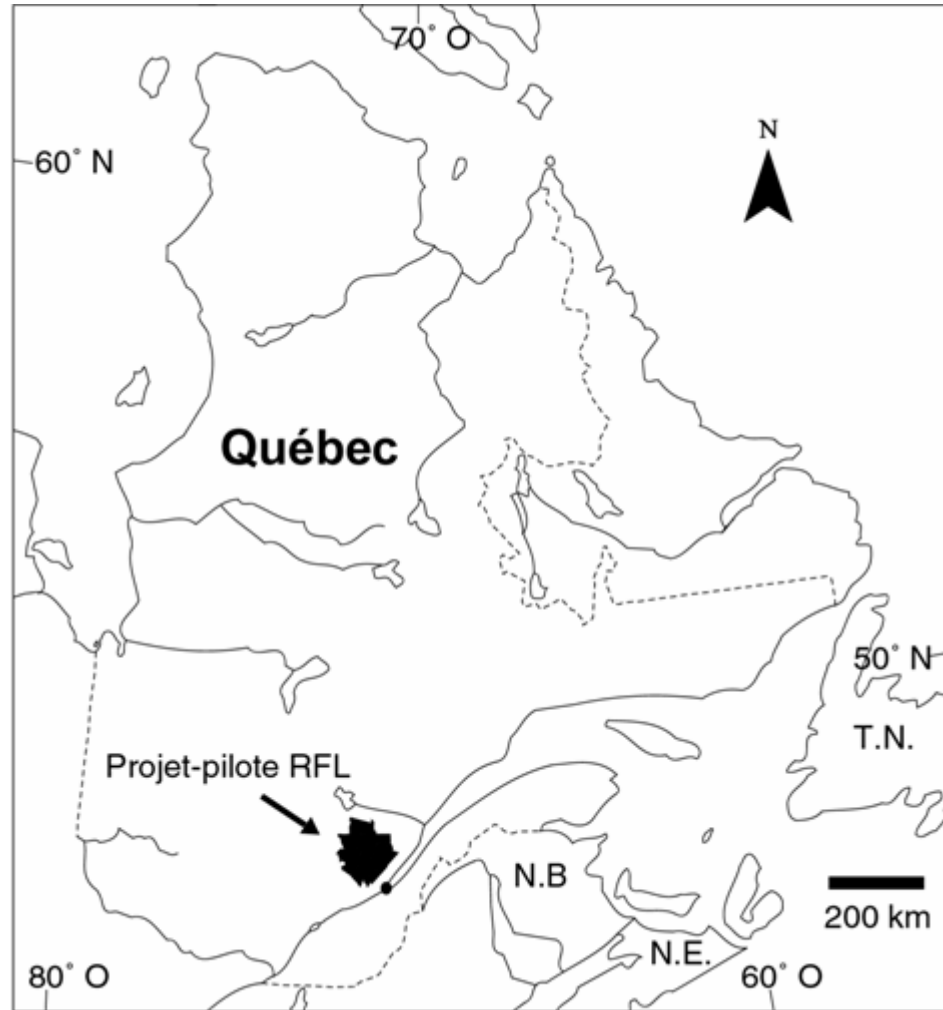


Figure 1. Localisation du territoire du projet pilote de la Réserve faunique des Laurentides, Québec, Canada.

Tableau 1. Types forestiers des régions écologiques 5e et 5f tels que définis à partir d'une analyse de correspondance (Twinspan)

No	Description	Végétation potentielle ¹	Dépôt ²	Drainage ³	Origine ou perturbation	N ⁴
FO1a	EPN(MEL) / kaa-leg-sps	RE2	1A, 2A, 2B	31-40-50	Naturelle !	4
FO1b	EPN-SAB / sps	RE3-RS3	7T, 7E, 1A	60-40-50	Feu	54
FO2	EPN-SAB / pls-sps (>40% de rec.)	RS2	1AY, 1A	40-30	Naturelle !	37
FO3	EPN-SAB / pls-hys-sps	RS2	1AY, 1A	30	Naturelle !	12
FO4	EPN-SAB / pls-sps (>10%)	RS2	1AY, 1A, 2A, 2B	30-20-40	Feu	30
FO5a	EPN / kaa-leg-cla	RE1-RE2	1A, 1B, 2A, 2B	20-10-30	Feu	13
FO5b	EPN / kaa-leg	RE1-RE2	1AY, 1B	30-20	Feu	10
FO6	EPN-SAB(BOP) / pls-vam	RS2	1AY, 1A	30-20	Feu	55
FO7	EPN-SAB(BOP) / pls-sps	RS2	1A, R1A	30-20-10	Feu	24
FO8	PET-BOP-EPN / kaa-vam-con	RS2	1A, 2A	20-30	Feu	17
FO9	SAB-EPN-EPB-(BOP) / sps (>40% de rec.)-oxm	MS2e	1A, 1AY	40-50	Naturelle +TBE	68
FO10	SAB-EPB-(EPN-BOP) / pls-hys-oxm-sps (25% de rec.)	MS2e	1A, 1AY	30	Naturelle +TBE	50
FO11	SAB-EPN-EPB-(BOP) / hys-sps (15% de rec.)	MS2e	1AY	30-20	Naturelle +TBE	78
FO12	BOP-SAB-EPB-EPN / oxm-rui-sps (5-10% de rec.)	MS2e	1A, 1AY	30-20	Feu	43
FO13	BOP-SAB-EPB-EPN / oxm-sps (5-10% de rec.)	MS2e	1A	30	Feu	43
FO14a	BOP-SAB-EPB-EPN / oxm-sps-auc	MS2d	1A, 1AY	30	Feu	18
FO14b	BOP-SAB-EPB-EPN / oxm-con-auc	MS2d	1A	30-20	Feu	20
FO15a	BOP-SAB-EPB-EPN / oxm-con-sps-auc	MS2d	1AY	30-20	Feu	31
FO15b	SAB-BOP-EPB-EPN / hys-oxm-auc	MS2d	1A, 1AY	30-20	Feu	39
FO16a	SAB-BOP-EPN / hys-oxm-sps-auc	MS2d	1AY, 1A	30-20-40	Feu	14
FO16b	SAB-BOP-EPB-EPN / oxm-sps	MS2d	1A, 1AY	30-20-40	Feu	13
FO17	BOP-SAB-EPB (faible densité) / rui	MS2d	1A, 1AY	30-20	TBE	59
FO18	SAB-BOP-EPB / drs-rui	MS2d	1A, 1AY	30-20	TBE	74
FO19	SAB-BOP-EPB / drs	MS2d	1A, 1AY	30-20	TBE	44
FO20	BOP-SAB-EPB / ere	MS2t	1A, 1AY	30-20	TBE	38
FO21	BOP-SAB-EPB / ere-rui	MS2t	1AY	30-20	TBE	33
FO22	SAB-BOP-EPB / ere-rup	MS2t	1AY, 1A	30-20-40	TBE	27
FO23	BOP-PET-SAB-EPB-EPN / ere-die	MS2t	1AY	30-20	TBE	34
FO24	BOP-PET-SAB-EPB-EPN / ere-prp	MS2t	1A, 1AY	20-30	Feu	46
FO25	BOP-BOJ-SAB / ere-vil	MS1	1A, 1AY	30-20	Feu	35
FO26	PET-BOJ-SAB / ere-vil	MS1	1A, 1AY	30-10-20	Feu	6
FO27	BOJ-BOP-SAB / ere-rup-vil	MS1	1AY	30-20	TBE	33

1. Les végétations potentielles sont présentées à la figure 2

2. 1A : Till épais (plus de 1m)

1AY : Till mince (de 50 à 100 cm)

1B : Moraine de décrépitude

2A-2B : Dépôt fluvio-glaciaire

R1A : Dépôt très mince (moins de 25 cm de till sur le roc)

7T : Dépôt organique mince (moins de 1 m)

7E : Dépôt organique épais (plus de 1 m)

3. Drainage

20 : bon

30 : modéré

40 : imparfait

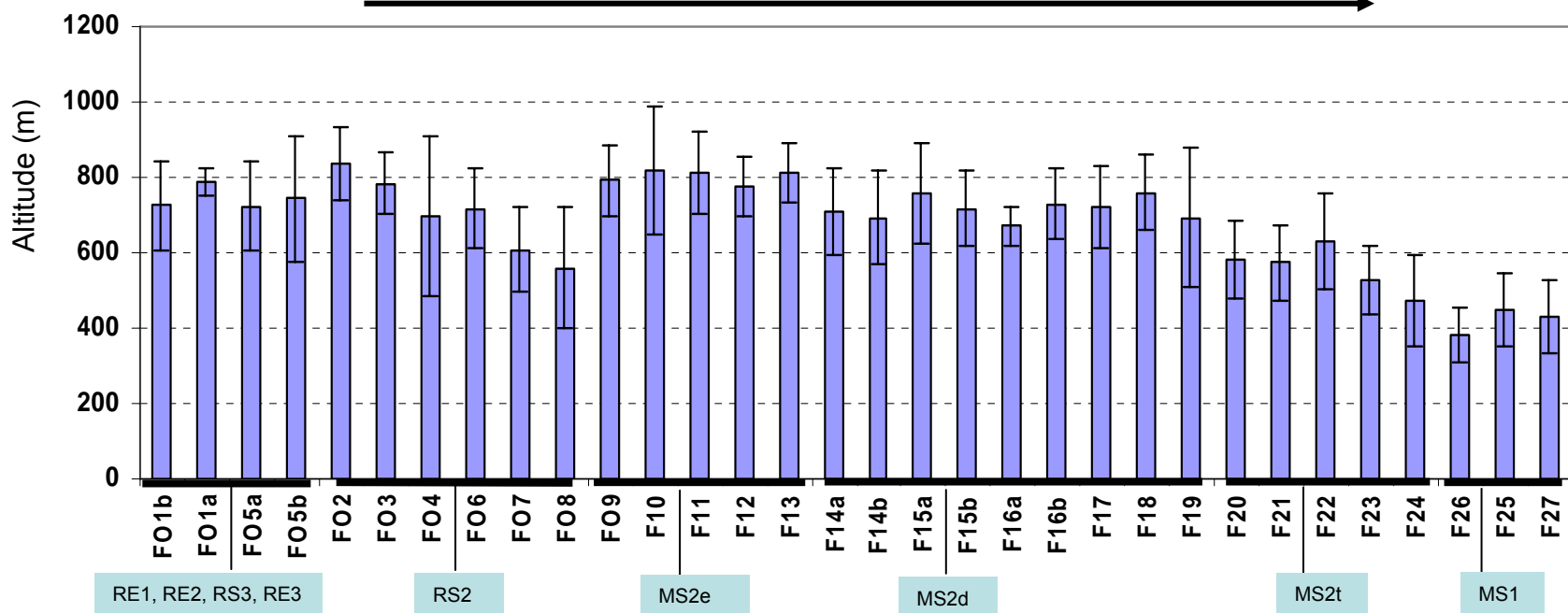
50 : mauvais

4. Nombre de relevés de l'inventaire écologique du MRNF

Tableau 2. Caractéristiques spatiales des plaques (peuplement agglomérés) de forêts mûres et surannées et des jeunes forêts.

Stades de développement	Taille (ha)			
	Superficie ha (%)	Nombre de plaques	Superficie (moyenne ± E.T.)	Étendue
Forêts mûres et surannées	182 969 (25.4 %)	10 137	18 ± 112	? 0 - 7 882
Forêts jeunes	539 233 (74.6 %)	1 463	369 ± 6 091	? 0 - 211 609

Diminution de l'épinette noire et augmentation des feuillus de lumière (bouleau blanc, peuplier faux-tremble)



- RE1 : Pessière noire à lichens
- RE2 : Pessière noire à mousses
- RE3 : Pessière noire à sphaignes
- RS2 : Sapinière à épinette noire mésique
- RS3 : Sapinière à épinette noire hydrique
- MS2e : Sapinière à bouleau blanc et épinette noire
- MS2d : Sapinière à bouleau blanc et Dryopteris.
- MS2t : Sapinière à bouleau blanc typique
- MS1 : Sapinière à bouleau jaune

Figure 2. Gradient altitudinal caractérisant les types forestiers (FO1a à FO27) et les végétations potentielles (RE1 à MS1) des régions écologiques 5e et 5f. Les types et les végétations potentielles sont présentés au tableau 1 ainsi qu'à l'annexe 1.

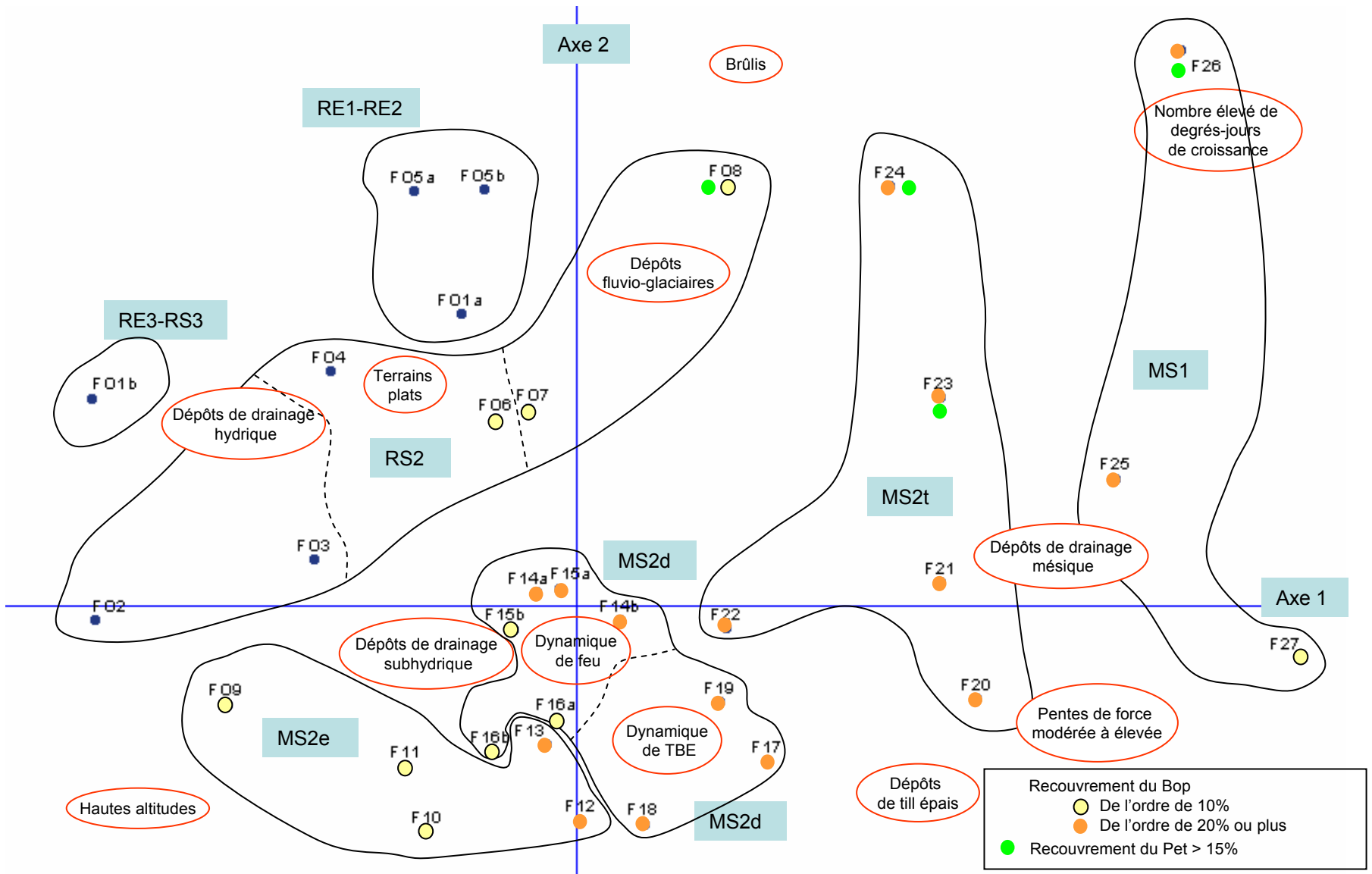


Figure 3. Diagramme d'ordination présentant la classification des types forestiers (FO1a à FO27, voir tableau 1 et annexe 1) et des végétations potentielles (ex. MS2e) des régions écologiques 5e et 5f. Les variables les plus importantes dans la répartition de la végétation sont encerclées (ex. : hautes altitudes).

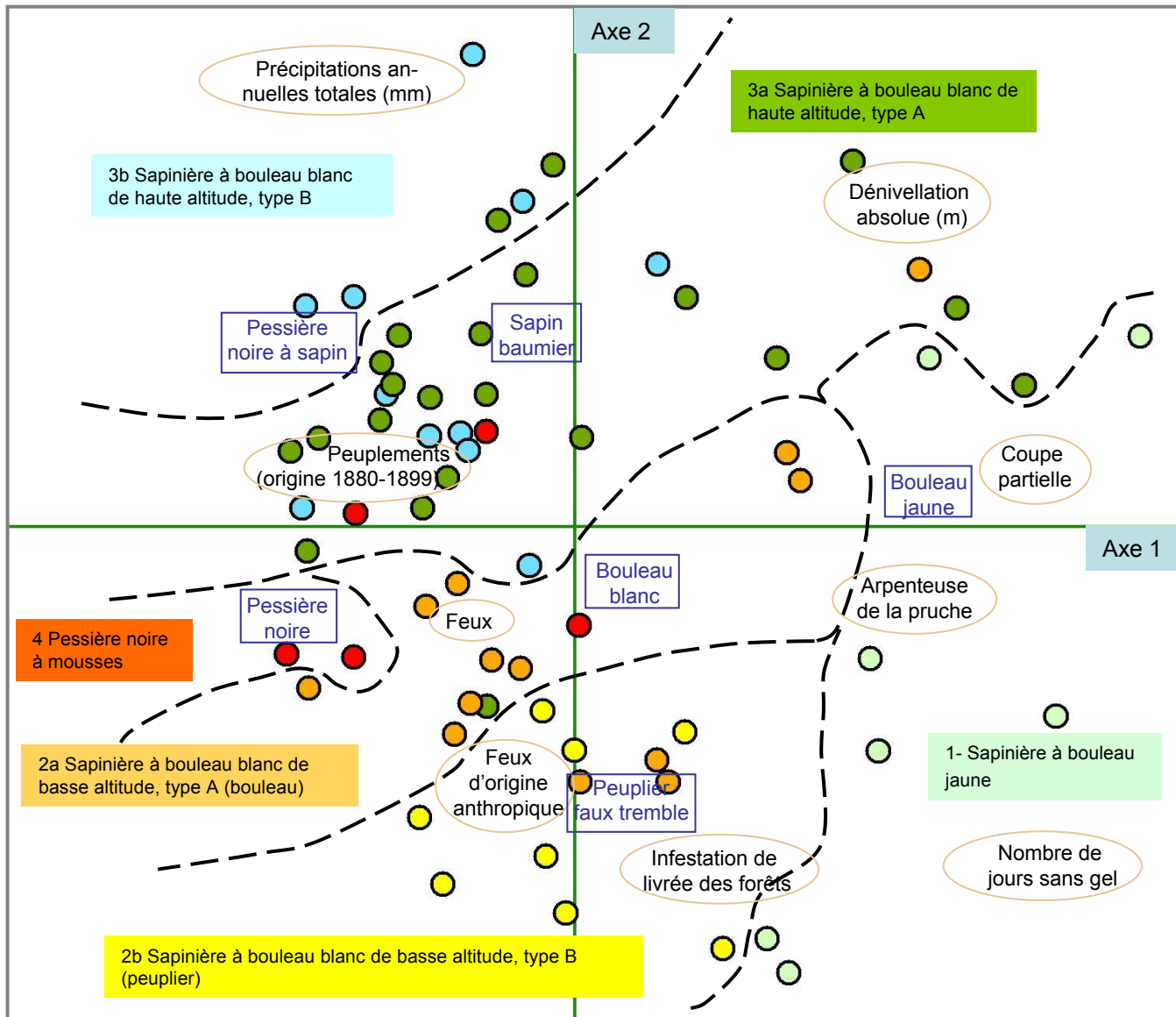


Figure 4. Diagramme d'ordination présentant la classification des districts écologiques (les points) et les écosystèmes (ex. 1: Sapinière à bouleau jaune). Les variables les plus importantes dans la répartition des districts écologiques sont encadrées (ex. : hautes altitudes).

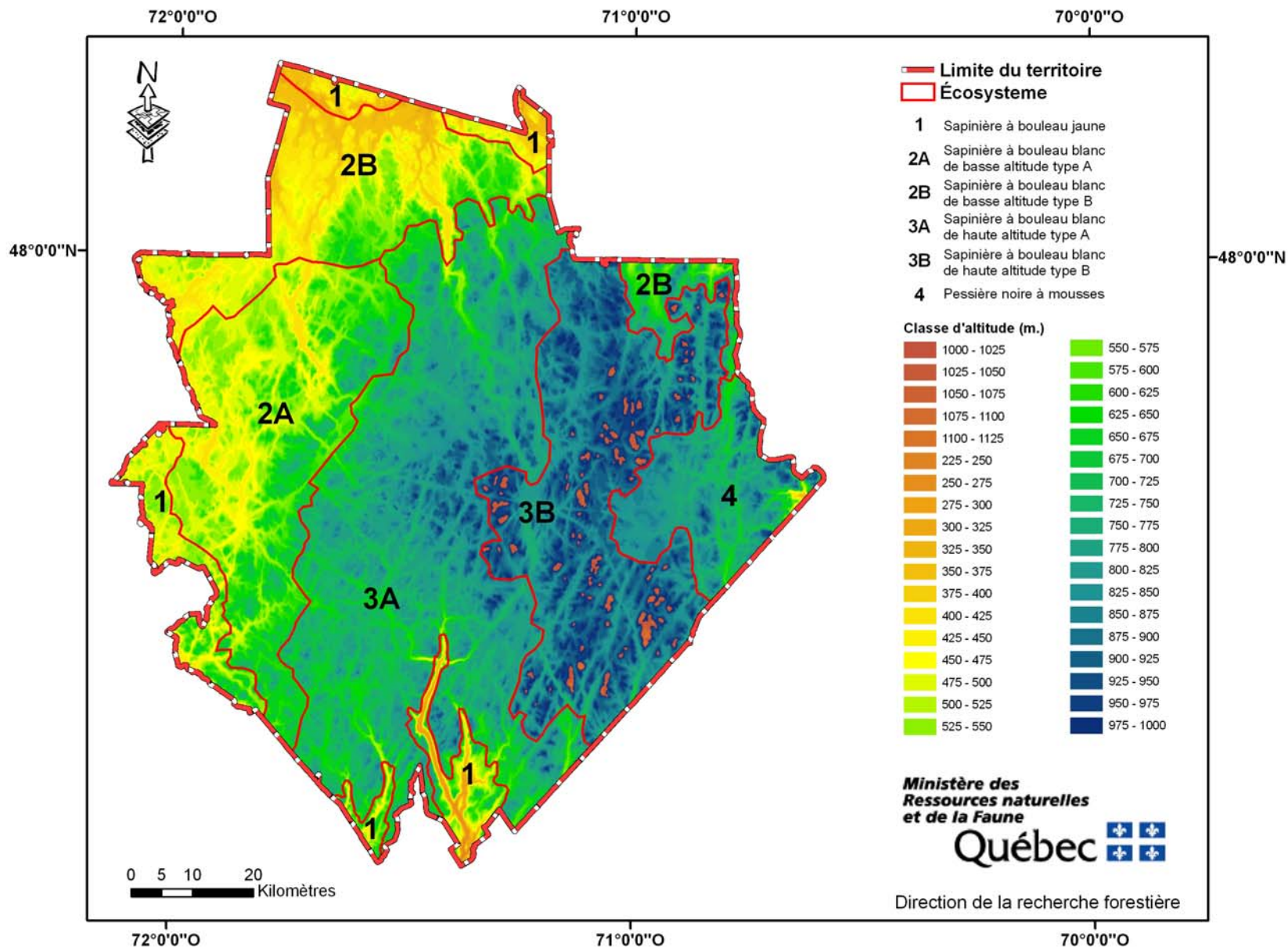


Figure 5. Cartographie des écosystèmes de la Réserve faunique des Laurentides

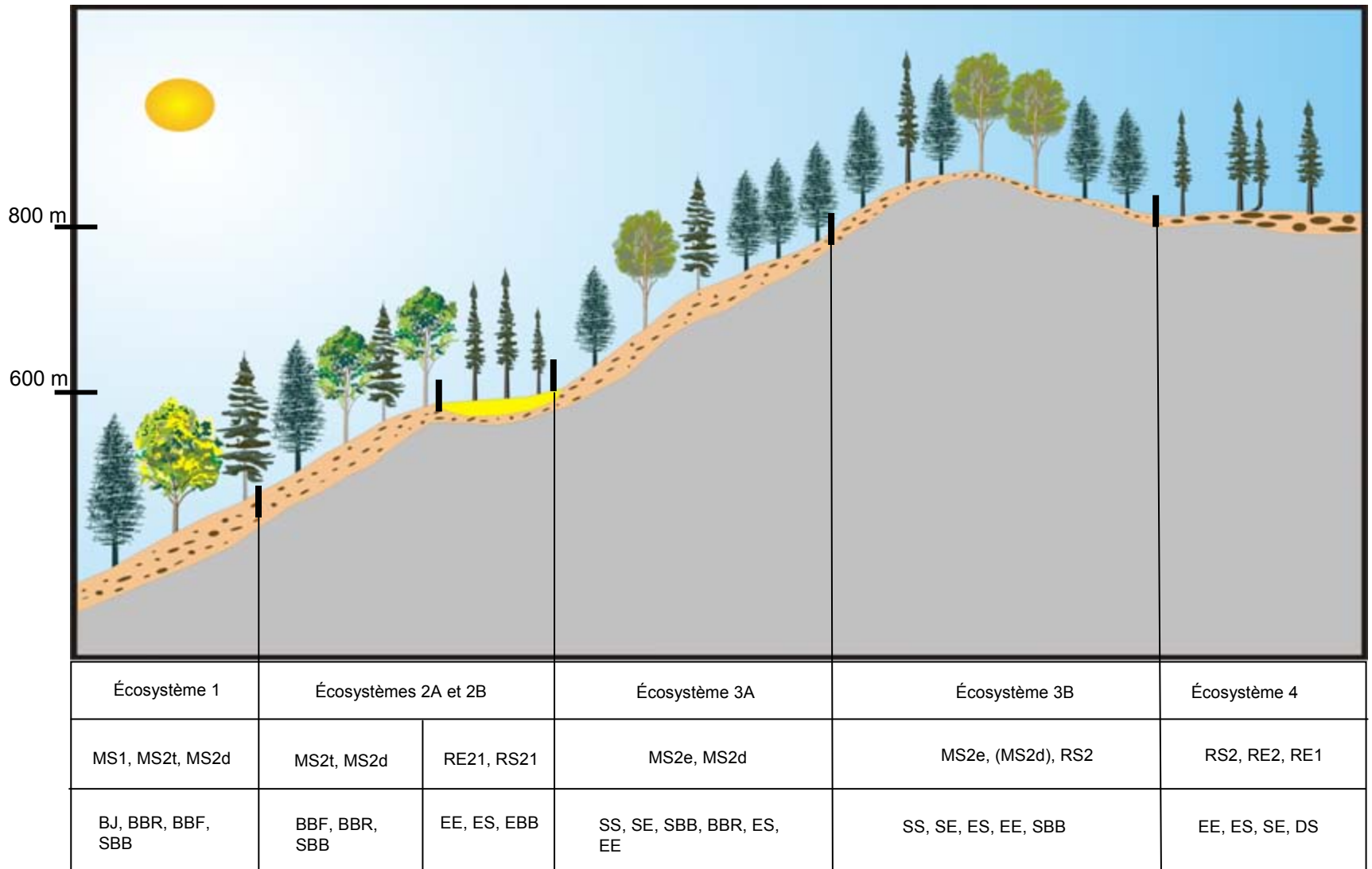


Figure 6. Sère physiographique illustrant la répartition des écosystèmes, des végétations potentielles (ex. : MS1) et des groupements d'essences dans la Réserve faunique des Laurentides. La signification des végétations potentielles est donnée à la figure 2.



Figure 7a. Description des écosystèmes selon les groupements d'essences (selon SIFORT-3 bonifié par SIFORT-2 et SIFORT-1)

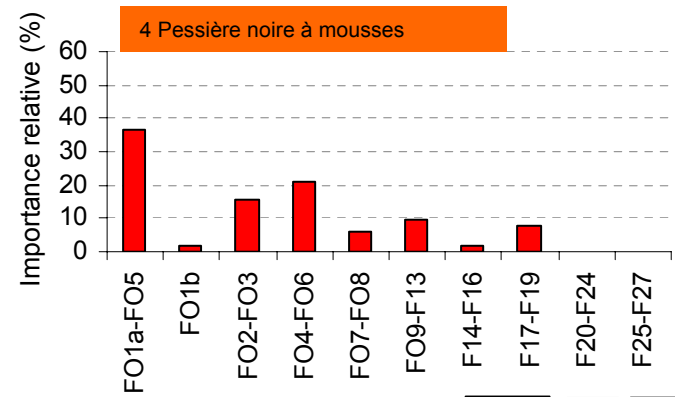
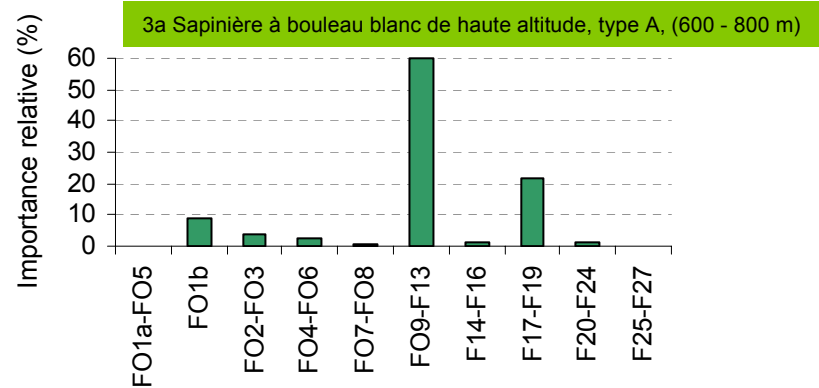
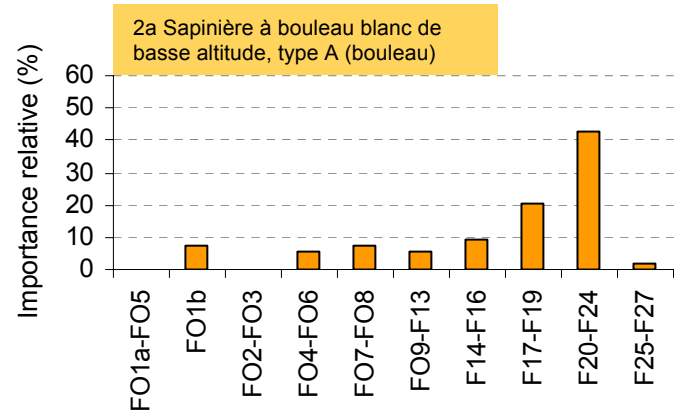
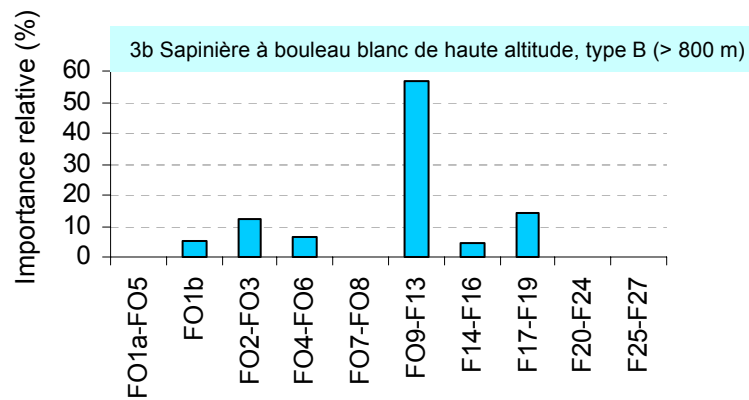
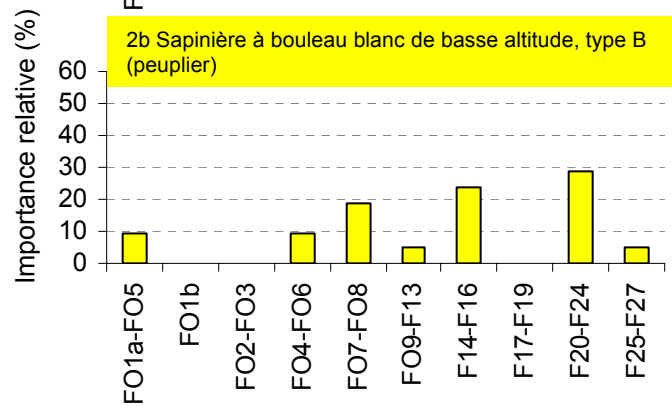
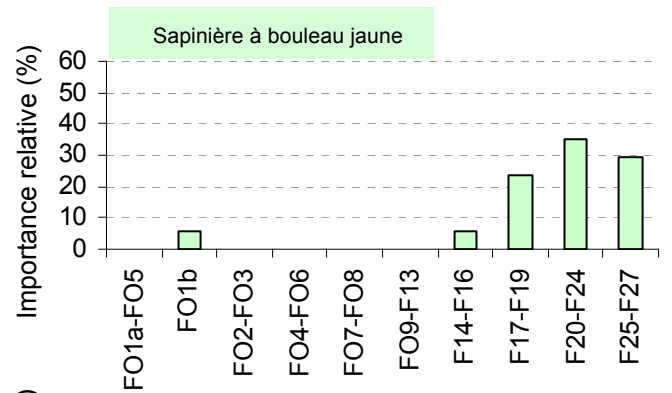


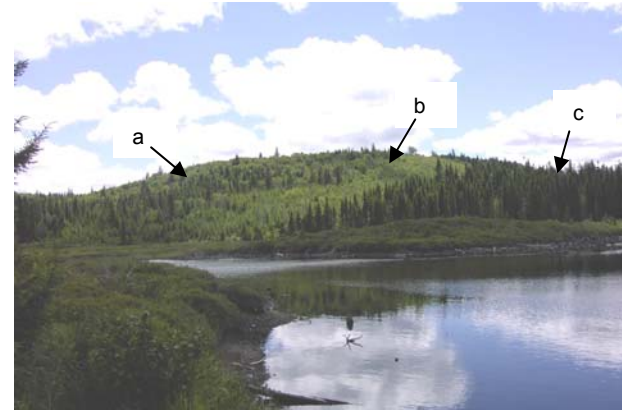
Figure 7b. Description des écosystèmes selon les types forestiers. La signification des types forestiers est donnée au tableau 1.

RE1, RE3, RS2 MS2e MS2d MS2t MS1
RE2 RS3

Écosystème 2 Sapinière à bouleau blanc de basse altitude (< 600m)



1. De vastes bétulaies blanches (avec érable à épis) appartenant principalement au type écologique MS22. Localement, des pessières noires à sapins sur sols minces (type écologique RS20) (a)



2. Localement, des collines recouvertes de peuplements dynamisés par la TBE (a). Après coupe récente, dominance de bouleau blanc (b) . Sur les terrains plats, pessières noires sur sable (type écologique RE21), sur sol hydrique minéral (RE37) ou sur sol organique épais (RE39) (c).



3. Bétulaie blanche mature témoins des activités humaines du début du XX^e siècle (coupes forestières suivies de feux) (type écologique MS22 et plus localement MS12, lorsque présence de bouleau jaune).



4. Jeune sapinière liée à la dernière épidémie de TBE (type écologique MS22).



5. Dans les reliefs valonnés et sur till épais (1A-30), on observe plusieurs peuplements formés de peuplier faux-tremble, de bouleau blanc, d'épinette noire et de sapin. Au sol, les peuplements résineux ou mélangés à tendance résineuse recèlent beaucoup d'éricacées, notamment le *Kalmia angustifolia* (type écologique RS22). Ces peuplements proviennent de feux.



6. Peuplement aux caractéristiques physiques similaires au précédent. La végétation est dominée par le peuplier faux-tremble. Au sol, on note beaucoup de *Pteridium aquilinum*, de *Nemopanthus mucronata*, de *Viburnum cassinoides*, d'*Alnus crispa* ainsi que quelques bouquets d'éricacées (type écologique RS22).

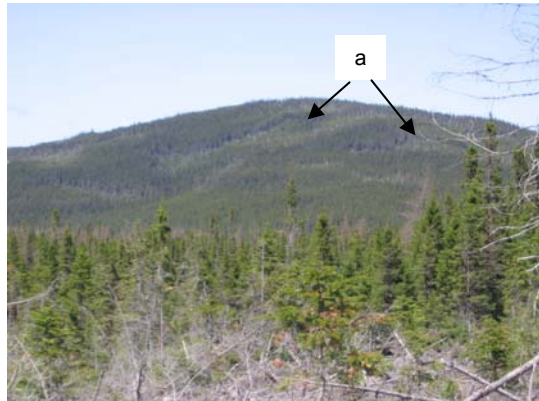


7. Toujours dans les reliefs valonnés à relativement plats, on observe des peuplements dominés par l'épinette noire. Ceux-ci croissent sur des sols pierreux et secs (type écologique RE20) ou sur des sols hydriques (RE37, RE39). Sur les dépôts de sable, les peuplements sont référés au type écologique RE21 (pessière noire, pessière noire à pin gris) ou au type RS21 (pessière noire à sapin).

Écosystème 3 Sapinière à bouleau blanc de haute altitude (> 600m)



8. Vue du mont Belle-Fontaine (altitude maximale de 1 100 m) à partir de la forêt Montmorency, 21 mai 2007. Pluie à Québec et neige dans les hautes altitudes de la RFL



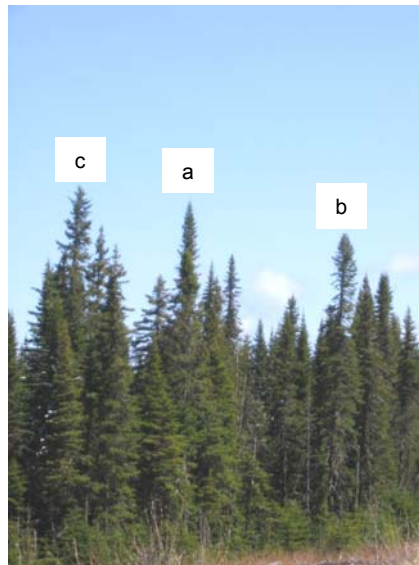
10. Des forêts résineuses dynamisées par la TBE et les chablis (a)



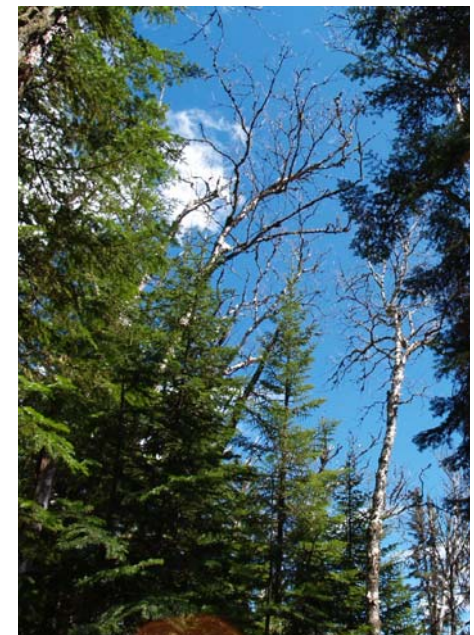
12. Bétulaies blanches dépérissantes dans la section nord du paysage forestier no 4. Ces bétulaies proviennent de feux (possiblement de la période 1880)



9. Vieille sapinière à épinette blanche. Ces forêts ont jadis été perturbées par le feu



11. Coupes anciennes (vers 1940) aujourd'hui occupées par des peuplements dominés par le sapin (a), l'épinette noire (b) et l'épinette blanche (c).



13. Bétulaie blanche à sapin, épinette noire et épinette blanche. Vue de l'intérieur du peuplement

Écosystème 3 Sapinière à bouleau blanc de haute altitude (> 600m) (suite)



14. Sapinière à épinette noire sur dépôts minces. Type écologique RS20



15. Sapinière à épinette noire sur dépôts minces. Type écologique RS20. Vue de l'intérieur du peuplement.



16. Forte résilience de la forêt après coupes forestières réalisées vers 1985. Les anciens chemins forestiers et leur bordure sont occupés par le mélèze



17. Coupe récente de grande superficie



18. Coupe récente en mosaïque



19. Coupe récente visant à protéger les petites marchandes (CPPTM)

4 Pessière noire à mousses et lichens



20. Feux récents survenus dans le parc des Grands Jardins. Le sol est couvert d'éricacées (type écologique RE22)



21. Pessière noire à sapin sur till de drainage mésique (type écologique RS22)



22. Pessière noire à sapin sur till de drainage subhydrique (type écologique RS25)

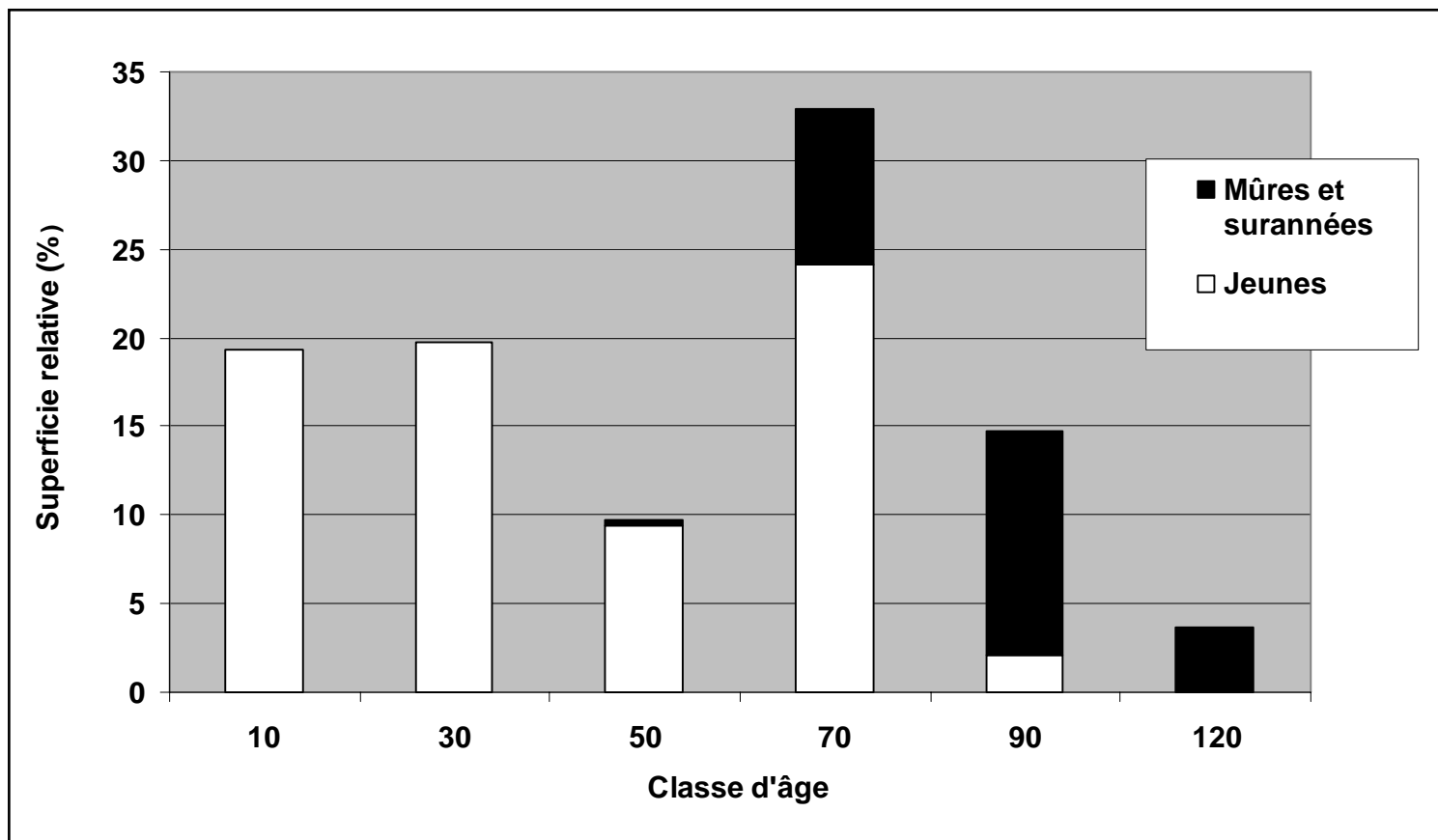


Figure 8. Répartition des classe d'âge d'après la carte servant au calcul de la possibilité forestière. La fraction noire des barres représentent la fraction occupée par les forêts mûres et surannées pour chaque classe d'âge du territoire forestier total.

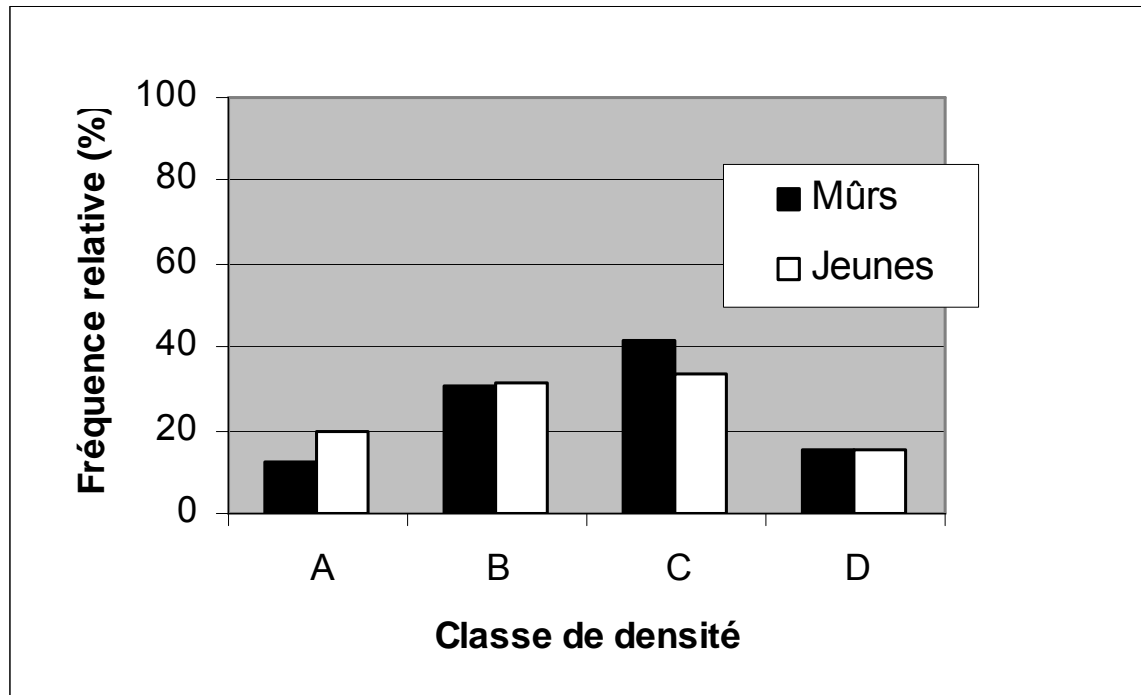


Figure 9. Densité des peuplements mûrs et surannés de la Réserve faunique des Laurentides. A : 80 à 100 % ; B : 60-80 % ; C : 40-60 % ; D : 20-40 %

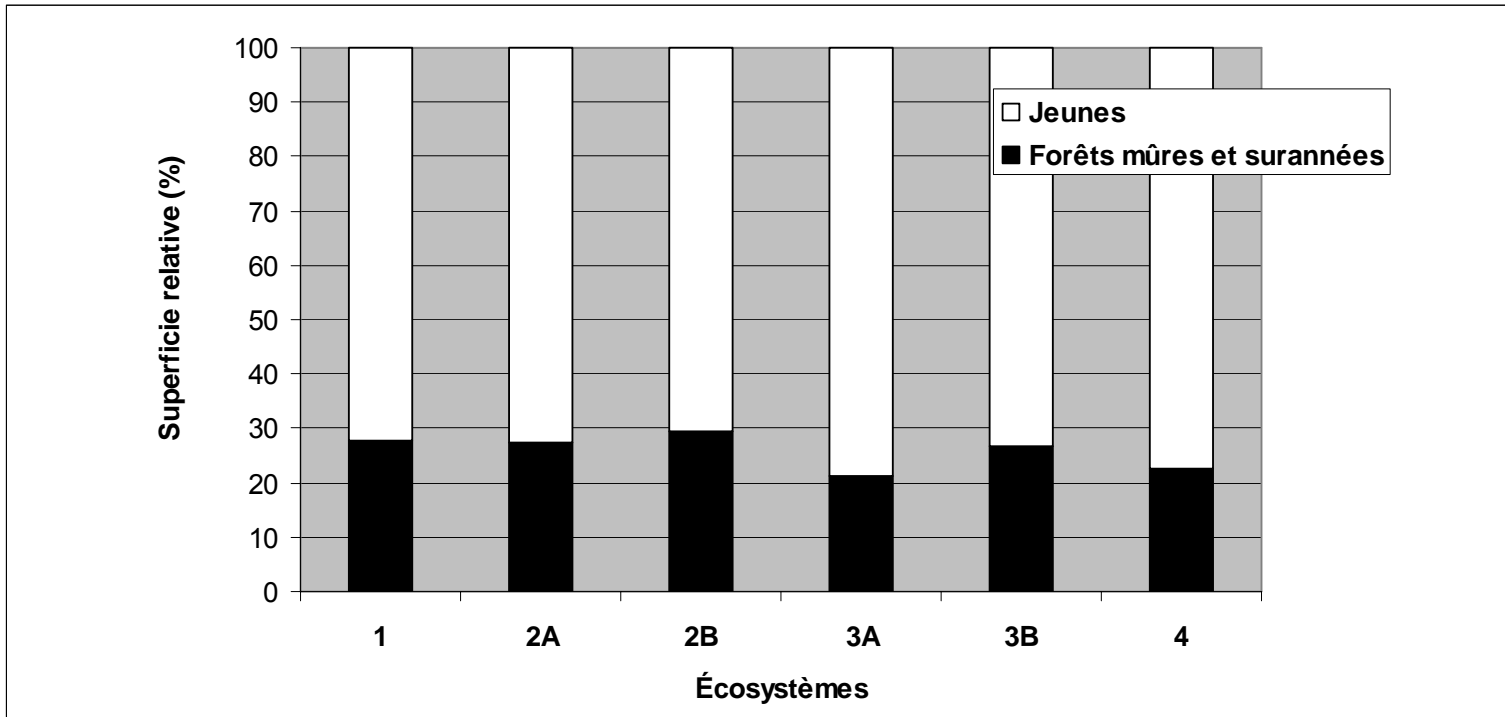


Figure 10. Répartition des stades de développement par grand écosystème de la Réserve faunique des Laurentides

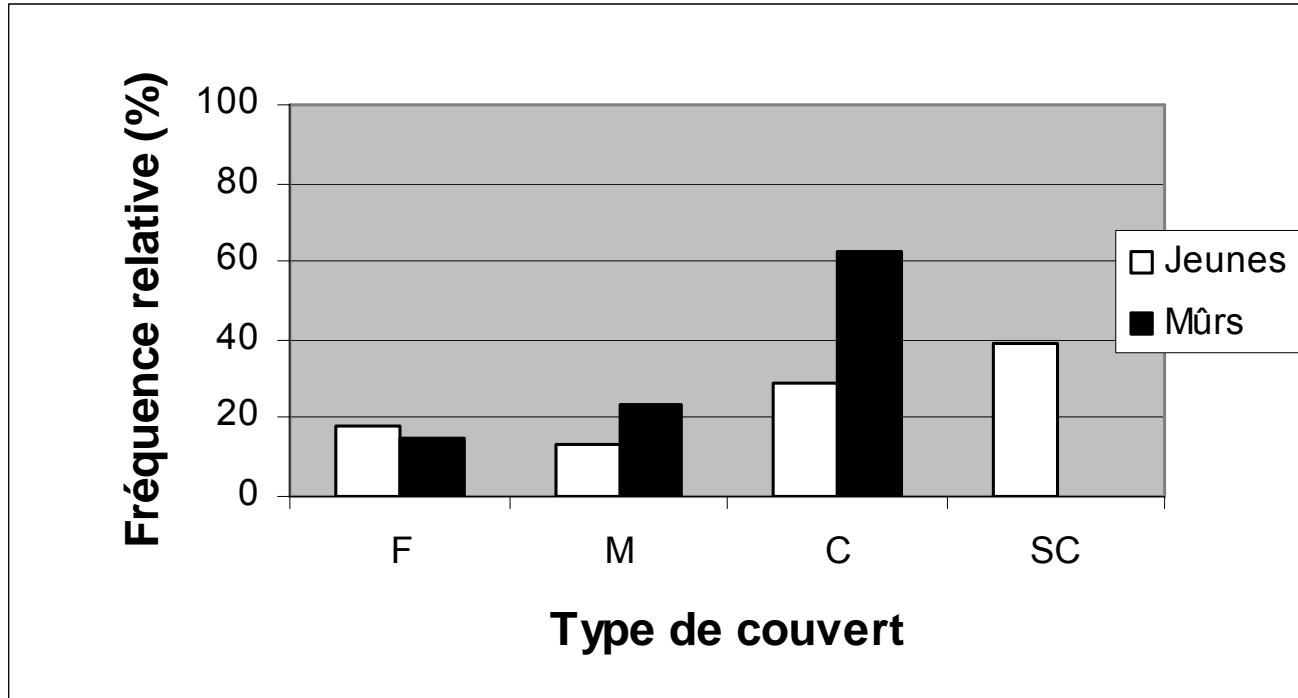


Figure 11. Répartition des couverts forestiers qui composent les forêts mûres et surannées de la Réserve faunique des Laurentides.
 F : Feuillu; M : mixte; C : coniférien; SC : sans couvert.

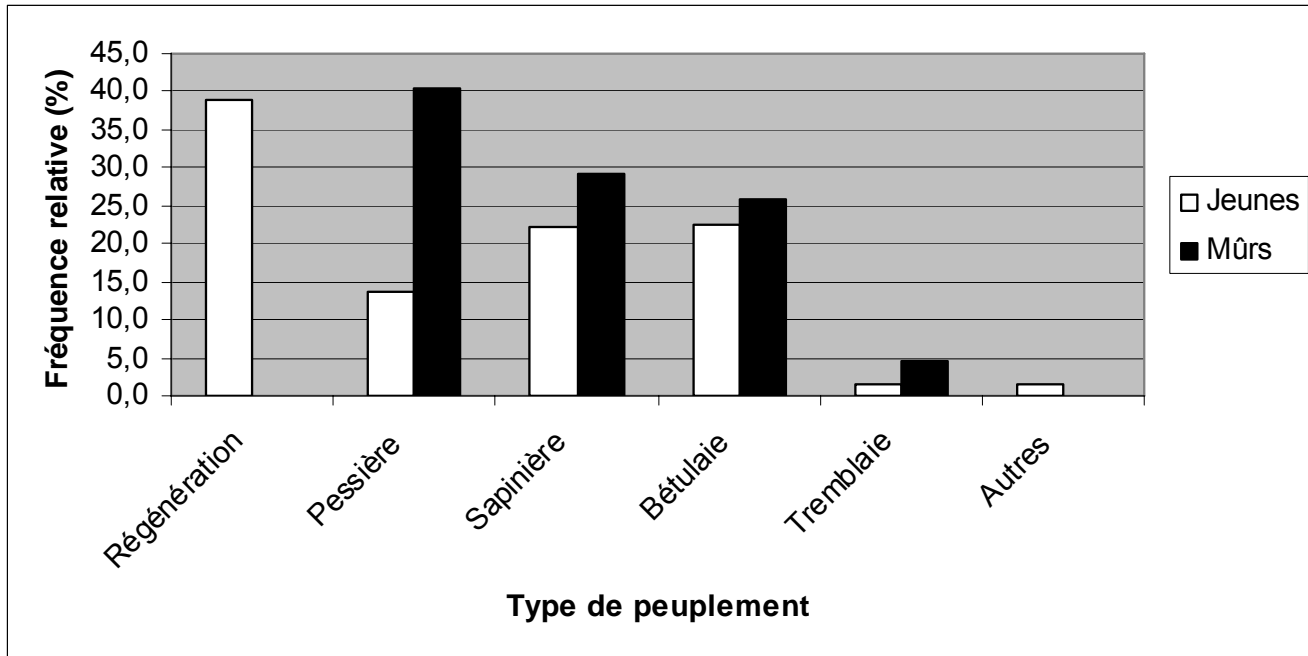


Figure 12. Composition générale des peuplements mûrs et surannés de la Réserve faunique des Laurentides. Le nom du peuplement a été attribué en fonction de l'espèce principale.

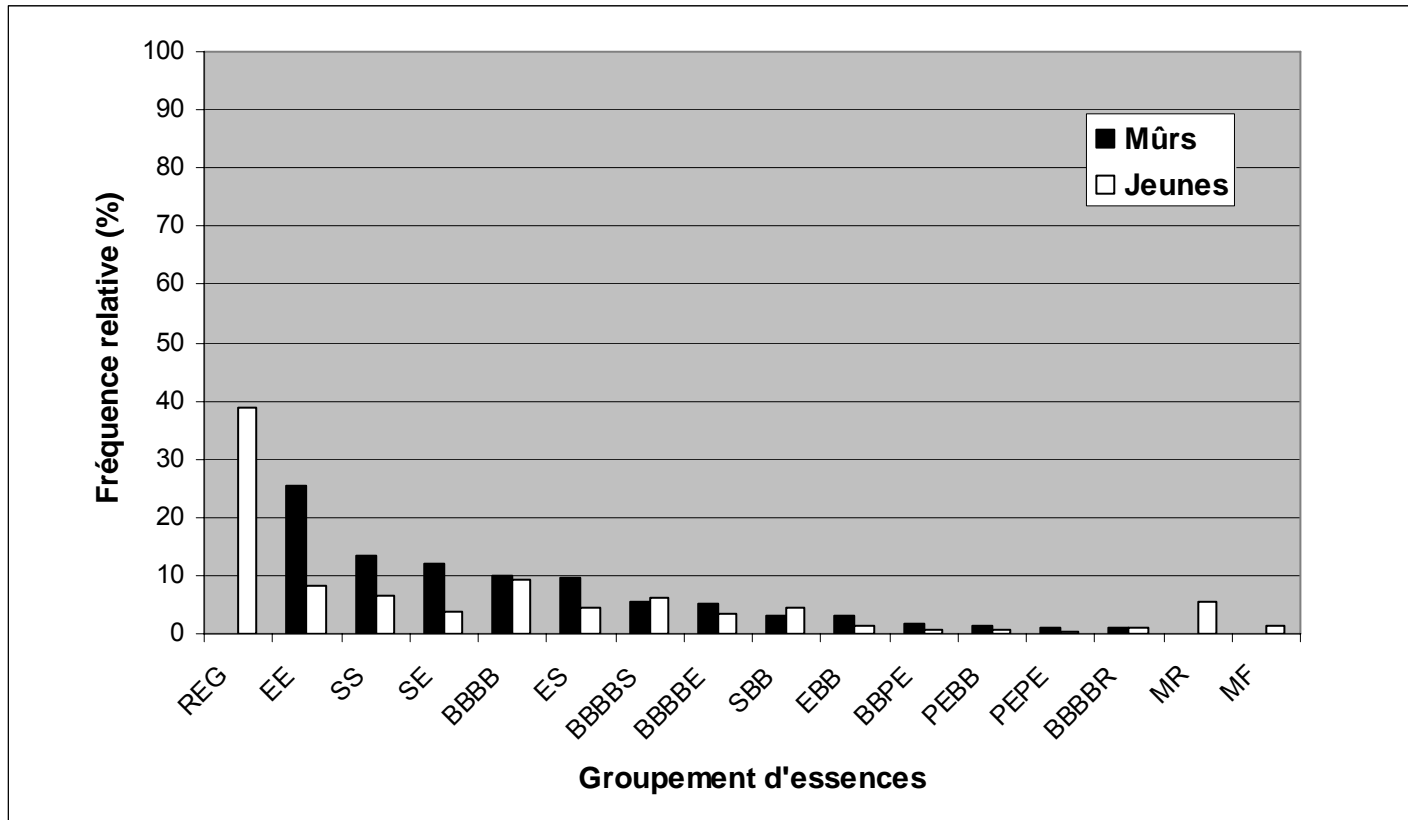


Figure 13. Composition détaillée des peuplements mûrs et surannés, Réserve faunique des Laurentides. Les groupements d'essences présentées couvrent individuellement plus de 1 % de la superficie forestière et forment ensemble, 93 % de la superficie forestière de la RFL.

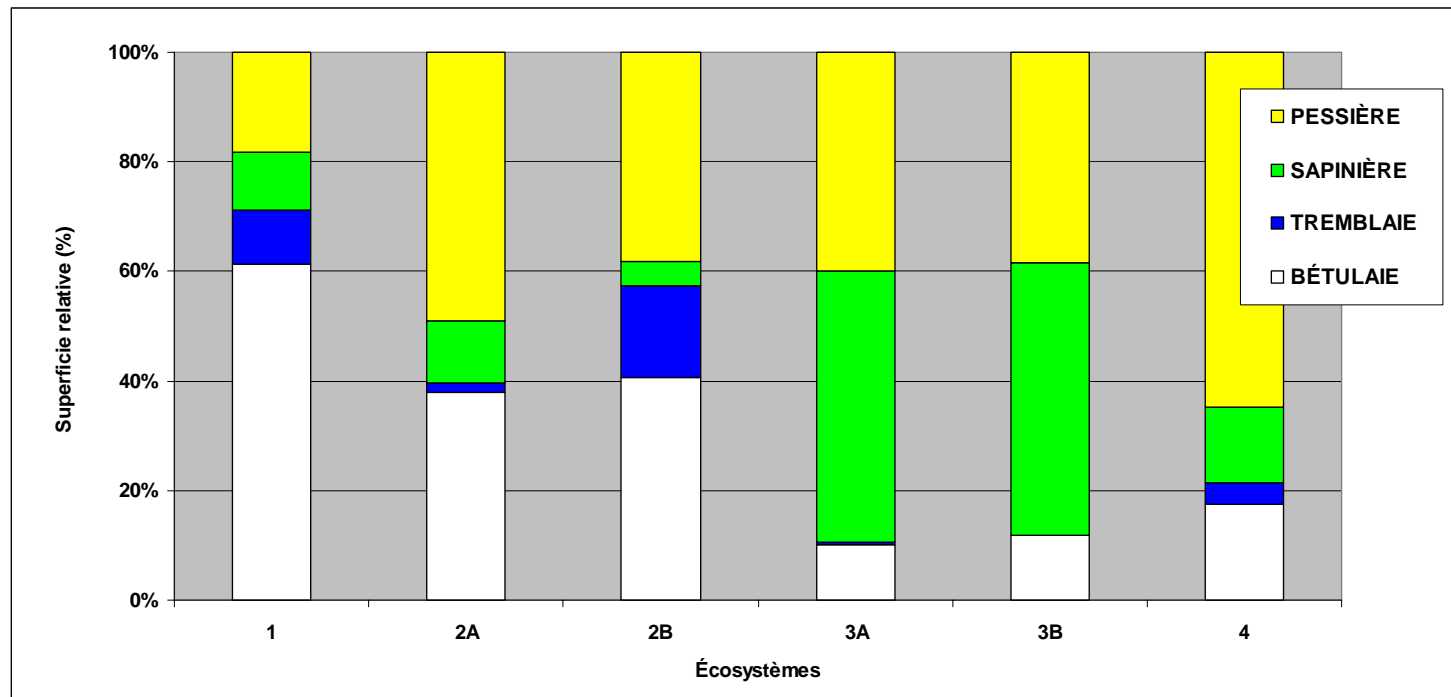


Figure 14. Composition générale des forêts mûres et surannées pour chacun des écosystèmes de la Réserve faunique des Laurentides. Le nom du peuplement a été attribué en fonction de l'espèce la plus abondante.

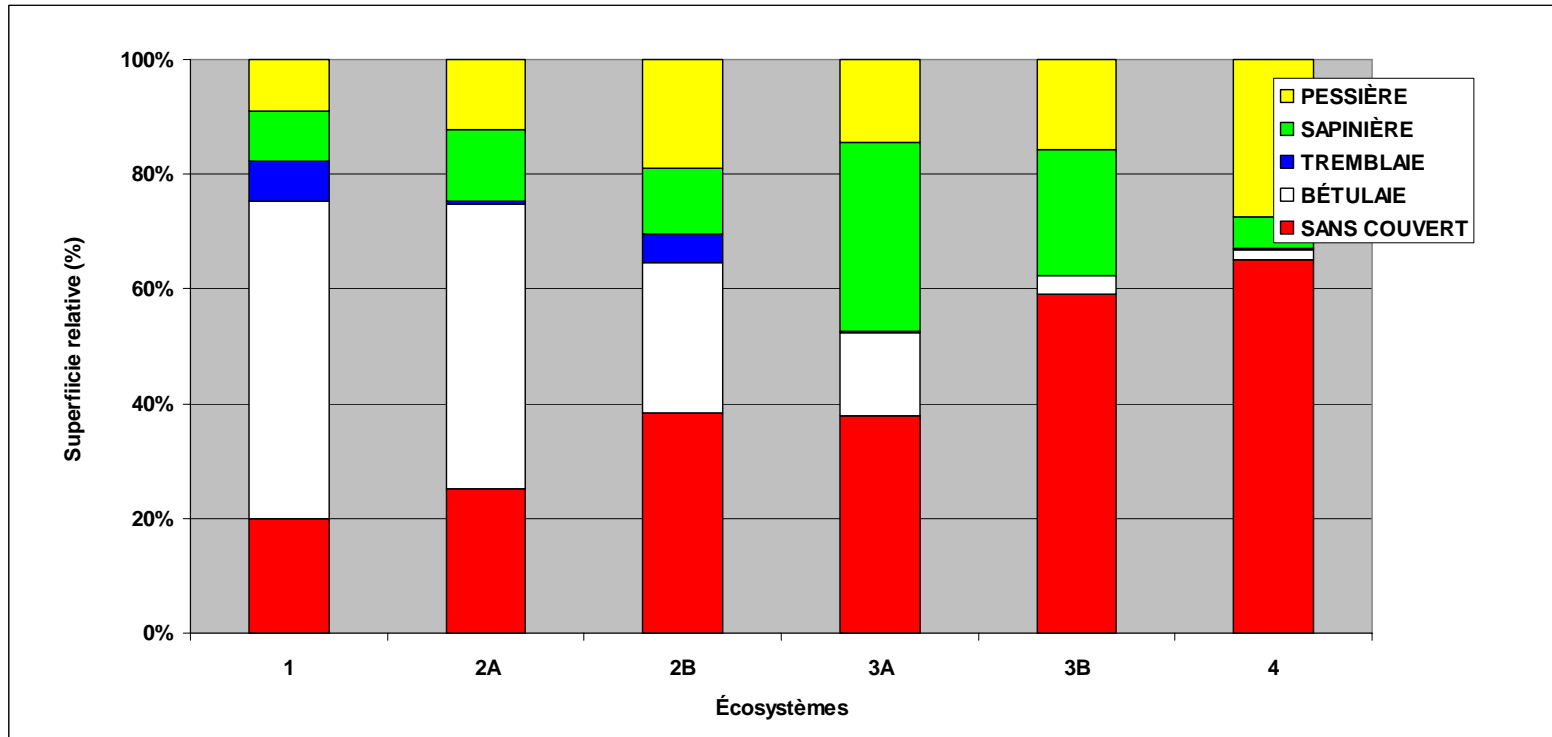


Figure 15. Composition générale des forêts jeunes pour chacun des écosystèmes de la Réserve faunique des Laurentides. Le nom du peuplement a été attribué en fonction de l'espèce la plus abondante.

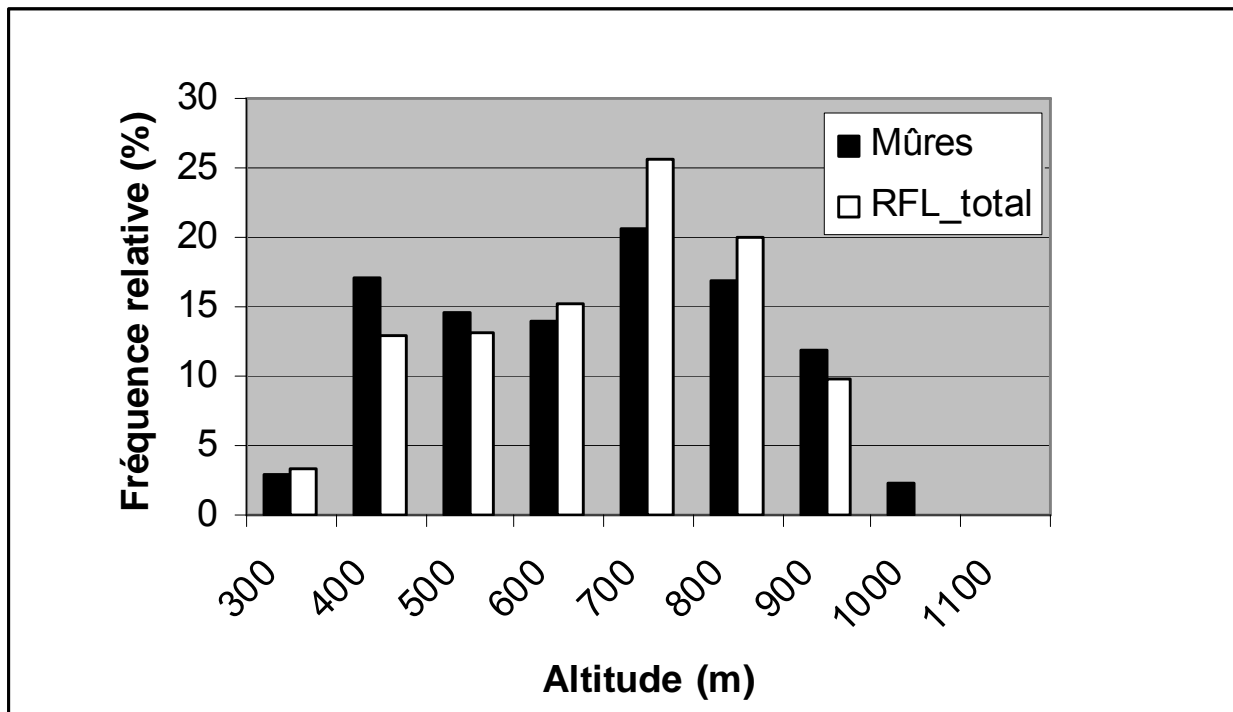


Figure 16. Répartition des forêts mûres et surannées en fonction de l'altitude. Barres noires (répartition des forêts mûres et surannées par tranche d'altitude). Barres blanches : répartition du territoire forestier de la RFL par tranche d'altitude.

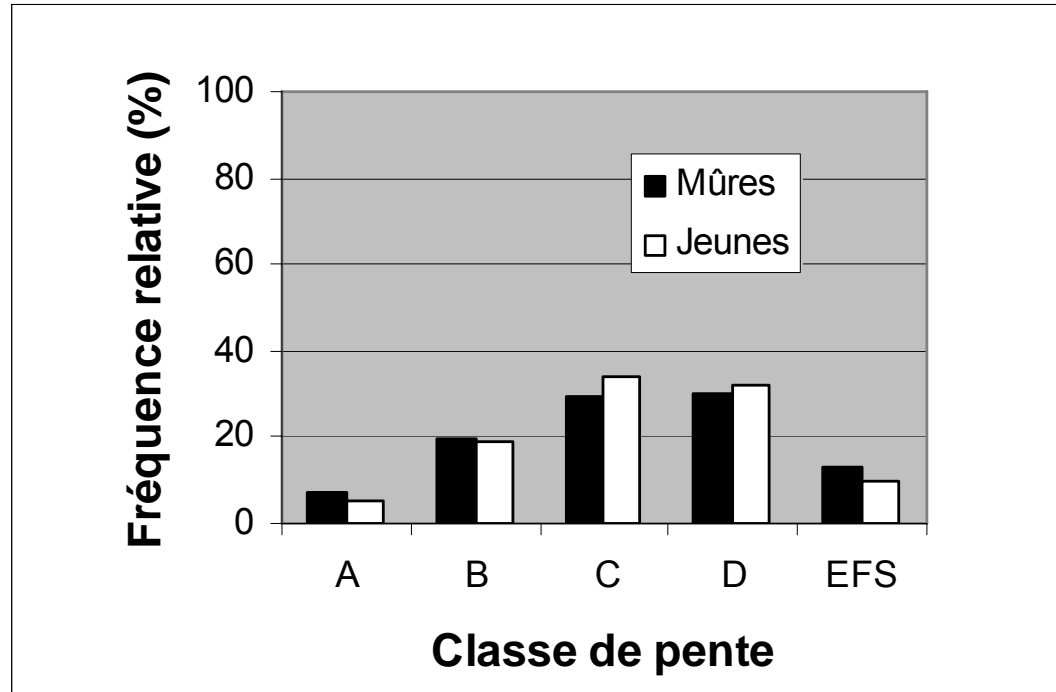


Figure 17. Répartition des forêts mûres et surannées en fonction de la pente Réserve faunique des Laurentides.
A : nulle (0 % à 3%), B : faible (4% à 8%), C : douce (9% à 15 %), D : modérée (15-30 %), EFS : forte (31% et plus).

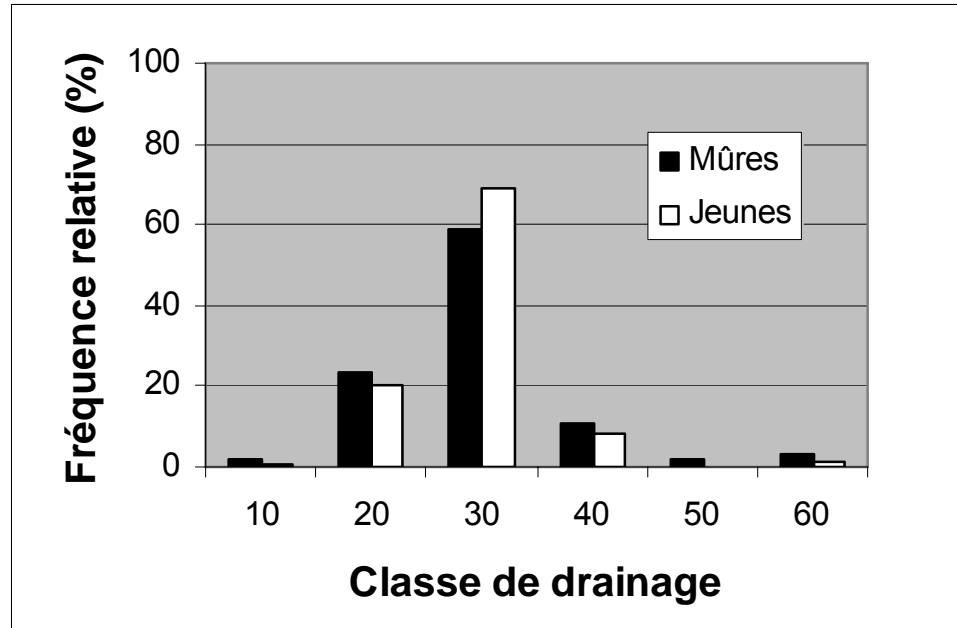


Figure 18. Superficie relative occupée par les forêts mûres et surannées en fonction du drainage, Réserve faunique des Laurentides. Classe de drainage 10 : rapide, 20 : bon, 30 : modéré, 40 : imparfait, 50 : mauvais, 60 : très mauvais.

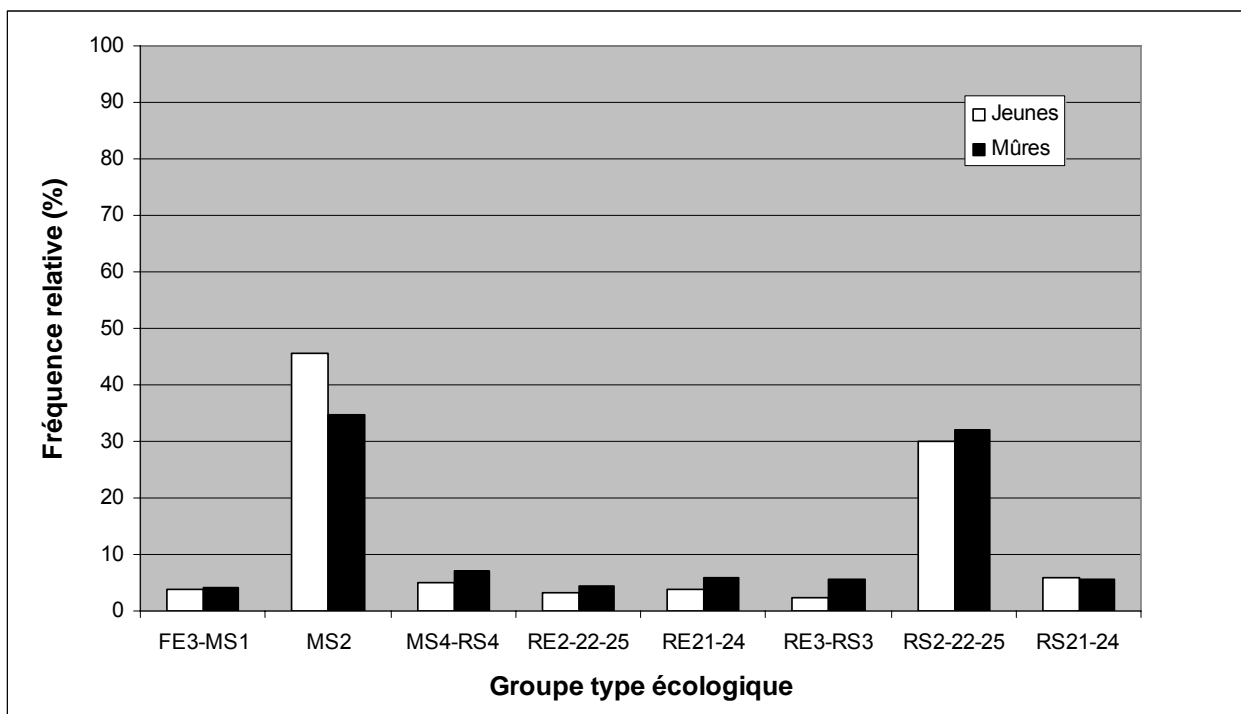


Figure 19. Superficie relative occupée par les forêts mûres et surannées en fonction d'un groupe de type écologique, Réserve faunique des Laurentides.

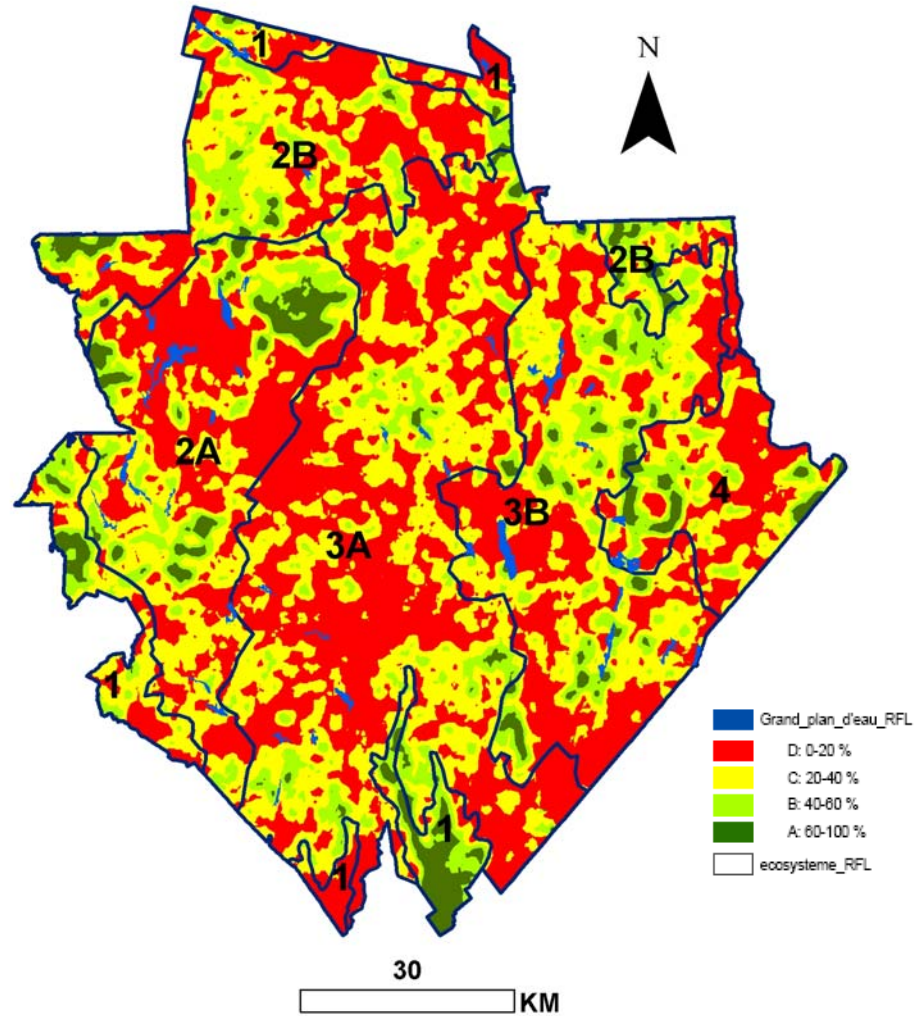
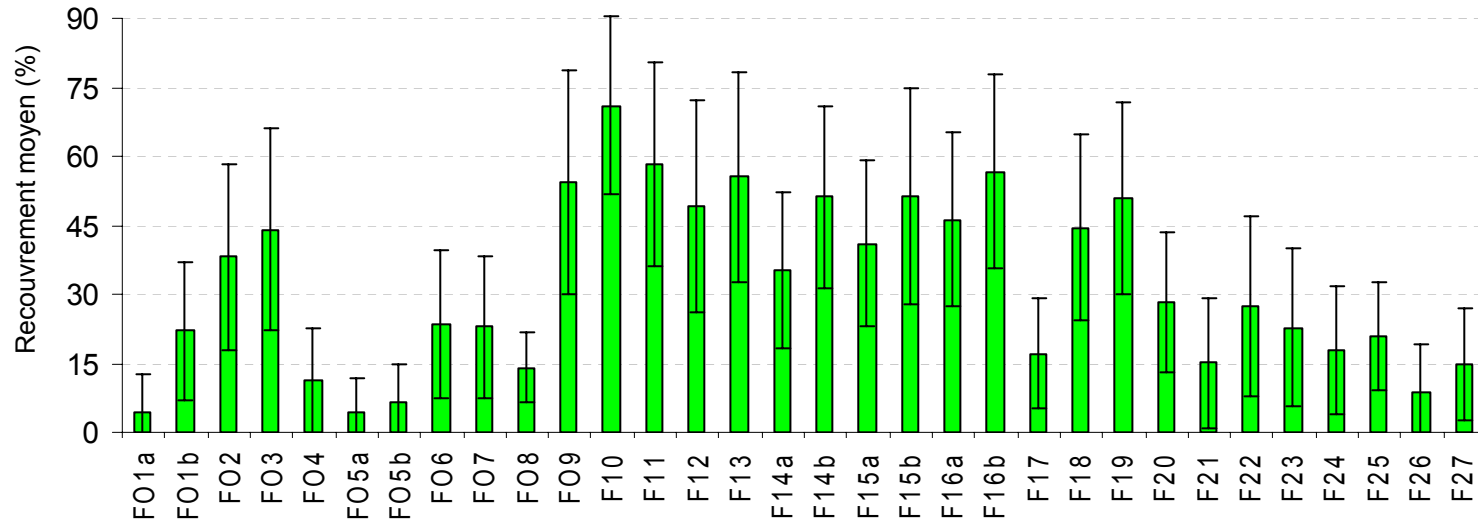
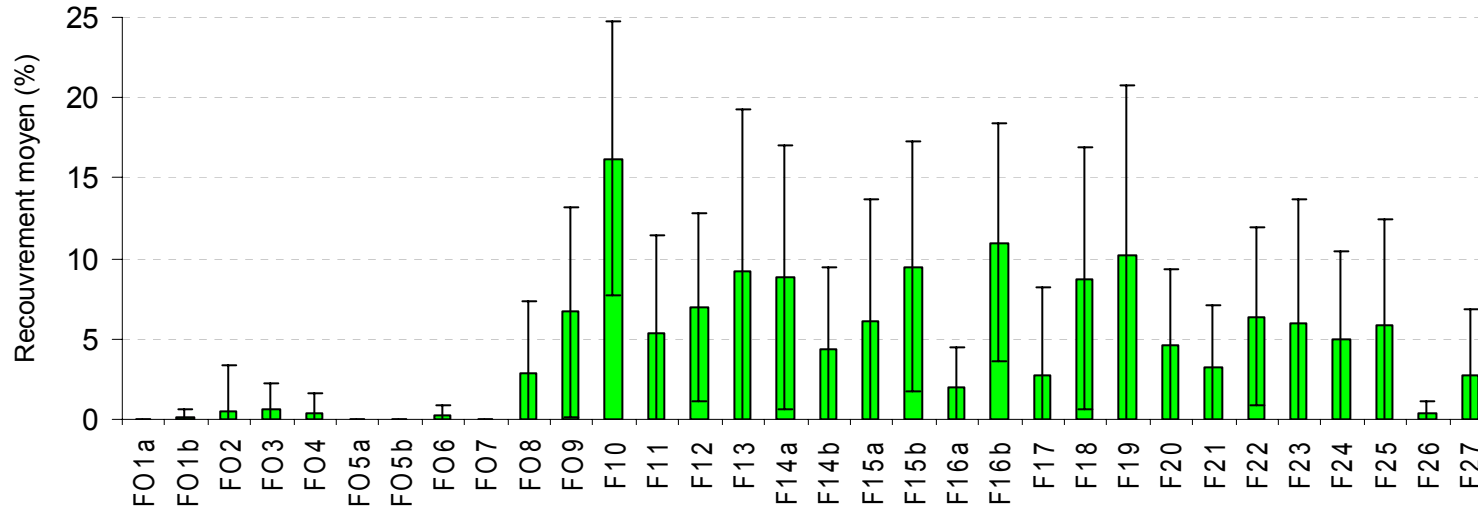


Figure 20. Répartition des types de paysages en fonction de l'abondance des forêts mûres et surannées à l'intérieur du territoire de la RFL. Les forêts mûres et surannées sont celles identifiées sur la carte servant au calcul de la possibilité forestière. Veuillez noter que les forêts d'enseignement et de recherche (Forêt Montmorency (ULaval) et Simoncouche (UQAC)) ne sont pas couvertes par cette analyse.

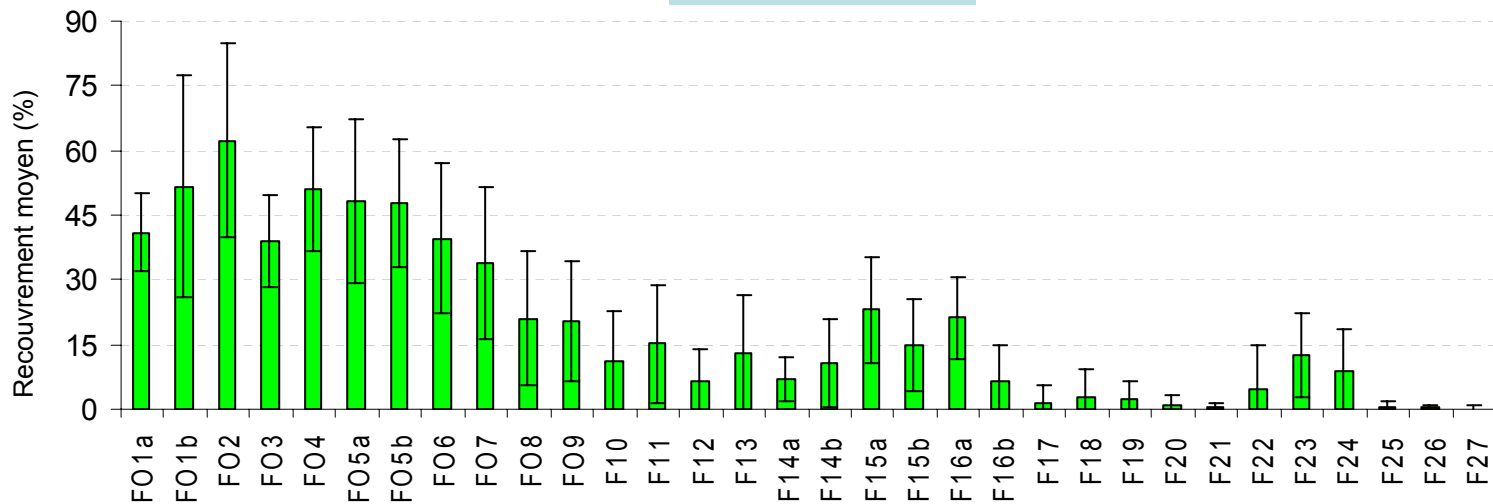
Sapin baumier



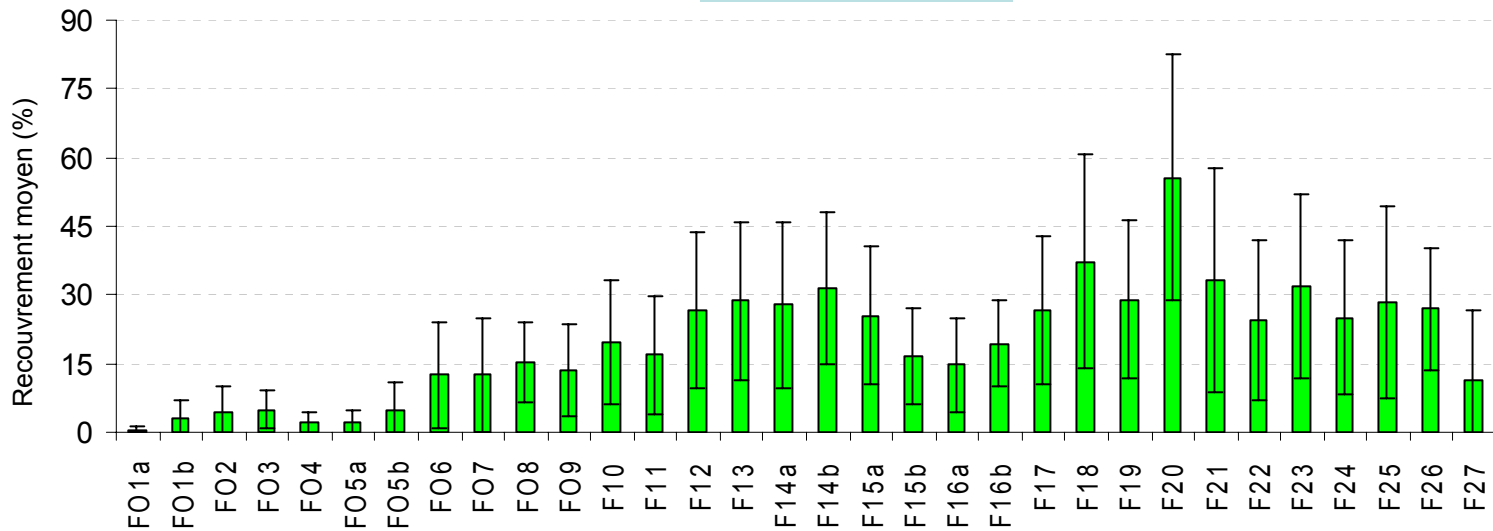
Épinette blanche



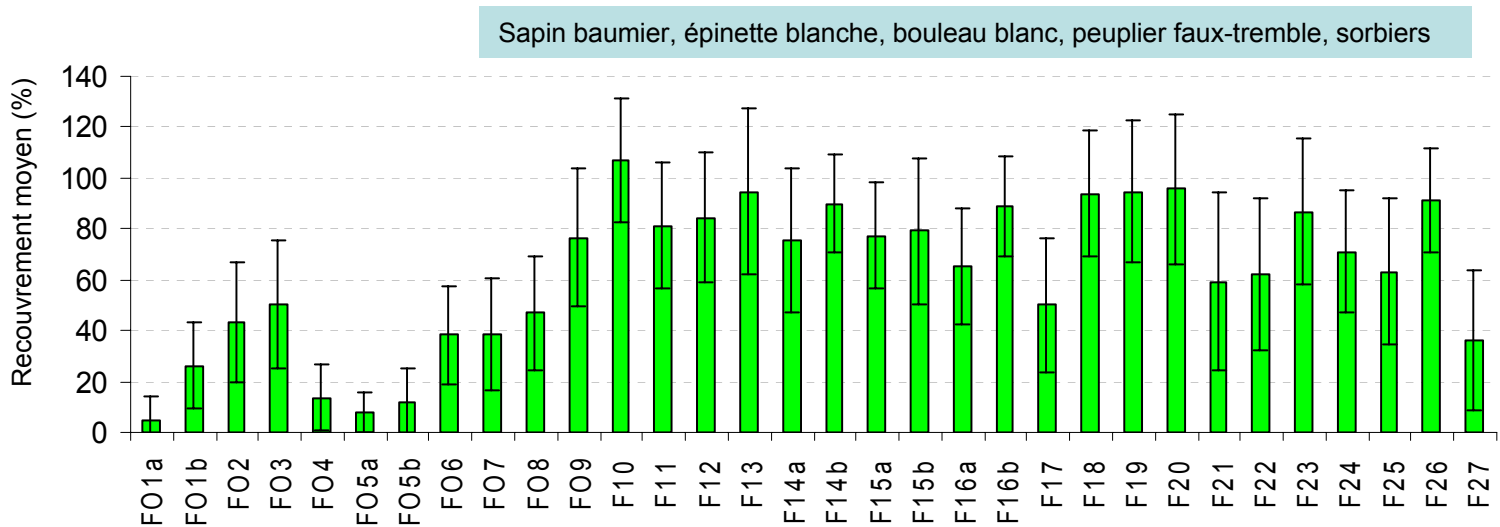
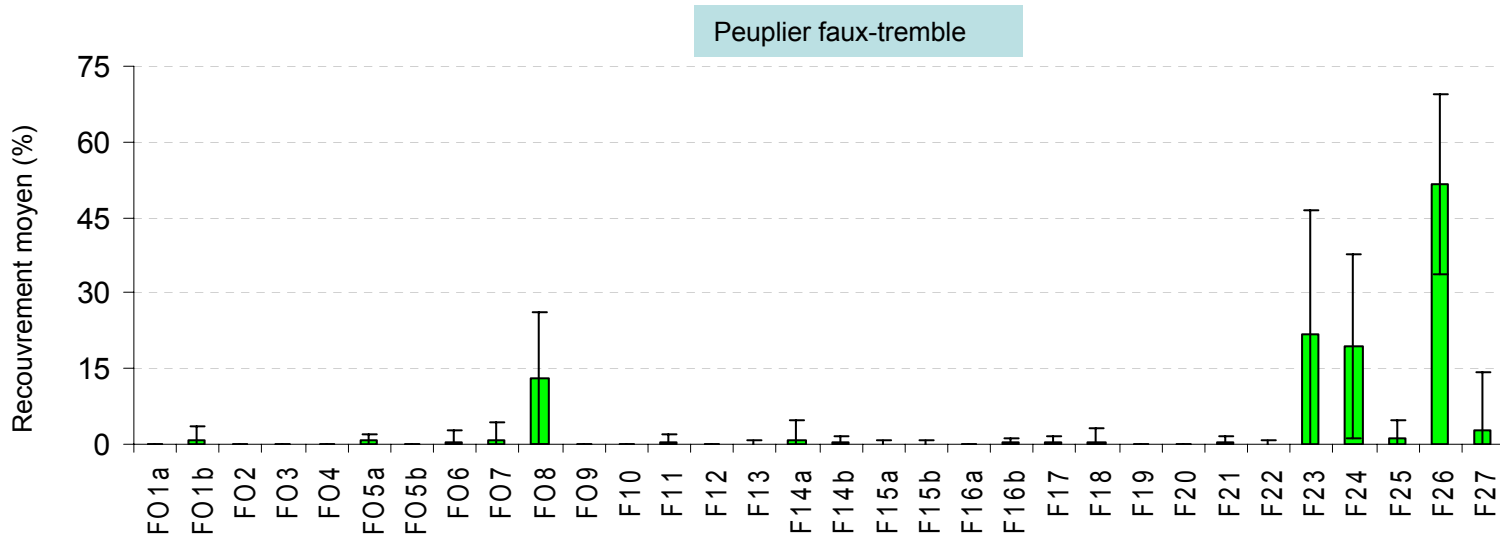
Épinette noire



Bouleau blanc

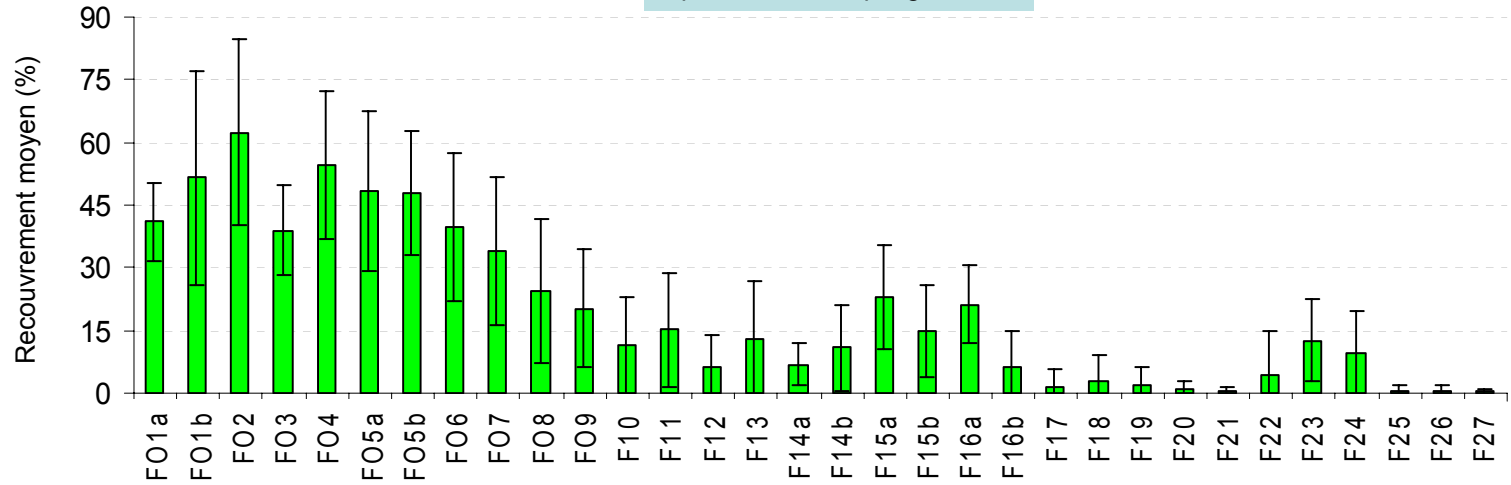


Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.

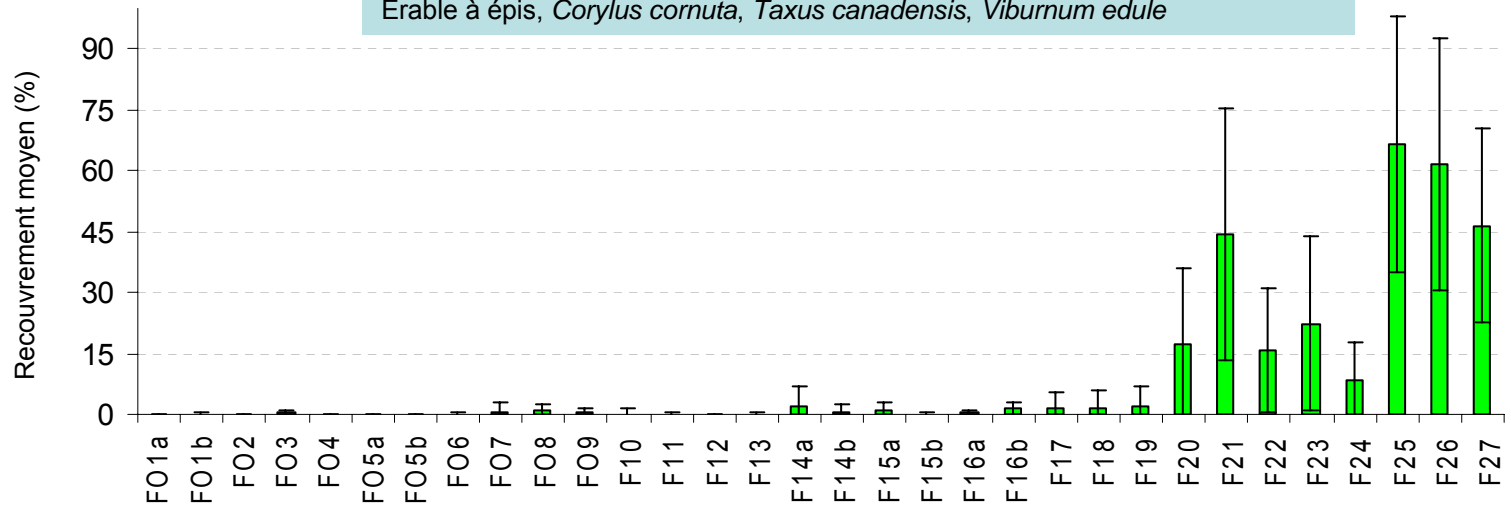


Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.

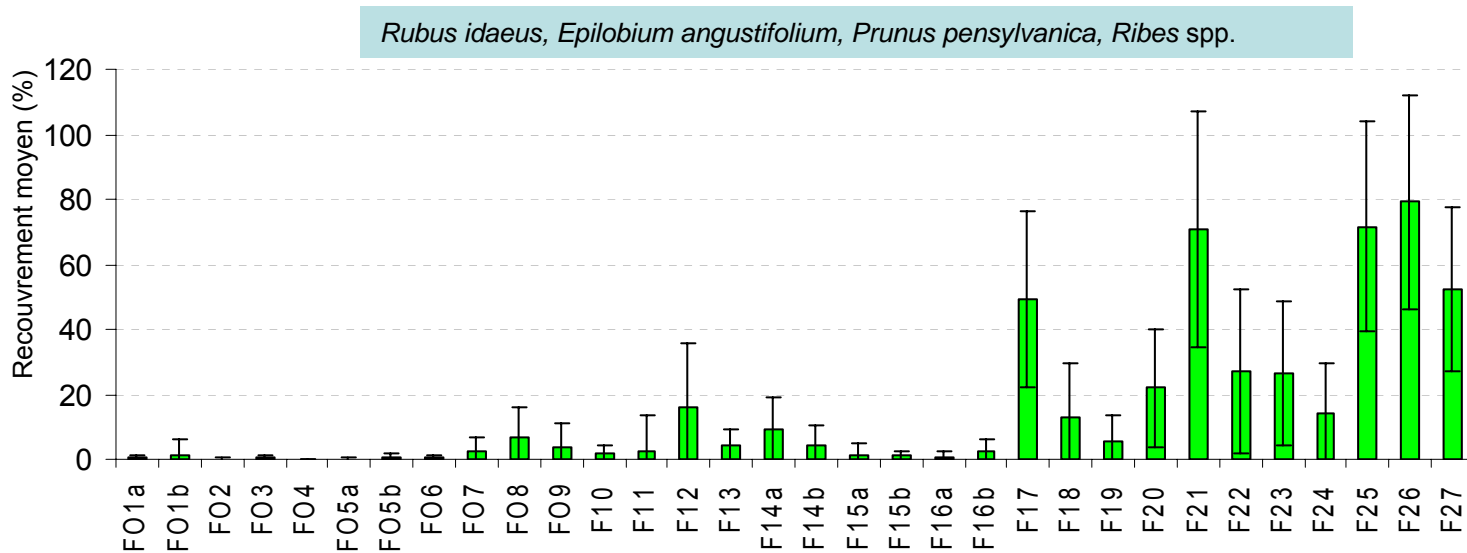
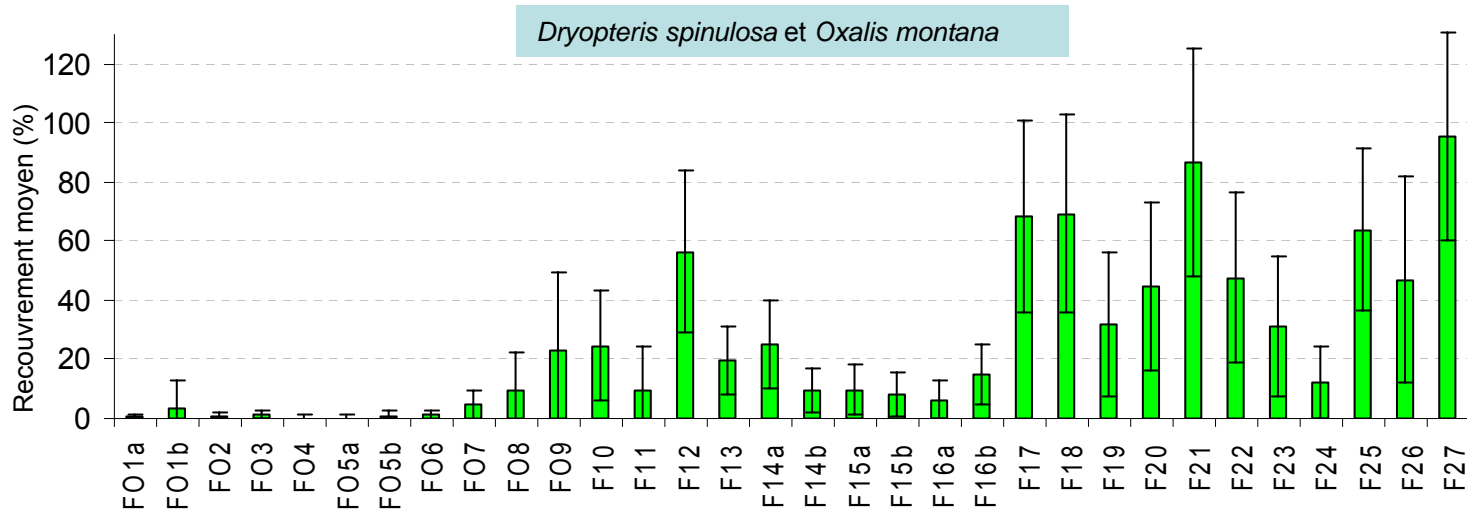
Épinette noire et pin gris



Érable à épis, *Corylus cornuta*, *Taxus canadensis*, *Viburnum edule*

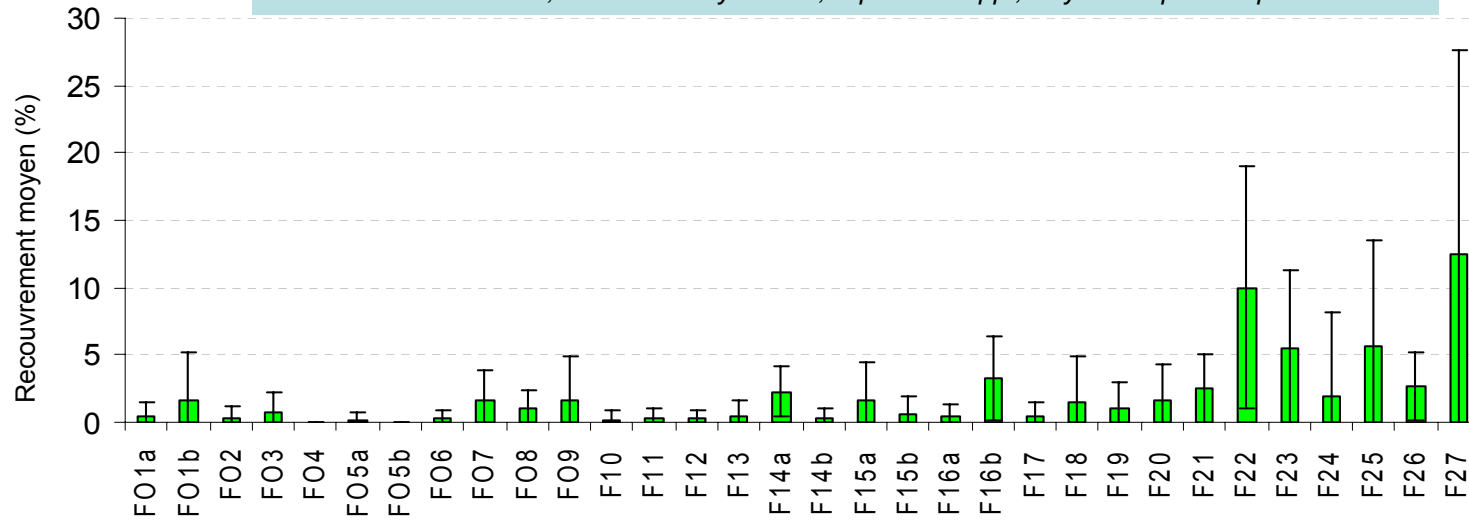


Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.

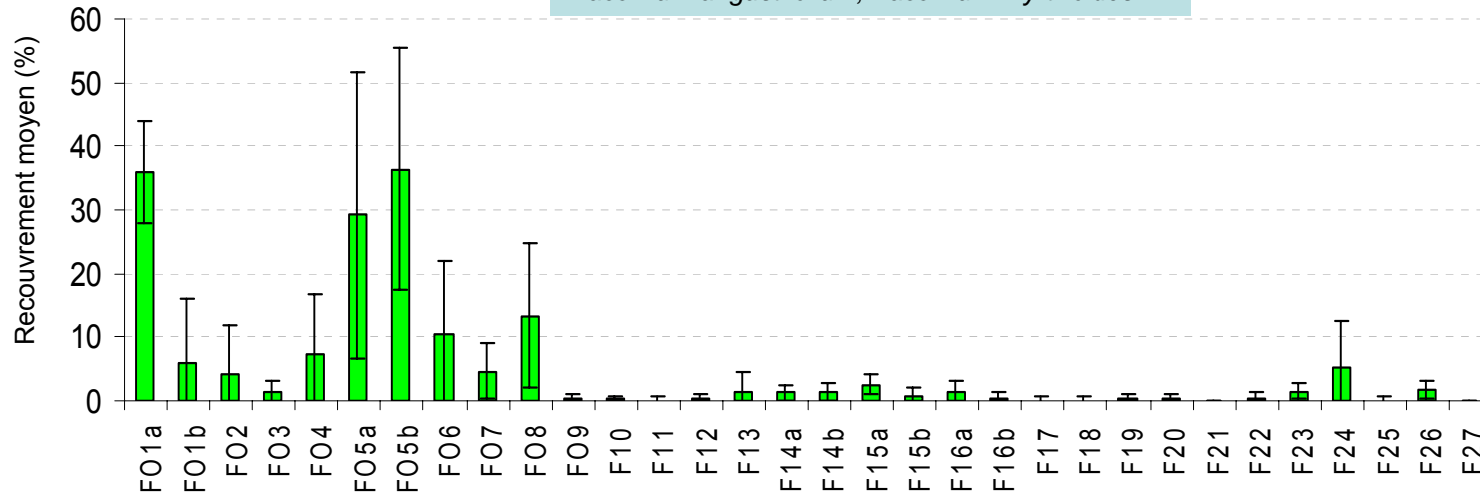


Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.

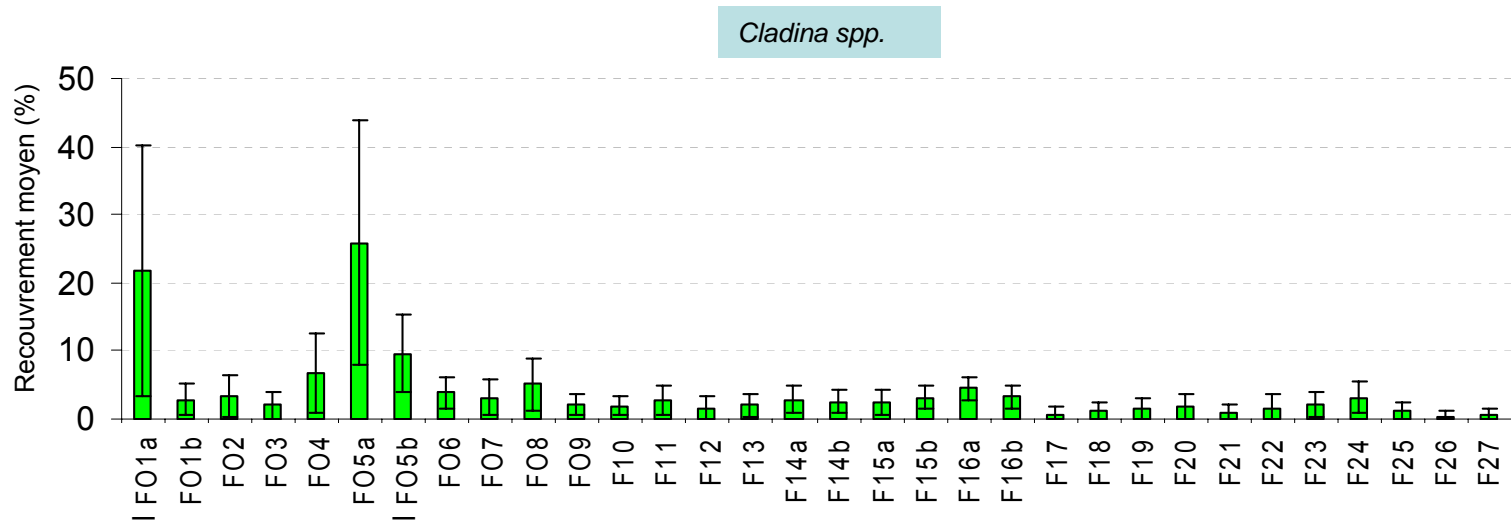
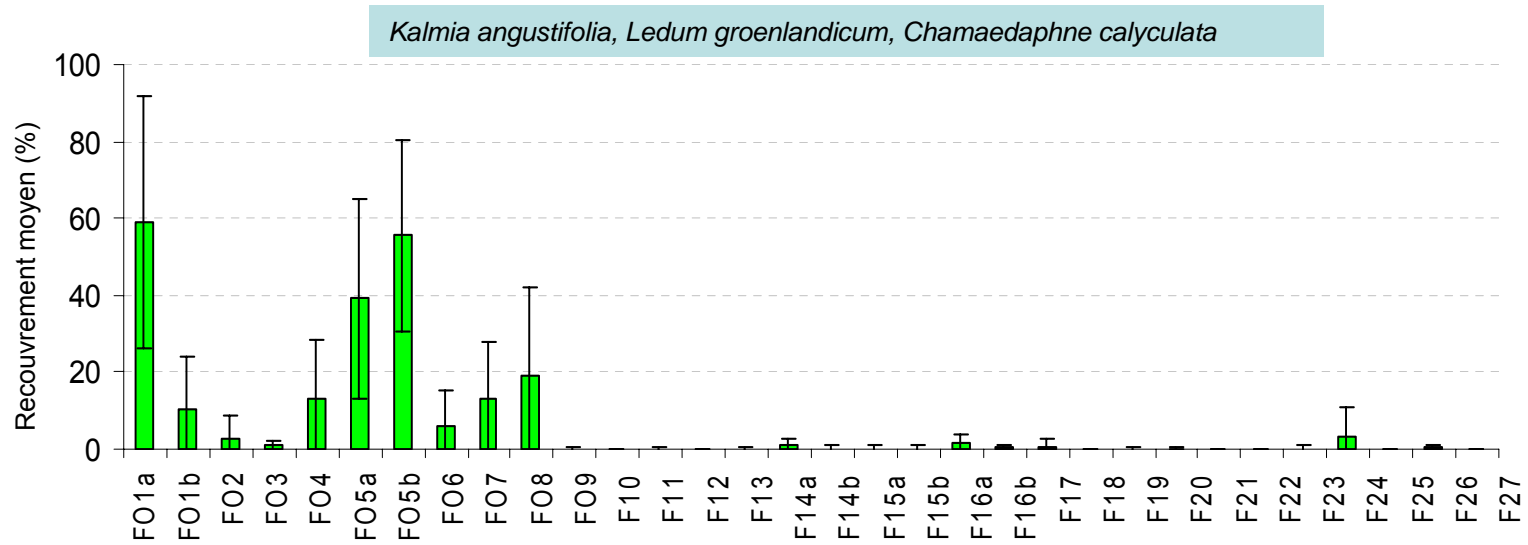
Rubus pubescens, Athyrium filix-femina, Dryopteris disjuncta, Mitella nuda, Mnium spp., Osmunda cinnomomea, Osmunda claytoniana, Equisetum spp., Rhytidiadelphus triquetrus



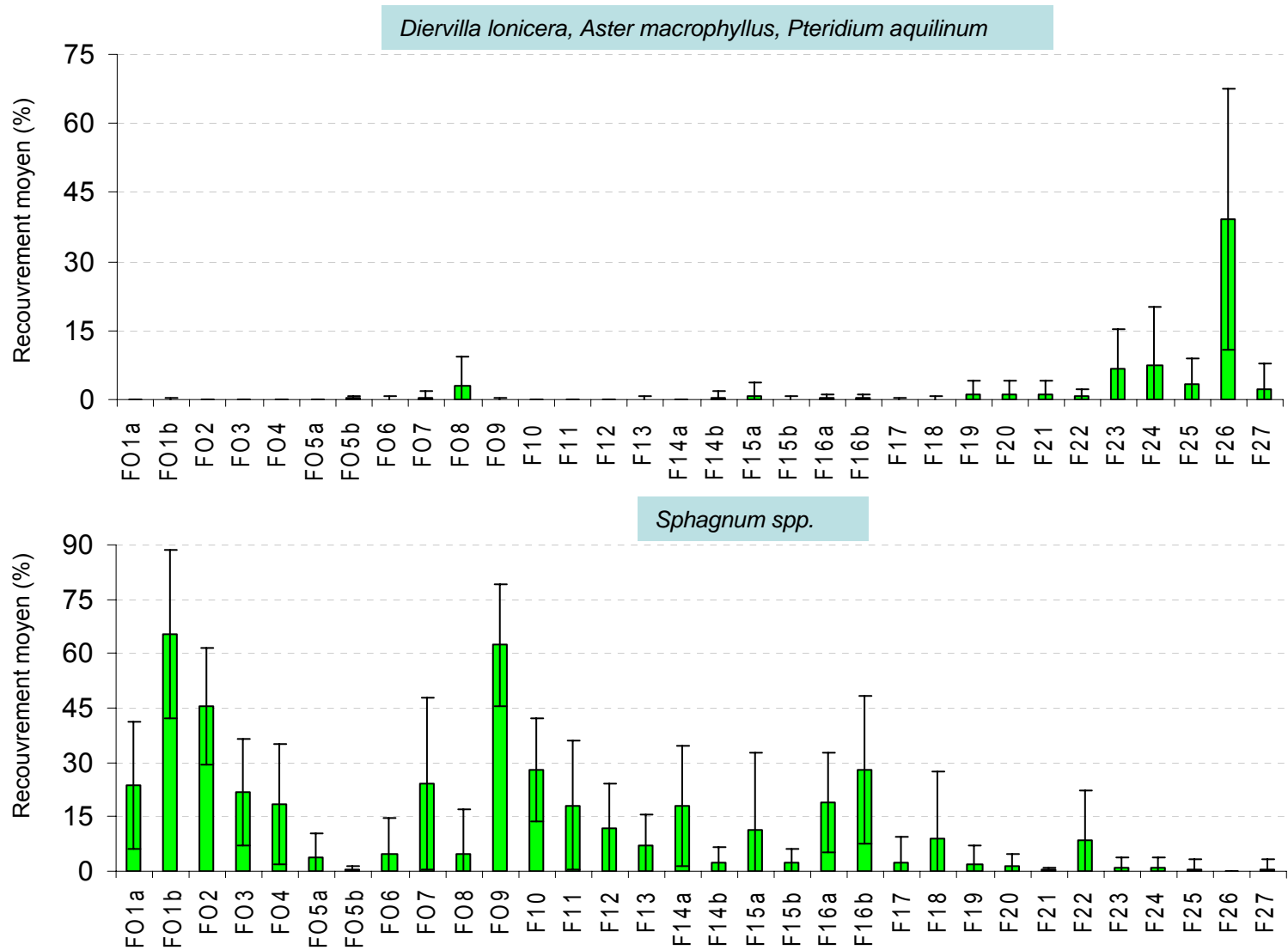
Vaccinium angustifolium, Vaccinium myrtilloides



Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.

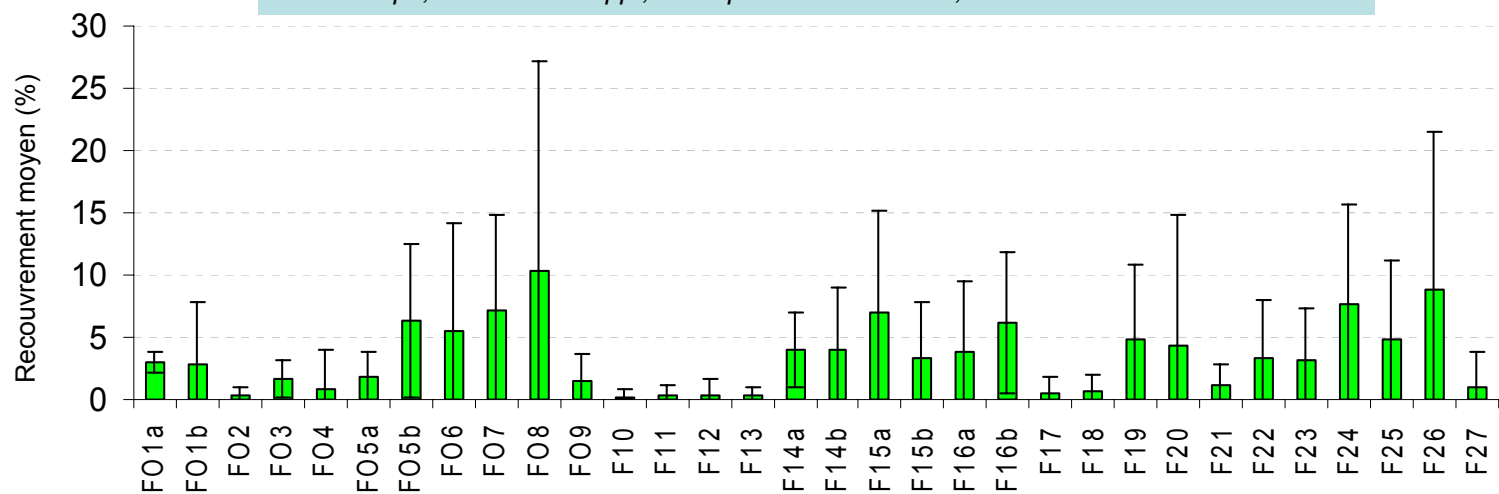


Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.

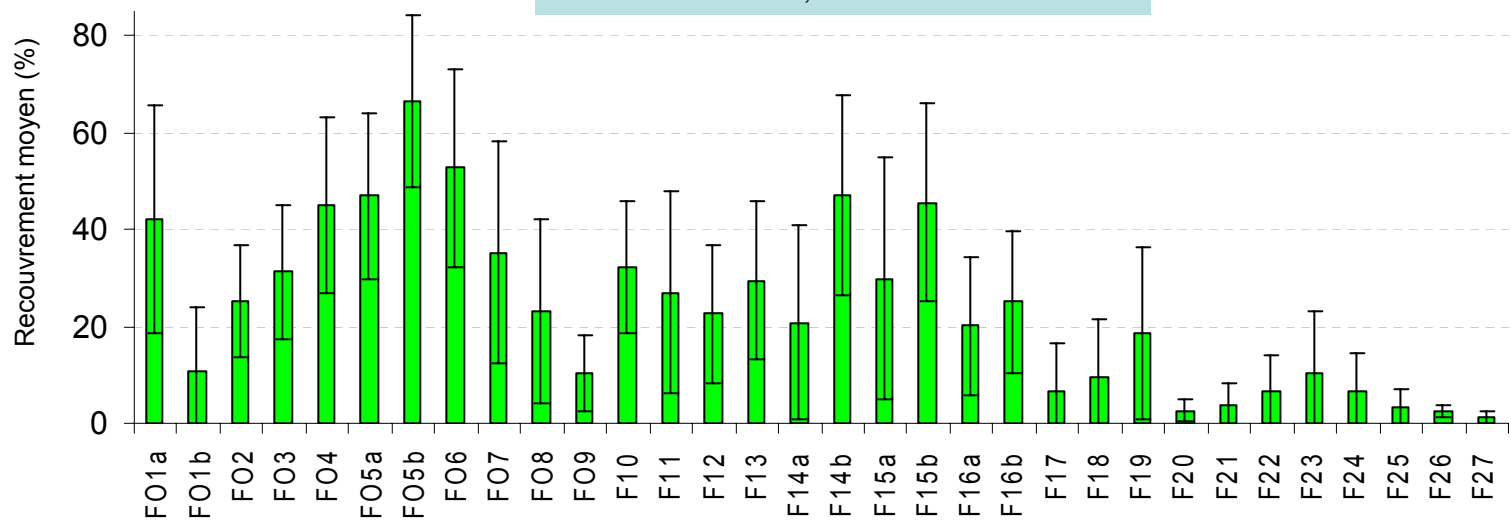


Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.

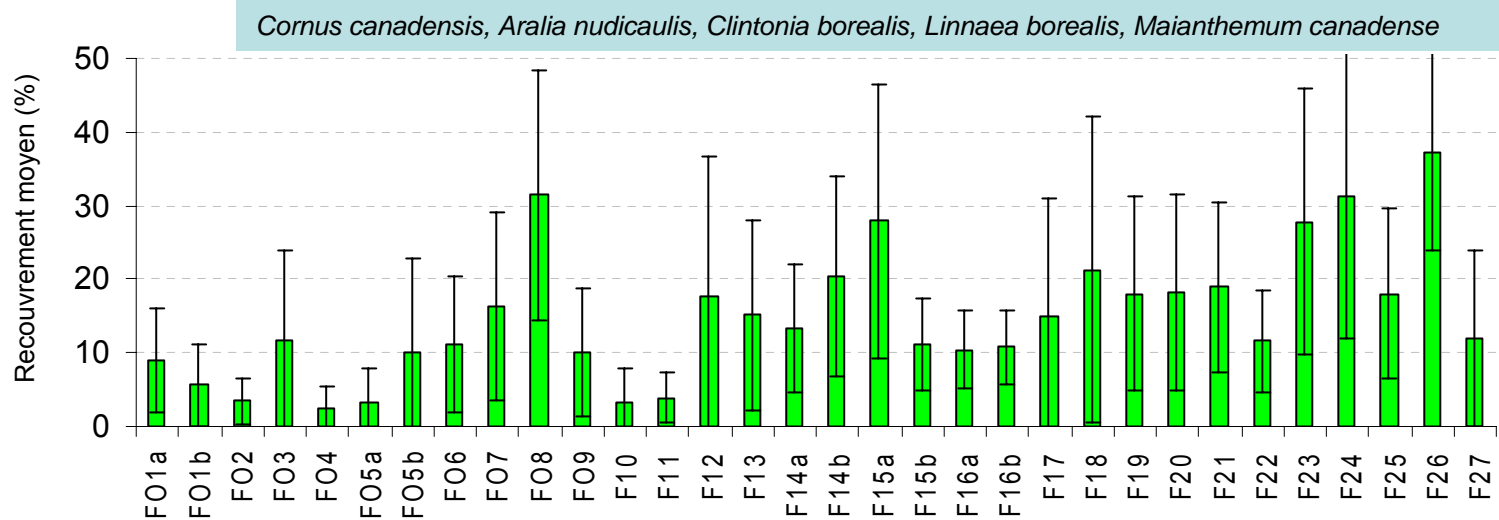
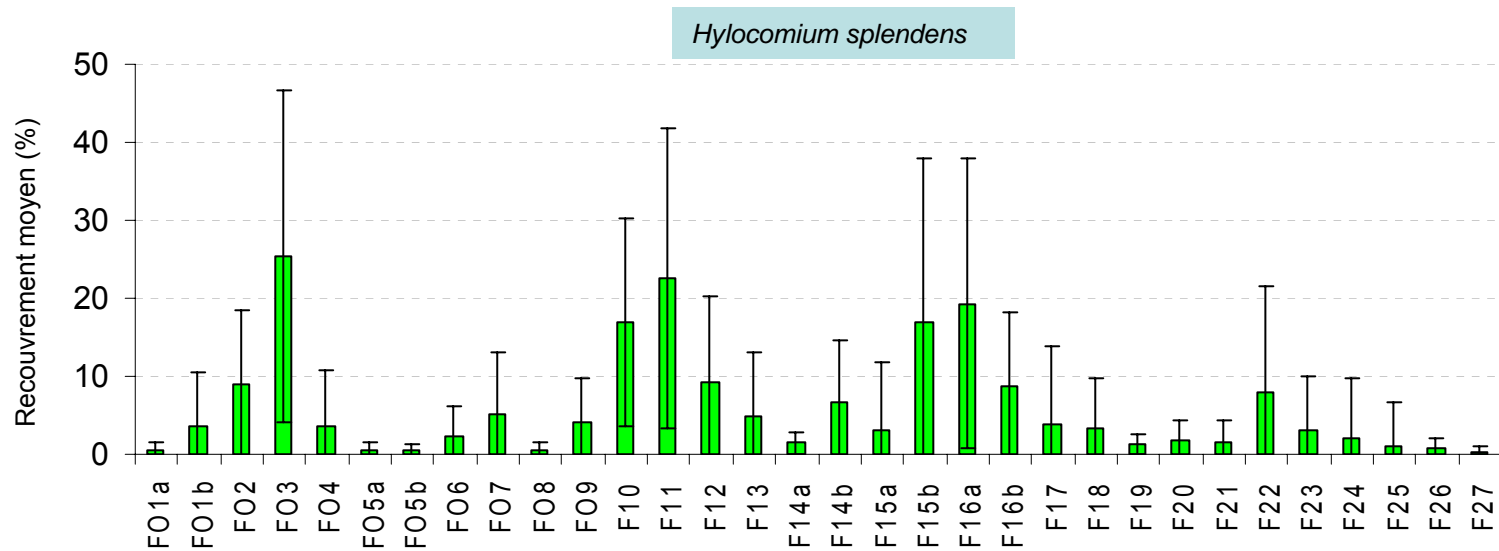
Alnus crispa, Amelanchier spp., Nemopanthus mucronata, Viburnum cassinoides



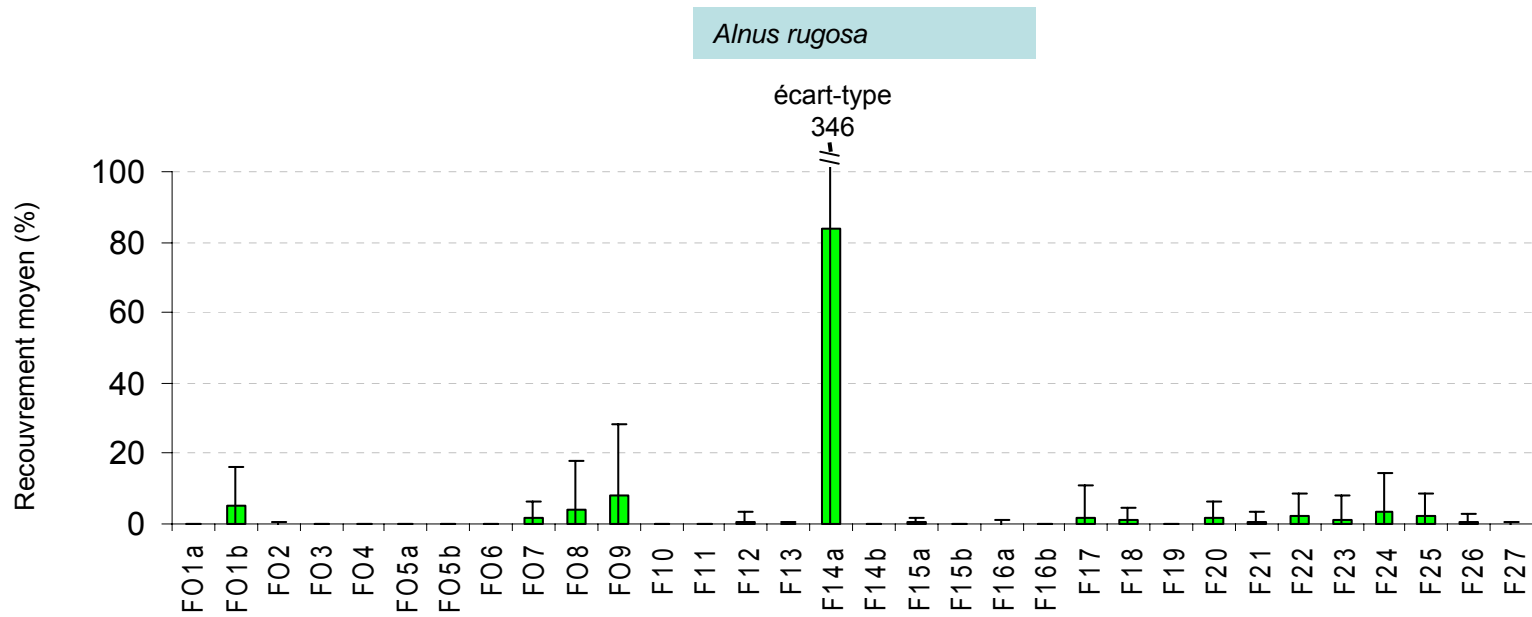
Pleurozium schreberi, Ptilium crista-castrensis



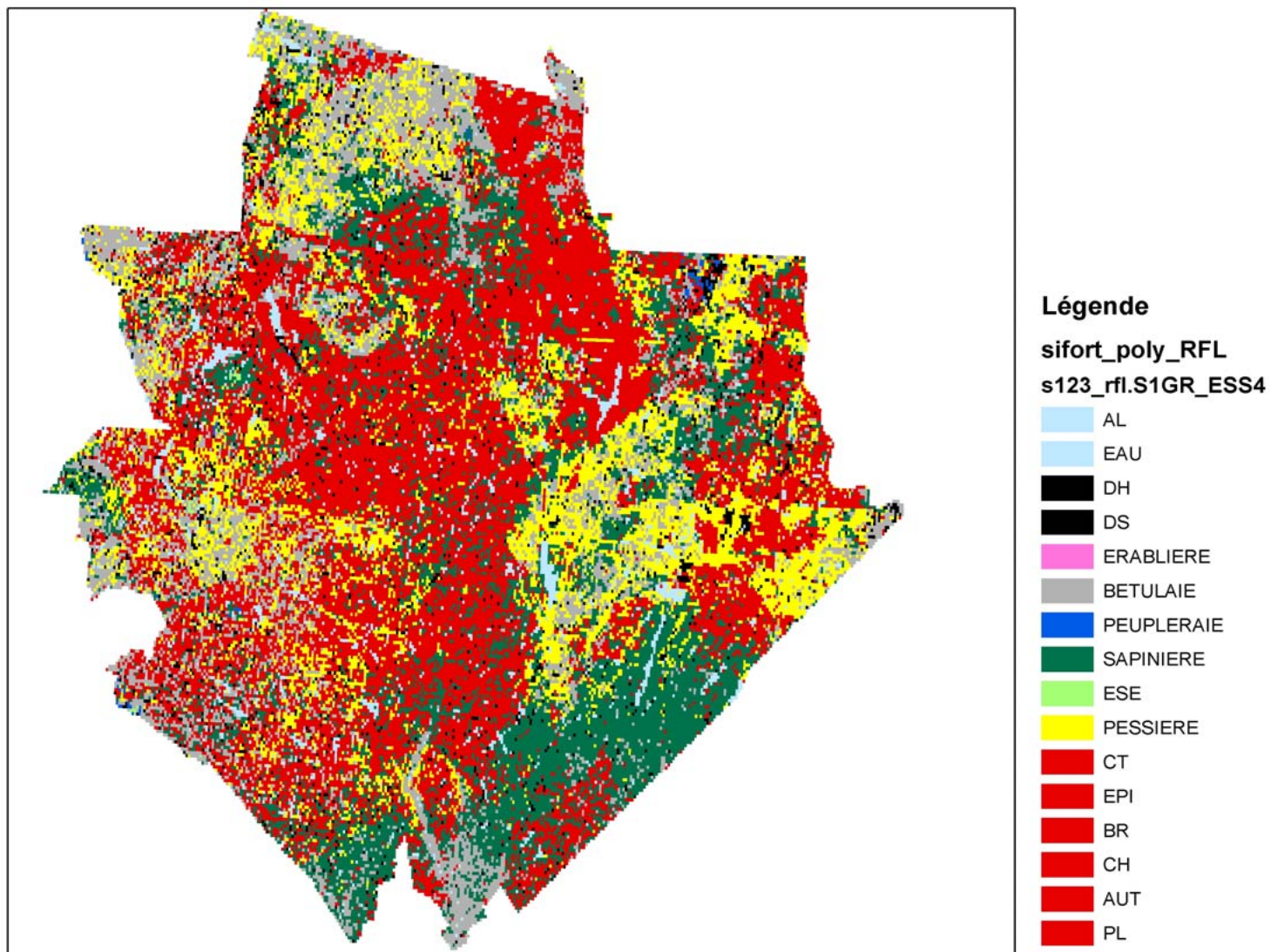
Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.



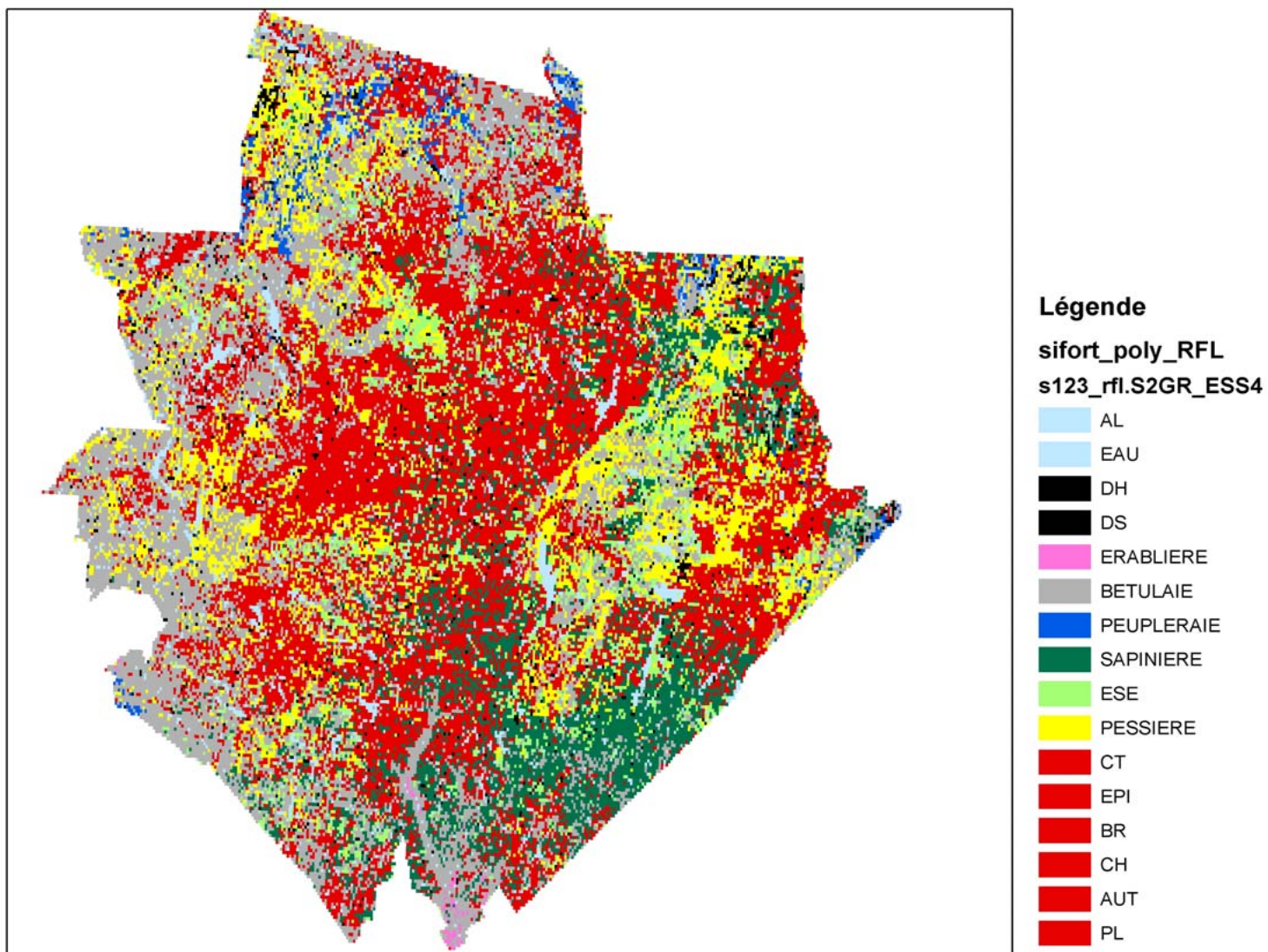
Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.



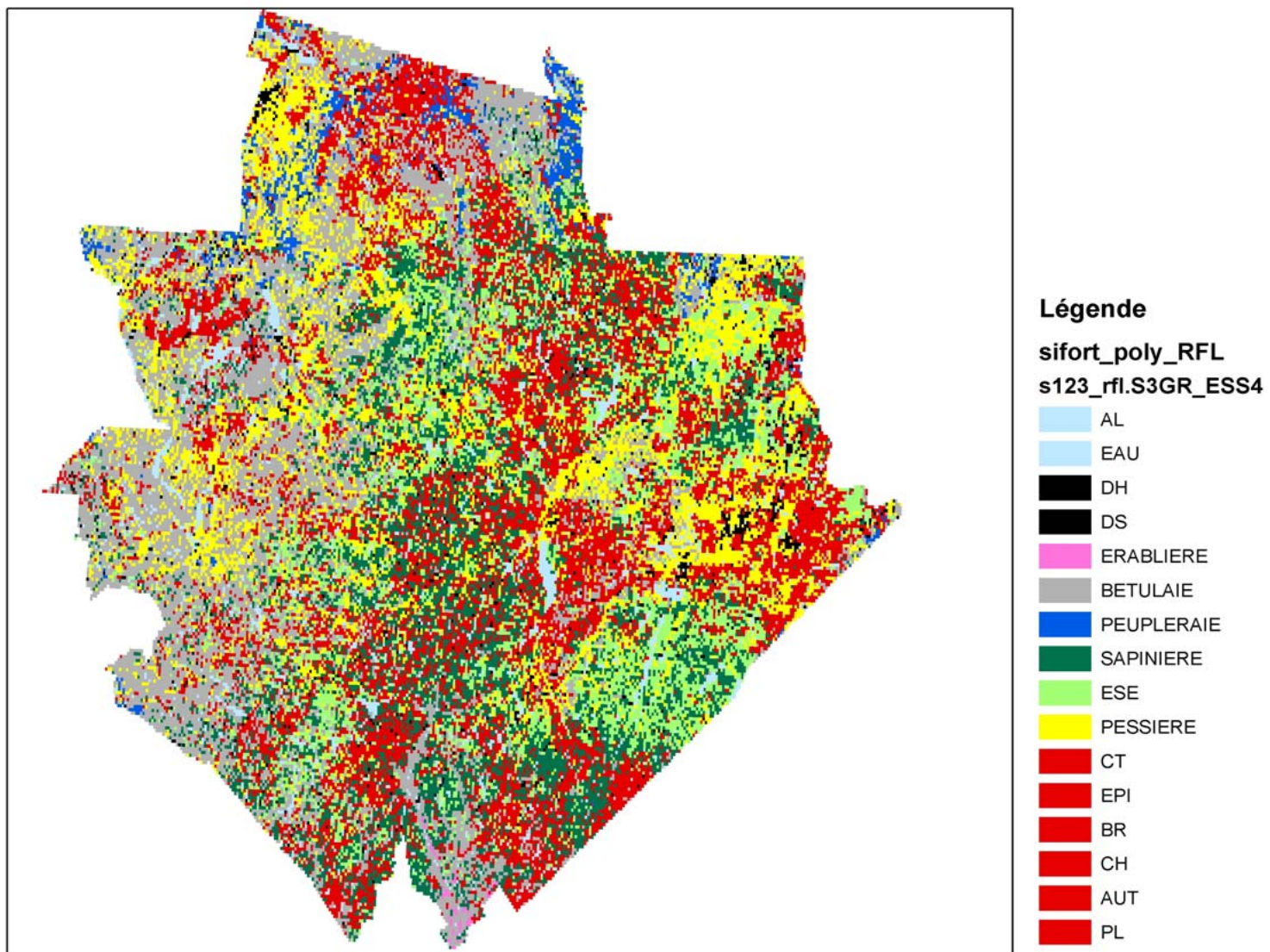
Annexe 1 (suite). Recouvrement moyen et écart-type de quelques espèces forestières composant les types forestiers des régions écologiques 5e et 5f.



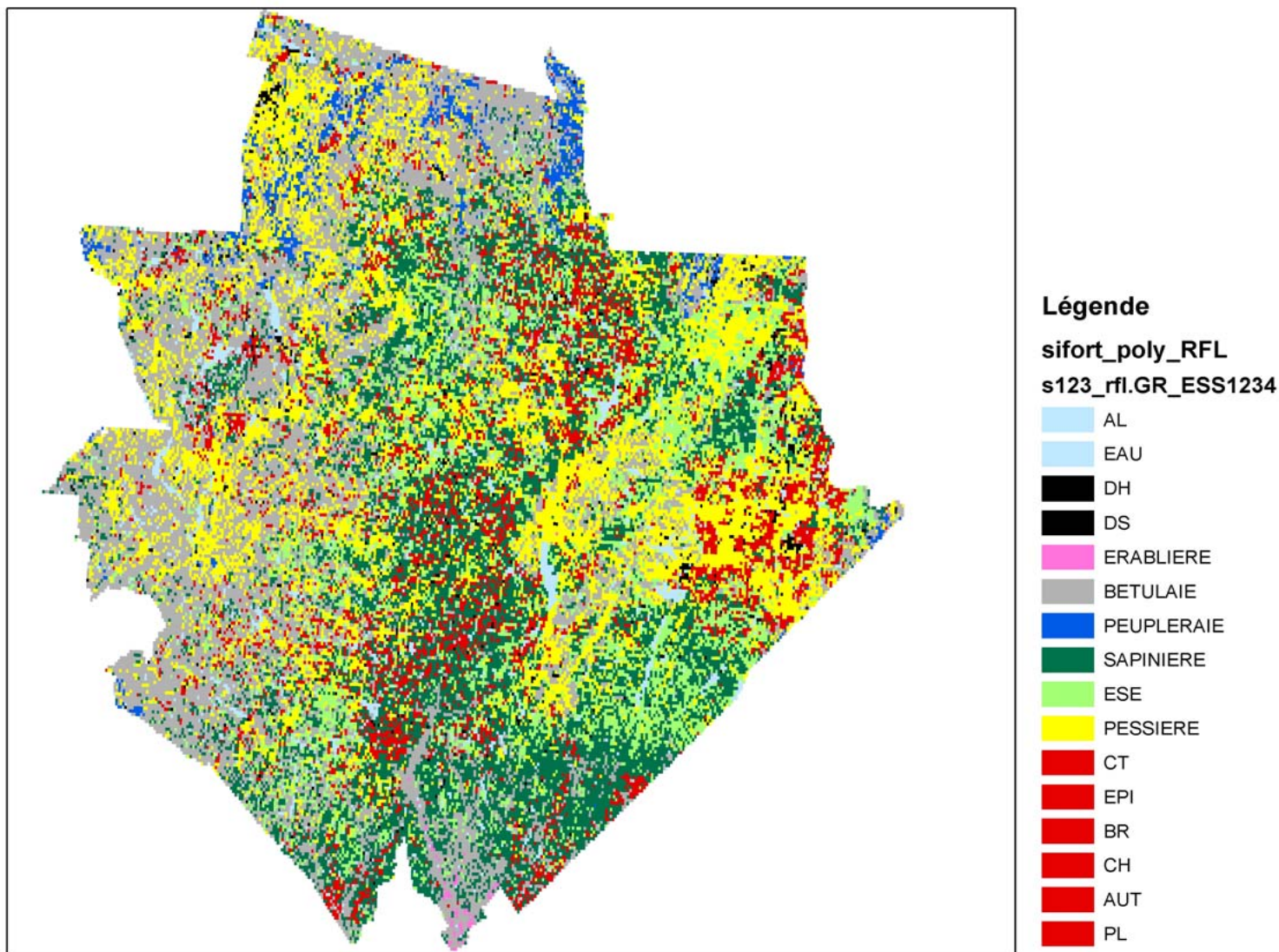
Annexe 2. Cartographie de la Réserve faunique des Laurentides selon le premier programme d'inventaire décennal, soit vers 1975 (SIFORT 1)



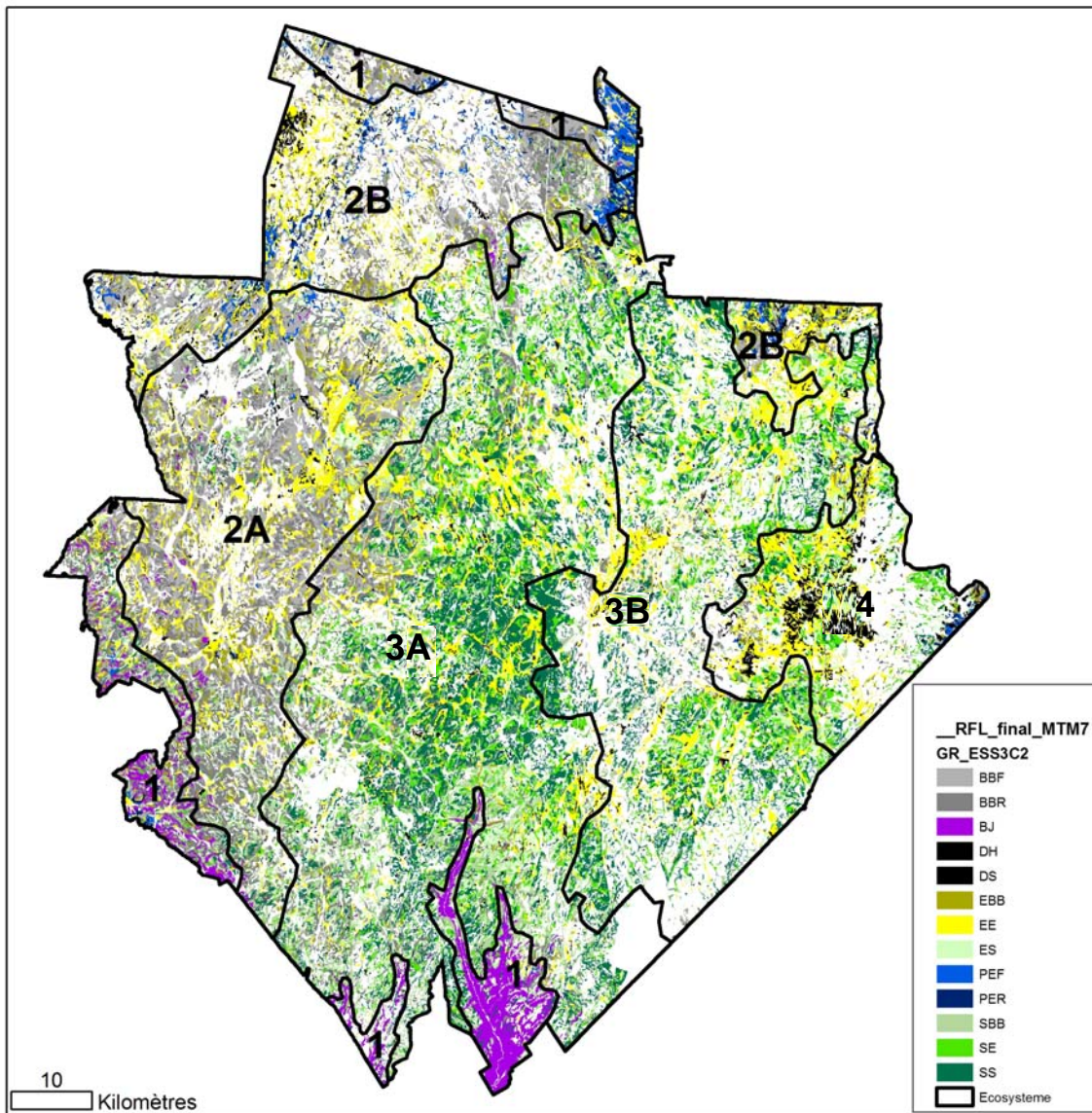
Annexe 3. Cartographie de la Réserve faunique des Laurentides selon le second programme d'inventaire décennal, soit vers 1985 (*SIFORT 2*)



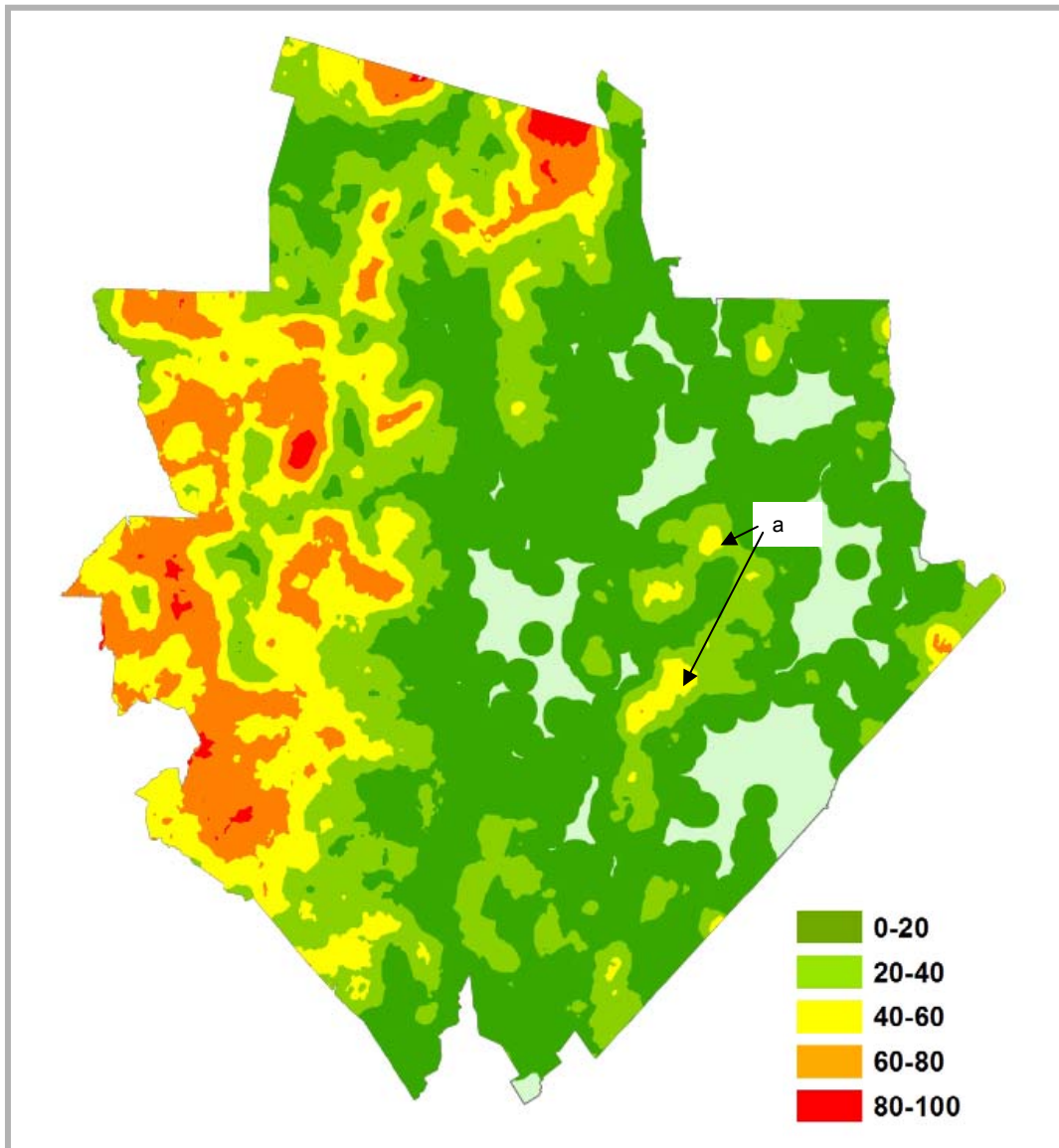
Annexe 4. Cartographie de la Réserve faunique des Laurentides selon le troisième programme d'inventaire décennal, soit vers 1995 (*SIFORT 3*)



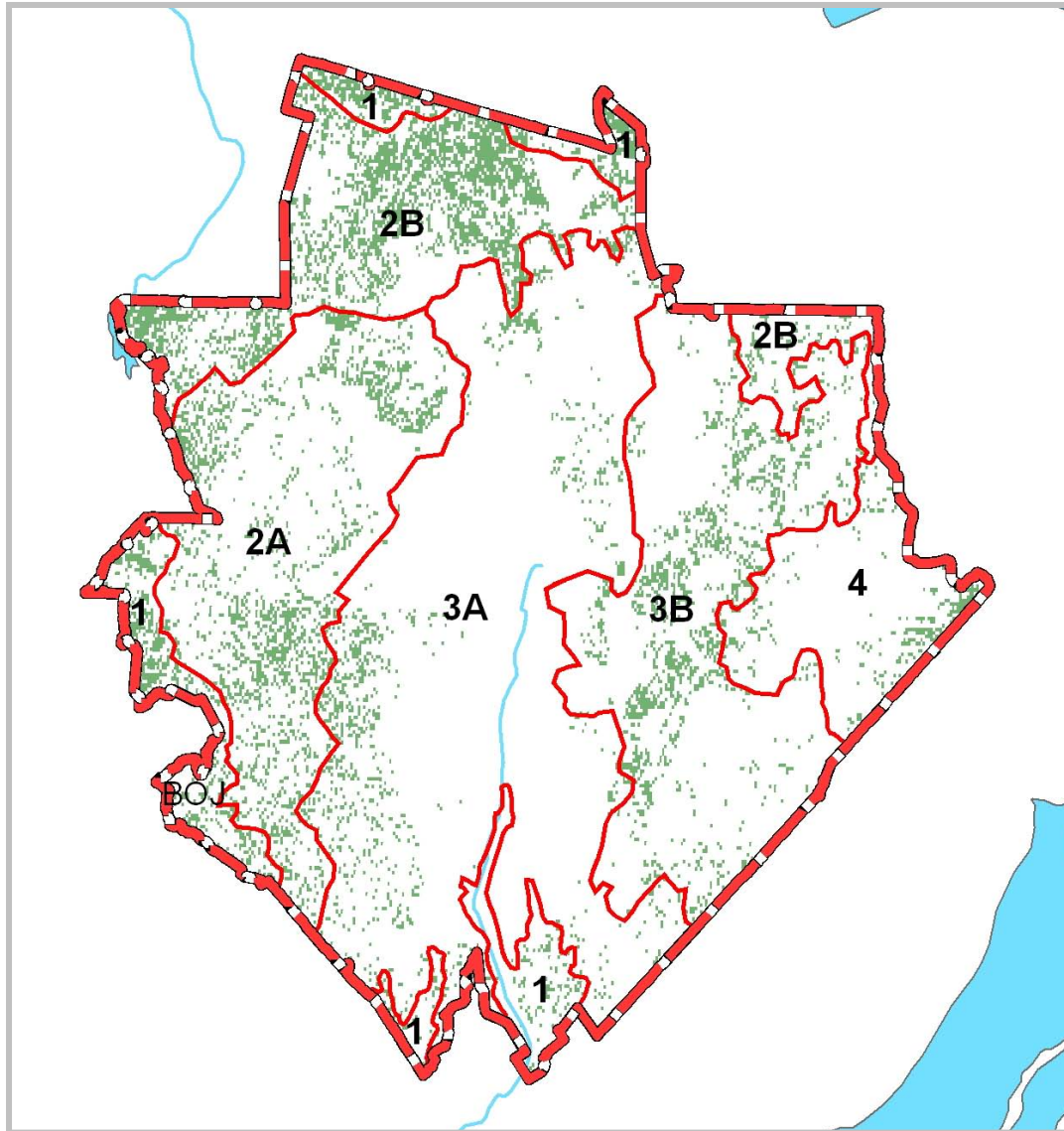
Annexe 5. Cartographie de la végétation « pré-industrielle » de la Réserve faunique des Laurentides réalisée à l'aide des trois programmes d'inventaire décennal (*SIFORT* 1-2-3). Les tesselles décrits par la coupe forestière selon *SIFORT* 3 ont été remplacés par des tesselles de forêts matures de *SIFORT* 2 et, lorsque nécessaire, de *SIFORT* 1.



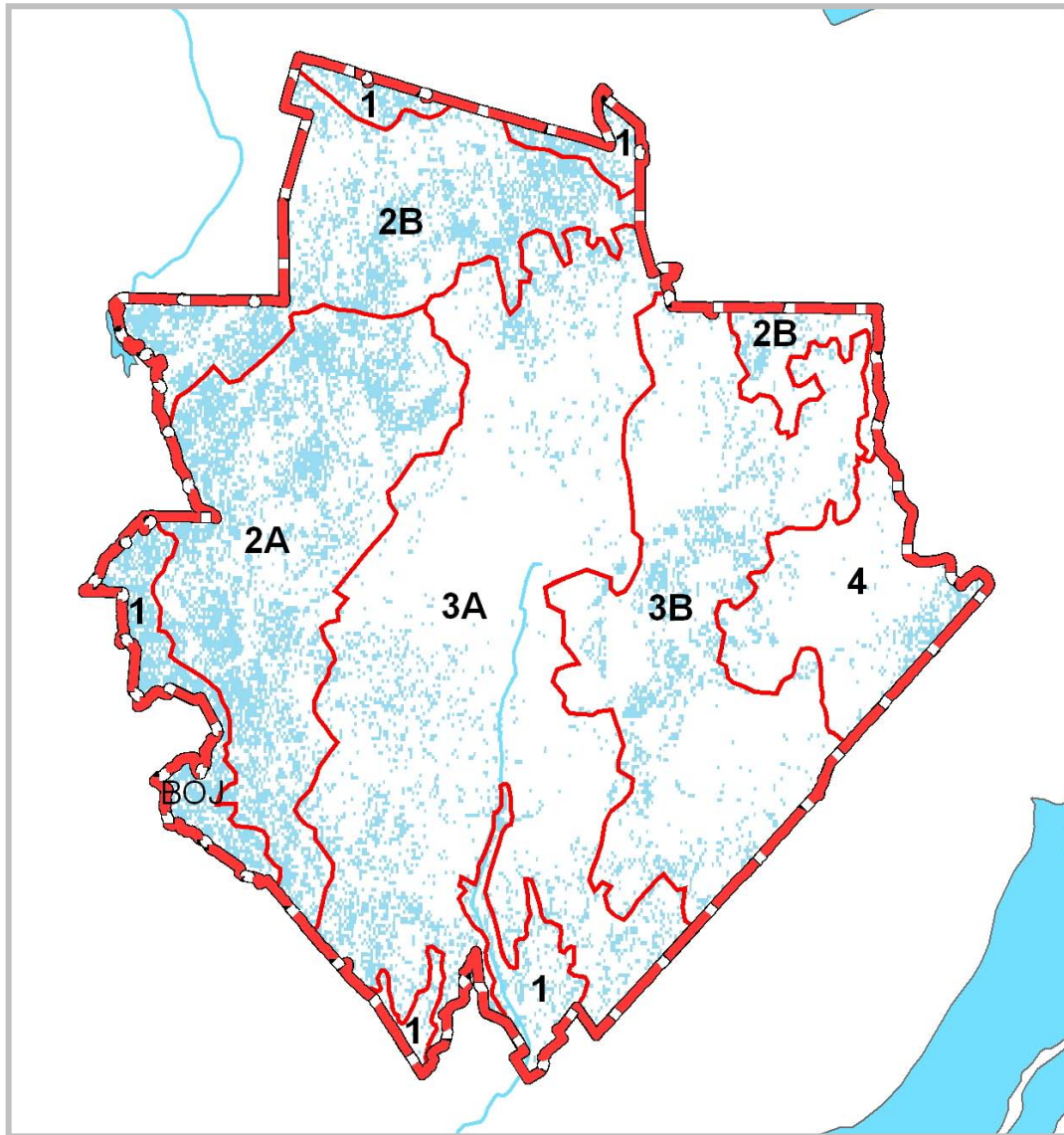
Annexe 6. Carte similaire à la précédente mais plus détaillée dans la description des groupements d'essences



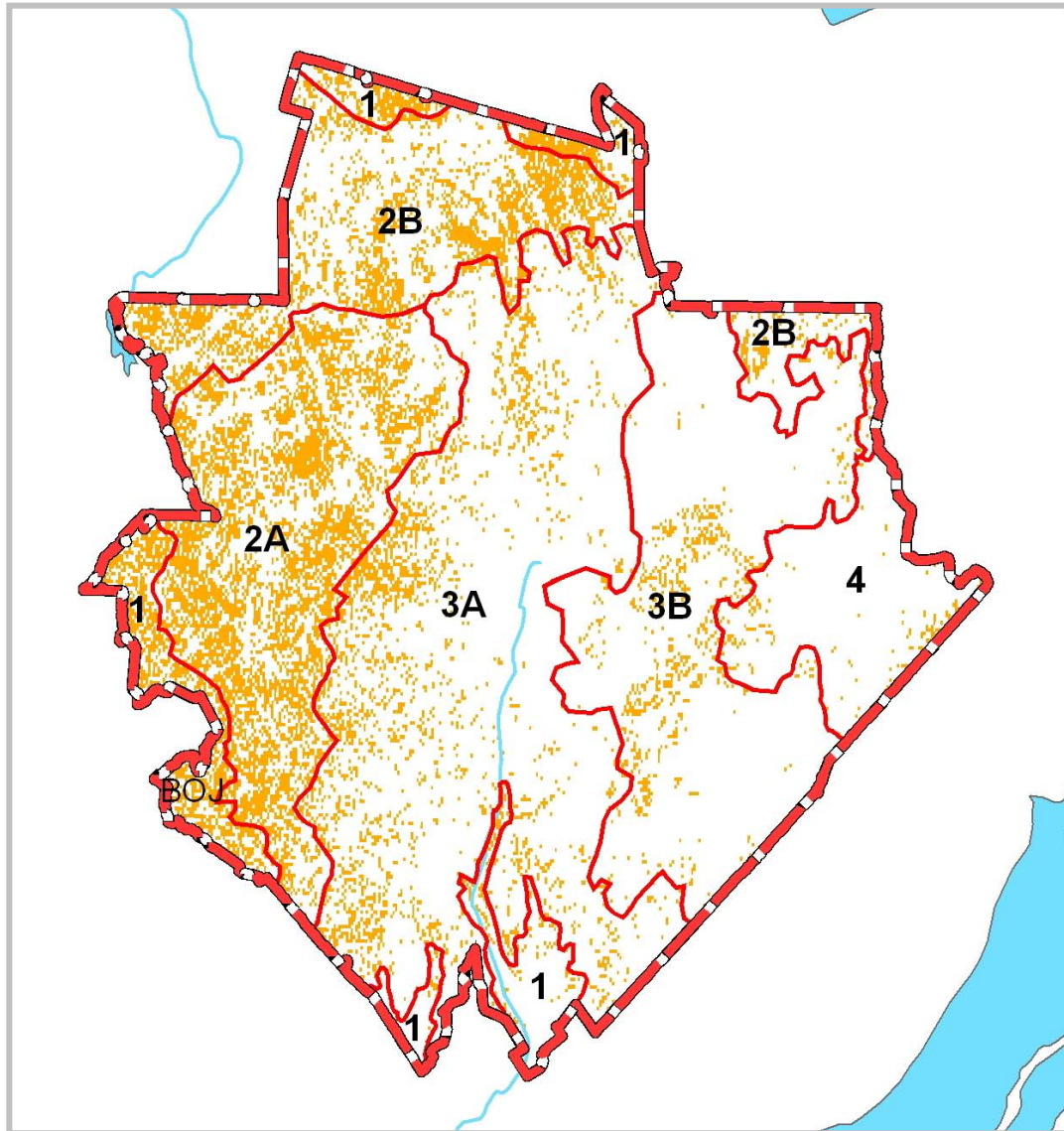
Annexe 7. Cartographie synthèse des bétulaies blanches. Celles-ci se concentrent dans l'écosystème 2. On en retrouve aussi dans la section centrale de l'écosystème 3b (a) (du lac Bayon à la route du lac Philippe).



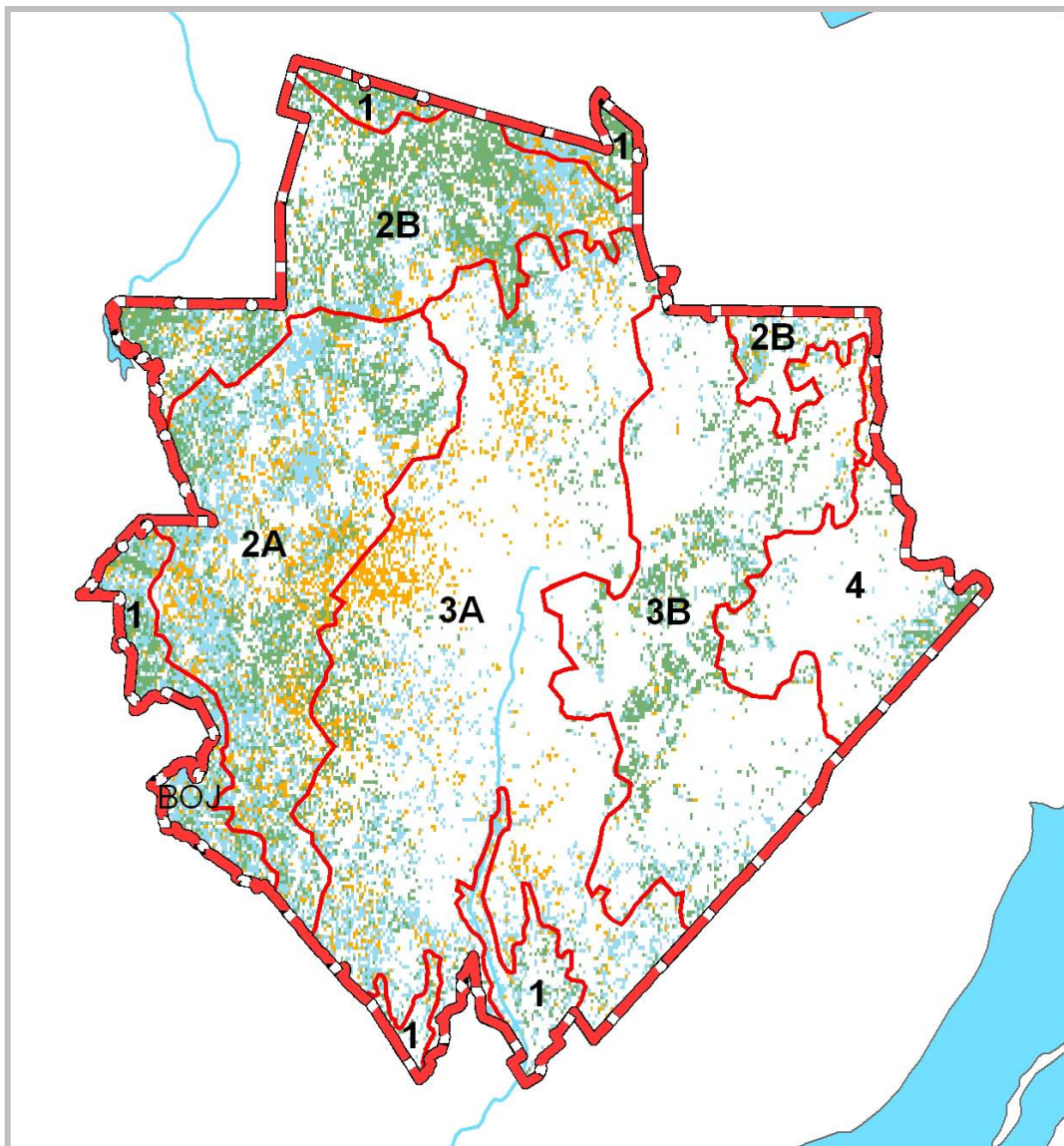
Annexe 8. Cartographie synthèse des bétulaies blanches selon le premier programme d'inventaire décennal (Sifort 1)



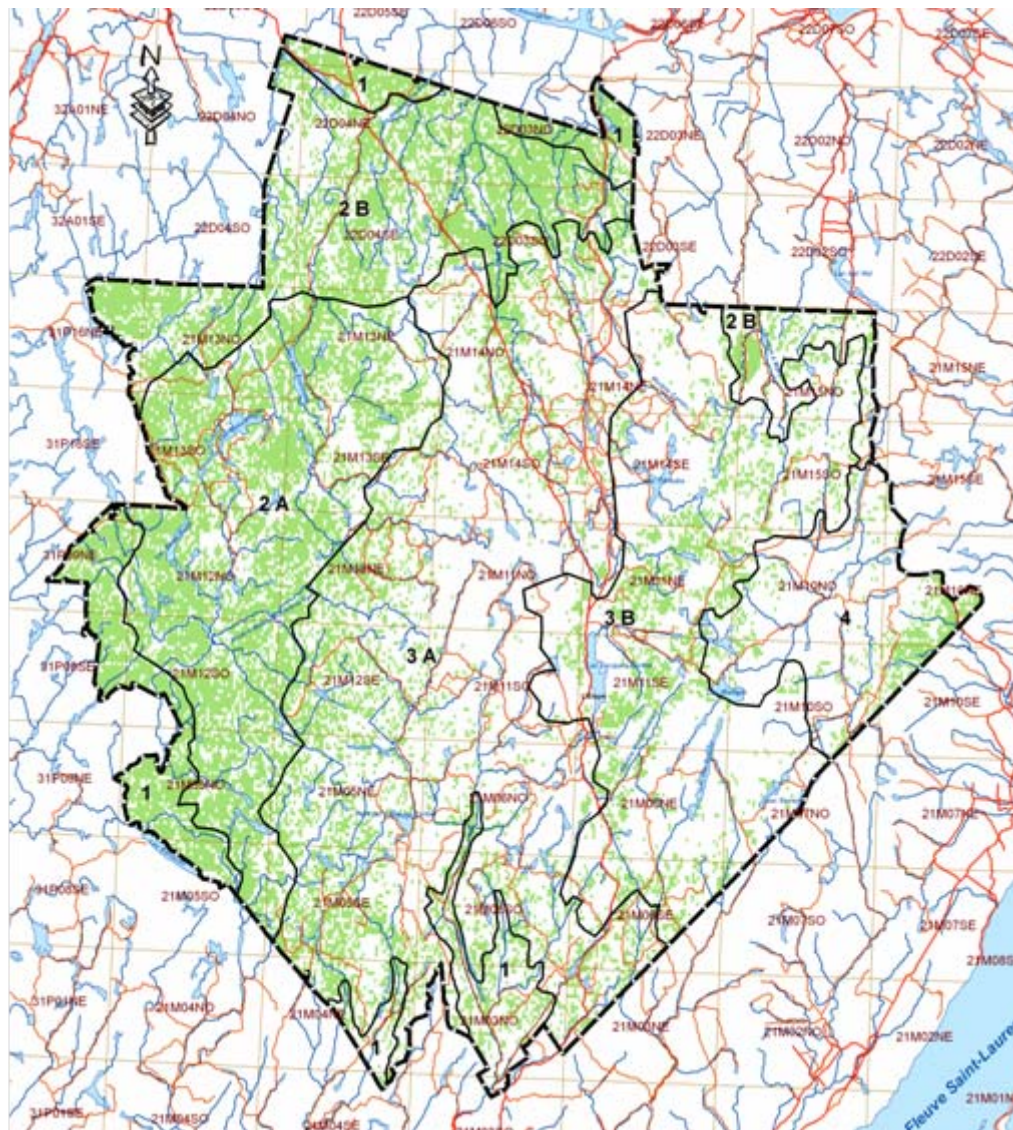
Annexe 9. Cartographie synthèse des bétulaies blanches selon le deuxième programme d'inventaire décennal (Sifort 2)



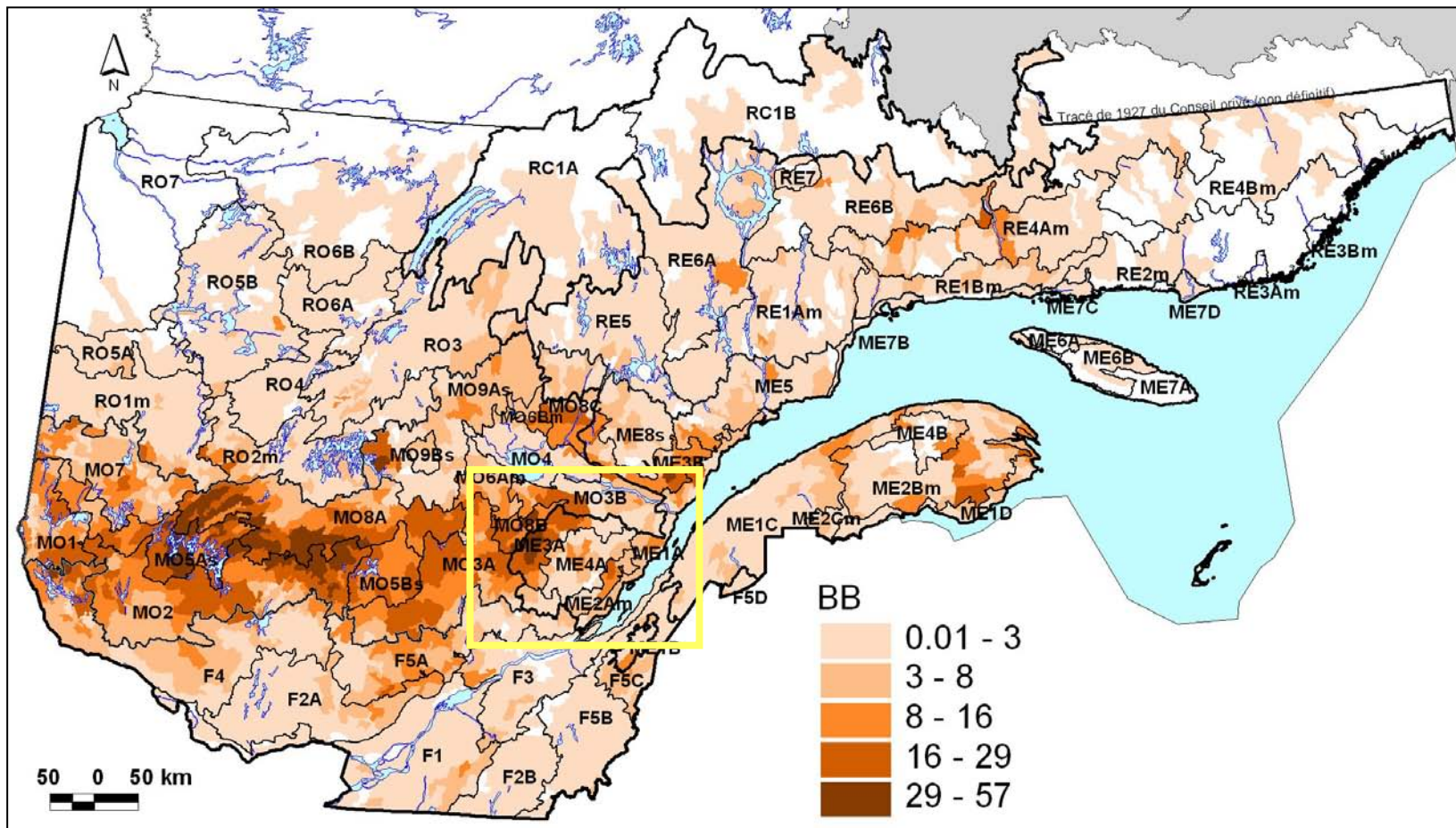
Annexe 10. Cartographie synthèse des bétulaies blanches selon le troisième programme d'inventaire décennal (Sifort 3)



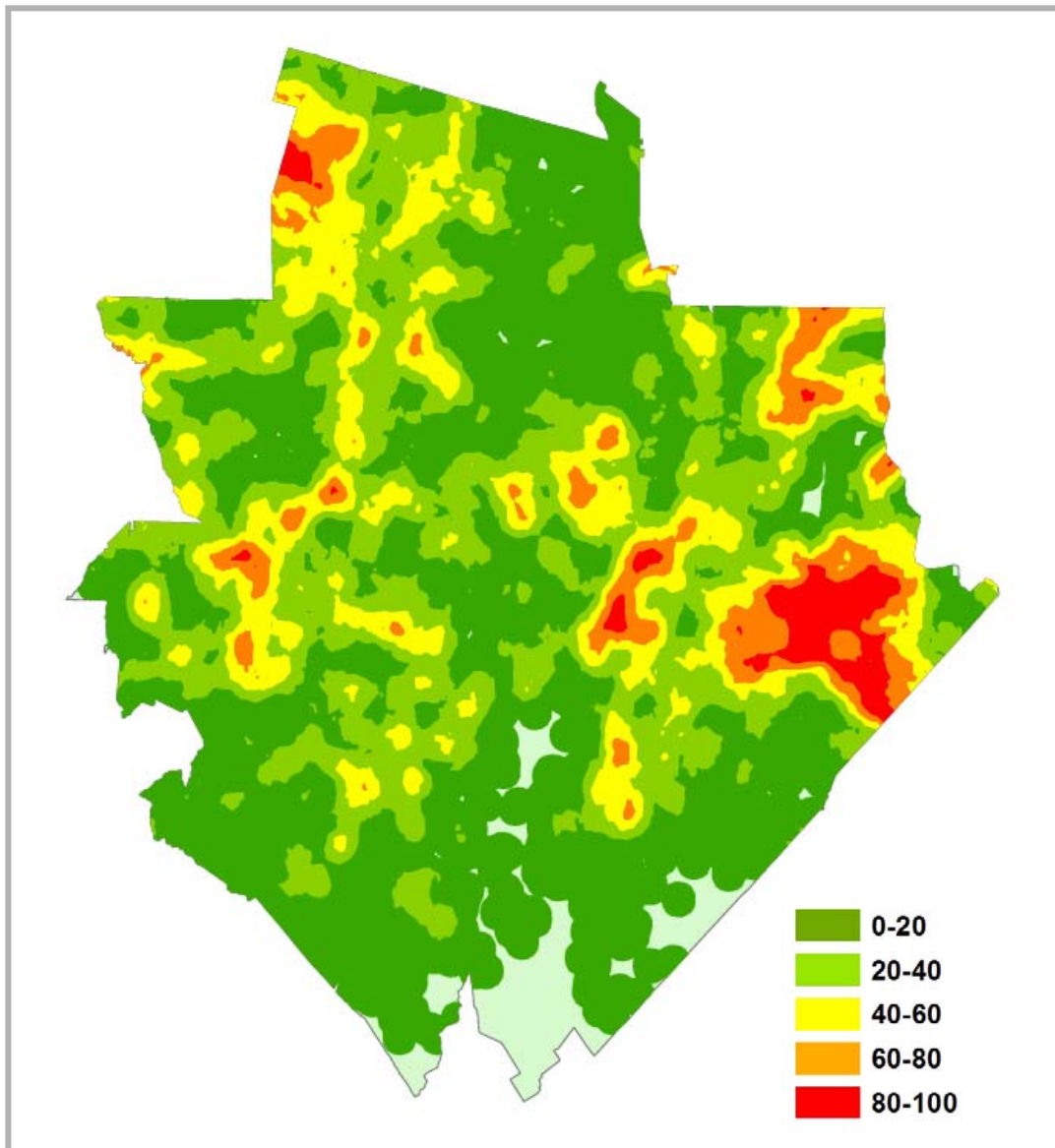
Annexe 11. Cartographie synthèse des bétulaies blanches selon les trois programmes d'inventaire décennal



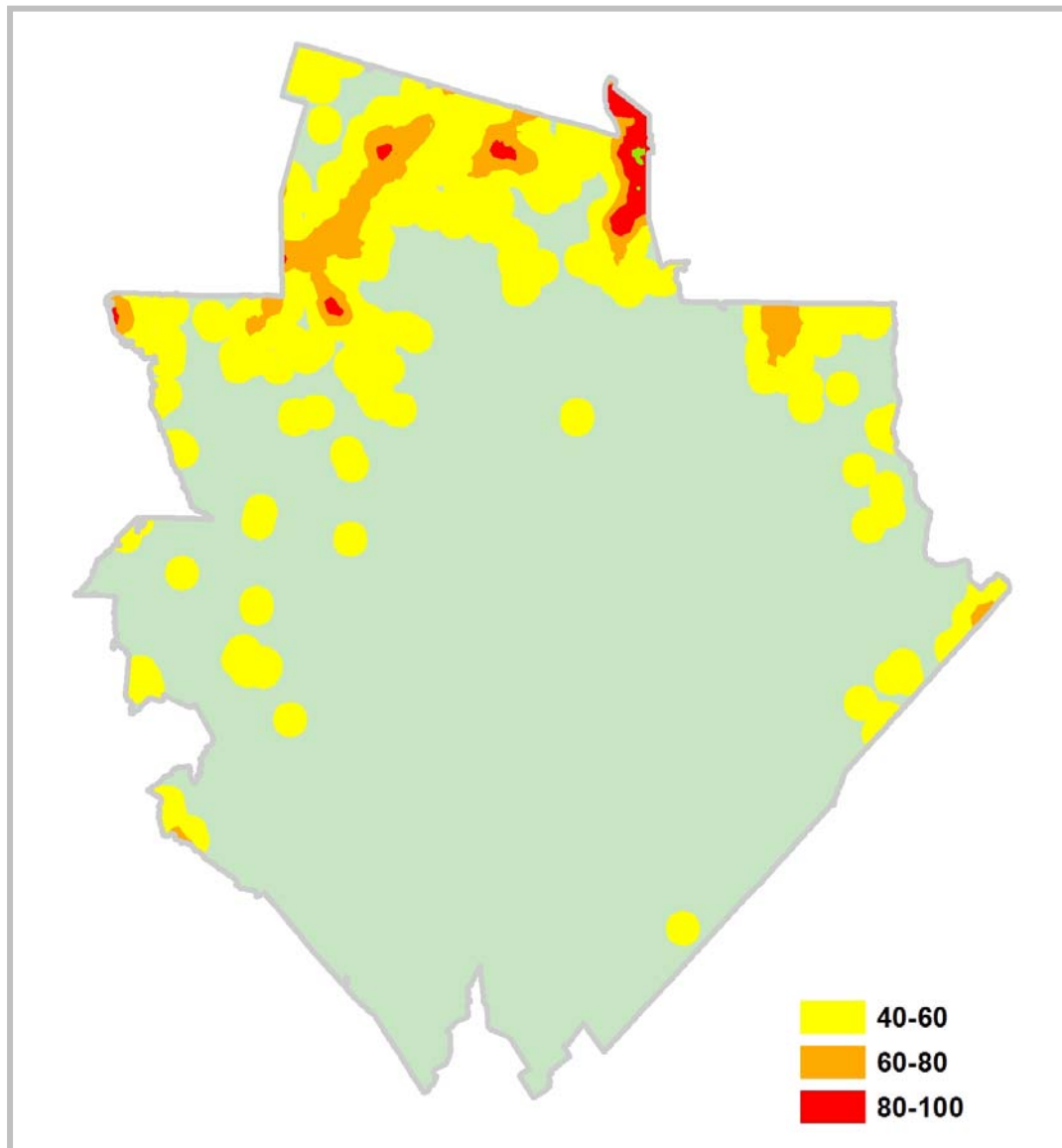
Annexe 12. Cartographie synthèse des bétulaies blanches selon les trois programmes d'inventaire décennal



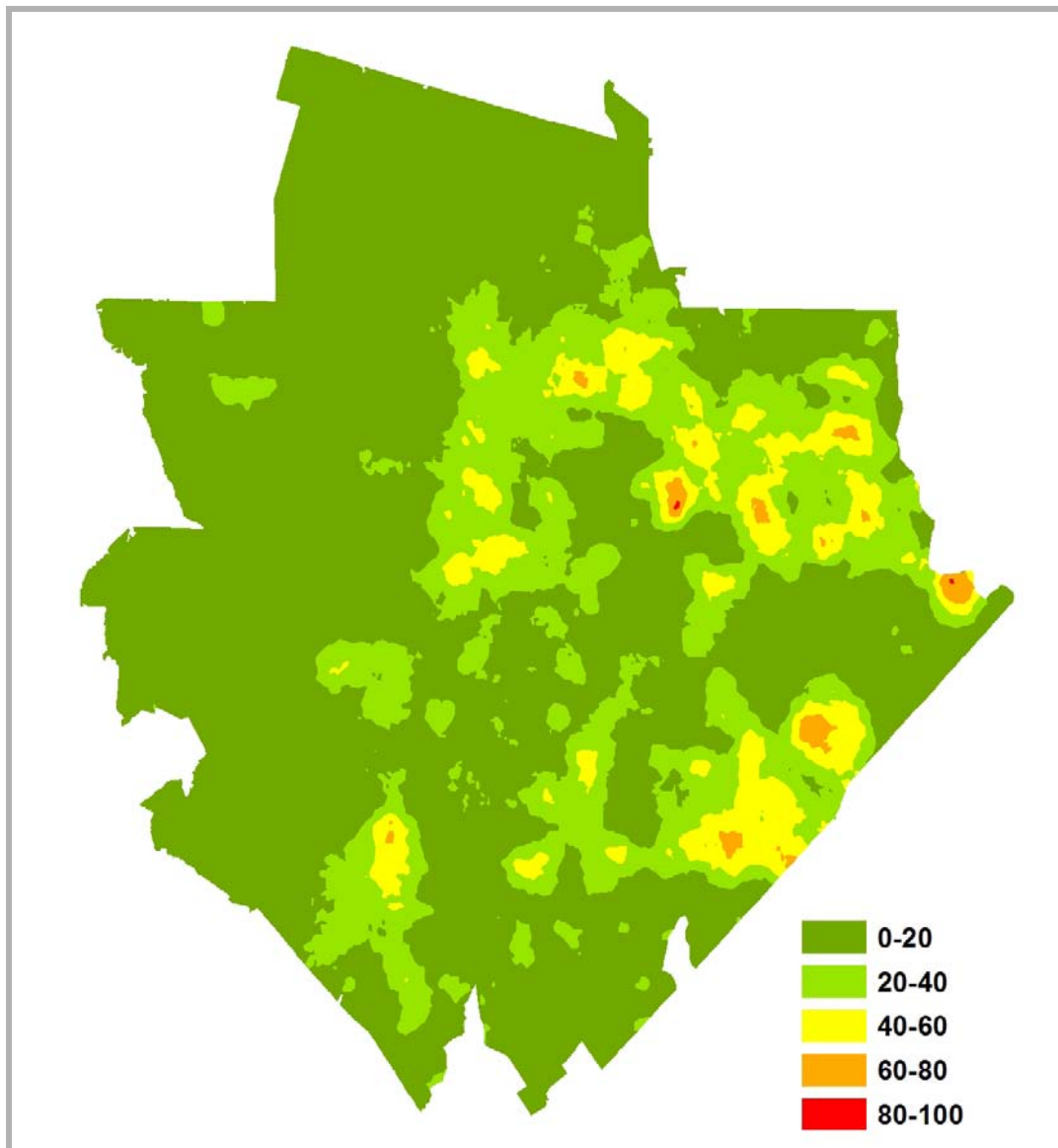
Annexe 13. Répartition des bétulaies blanches dans le Québec méridional. Cette répartition permet de monter la similitude entre l'écosystème no 2 et l'ouest du Québec



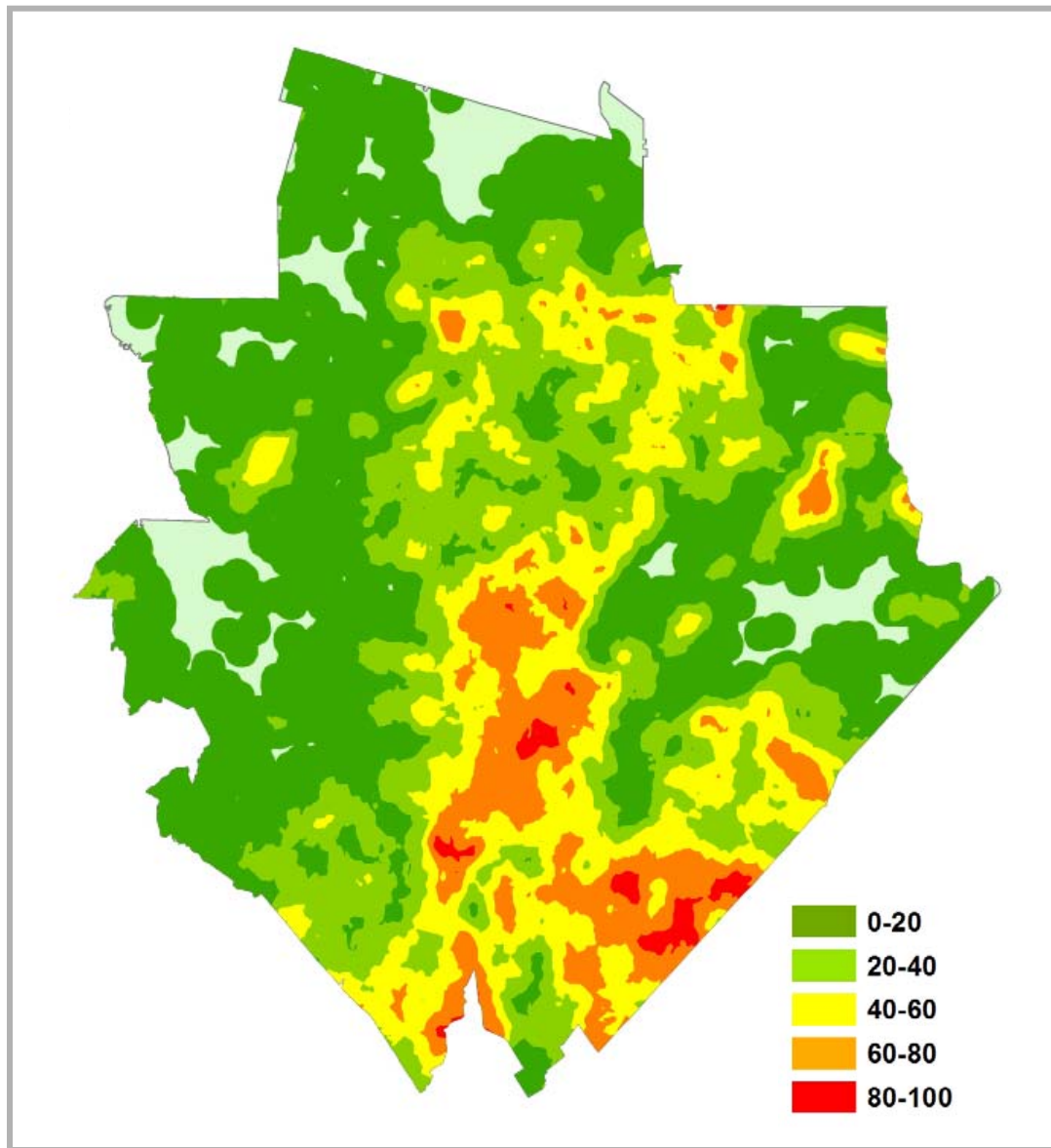
Annexe 14. Cartographie synthèse des pessières noires. Celles-ci se concentrent dans les écosystèmes 2 (épandages fluvio-glaciaires du bassin de la rivière Métabetchouane) ainsi que dans l'écosystème 4 (moraine de décrépitude).



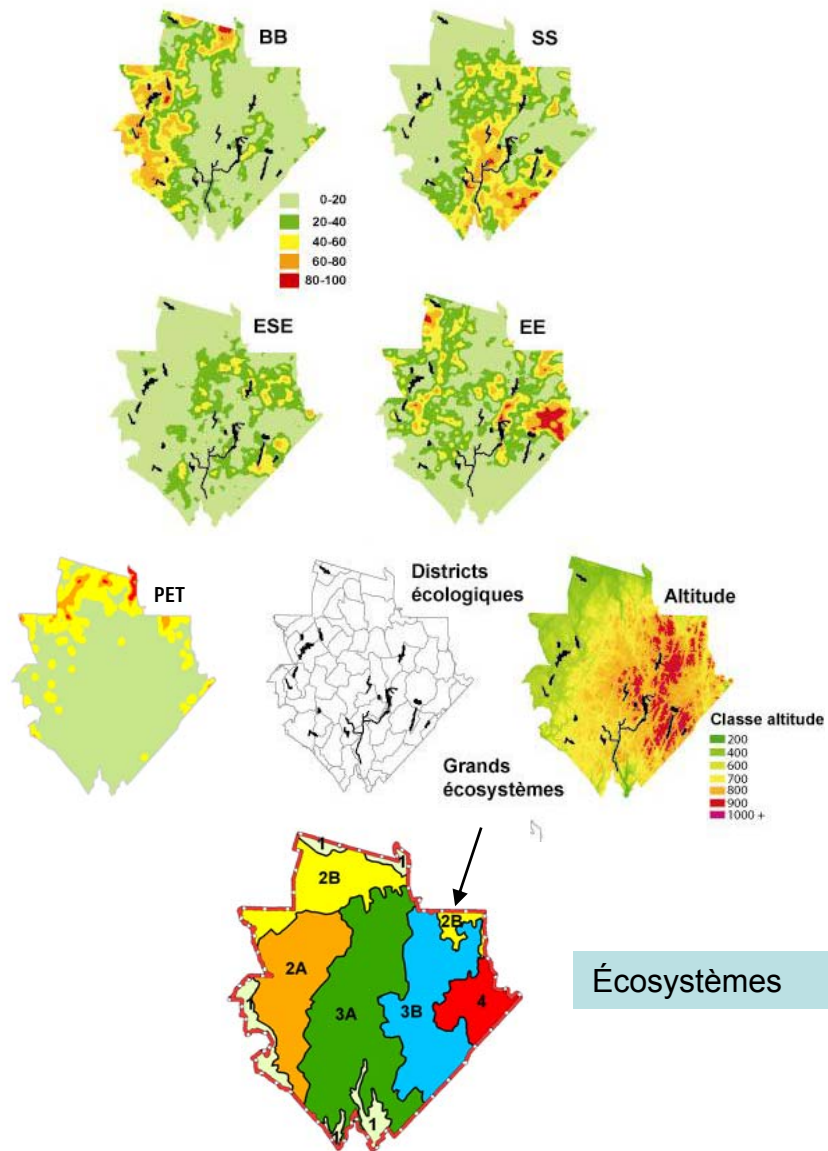
Annexe 15. Cartographie synthèse des tremblaiés. Celles-ci se concentrent dans l'écosystème 2B



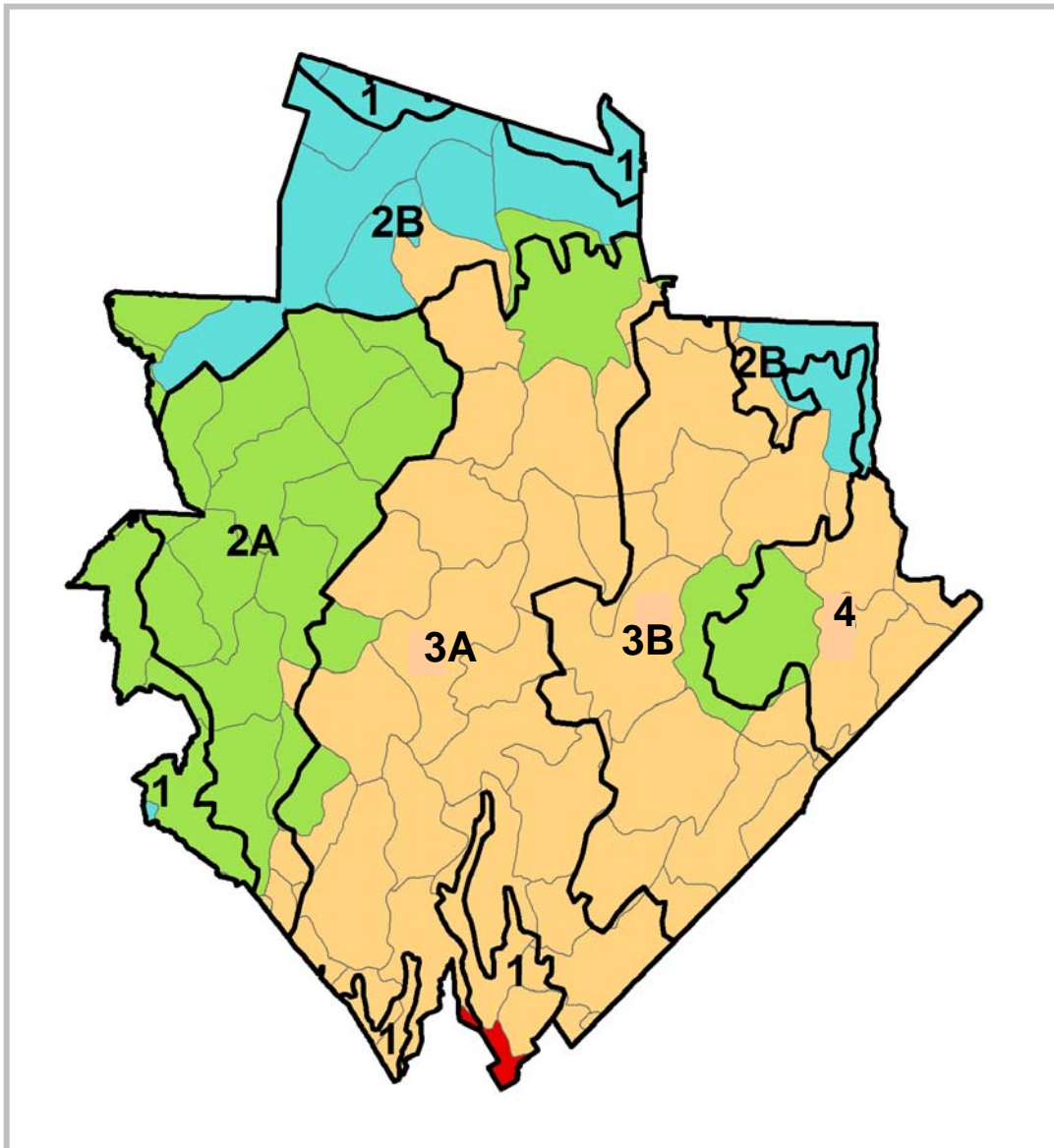
Annexe 16. Cartographie synthèse des sapinières à épinette noire et des pessières noires à sapin. Celles-ci se concentrent dans les écosystèmes 3 et 4



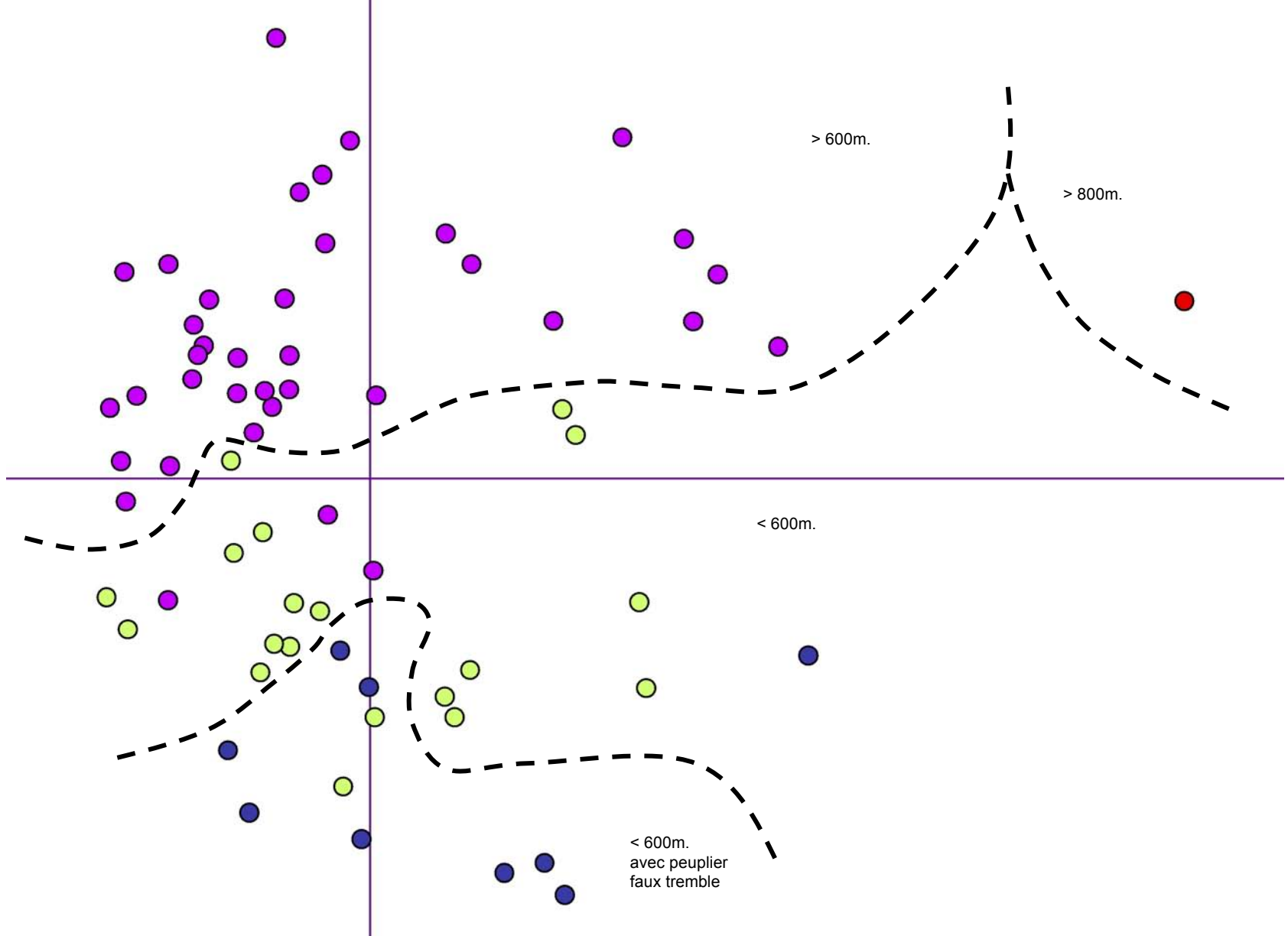
Annexe 17. Cartographie synthèse des sapinières. Celles-ci se concentrent dans l'écosystème 3, à l'exemple de la forêt Montmorency



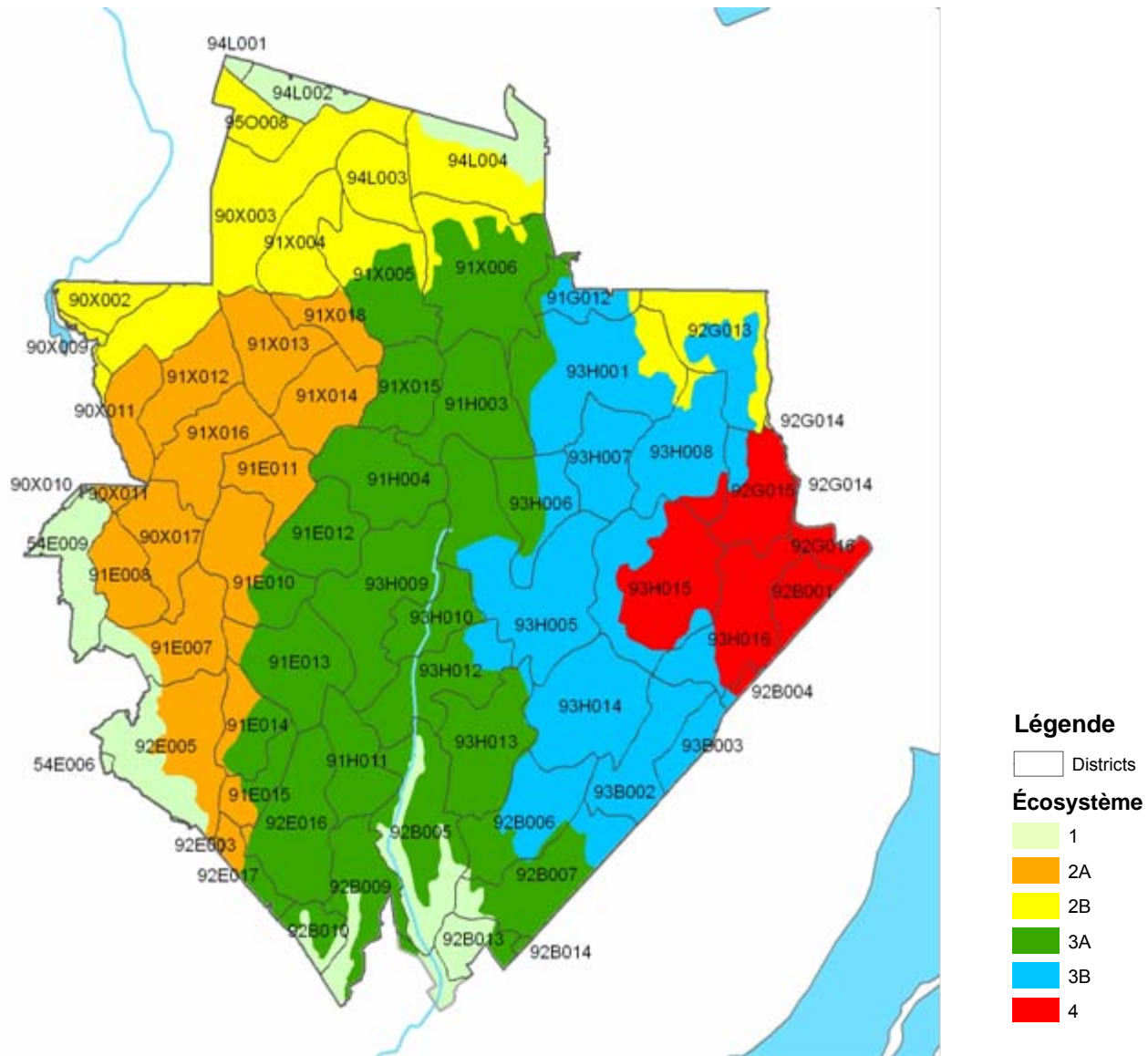
Annexe 18a. Délimitation des écosystèmes de la Réserve faunique des Laurentides d'après les cartes d'abondance des peuplements (BB, SS, ESE, EE), des districts écologiques et de l'altitude.



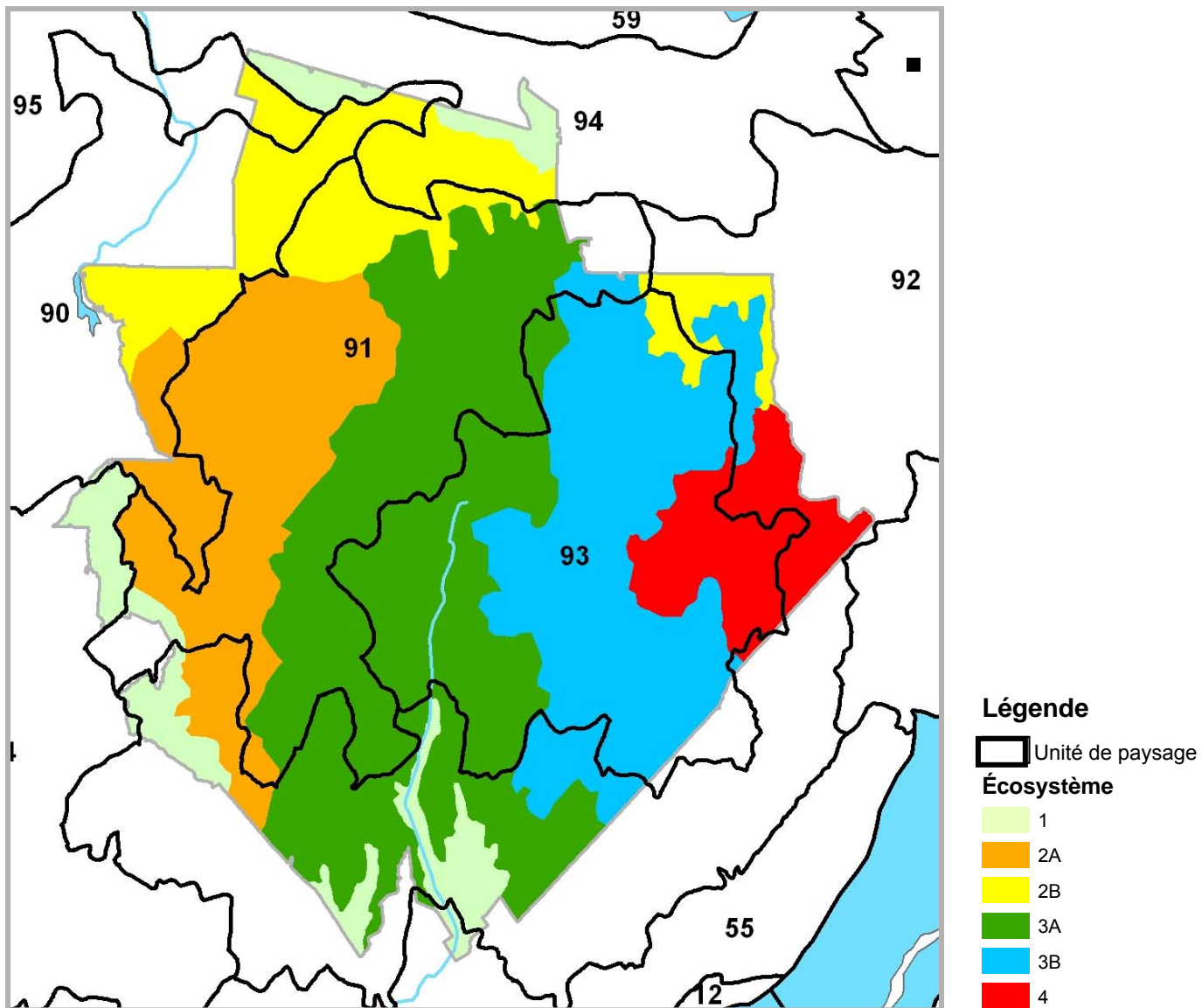
Annexe 18b. Écosystèmes (les couleurs) de la RFL obtenus par une analyse de groupement sur les axes canoniques d'une analyse de redondance (RDA). L'analyse de redondance a été réalisée sur des fichiers décrivant les districts écologiques en regard de la végétation et de leurs variables explicatives. Les contours sont ceux des écosystèmes retenus dans le cadre du projet d'aménagement écosystémique.



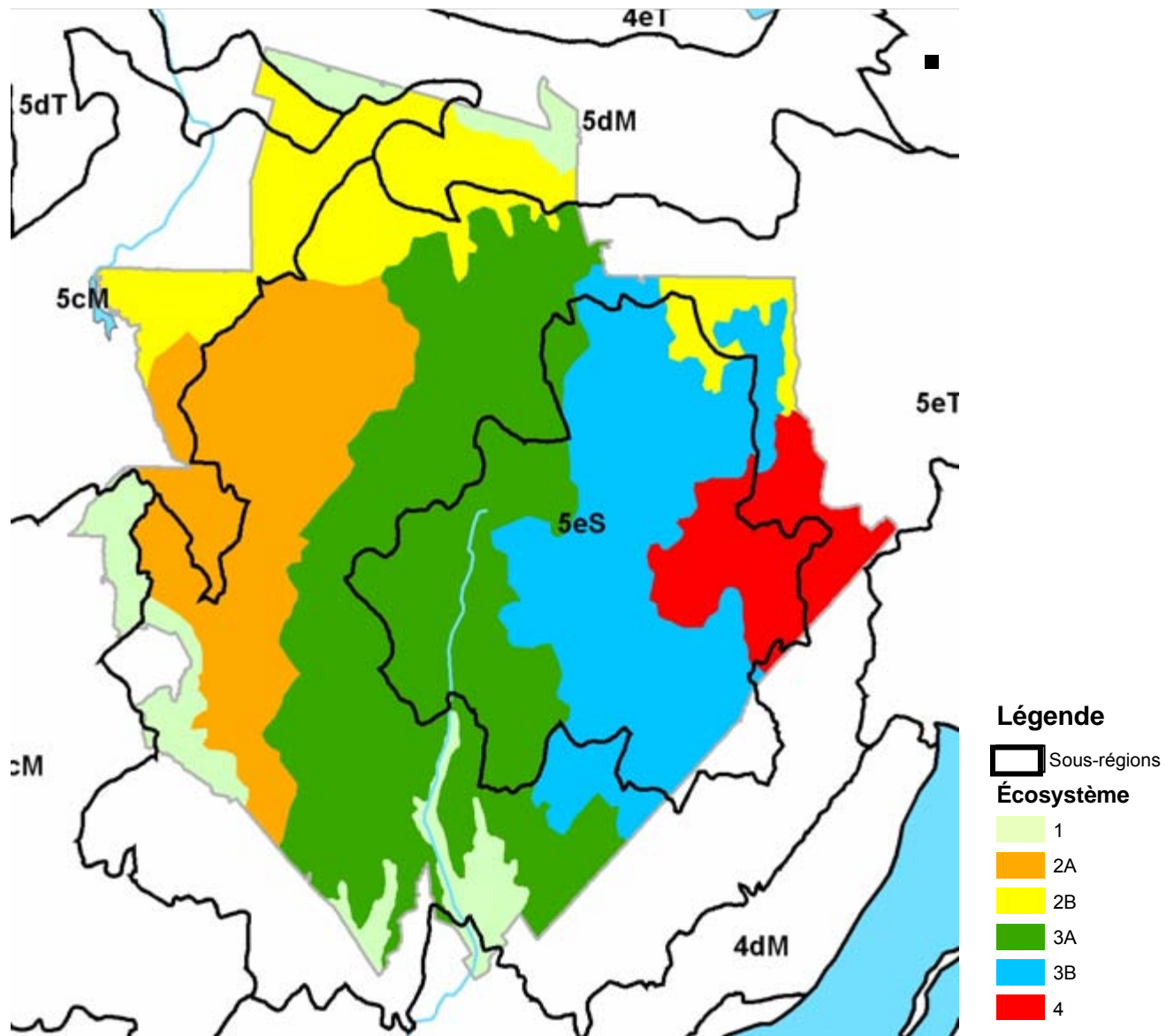
Annexe 19. Ordination des districts écologiques (analyse de redondance) classés subséquentement à l'aide d'une analyse de groupement. Ces résultats ont été utilisés afin de dresser la carte de l'annexe 18.



Annexe 21. Districts écologiques et écosystèmes de la RFL



Annexe 22. Comparaison entre les écosystèmes retenus dans cette étude et les paysages régionaux du système de classification en vigueur au MRNF



Annexe 23. Comparaison entre les écosystèmes retenus dans cette étude et les sous-régions écologiques du système de classification en vigueur au MRNF

Les groupements d'essences

Écosystème	DIST_ECOL	AL	BB	BBE	BBS	BJ	C	DH	DS	E	ER	ERBJ	ERFT	EROR	ES	FH	FT	ME	PB	PE	PEE	PES	PG	S
1	54E006	1.4	14.9	4.9	18.4	17.3	0.0	1.4	0.3	4.7	0.3	3.5	0.0	3.1	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	8.3	4.8	5.0	0.0	1.0
1	54E009	1.3	8.6	2.0	41.7	10.0	0.0	1.1	0.2	4.8	0.1	0.3	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.5	0.4	0.0	1.6
1	55B012	0.4	3.1	0.9	12.7	28.8	0.0	1.0	0.0	0.5	7.9	15.0	2.6	0.9	1.6	0.0	1.4	0.1	0.0	1.2	1.1	1.4	0.0	9.7
1	90X010	1.1	34.0	4.0	11.7	13.4	0.0	2.3	0.0	11.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4	5.3	1.3	0.0	0.9
1	92B013	1.4	1.2	1.3	16.5	14.8	0.0	1.3	0.2	3.1	0.8	2.3	0.1	0.5	4.9	0.0	0.4	0.0	0.0	0.1	0.3	0.5	0.0	37.1
1	94L001	1.4	13.5	2.3	2.9	2.1	0.0	1.0	1.2	11.8	0.8	0.5	0.0	0.3	1.7	0.3	0.1	0.2	0.0	27.2	9.7	12.3	0.8	1.4
1	94L002	1.9	24.8	2.8	1.7	4.7	0.0	1.0	0.5	14.0	0.5	0.6	0.0	0.4	2.1	0.1	0.0	0.0	0.1	20.3	9.4	2.7	0.3	1.2
2A	90X011	2.4	28.6	3.9	26.0	7.3	0.0	1.1	0.0	17.3	0.1	0.3	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.2
2A	90X017	1.4	43.7	3.0	3.3	1.0	0.0	1.6	0.1	18.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2A	91E007	1.3	26.9	4.0	25.5	11.2	0.0	1.9	0.1	8.6	0.2	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	3.8	1.8	1.9	0.0	0.2
2A	91E008	0.3	17.4	4.7	0.4	0.0	0.0	1.1	0.0	22.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.8
2A	91E010	2.1	17.7	1.9	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	5.7	0.0	0.3	0.9	0.0	0.0	0.9
2A	91E011	1.9	5.8	0.2	13.1	0.0	0.0	1.3	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6
2A	91X012	2.7	20.7	1.3	3.1	0.0	0.0	0.4	0.4	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	2.8	0.3	0.0	10.5
2A	91X013	0.3	30.8	13.5	1.0	0.0	0.0	3.1	0.0	10.9	0.0	0.0	0.0	0.0	7.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.3	0.0	0.0	0.7
2A	91X014	1.3	25.4	20.3	0.5	0.0	0.0	2.7	0.1	14.6	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.2	0.0	1.4	2.4	0.0	0.0	0.1
2A	91X016	0.4	1.8	0.4	1.8	0.0	0.0	1.2	0.0	10.2	0.0	0.0	0.0	0.0	24.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0
2A	91X018	1.6	33.5	2.9	0.0	0.0	0.0	2.9	0.3	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0	0.9	0.0	0.8	0.4	0.0	0.0	1.5
2A	92E003	1.0	6.8	1.1	21.5	24.0	0.0	0.4	0.0	0.4	1.5	4.2	0.9	0.1	1.4	0.0	0.6	0.0	0.0	0.2	0.7	0.2	0.0	22.8
2A	92E005	3.0	10.9	13.5	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	34.1	0.0	0.0	0.0	0.0	11.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.8
2B	90X002	4.0	30.0	9.3	0.3	0.2	0.0	1.5	0.4	12.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	0.0	0.0	0.1	0.0	3.4	4.6	0.3	0.0	1.3
2B	90X003	5.1	14.8	3.8	0.4	0.0	0.0	3.7	2.3	26.8	0.0	0.0	0.0	0.0	3.7	0.0	0.0	0.2	0.0	13.1	9.4	0.0	0.0	0.9
2B	90X009	3.1	14.1	4.2	7.8	0.6	0.0	4.5	0.0	29.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.5	0.0	0.0	0.1	0.0	2.7	14.4	3.1	0.6	0.2
2B	91X004	2.0	8.8	2.0	1.7	0.0	0.0	0.7	0.0	15.7	0.1	0.0	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	6.8	4.8	1.6	0.9	15.2
2B	92G013	1.3	2.0	1.5	0.9	0.0	0.0	1.0	5.1	18.2	0.0	0.0	0.0	0.0	5.1	0.0	0.0	0.0	0.0	14.2	8.7	0.7	0.6	13.5
2B	94L003	5.2	20.7	1.7	0.7	0.3	0.0	2.4	0.3	30.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.7	15.1	0.3	0.0	0.3
2B	94L004	2.8	17.6	2.4	1.5	1.7	0.0	1.3	0.5	9.6	0.6	0.1	0.0	0.4	3.5	0.1	0.0	0.0	0.0	19.5	13.1	2.7	2.3	1.9
2B	95O008	4.2	21.3	3.0	0.6	0.2	0.0	2.9	2.6	33.4	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	0.0	0.0	0.1	0.0	5.0	2.3	0.0	0.0	1.6

Annexe 25. Description des écosystèmes

Les groupements d'essences

Écosystème	DIST_ECOL	AL	BB	BBE	BBS	BJ	C	DH	DS	E	ER	ERBJ	ERFT	EROR	ES	FH	FT	ME	PB	PE	PEE	PES	PG	S
3A	91E012	1.2	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	2.2
3A	91E013	0.2	6.9	5.5	8.8	0.0	0.0	1.1	0.0	14.9	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0
3A	91E014	0.9	3.4	1.8	20.3	0.2	0.0	1.8	0.0	27.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7
3A	91E015	2.4	40.0	12.0	9.3	0.3	0.0	2.6	0.0	18.4	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.6	0.2	0.0	0.0
3A	91H003	1.2	1.9	0.2	30.0	1.0	0.0	1.8	0.0	7.5	0.0	0.0	0.0	0.0	13.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	13.4
3A	91H004	1.8	2.4	2.5	3.2	0.0	0.0	1.6	0.0	16.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7	0.0	0.0	1.3	0.0	0.3	0.6	0.0	0.0	11.7
3A	91H011	0.3	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	9.8	0.0	0.0	0.0	0.0	9.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1
3A	91X005	2.9	25.5	4.6	1.0	0.2	0.0	0.8	0.1	25.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.6	0.0	0.0	0.1	0.0	14.3	5.3	0.1	0.0	2.5
3A	91X006	2.8	16.9	0.5	1.7	0.0	0.0	0.5	0.6	7.6	0.0	0.0	0.0	0.0	8.2	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	0.6	0.0	0.0	6.5
3A	91X015	0.9	17.6	11.0	0.8	0.0	0.0	1.2	0.1	11.4	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4
3A	92B005	0.9	1.5	0.0	8.3	0.0	0.0	1.1	0.0	13.6	0.0	0.0	0.0	0.0	2.9	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7
3A	92B007	0.7	17.4	9.3	7.5	0.0	0.0	0.4	2.4	16.1	0.1	0.0	0.0	0.1	5.3	0.0	0.0	0.0	0.5	11.9	5.5	3.0	0.1	9.5
3A	92B009	0.2	8.7	2.1	28.7	0.5	0.0	0.2	1.1	1.2	0.0	0.1	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.1	3.4	1.5	6.6	0.0	23.1
3A	92B010	0.9	2.5	0.7	19.3	2.0	0.0	0.3	0.1	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	2.6	1.2	0.0	51.6
3A	92B014	1.1	0.6	2.3	25.0	24.2	0.1	0.8	0.2	0.9	0.9	7.4	0.0	0.1	3.8	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	1.2	0.1	0.0	23.9
3A	92E016	0.9	1.3	0.6	12.3	0.6	0.0	1.7	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	60.8
3A	92E017	0.5	5.5	0.1	30.6	17.5	0.0	0.3	0.0	0.2	2.1	4.2	0.1	0.0	0.5	0.0	0.2	0.0	0.0	0.3	2.2	0.6	0.0	20.7
3A	93H006	0.6	4.2	2.6	0.1	0.0	0.0	2.0	0.0	39.2	0.1	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.7	0.1	0.5	0.4	0.0	0.0	18.3
3A	93H009	0.3	1.9	0.7	3.9	0.0	0.0	1.6	0.0	13.3	0.0	0.0	0.0	0.0	13.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.5
3A	93H010	0.0	0.9	0.3	0.8	0.0	0.0	3.4	0.0	10.8	0.0	0.0	0.0	0.0	12.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.1
3A	93H012	0.7	0.5	0.2	4.2	0.0	0.0	0.5	0.0	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	35.2
3A	93H013	1.2	2.1	0.6	2.4	0.0	0.0	2.5	0.0	9.6	0.0	0.0	0.0	0.0	9.8	0.0	0.0	1.7	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	34.0
3B	91G012	4.4	33.4	3.8	0.0	0.9	0.0	1.2	0.0	30.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
3B	92B004	2.5	1.8	1.7	36.7	6.0	0.0	0.7	0.0	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	18.8
3B	92B006	0.5	1.6	0.5	19.7	14.1	0.0	1.1	0.0	1.3	0.1	0.6	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	30.7
3B	92G014	0.8	2.8	3.6	2.5	0.0	0.1	0.9	2.6	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	1.1	0.2	0.0	40.1
3B	93B002	1.1	0.0	0.0	8.7	0.0	0.0	0.9	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	73.5
3B	93B003	1.0	0.2	0.8	2.5	0.0	0.0	0.9	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	10.7	0.0	0.0	0.1	0.0	0.9	0.1	0.0	0.0	69.8
3B	93H001	2.5	1.1	0.8	4.3	0.0	0.0	1.6	0.3	13.4	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.8	0.1	0.0	24.2
3B	93H005	0.3	12.3	3.7	2.7	0.0	0.0	2.0	0.0	21.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.2	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.9
3B	93H007	0.1	9.4	3.2	4.3	0.0	0.0	1.6	0.4	19.2	0.0	0.0	0.0	0.0	13.4	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.3
3B	93H008	0.2	1.2	5.9	3.7	0.0	0.0	1.3	1.7	23.9	0.0	0.0	0.0	0.0	22.4	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0	23.0
3B	93H014	0.7	7.0	1.2	3.3	0.0	0.0	2.4	0.0	12.5	0.1	0.0	0.0	0.0	15.2	0.0	0.0	4.1	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	35.9
4	92B001	1.6	4.3	2.6	34.4	18.3	0.0	0.9	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.4
4	92G015	1.1	1.8	1.2	0.5	0.0	0.0	1.4	4.1	19.4	0.0	0.0	0.0	0.0	6.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	1.8	0.2	0.0	13.9
4	92G016	0.7	7.8	3.7	7.8	0.0	0.0	0.7	5.4	5.1	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	0.0	0.0	0.0	0.5	10.1	1.2	0.7	1.4	23.3
4	93H015	1.0	8.0	5.0	1.4	0.0	0.0	3.9	0.0	33.5	0.0	0.0	0.0	0.0	12.6	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	7.1
4	93H016	1.2	1.1	1.4	0.1	0.0	0.0	1.9	0.0	28.7	0.0	0.0	0.0	0.0	5.8	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	1.3	0.0	0.1	10.5

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les espèces

Écosystème	DIST_ECOL	BOG	BOJ	BOP	EPB	EPN	EPR	ERC	ERR	ERS	FRN	HEG	MEL	MER	PEB	PEG	PET	PIG	PIN	PRP	PRU	SAB	SAL	SOL	THO
1	54E006	0.0	14.0	25.3	2.9	12.0	5.6	0.0	2.9	0.6	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.1	8.9	0.0	0.0	2.7	0.0	24.3	0.0	0.5	0.0
1	54E009	0.0	5.6	31.9	3.0	11.2	6.2	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.9	0.0	0.0	1.3	0.0	37.6	0.0	1.1	0.0
1	55B012	0.0	25.8	8.1	4.5	2.9	4.1	0.1	1.9	13.2	0.2	2.1	0.0	0.0	0.1	0.1	1.1	0.0	0.0	3.9	0.0	31.4	0.1	0.5	0.0
1	90X010	0.0	16.8	33.3	4.9	8.4	0.1	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	1.3	0.0	28.4	0.2	1.0	0.0
1	92B013	0.0	14.9	9.3	3.2	2.4	3.7	0.0	0.8	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.4	0.0	58.4	0.1	3.4	0.0
1	94L001	0.0	4.7	23.7	6.3	8.9	0.0	0.0	3.9	1.1	2.7	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	32.6	0.1	0.0	0.6	0.0	13.9	1.1	0.2	0.0
1	94L002	0.0	10.3	21.3	8.7	14.4	0.1	0.0	2.1	2.8	0.7	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	12.0	0.0	0.0	1.3	0.0	24.6	0.9	0.6	0.0
2A	90X011	0.0	4.4	35.4	4.0	21.7	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	2.2	0.0	26.6	0.2	0.3	0.0
2A	90X017	0.0	4.3	15.3	4.2	46.9	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	1.2	0.0	26.9	0.0	0.1	0.0
2A	91E007	0.1	14.1	29.6	3.3	11.4	5.7	0.0	1.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	0.0	0.0	2.0	0.0	27.1	0.1	0.4	0.0
2A	91E008	0.0	0.0	18.5	2.2	40.2	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	37.6	0.0	0.0	0.0
2A	91E010	0.0	0.0	20.1	5.0	44.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	28.6	0.0	2.2	0.0
2A	91E011	0.0	0.8	18.8	2.9	29.1	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	38.0	0.0	0.1	0.0
2A	91X012	0.0	0.3	19.3	5.7	16.8	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	0.5	0.0	47.3	0.3	0.4	0.0
2A	91X013	0.0	1.1	27.9	1.5	40.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.7	0.0	25.3	0.5	0.2	0.0
2A	91X014	0.0	2.6	25.1	4.2	21.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.9	0.0	0.0	1.7	0.0	24.3	0.9	1.1	0.0
2A	91X016	0.0	0.0	15.4	6.8	12.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	65.8	0.0	0.0	0.0
2A	91X018	0.0	0.0	22.1	3.8	34.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	1.9	0.0	36.3	0.1	0.8	0.0
2A	92E003	0.0	11.3	14.9	6.1	0.9	1.0	0.0	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	57.0	0.3	2.5	0.6
2A	92E005	0.0	0.6	27.1	2.3	16.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	0.4	0.0	49.4	0.4	0.1	0.0
2B	90X002	0.0	2.2	21.5	5.4	31.5	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.0	8.6	0.0	0.1	0.6	0.0	28.1	0.3	0.6	0.0
2B	90X003	0.0	0.8	17.1	3.2	47.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	0.0	0.7	0.0	16.3	0.5	0.3	0.0
2B	90X009	0.0	3.4	19.0	1.8	42.7	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	12.7	0.0	0.0	0.3	0.0	18.8	0.4	0.2	0.0
2B	91X004	0.0	0.0	11.3	4.1	24.3	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.1	0.5	0.0	0.2	0.0	42.5	0.5	0.3	0.0
2B	92G013	0.0	0.2	15.9	0.9	44.5	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.2	11.3	0.6	1.2	0.7	0.0	23.5	0.6	0.1	0.0
2B	94L003	0.0	1.7	20.4	5.5	35.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	0.1	0.1	0.0	23.5	0.2	0.2	0.0
2B	94L004	0.0	3.9	17.9	5.1	12.0	0.4	0.0	1.9	2.1	1.0	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0	21.0	8.0	0.1	2.5	0.0	22.0	1.5	0.3	0.0
2B	95O008	0.0	0.7	17.2	8.0	39.6	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.7	0.0	30.5	0.1	0.3	0.0

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les espèces

Écosystème	DIST_ECOL	BOG	BOJ	BOP	EPB	EPN	EPR	ERC	ERR	ERS	FRN	HEG	MEL	MER	PEB	PEG	PET	PIG	PIN	PRP	PRU	SAB	SAL	SOL	THO
3A	91E012	0.0	0.0	19.6	5.1	24.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	50.6	0.1	0.1	0.0
3A	91E013	0.0	0.0	15.4	8.8	26.8	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	48.8	0.0	0.0	0.0
3A	91E014	0.0	0.0	12.3	4.9	23.8	7.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	51.0	0.0	0.0	0.0
3A	91E015	0.0	2.4	34.1	5.7	18.7	0.3	0.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	3.5	0.0	32.0	0.8	1.3	0.0
3A	91H003	0.0	0.0	14.1	4.7	16.3	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	61.6	0.0	1.0	0.0
3A	91H004	0.0	0.0	11.8	4.1	28.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	53.0	0.0	0.0	0.0
3A	91H011	0.0	0.0	4.6	3.0	37.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	54.4	0.0	0.0	0.0
3A	91X005	0.0	0.2	12.7	5.4	23.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	5.8	0.0	0.0	0.5	0.0	51.2	0.7	0.2	0.0
3A	91X006	0.0	0.4	13.1	4.2	14.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	66.4	0.1	0.5	0.0
3A	91X015	0.0	0.0	17.9	2.6	34.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	41.5	0.2	0.0	0.0
3A	92B005	0.0	0.0	15.3	6.7	28.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	49.1	0.0	0.0	0.0
3A	92B007	0.3	1.0	21.8	3.8	29.7	0.6	0.0	4.4	0.1	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	8.5	0.1	0.1	0.1	0.0	28.4	0.1	0.2	0.3
3A	92B009	0.0	3.0	21.0	4.9	7.6	0.2	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	1.1	0.0	0.0	1.2	0.0	59.7	0.2	0.4	0.0
3A	92B010	0.0	0.3	11.7	6.6	6.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.9	0.0	71.5	0.3	1.2	0.0
3A	92B014	0.0	13.5	8.6	3.1	4.4	4.9	0.0	1.2	1.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	0.0	58.6	0.0	1.6	0.0
3A	92E016	0.0	0.5	10.5	4.6	8.3	4.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	70.8	0.0	0.4	0.0
3A	92E017	0.0	11.4	15.5	5.5	2.1	1.1	0.0	1.4	0.5	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	3.2	0.0	56.1	0.1	0.8	0.0
3A	93H006	0.0	0.0	15.5	2.7	62.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.0	0.0	0.0	0.0
3A	93H009	0.0	0.0	9.1	4.0	28.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58.7	0.0	0.0	0.0
3A	93H010	0.0	0.0	5.1	4.5	21.8	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	68.3	0.0	0.0	0.0
3A	93H012	0.0	0.0	7.7	6.7	18.6	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	66.8	0.1	0.0	0.0
3A	93H013	0.0	0.0	7.3	3.9	40.6	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	45.5	0.0	0.0	0.0
3B	91G012	0.0	0.3	14.4	2.3	53.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	2.6	0.0	0.0	2.4	0.0	22.9	0.2	0.1	0.0
3B	92B004	0.0	1.4	22.7	5.2	5.1	1.0	0.0	1.1	0.7	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	2.0	0.2	55.7	0.1	2.1	0.0
3B	92B006	0.0	13.1	9.2	4.5	12.6	1.0	0.0	1.5	3.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	54.4	0.0	0.2	0.2
3B	92G014	0.0	0.0	9.9	3.3	27.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.2	0.0	57.0	0.3	0.1	0.0
3B	93B002	0.0	0.0	4.7	7.4	9.1	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	77.3	0.0	0.1	0.0
3B	93B003	0.0	0.0	4.4	6.6	17.4	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	70.8	0.0	0.0	0.0
3B	93H001	0.0	0.0	13.2	2.0	27.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	0.1	0.0	54.7	0.1	0.0	0.0
3B	93H005	0.0	0.0	18.5	4.4	32.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	43.8	0.0	0.0	0.0
3B	93H007	0.0	0.0	14.7	1.3	54.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.7	0.0	0.0	0.0
3B	93H008	0.0	0.0	6.9	2.2	38.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	52.3	0.0	0.0	0.0
3B	93H014	0.0	0.0	8.9	5.5	21.6	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	61.4	0.0	0.0	0.0
4	92B001	0.0	9.7	22.1	3.3	4.6	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	54.3	0.1	2.7	0.0
4	92G015	0.0	0.0	4.6	0.5	75.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	3.6	0.2	0.0	0.0	0.0	15.5	0.4	0.0	0.0
4	92G016	0.0	0.0	13.3	4.1	16.9	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.1	2.6	0.2	0.2	0.0	59.4	0.1	0.9	0.0
4	93H015	0.0	0.0	12.2	1.5	57.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.1	0.0	0.0	0.0
4	93H016	0.0	0.0	5.3	2.1	54.6	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.1	0.0	35.6	0.1	0.0	0.0

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les végétations potentielles

Écosystème	DIST_ECOL	FE3	FE4	FO1	ME1	MF1	MJ1	MJ2	MS1	MS2	MS6	RB1	RE2	RP1	RS1	RS2	RS5
1	54E006	7.4	0.0	0.0	0.8	0.0	0.8	17.9	18.3	31.1	0.4	1.2	9.0	0.0	0.0	7.4	5.8
1	54E009	1.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	10.0	10.6	35.0	0.0	1.3	5.0	0.0	0.0	21.9	14.4
1	55B012	23.3	2.3	0.0	0.0	0.0	2.3	25.0	19.8	11.6	0.0	0.6	1.2	0.0	0.0	9.3	4.7
1	90X010	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	28.6	23.4	33.8	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	11.7	0.0
1	92B013	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.5	16.9	11.5	0.0	1.2	2.4	0.0	0.0	36.1	9.6
1	94L001	6.8	0.0	0.0	2.3	1.1	2.3	4.6	13.1	51.1	2.3	0.6	7.4	0.0	0.0	8.0	0.6
1	94L002	7.6	0.0	0.0	0.9	0.9	3.1	7.6	19.3	31.4	0.0	5.4	9.4	0.0	0.0	13.5	0.9
2A	90X011	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	5.9	11.2	37.7	0.0	1.2	18.2	0.0	0.0	16.5	8.8
2A	90X017	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.8	12.7	12.7	0.0	4.8	31.8	0.0	0.0	30.2	3.2
2A	91E007	3.5	0.0	0.0	0.6	0.0	1.3	17.2	22.6	27.3	0.0	0.3	7.8	0.0	0.0	10.7	8.8
2A	91E008	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	0.0	0.0	31.3	0.0	0.0	59.4	3.1
2A	91E010	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.5	0.0	0.0	35.3	0.0	0.0	41.2	0.0
2A	91E011	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.1	0.0	0.0	16.1	0.0	0.0	53.6	14.3
2A	91X012	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	35.9	0.0	3.5	10.6	0.0	0.0	44.4	2.8
2A	91X013	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	2.3	34.1	0.0	0.0	27.3	0.0	0.0	34.1	0.0
2A	91X014	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	9.1	45.5	0.0	3.0	18.2	0.0	0.0	21.2	0.0
2A	91X016	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	80.0	0.0
2A	91X018	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	38.5	0.0	7.7	28.2	0.0	0.0	25.6	0.0
2A	92E003	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	26.2	19.1	0.0	4.8	0.0	0.0	0.0	26.2	2.4
2A	92E005	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	3.6	46.4	0.0	0.0	7.1	0.0	0.0	39.3	0.0
2B	90X002	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	2.2	12.0	33.8	0.0	1.3	24.4	0.0	0.0	23.1	0.4
2B	90X003	0.4	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	1.3	1.8	32.7	0.0	4.0	35.4	0.0	0.0	19.9	0.4
2B	90X009	0.0	0.0	0.0	5.3	0.0	0.0	7.5	6.4	30.9	0.0	1.1	27.7	0.0	0.0	21.3	0.0
2B	91X004	0.0	0.0	0.0	6.2	0.0	0.0	0.0	1.2	32.1	0.0	1.2	19.8	0.0	0.0	37.0	2.5
2B	92G013	0.4	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.8	2.4	32.9	0.0	0.4	30.5	0.8	0.0	29.3	0.0
2B	94L003	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.4	4.3	40.4	0.0	6.4	17.0	0.0	0.0	23.4	2.1
2B	94L004	7.4	0.0	0.3	0.8	1.5	1.1	4.5	10.2	40.6	0.2	2.3	17.8	0.0	0.0	11.9	1.5
2B	95O008	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	1.5	2.9	26.1	0.0	7.3	23.2	0.0	0.0	36.2	1.5

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les végétations potentielles

Écosystème	DIST_ECOL	FE3	FE4	FO1	ME1	MF1	MJ1	MJ2	MS1	MS2	MS6	RB1	RE2	RP1	RS1	RS2	RS5
3A	91E012	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.6	0.0	0.0	33.3	0.0	0.0	38.1	0.0
3A	91E013	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	25.2	0.0	6.5	15.5	0.0	0.0	51.2	1.6
3A	91E014	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.4	0.0	3.1	14.1	0.0	0.0	56.3	17.2
3A	91E015	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	3.0	7.5	44.8	1.5	0.0	10.5	0.0	0.0	31.3	0.0
3A	91H003	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	19.9	0.0	4.4	8.1	0.0	0.0	47.8	19.3
3A	91H004	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.2	0.0	2.2	28.3	0.0	0.0	54.4	0.0
3A	91H011	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	33.3	0.0	0.0	62.5	0.0
3A	91X005	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.1	30.3	0.0	6.1	33.3	0.0	0.0	24.2	0.0
3A	91X006	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	20.5	0.0	0.0	9.1	0.0	0.0	68.2	0.0
3A	91X015	0.0	0.0	0.0	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0	0.0	22.2	0.0	0.0	55.6	0.0
3A	92B005	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.2	0.0	6.7	21.4	0.0	0.0	51.7	0.0
3A	92B007	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	6.4	31.2	0.5	1.1	31.8	0.0	0.5	21.7	3.2
3A	92B009	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.6	12.5	34.4	0.0	1.6	5.5	0.0	0.0	41.4	2.3
3A	92B010	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	1.9	23.5	0.0	4.6	6.3	0.0	0.1	61.3	1.9
3A	92B014	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	10.8	16.3	10.8	0.0	1.0	3.5	0.0	0.0	38.4	12.3
3A	92E016	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.8	8.8	0.0	0.0	12.8	0.0	0.0	61.6	15.2
3A	92E017	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.7	35.0	21.7	0.0	1.7	1.7	0.0	0.0	28.3	3.3
3A	93H006	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.3	0.0	2.3	65.1	0.0	0.0	16.3	0.0
3A	93H009	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.8	0.0	2.5	23.3	0.0	0.0	63.2	1.2
3A	93H010	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.4	0.0	3.2	16.8	0.0	0.0	69.5	2.1
3A	93H012	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.6	0.0	1.5	18.5	0.0	0.0	63.9	1.5
3A	93H013	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	3.0	32.0	0.0	0.0	45.0	10.0
3B	91G012	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	2.2	28.9	0.0	0.0	35.6	0.0	0.0	31.1	0.0
3B	92B004	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.6	8.1	36.9	0.0	2.5	4.4	0.0	0.0	36.9	6.3
3B	92B006	13.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.6	7.6	7.6	0.0	0.0	11.3	0.0	0.0	43.4	9.4
3B	92G014	0.0	0.0	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	15.1	0.0	2.2	17.9	0.0	0.0	64.2	0.0
3B	93B002	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	5.5	0.0	8.0	5.0	0.0	0.0	73.1	8.0
3B	93B003	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.5	0.0	4.2	14.0	0.0	0.0	68.7	6.5
3B	93H001	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.7	0.0	0.0	23.0	0.0	0.0	64.6	2.7
3B	93H005	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.0	0.0	2.4	29.8	0.0	0.0	41.3	2.4
3B	93H007	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.1	0.0	0.0	46.5	0.0	0.0	39.4	0.0
3B	93H008	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	28.2	0.0	0.0	67.0	0.0
3B	93H014	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.4	0.0	2.5	23.4	0.0	0.0	56.7	6.0
4	92B001	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	25.0	22.6	0.0	1.8	5.5	0.0	0.0	28.7	9.2
4	92G015	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	74.4	0.0	0.0	19.0	0.0
4	92G016	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.9	0.0	3.2	14.8	0.0	0.0	64.0	0.5
4	93H015	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.4	0.0	0.6	51.0	0.0	0.0	37.0	0.0
4	93H016	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	7.6	0.0	0.7	46.9	0.0	0.0	40.0	4.3

Le milieu physique

Écosystème	DIST_ECOL	D_1A	D_1AR	D_1P	D_R	D_2	D_3	D_4GA	D_4GS	D_7	D_EAU	ALTI	DABS	P_A	P_DEF
1	54E006	36.5	25.5	0.0	14.9	16.7	0.3	0.0	0.0	0.9	5.2	424.4	110.9	26.0	64.0
1	54E009	21.9	15.6	0.0	41.3	13.6	0.0	0.0	0.7	0.0	6.9	591.9	126.8	34.0	45.0
1	55B012	52.4	34.1	0.0	2.0	7.7	1.2	0.0	0.0	0.0	2.4	449.0	142.8	20.0	72.0
1	90X010	52.5	28.3	0.0	4.2	7.5	0.0	0.0	0.0	0.0	7.5	449.9	76.2	33.0	40.0
1	92B013	58.3	30.5	0.8	4.2	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	649.0	142.0	17.0	71.0
1	94L001	49.2	41.3	0.0	2.5	3.3	0.8	0.0	0.0	0.8	2.1	319.8	82.4	54.0	2.0
1	94L002	36.8	53.9	0.0	0.8	4.3	0.4	0.0	0.0	0.4	3.5	364.0	86.8	55.0	14.0
2A	90X011	31.6	38.5	0.0	14.6	13.4	0.0	0.0	0.0	0.4	1.6	553.3	115.0	32.0	54.0
2A	90X017	37.2	36.3	0.0	4.4	15.9	0.0	0.0	0.0	0.9	5.3	524.8	94.6	41.0	41.0
2A	91E007	29.1	41.5	0.0	11.7	10.7	0.0	0.0	0.0	0.3	6.7	463.5	109.7	36.0	36.0
2A	91E008	65.7	25.3	0.0	3.0	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	703.5	101.6	21.0	57.0
2A	91E010	21.8	28.7	0.0	1.0	37.6	1.0	0.0	2.0	4.0	4.0	573.2	83.5	50.0	38.0
2A	91E011	52.3	35.2	0.0	2.3	6.8	0.0	0.0	0.0	1.1	2.3	702.4	74.2	26.0	56.0
2A	91X012	45.6	38.4	0.0	6.8	5.5	0.0	0.3	2.0	0.3	1.0	698.9	116.6	19.0	51.0
2A	91X013	48.8	26.8	0.0	7.3	0.8	0.0	0.0	0.8	0.8	14.6	520.0	71.1	37.0	50.0
2A	91X014	32.9	21.9	0.0	20.4	2.2	0.7	0.7	11.7	2.2	7.3	536.8	104.5	41.0	47.0
2A	91X016	57.3	30.1	0.0	0.0	4.9	0.0	0.0	2.9	1.9	2.9	775.6	115.1	23.0	59.0
2A	91X018	45.2	29.3	0.0	7.6	9.6	0.0	0.0	1.3	1.3	5.1	535.9	101.1	33.0	43.0
2A	92E003	42.4	25.9	0.0	27.2	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	621.0	161.0	12.0	82.0
2A	92E005	35.8	19.4	0.0	6.0	14.9	0.0	0.0	20.9	0.0	3.0	589.3	82.3	58.0	26.0
2B	90X002	41.8	37.7	0.0	3.4	10.8	0.4	0.0	0.4	1.5	4.1	439.3	69.3	42.0	16.0
2B	90X003	39.1	28.4	0.0	2.9	22.9	0.6	0.0	1.7	2.7	1.7	422.3	60.7	53.0	15.0
2B	90X009	44.9	8.3	0.0	0.0	25.3	0.0	0.0	6.2	7.2	8.3	434.0	59.0	60.0	15.0
2B	91X004	58.6	25.1	1.1	0.0	12.6	0.0	0.0	0.0	1.0	1.6	730.3	101.9	24.0	47.0
2B	92G013	46.3	26.5	0.0	11.9	11.3	0.0	0.0	0.3	1.9	1.9	694.3	130.8	22.0	68.0
2B	94L003	37.6	44.6	0.0	1.0	12.9	2.0	0.0	0.0	0.0	2.0	461.2	80.0	26.0	37.0
2B	94L004	49.5	33.7	0.0	1.7	7.8	0.2	0.0	0.0	4.0	3.2	393.4	90.1	32.0	29.0
2B	95O008	57.8	28.9	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	0.0	2.8	7.8	384.6	38.8	68.0	12.0

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Le milieu physique

Écosystème	DIST_ECOL	D_1A	D_1AR	D_1P	D_R	D_2	D_3	D_4GA	D_4GS	D_7	D_EAU	ALTI	DABS	P_A	P_DEF
3A	91E012	51.9	40.3	0.0	0.8	4.7	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	742.4	134.2	25.0	72.0
3A	91E013	53.2	35.3	0.0	0.0	6.4	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	737.2	91.4	33.0	63.0
3A	91E014	38.3	16.7	0.0	0.0	36.7	0.0	0.0	0.0	3.3	5.0	701.0	91.4	40.0	40.0
3A	91E015	36.1	30.6	0.0	13.1	12.6	0.6	0.0	1.1	1.6	4.4	486.0	86.4	40.0	40.0
3A	91H003	52.2	29.6	0.0	0.5	8.6	0.0	0.0	0.0	0.5	8.6	715.0	139.0	35.0	53.0
3A	91H004	50.6	10.4	0.0	0.0	29.7	0.0	0.6	1.1	2.8	5.0	773.0	75.4	36.0	45.0
3A	91H011	69.5	11.6	0.0	0.0	12.8	0.0	0.0	0.0	1.8	4.3	783.7	70.5	58.0	30.0
3A	91X005	44.3	47.3	0.0	6.1	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	553.5	94.4	28.0	25.0
3A	91X006	32.9	39.1	0.0	8.6	11.9	0.0	0.5	2.9	0.5	3.8	647.2	105.0	29.0	49.0
3A	91X015	36.3	34.7	0.0	13.7	8.9	0.8	0.0	4.0	0.0	1.6	693.4	103.2	39.0	48.0
3A	92B005	68.8	16.5	0.0	0.0	5.5	0.0	0.0	0.0	0.9	8.3	723.0	100.0	56.0	32.0
3A	92B007	48.2	34.7	0.0	11.6	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	698.0	163.0	14.0	80.0
3A	92B009	38.1	32.5	0.0	21.1	4.5	0.3	0.0	0.0	0.0	3.5	780.0	182.0	15.0	81.0
3A	92B010	73.1	21.7	0.0	0.0	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	734.0	120.0	12.0	73.0
3A	92B014	39.9	45.5	0.0	5.1	7.1	0.0	0.0	0.0	0.0	2.5	597.1	152.7	10.0	82.0
3A	92E016	45.7	44.0	0.0	6.9	0.6	0.0	0.0	0.0	0.1	2.9	834.0	162.0	11.0	79.0
3A	92E017	52.3	26.7	0.0	11.6	7.6	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	649.0	162.0	12.0	74.0
3A	93H006	50.4	12.0	0.0	1.6	25.6	0.0	0.0	2.4	4.8	3.2	833.0	95.0	40.0	46.0
3A	93H009	70.2	21.6	0.0	0.0	5.6	0.0	0.0	0.0	0.4	2.2	815.0	114.0	23.0	65.0
3A	93H010	68.3	12.1	0.0	0.0	14.2	0.0	0.0	0.0	2.2	3.3	838.0	102.0	52.0	40.0
3A	93H012	66.3	18.4	3.1	0.6	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5	798.0	118.0	34.0	54.0
3A	93H013	65.2	11.6	1.8	0.0	12.8	0.0	0.0	0.0	2.4	6.1	781.0	105.0	40.0	48.0
3B	91G012	37.4	14.6	0.0	0.8	32.5	0.0	0.0	0.0	4.9	9.8	480.1	75.4	50.0	27.0
3B	92B004	60.2	29.6	0.9	0.9	5.6	0.9	0.0	0.0	0.0	1.9	684.5	115.7	8.0	80.0
3B	92B006	33.7	36.1	0.0	23.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.4	2.8	660.0	234.0	25.0	65.0
3B	92G014	48.8	31.4	0.0	8.5	7.6	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	802.0	146.0	21.0	72.0
3B	93B002	51.0	40.0	0.0	4.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	4.0	904.0	127.0	17.0	71.0
3B	93B003	73.6	18.6	0.0	0.8	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	874.0	85.0	27.0	54.0
3B	93H001	70.6	13.1	0.0	0.0	8.6	0.0	0.0	0.0	3.0	4.7	847.0	82.0	31.0	52.0
3B	93H005	61.0	24.1	0.5	1.1	6.6	0.0	0.0	0.0	0.8	5.8	886.0	114.0	22.0	65.0
3B	93H007	56.9	15.1	0.0	2.1	12.3	0.0	0.0	0.0	2.1	11.6	909.0	107.0	48.0	46.0
3B	93H008	40.1	28.8	1.3	7.0	18.3	0.0	0.0	0.0	1.3	3.1	902.0	122.0	26.0	59.0
3B	93H014	64.6	23.8	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	2.3	5.1	890.0	97.0	30.0	53.0
4	92B001	27.1	27.1	0.0	27.6	9.8	0.5	0.0	0.5	0.5	7.0	609.6	134.5	32.0	43.0
4	92G015	32.0	40.5	0.0	14.5	13.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	784.0	150.0	25.0	60.0
4	92G016	39.4	24.1	0.0	30.6	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	761.0	187.0	8.0	86.0
4	93H015	60.7	7.3	9.5	0.0	13.0	0.0	0.0	0.0	3.8	5.7	847.0	82.0	38.0	44.0
4	93H016	65.9	20.5	0.0	1.4	8.6	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	797.0	100.0	22.0	62.0

Le climat

Écosystème	DIST_ECOL	DEGJ	PRECU	PRECT	DPV	ARI	TMA	JSG	JSGC	GH	EVAPO
1	54E006	10	8	7	9	3	10	7	11	10	7
1	54E009	8	10	10	8	2	9	6	10	9	6
1	55B012	10	8	9	9	3	11	7	11	10	7
1	90X010	9	7	7	9	3	10	6	10	10	6
1	92B013	8	11	11	8	2	9	5	9	8	6
1	94L001	10	6	6	9	4	10	6	11	10	7
1	94L002	9	7	7	9	3	10	6	11	10	7
2A	90X011	9	10	9	8	3	10	6	10	9	6
2A	90X017	9	9	9	8	3	9	6	10	9	6
2A	91E007	9	7	7	9	3	10	6	10	10	6
2A	91E008	7	11	11	7	2	9	5	9	8	5
2A	91E010	8	10	10	8	2	9	5	9	9	6
2A	91E011	7	12	11	7	2	9	5	9	8	5
2A	91X012	7	10	9	7	2	9	5	9	8	5
2A	91X013	8	9	9	8	2	9	6	10	9	6
2A	91X014	8	9	9	8	2	9	6	10	9	6
2A	91X016	7	11	11	6	1	8	4	8	7	5
2A	91X018	8	9	9	8	2	9	6	10	9	6
2A	92E003	8	9	10	8	3	10	6	10	9	6
2A	92E005	8	10	10	8	2	9	5	9	9	5
2B	90X002	9	8	8	9	3	10	6	10	10	6
2B	90X003	9	8	8	9	3	10	6	10	10	6
2B	90X009	9	7	8	9	3	10	6	10	10	6
2B	91X004	7	10	9	6	1	8	4	8	7	5
2B	92G013	7	9	8	7	2	8	5	8	7	5
2B	94L003	9	8	8	8	3	9	6	10	10	6
2B	94L004	9	7	7	9	3	10	6	10	10	6
2B	95O008	9	6	7	9	3	10	6	11	10	7

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Le climat

Écosystème	DIST_ECOL	DEGJ	PRECU	PRECT	DPV	ARI	TMA	JSG	JSGC	GH	EVAP0
3A	91E012	7	11	11	7	1	8	5	8	7	5
3A	91E013	7	12	11	7	2	9	5	8	8	5
3A	91E014	8	12	11	7	2	9	5	9	8	5
3A	91E015	9	8	8	8	3	10	6	10	10	6
3A	91H003	7	12	12	7	2	9	5	9	8	5
3A	91H004	6	11	10	6	1	8	4	8	7	5
3A	91H011	7	12	11	6	1	8	4	8	7	5
3A	91X005	8	9	9	8	2	9	5	9	9	6
3A	91X006	7	10	10	7	2	9	5	9	8	5
3A	91X015	7	11	10	7	2	9	5	9	8	5
3A	92B005	7	12	12	7	2	9	5	8	8	5
3A	92B007	7	8	9	7	3	9	5	8	7	5
3A	92B009	7	8	10	6	2	9	5	8	7	5
3A	92B010	7	9	10	7	2	9	5	8	8	5
3A	92B014	9	11	11	8	2	10	6	10	9	6
3A	92E016	7	11	11	6	1	8	4	7	7	5
3A	92E017	8	9	10	7	3	10	6	9	8	6
3A	93H006	6	11	11	6	1	8	4	7	6	4
3A	93H009	6	12	12	6	1	8	4	7	7	4
3A	93H010	6	12	12	6	1	8	4	7	6	4
3A	93H012	7	11	12	6	1	8	4	8	7	5
3A	93H013	7	11	11	6	2	9	4	8	7	5
3B	91G012	9	9	9	9	3	10	6	10	10	6
3B	92B004	8	12	12	7	2	9	5	9	8	6
3B	92B006	8	10	11	7	2	9	5	9	8	6
3B	92G014	6	9	9	6	2	8	4	7	6	4
3B	93B002	6	10	11	5	1	8	4	7	5	4
3B	93B003	6	10	11	5	2	8	4	6	5	4
3B	93H001	6	11	10	6	1	8	4	7	6	4
3B	93H005	6	12	12	5	1	8	4	7	6	4
3B	93H007	6	12	11	5	1	8	4	7	6	4
3B	93H008	5	11	10	5	1	8	4	7	5	4
3B	93H014	6	10	11	5	1	8	4	7	6	4
4	92B001	8	11	11	8	2	10	6	10	9	6
4	92G015	6	9	9	6	2	8	4	8	7	5
4	92G016	6	8	9	6	2	8	4	8	7	5
4	93H015	6	9	10	6	1	8	4	7	6	4
4	93H016	6	8	9	6	2	8	4	7	6	4

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les perturbations naturelles

Écosystème	DIST_ECOL	TBE38	TBE99	AF	LF	BR	EP	CH	EL	BRF_A	BR_A	O1700	O1880	O1900	O1920
1	54E006	11.57	10.14	3.00	6.00	0.17	0.25	0.25	14.62	0.56981	0.53826	2.54	3.71	25.29	33.41
1	54E009	11.00	10.83	2.33	2.00	0.00	16.86	0.00	46.67	0.00000	0.00000	3.52	2.01	14.58	24.63
1	55B012	9.25	9.50	1.75	2.00	0.00	0.36	0.30	3.47	2.89127	0.00000	2.00	6.00	12.67	33.33
1	90X010	12.00	12.00	2.00	2.00	0.85	0.12	0.12	16.83	0.00000	0.00000	3.23	2.42	15.32	41.94
1	92B013	10.25	9.75	1.00	2.00	0.00	2.51	0.05	20.87	1.86501	0.01736	1.91	4.45	18.47	24.21
1	94L001	13.17	12.83	1.60	7.17	0.00	1.00	0.06	6.38	0.00000	0.00000	0.34	1.02	6.51	33.22
1	94L002	14.00	10.67	1.67	6.00	0.00	2.16	0.00	6.73	0.37885	0.00038	1.73	1.44	7.76	30.17
2A	90X011	11.00	10.75	2.00	2.00	0.13	9.19	0.25	37.96	0.86166	1.83069	1.77	3.04	9.87	43.80
2A	90X017	12.00	10.00	2.00	2.00	0.43	20.75	0.58	29.68	0.00000	0.00000	7.01	18.43	8.77	29.82
2A	91E007	11.57	11.57	2.00	2.00	2.00	1.33	0.52	42.48	0.51359	0.00000	7.78	5.11	17.77	37.71
2A	91E008	11.00	9.25	1.33	2.00	0.00	44.28	0.08	36.19	0.00000	0.00000	4.76	23.81	40.48	16.66
2A	91E010	11.00	12.00	1.00	2.00	0.00	28.99	0.73	36.31	0.00000	0.00000	6.67	20.00	33.33	13.34
2A	91E011	10.00	10.00	1.00	2.00	0.00	56.48	0.00	46.20	0.00000	0.00000	15.25	2.54	15.25	22.88
2A	91X012	13.50	10.83	0.00	2.50	0.74	10.75	0.14	18.45	0.00000	0.00000	7.34	14.68	19.72	38.08
2A	91X013	11.00	10.00	1.00	2.00	1.43	5.15	0.00	35.64	0.76758	31.23069	4.69	0.00	10.94	32.82
2A	91X014	11.50	12.50	1.00	2.00	0.31	9.88	0.00	33.47	0.72996	0.01460	0.00	0.00	3.70	31.48
2A	91X016	14.00	10.00	0.00	2.00	0.00	8.45	0.14	25.61	1.88311	0.06779	0.00	0.00	0.00	23.08
2A	91X018	11.00	11.00	1.00	2.00	0.00	25.10	0.39	33.49	0.00000	0.00000	1.72	10.34	29.31	31.03
2A	92E003	8.50	8.50	2.00	2.00	0.00	0.70	0.60	10.36	0.00000	0.00000	2.46	6.17	12.34	35.80
2A	92E005	13.50	13.00	1.00	2.00	0.20	20.20	0.00	26.53	2.73836	0.00411	0.00	0.00	8.57	48.57
2B	90X002	11.60	11.20	1.80	2.80	0.51	10.20	0.00	27.88	0.79147	0.00000	2.34	2.80	5.83	27.04
2B	90X003	12.63	11.13	1.40	3.38	1.25	8.10	0.00	12.79	2.08605	1.56106	0.42	4.03	11.46	32.69
2B	90X009	11.33	12.00	2.00	2.00	0.00	2.60	0.35	19.14	1.46888	0.04407	2.07	6.90	23.45	48.27
2B	91X004	13.67	8.67	0.00	2.33	0.00	10.89	0.42	10.30	1.18396	0.01717	0.00	6.66	10.00	48.89
2B	92G013	14.33	8.67	2.00	2.83	9.87	1.19	0.24	2.22	1.10753	0.03156	5.09	2.78	6.48	32.41
2B	94L003	13.00	12.00	0.00	3.00	0.00	2.93	0.00	12.27	0.93479	0.00000	0.00	16.94	18.64	35.59
2B	94L004	13.62	10.85	1.00	4.46	1.89	2.76	0.00	12.01	1.40674	0.03948	0.71	2.14	9.63	38.14
2B	95O008	14.00	13.00	2.00	5.50	0.00	8.50	0.00	14.24	2.15792	0.00000	2.56	1.71	11.96	36.75

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les perturbations naturelles

Écosystème	DIST_ECOL	TBE38	TBE99	AF	LF	BR	EP	CH	EL	BRF_A	BR_A	O1700	O1880	O1900	O1920
3A	91E012	11.00	10.00	0.00	2.00	0.00	29.82	0.00	26.83	0.00000	0.00000	24.99	14.28	14.28	10.71
3A	91E013	10.75	9.75	1.33	2.00	0.00	46.52	0.81	28.85	0.00000	0.00000	11.61	10.72	17.41	23.66
3A	91E014	10.00	10.00	1.00	2.00	0.00	30.18	0.00	29.05	0.00000	0.00000	11.59	6.10	12.20	21.34
3A	91E015	11.67	10.67	1.67	2.00	0.00	3.86	0.08	37.30	0.00000	9.32947	2.61	5.22	8.70	36.52
3A	91H003	10.50	11.00	1.00	2.00	0.00	13.71	0.00	35.67	0.50811	0.00000	4.78	5.38	14.03	24.78
3A	91H004	13.00	9.00	0.00	2.00	0.00	5.11	0.08	11.57	0.54754	0.00000	12.77	10.64	19.15	29.79
3A	91H011	11.67	11.33	0.00	2.00	0.00	13.85	0.00	27.36	0.00000	0.00000	4.17	8.34	16.66	37.50
3A	91X005	14.00	12.00	1.00	3.00	0.23	8.83	0.00	20.76	0.80107	0.00000	0.00	1.56	17.19	59.38
3A	91X006	13.67	12.00	0.00	2.67	0.00	42.47	0.07	28.04	1.45583	0.04804	2.90	4.35	15.95	56.53
3A	91X015	12.50	12.50	0.00	2.00	0.00	34.32	0.00	33.33	0.76812	0.00000	0.00	0.00	11.11	38.89
3A	92B005	10.00	9.00	1.50	2.00	0.00	18.06	0.00	4.92	0.00000	0.00000	8.16	7.48	15.64	20.40
3A	92B007	10.33	10.00	1.00	2.00	2.44	0.14	0.29	8.26	0.49488	0.00000	0.00	6.70	37.63	36.09
3A	92B009	10.00	11.00	1.60	2.20	0.74	1.44	0.56	8.79	0.96131	0.01296	2.94	4.88	13.66	42.93
3A	92B010	9.20	11.60	1.00	2.00	0.00	0.74	0.05	8.73	0.72801	0.00036	0.90	3.26	9.94	25.19
3A	92B014	11.33	12.33	2.67	3.00	0.00	2.27	0.27	40.59	0.94161	0.00000	0.60	5.10	16.21	33.03
3A	92E016	8.67	9.67	1.00	2.00	0.00	1.50	1.00	6.48	0.00000	0.00000	5.23	11.63	24.42	27.91
3A	92E017	8.67	10.33	1.33	2.00	0.00	0.59	0.59	22.05	0.00000	0.00000	0.00	9.89	19.78	45.05
3A	93H006	11.00	7.00	0.00	2.00	0.00	0.00	0.00	5.44	1.61222	0.00979	6.16	26.16	41.54	21.54
3A	93H009	11.00	8.25	1.00	2.00	0.00	14.71	1.82	4.12	0.00000	0.00000	10.37	8.88	15.19	19.26
3A	93H010	11.00	8.00	0.00	2.00	0.00	1.39	0.46	1.23	0.00000	0.00000	3.92	11.77	18.04	27.85
3A	93H012	10.25	9.75	0.00	2.00	0.00	4.39	3.23	3.15	0.00000	0.00000	7.74	2.59	14.19	30.96
3A	93H013	10.00	10.00	2.00	2.00	0.00	2.07	0.72	4.06	0.00000	0.00000	3.26	20.33	17.07	34.96
3B	91G012	11.67	10.00	2.00	2.00	0.00	12.27	0.12	15.80	0.84330	0.00000	5.00	6.67	36.66	26.67
3B	92B004	11.50	11.50	2.00	2.00	0.00	6.47	0.00	49.04	0.00000	0.00000	0.40	1.98	11.06	25.30
3B	92B006	9.50	10.00	1.00	2.00	0.52	7.28	1.57	4.02	0.80378	0.00201	4.14	9.92	18.18	25.62
3B	92G014	11.00	7.00	0.00	2.33	1.88	0.00	1.49	0.19	1.81205	0.01505	3.23	5.81	18.97	25.65
3B	93B002	10.00	10.50	1.00	2.00	0.00	0.28	0.47	3.51	1.98618	0.01457	3.85	12.29	26.75	29.64
3B	93B003	10.00	10.00	1.00	2.00	1.08	1.30	0.11	9.31	0.74557	0.00000	3.20	9.81	24.52	41.15
3B	93H001	14.00	7.60	0.00	2.00	0.13	5.09	0.22	8.73	1.52774	0.48580	17.27	25.46	13.63	21.82
3B	93H005	10.50	7.33	0.00	2.00	0.00	1.01	2.64	3.18	0.26912	0.01307	10.71	21.82	33.14	18.78
3B	93H007	12.00	9.00	0.00	2.00	0.00	1.97	0.23	9.25	0.00000	0.00000	10.08	19.33	32.77	24.37
3B	93H008	12.00	9.67	0.00	2.33	0.36	0.00	0.15	3.93	1.52290	0.06041	10.80	12.61	9.91	27.03
3B	93H014	10.20	7.80	1.20	2.00	0.13	0.00	2.82	0.13	1.35680	0.00000	7.41	16.79	23.21	33.09
4	92B001	12.00	11.40	2.60	4.20	0.00	7.83	0.00	43.88	0.91813	0.00046	0.76	0.76	10.31	28.24
4	92G015	11.00	5.67	0.00	2.00	10.10	0.00	0.00	0.00	0.00000	0.00000	1.46	0.73	5.11	48.18
4	92G016	11.00	7.33	0.00	2.00	3.13	0.16	0.08	3.38	1.71578	4.99991	10.69	13.20	16.67	27.67
4	93H015	11.00	6.40	0.00	2.00	1.39	0.09	0.33	0.14	0.96676	2.05817	8.59	19.47	35.08	15.61
4	93H016	10.75	9.00	1.67	2.00	7.26	0.22	0.36	0.14	0.49528	8.78124	3.51	10.88	24.61	19.17

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les perturbations humaines

Écosystème	DIST_ECOL	CT	PL	CP	FEU_A	FEUF_A	FR	AG	AU
1	54E006	13.55	0.00	11.24	0.172	6.55	0.21	0.00	0.00
1	54E009	1.25	0.00	1.14	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
1	55B012	18.83	0.06	40.94	0.194	19.83	2.15	0.48	3.65
1	90X010	13.92	0.85	2.30	2.775	7.58	0.00	0.00	0.00
1	92B013	35.48	4.09	10.79	0.005	1.12	0.00	0.00	0.38
1	94L001	19.78	0.00	17.47	1.911	12.93	2.54	2.36	0.24
1	94L002	15.63	0.00	18.91	0.343	9.09	0.11	0.54	0.54
2A	90X011	0.56	0.00	1.81	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
2A	90X017	0.86	0.00	0.00	0.003	1.00	0.00	0.00	0.00
2A	91E007	4.26	0.00	3.63	0.001	0.26	0.00	0.00	0.00
2A	91E008	4.00	0.00	0.65	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
2A	91E010	68.23	0.00	4.69	0.004	1.01	0.00	0.00	0.00
2A	91E011	0.00	0.00	0.30	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
2A	91X012	54.01	0.00	3.51	1.170	1.94	0.05	0.00	0.69
2A	91X013	46.82	0.00	4.61	11.128	0.77	0.00	0.00	0.00
2A	91X014	30.35	0.00	3.22	11.599	0.73	0.00	0.00	0.00
2A	91X016	76.84	0.00	3.68	0.038	0.94	0.00	0.00	0.14
2A	91X018	40.44	0.00	2.41	1.894	0.67	0.00	0.00	0.00
2A	92E003	43.06	0.00	27.16	0.014	3.44	0.70	0.00	1.51
2A	92E005	23.96	0.00	0.20	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
2B	90X002	30.54	0.00	16.66	6.306	0.79	0.00	0.00	0.00
2B	90X003	22.83	0.48	5.65	16.473	7.51	0.00	0.00	0.24
2B	90X009	7.25	0.42	0.35	0.050	2.94	0.00	0.00	0.00
2B	91X004	58.23	0.00	1.27	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
2B	92G013	28.06	1.43	1.23	5.654	9.41	0.04	0.00	0.08
2B	94L003	31.20	0.00	4.40	0.041	7.48	0.00	0.00	0.67
2B	94L004	36.76	0.09	7.25	6.131	8.13	0.04	0.02	0.31
2B	95O008	7.48	0.00	3.07	0.656	3.60	0.00	0.00	0.10

Annexe 25. Description des écosystèmes (suite)

Les perturbations humaines

Écosystème	DIST_ECOL	CT	PL	CP	FEU_A	FEUF_A	FR	AG	AU
3A	91E012	72.48	0.00	2.29	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
3A	91E013	1.54	0.00	0.00	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
3A	91E014	2.93	0.00	0.23	0.000	0.00	0.00	0.00	0.23
3A	91E015	10.65	0.00	1.09	0.001	0.58	0.00	0.00	0.00
3A	91H003	43.33	0.00	1.77	0.000	0.00	0.00	0.00	0.07
3A	91H004	77.89	0.47	5.90	0.016	0.55	0.00	0.00	1.49
3A	91H011	83.19	0.00	4.22	0.024	0.59	0.00	0.00	0.42
3A	91X005	9.98	0.00	2.98	0.004	1.60	0.00	0.00	0.11
3A	91X006	46.36	0.00	5.69	0.005	1.94	0.00	0.00	1.32
3A	91X015	51.16	0.00	1.76	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
3A	92B005	50.63	0.00	1.52	3.596	1.73	0.00	0.00	0.63
3A	92B007	19.96	0.00	9.69	2.399	3.46	0.00	0.00	0.72
3A	92B009	61.75	0.00	6.38	1.761	1.92	0.00	0.05	0.56
3A	92B010	52.99	0.00	8.68	0.002	0.73	0.11	0.00	1.38
3A	92B014	16.35	5.84	7.14	0.001	0.47	0.00	0.00	0.76
3A	92E016	17.69	0.00	2.66	0.375	2.86	0.00	0.00	0.66
3A	92E017	40.12	0.17	28.33	0.036	2.33	1.02	0.00	0.59
3A	93H006	60.42	0.00	1.04	0.002	0.81	0.00	0.00	0.81
3A	93H009	45.06	0.00	0.88	0.000	0.00	0.00	0.00	0.47
3A	93H010	73.04	0.00	0.77	0.000	0.00	0.00	0.00	1.08
3A	93H012	66.00	0.00	0.33	0.216	1.72	0.00	0.00	0.66
3A	93H013	59.98	0.00	0.32	0.605	2.74	0.00	0.00	1.11
3B	91G012	11.91	0.00	0.97	0.002	0.84	0.00	0.00	0.00
3B	92B004	36.45	2.04	4.20	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
3B	92B006	40.57	0.00	6.34	7.587	2.01	0.00	0.00	0.12
3B	92G014	46.36	0.32	2.92	4.412	3.62	0.00	0.00	0.06
3B	93B002	16.14	0.00	1.52	0.000	0.00	0.00	0.00	0.28
3B	93B003	47.73	0.00	1.95	2.207	3.73	0.00	0.00	0.65
3B	93H001	57.41	0.00	2.76	0.002	0.61	0.00	0.00	0.00
3B	93H005	46.55	0.00	0.47	0.005	2.15	0.00	0.00	0.70
3B	93H007	31.56	0.00	0.00	0.000	0.00	0.00	0.00	0.12
3B	93H008	36.73	0.00	1.09	0.227	1.02	0.00	0.00	0.00
3B	93H014	31.28	0.00	1.90	0.431	0.90	0.00	0.00	0.07
4	92B001	23.81	0.94	4.62	0.001	0.46	0.00	0.00	0.00
4	92G015	46.83	0.00	1.78	3.400	4.13	0.00	0.00	0.00
4	92G016	23.99	0.00	1.98	5.943	4.58	0.08	0.00	0.82
4	93H015	27.89	0.00	0.70	0.146	1.29	0.00	0.00	0.00
4	93H016	63.36	0.00	0.43	0.120	0.99	0.14	0.00	0.43

RAPPORT FINAL

RECONSTITUTION DU PORTRAIT HISTORIQUE ET DE LA SITUATION FORESTIÈRE ACTUELLE DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES

Par Héroïse Rheault et Julie Hébert



Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune
Gouvernement du Québec
Québec

31 Mars 2006

INTRODUCTION.....	1
1. Portrait historique de la RFL.....	2
1.1 Compilations des données forestières du temps des concessions _____	2
St-Raymond Paper Ltd (1957) concessions Upper et Lower Ste-Anne _____	6
Consolidated Paper Corporation Ltd (1956) concession Upper Batiscan _____	7
Secteur vierge de l'unité de Portneuf (1975) Sifort 1 ^{er} décennal _____	8
Donohue Brothers limited (1963) Concessions Charlevoix _____	10
Saint-Anne Power Company (1961) Secteur Malbaie _____	11
1.2 Potentiel écologique de la RFL _____	12
1.3 Historique des perturbations _____	15
Historique des Feux _____	15
Historique et étendue spatiale de la défoliation par la TBE _____	16
Historique et étendue spatiale de la défoliation par la TBE _____	17
2. Portrait forestier actuel de la RFL	19
2.1 Bases de données _____	19
Mises à jour des perturbations / superficies en régénération _____	20
Taux d'actualisation des classes d'âge _____	20
2.2 Les grands types de couvert forestier _____	21
2.3 La répartition des classes d'âge _____	26
2.4 Compilations des données forestières par unité territoriale de référence (UTR) _____	31
Groupe Upper St-Anne _____	33
Groupe Lower St-Anne _____	34
Groupe centre RFL _____	34
Groupe Charlevoix- Malbaie _____	34
3. État des massifs forestiers de la RFL	58
 CONCLUSION.....	 61
Perspectives de recherche	61
DOCUMENTS CONSULTÉS.....	63

INTRODUCTION

L'information que nous avons recueillie pour cette étude a comme objectif de répondre à trois enjeux identifiés par le ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec et s'appliquant à la Réserve Faunique des Laurentides (Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec, 1999). Ces enjeux concernent la composition forestière, l'âge des peuplements et l'état des massifs forestiers de ce territoire. L'étude de la composition forestière devrait permettre d'évaluer le degré d'enfeuillement et de rajeunissement des forêts de la RFL. Ces enjeux seront traités par l'analyse du portrait historique et actuel de la composition forestière, de l'âge des peuplements et des massifs forestiers de la Réserve.

Afin de compléter le portrait de la forêt primitive qui existe déjà pour la portion centrale de la Réserve Faunique des Laurentides (RFL) (Leblanc et Bélanger 2000), des documents historiques ont été retracés pour les parties est et ouest de la RFL non couvertes par cette précédente étude. En tout, cinq secteurs compris dans la RFL ont été trouvés et analysés, soit les secteurs Lower et Upper St-Anne, Batiscan, Charlevoix et Malbaie (Figure 1). En général, nous constatons que les cinq secteurs analysés sont généralement composés de peuplements résineux, principalement de vieilles sapinières, ce qui est en accord avec les résultats de l'étude portant sur la section du centre de la RFL effectuée par Leblanc et Bélanger en 2000.

1. Portrait historique de la RFL

1.1 Compilations des données forestières du temps des concessions

Comme les plans d'aménagement pour les premières cartes forestières du temps des concessions (Figure 2) n'étaient pas toujours disponibles mais nécessaires pour les compilations de données forestières, nous avons compilé l'information suivant l'approche du système d'informations forestières par tesselles (SIFORT) du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. Les points SIFORT ont été ajustés aux cartes forestières datant des concessions que nous avons scannées (Figure 3-4). Par exemple, les plans d'aménagement de la concession St-Raymond Paper sont inexistantes mais les cartes associées ont été retrouvées dans les archives de la Consolidated Paper Corporation Ltd. Cette méthode nous permet de ne choisir que les secteurs aménagés par la concession qui touchaient la RFL, alors que la plupart du temps, les plans et les compilations qu'ils contiennent prennent en compte les forêts à l'extérieur de la RFL. Difficile alors de soustraire l'information pour les secteurs situés dans les limites de la Réserve. Nous verrons en détail les proportions des superficies forestières occupées pour chacun des secteurs de la RFL occupés et détaillés par les concessions forestières de l'époque.

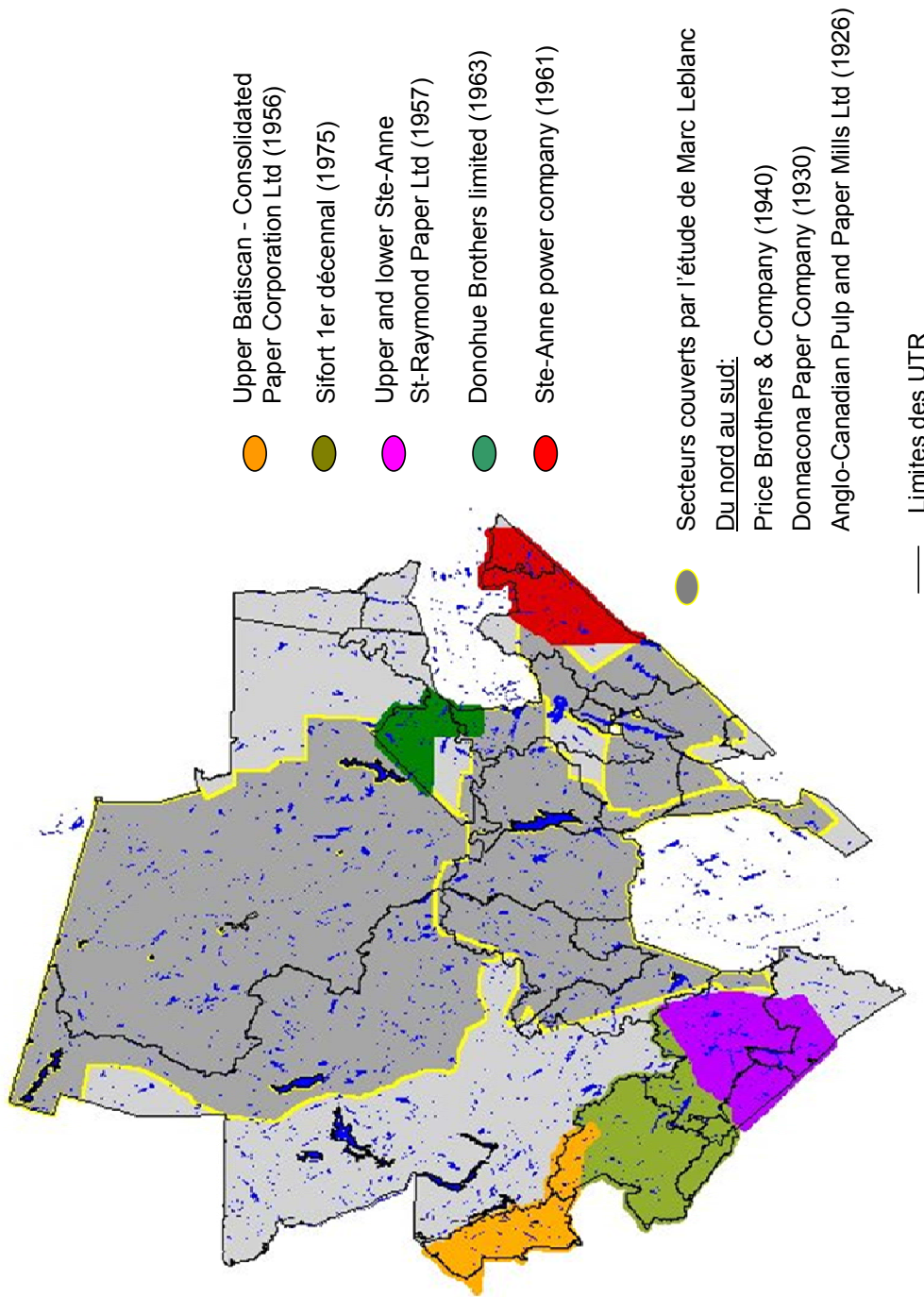


Figure 1. Secteurs vierges de la RFL couverts par les cartes forestières des concessions

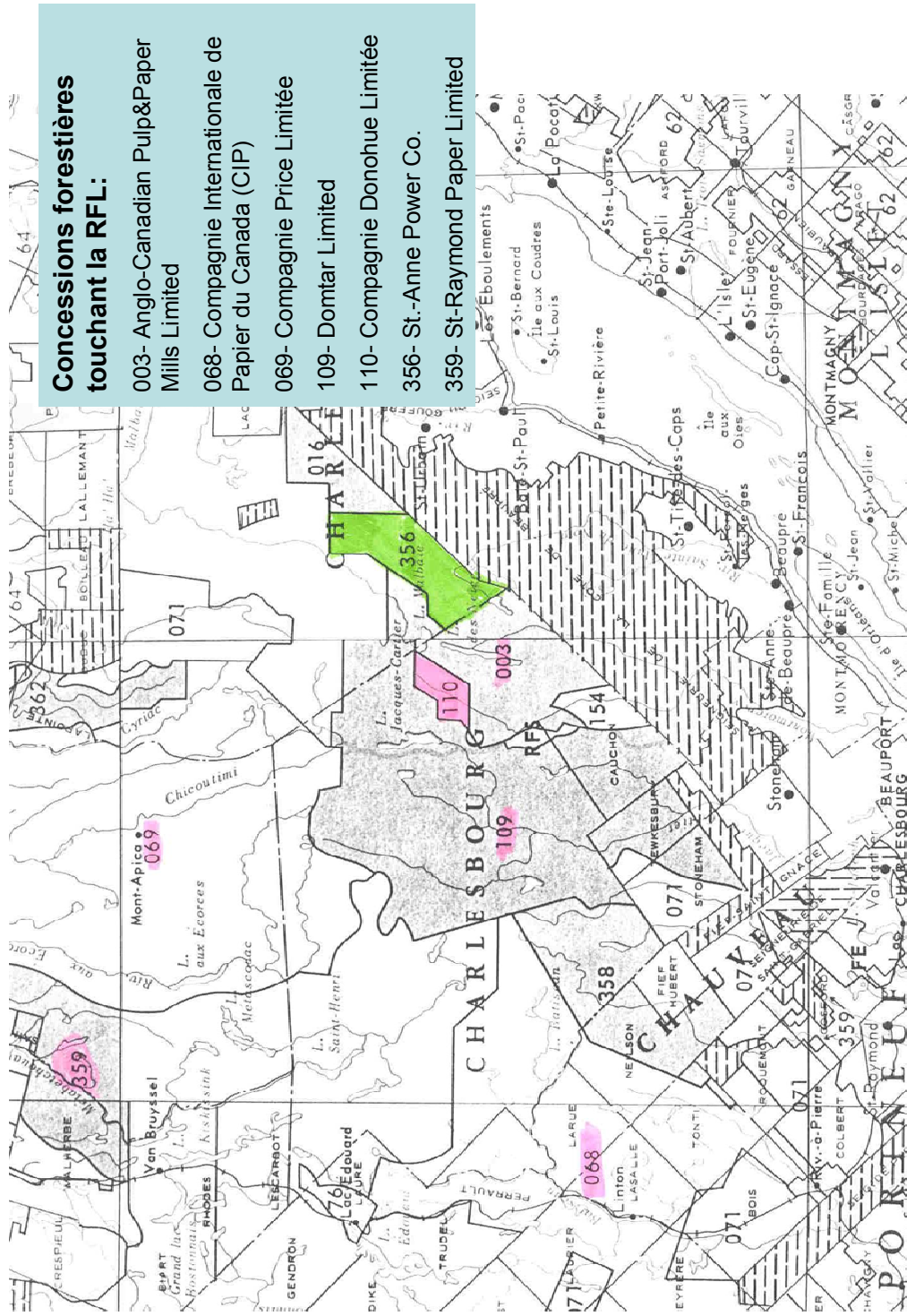


Figure 2 – Carte des concessions forestières

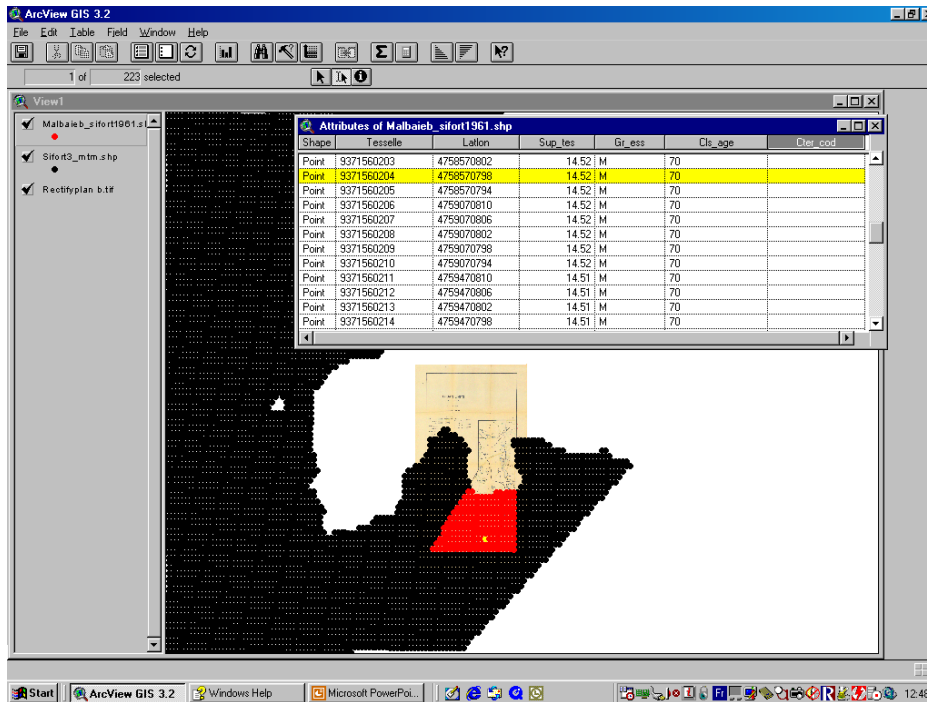


Figure 3. Exemple de superposition des cartes des concessions avec les centroïdes de Sifort pour la compilations des données forestières.

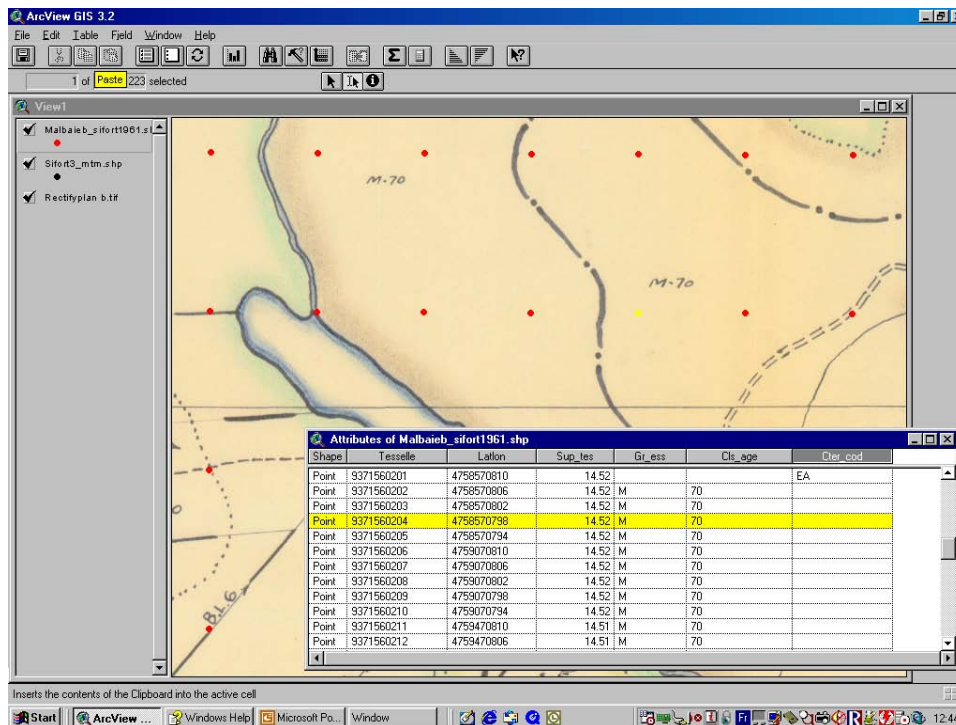


Figure 4. Exemple de superposition des cartes des concessions avec les centroïdes de Sifort pour la compilations des données forestières (suite de la figure 3).

St-Raymond Paper Ltd (1957) concessions Upper et Lower Ste-Anne (Figure 5)

La compagnie St-Raymond Paper Ltd oeuvrait en 1957 dans le secteur sud-ouest de la Réserve Faunique des Laurentides. Les cartes et données forestières recueillies couvrent un territoire de 29 984 ha dans la partie sud-ouest de la RFL.

La couverture forestière obtenue par la tessellation des vieilles cartes a été analysée afin d'obtenir les superficies relatives occupées par les différents types forestiers de cette époque. Il est alors possible de constater la dominance, avec de plus de 70% de la superficie forestière, de vieilles sapinières de type Hylocomnium-Oxalis de classe de fertilité 2 (HyOxII) âgées de 90-120 ans. Le reste de la superficie se divise entre des sapinières âgées de 30 à 70 ans (10 %) ayant été coupées dans les années 1945-52 et 1952-56 et portant également l'appellation HyoxII. Il est à supposer que ces superficies coupées correspondaient à de vieilles sapinières de type HyoxII étant donné qu'ils en portent l'appellation de composition et qu'elles dominent les autres secteurs cartographiés autour de ces blocs de coupes. Également, nous notons la présence de sapinières à bouleaux blancs de type Cornus-Oxalis de classe de fertilité 1 et de structure irrégulière (CoOxI UN) (Lafond, 1964). Bien qu'en faible proportion sur les cartes touchant la RFL, ils étaient cependant en plus grande abondance dans les secteurs voisins à l'ouest de la Réserve.

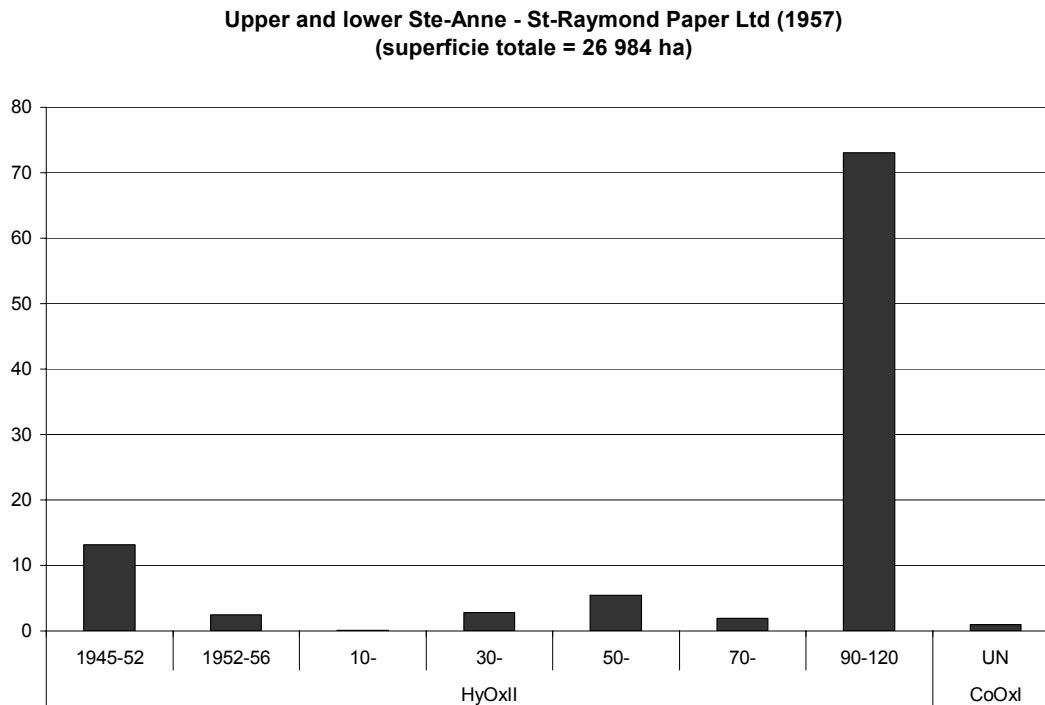


Figure 5.

Consolidated Paper Corporation Ltd (1956) concession Upper Batiscan (Figure 6)

En 1956, la compagnie Consolidated Paper Corporation Ltd exploitait une autre concession située dans la partie sud-ouest de la RFL au nord du lac Batiscan. Les vieilles cartes d'inventaires que nous avons utilisées pour les compilations forestières couvrent une superficie de 15 556 ha comprise dans la RFL.

Les compilations de classes d'âge pour cette concession ont été faites en regroupant dans une même classe d'âge les peuplements de 60 ans et plus, soit les classes d'âge de 70, 90 et 120 ans et une deuxième, correspondant aux classes d'âge de 10, 30 et 50 ans (Consolidated Paper Corporation Limited, 1959). L'analyse des superficies couvertes par les différents types forestiers montrent une couverture de plus de 50% de peuplements résineux (« Sw ») de 60 ans et plus. Les forêts mixtes de 60 ans et plus (« Mw ») sont aussi fortement représentées et couvrent près de 30% de la superficie forestière. Les

forêts feuillues couvrent près de 3 %. En se fiant à la table de production du plan d'aménagement de la compagnie, nous avons, par ordre d'importance de la composition forestière, le sapin (29%), l'épinette blanche (21%), l'épinette noire (14%), bouleau jaune (13%) et bouleau blanc (13%). Le 10% restant est composé d'érable, de hêtre, de peuplier et de pruche.

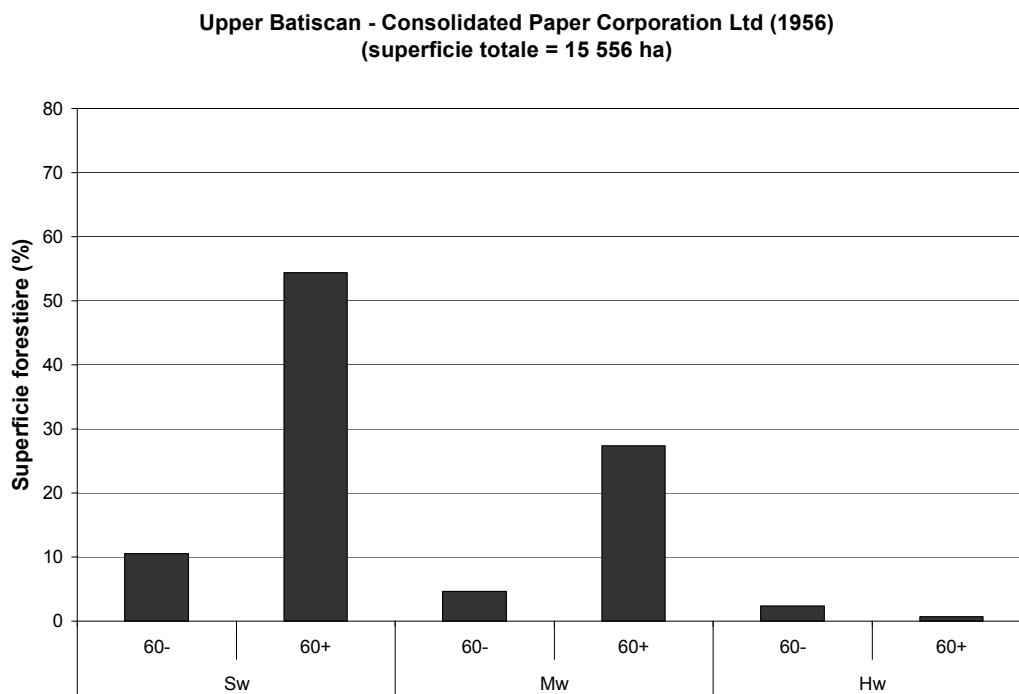


Figure 6.

Secteur vierge de l'unité de Portneuf (1975) Sifort 1^{er} décennal (Figure 7)

D'après l'historique des coupes réalisé par l'unité de gestion de Portneuf (Plan d'aménagement, 1982)) un secteur de forêt était encore vierge dans la partie sud-ouest de la RFL lors du 1^{er} inventaire décennal du MRN. Ce secteur vierge couvrait une superficie totale de 37 102 ha. Il est important de mentionner que les données de l'inventaire du 1^{er} décennal sont basées sur la photo-interprétation réalisée en 1975, suite à un épisode d'épidémie sévère de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et de plusieurs chablis ayant

perturbé le secteur entre 1945 et 1958. À l'époque de l'inventaire du 1^e décennal, l'âge des peuplement était comptabilisé en stade de développement soit ceux de régénération (R), jeune (J), mature régulière (MR), mature étagées (ME) et mature irrégulière (MI).

Ainsi, nous notons une dominance des jeunes forêts (77 %) dans une proportion de 39 % résineuses, de 25 % mixtes et 13 % feuillues. Les forêts résineuses matures présentent de leur côté des proportions variant autour de 10%. Finalement, les forêts mixtes et feuillues matures possèdent une proportion variant entre 5 à 10%. D'après les données forestières dans la base de données SIFORT, les sapinières sont présentes en proportion de 24%, les bétulaies blanches de 40%, les pessières noires de 16% et les bétulaies jaune de 11%.

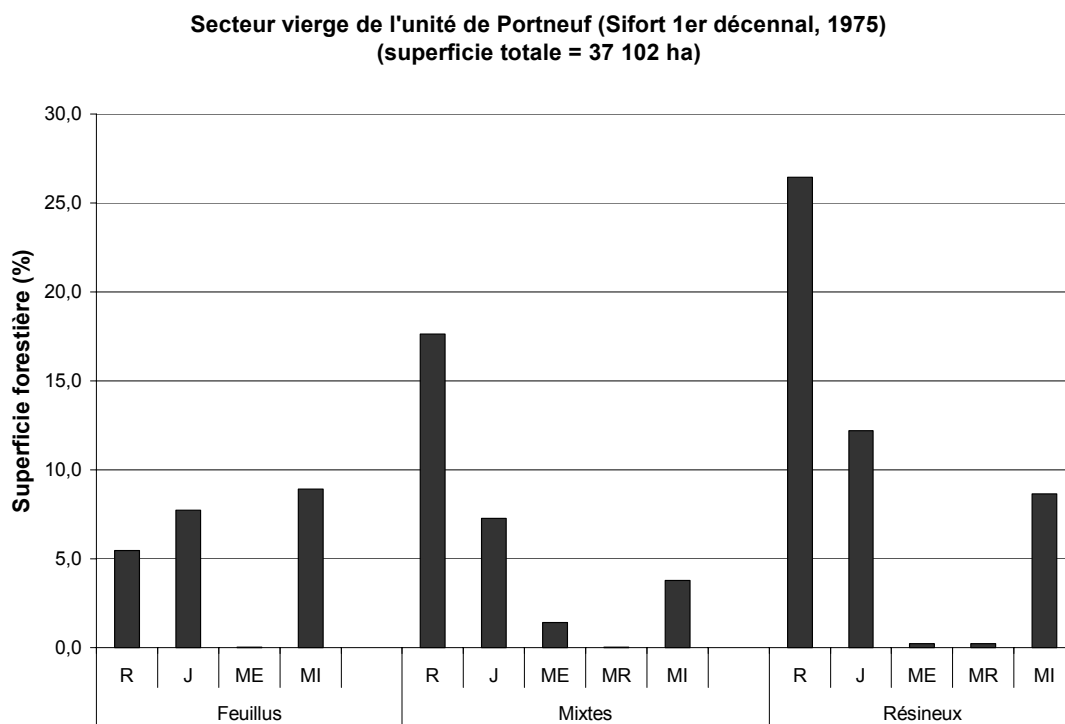


Figure 7.

Donohue Brothers limited (1963) Concessions Charlevoix (Figure 8)

La Donohue Brothers limited occupait le secteur est de la RFL dans la région de Charlevoix. Les cartes d'inventaires forestiers de la concession et utilisées pour la tessellation couvraient une superficie de 9 277 ha située dans les limites de la RFL.

L'analyse de la couverture relative des différents types de forêts présentes à l'époque dans ce secteur démontre une dominance de la forêt résineuse (52 %) dans la classe d'âge de 90 ans. Les forêts résineuses de 70 ans, les forêts mixtes de 90 ans et les forêts feuillues de 70 ans présentent des proportions variant autour de 10%. En se fiant au table de production du plan d'aménagement de la compagnie, nous avons, par ordre d'importance de la composition forestière, le sapin (35%), l'épinette noire (30%), le bouleau blanc (27%) et le tremble (4%). Le 10% restant est composé d'épinette blanche et de pin gris.

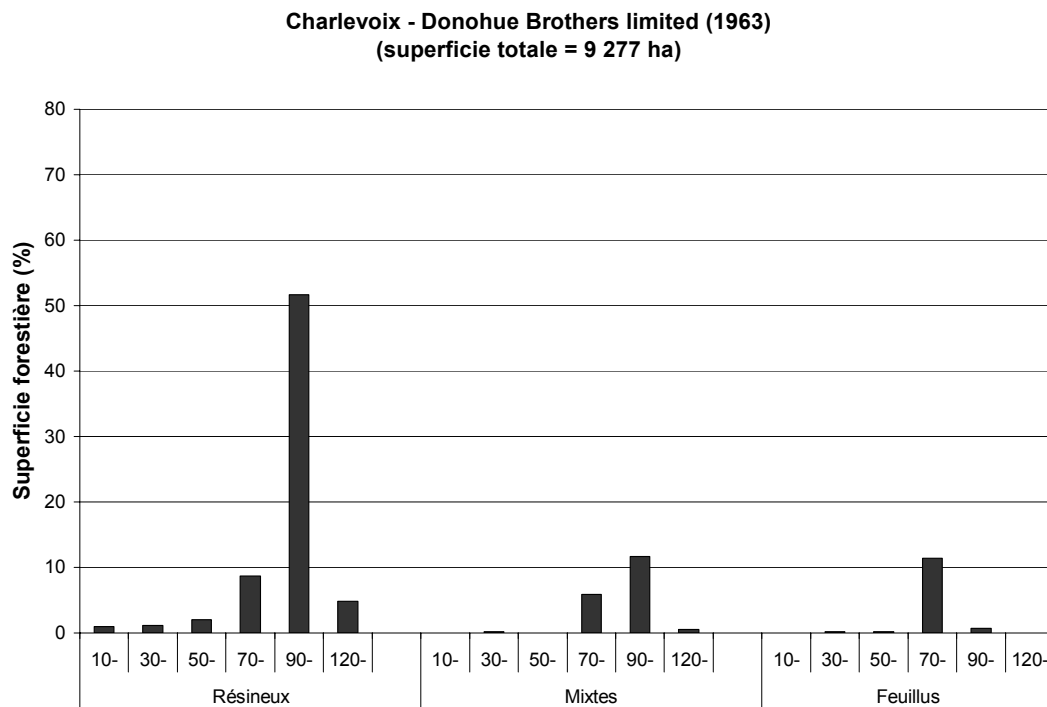


Figure 8.

Saint-Anne Power Company (1961) Secteur Malbaie (Figure 9)

La compagnie forestière oeuvrant dans le secteur Malbaie occupait un territoire de 16 536 ha en 1961. La composition en forêt mixte de 50 ans dominait le territoire à cette époque avec près de 20% de la superficie totale du secteur. La strate résineuse de 90 ans co-dominait. Les forêts feuillues semblent tant qu'à elles inexistantes dans ce secteur de la Réserve Faunique des Laurentides. Les essences des peuplements résineux sont décrites dans le plan d'aménagement (St-Anne Power Company, 1950) et indique une proportion de 60% en sapin et 40% d'épinette noire. Les essences feuillues ne sont pas décrites. Les informations contenues dans les tables de production du plan d'aménagement de la compagnie, nous donne, par ordre d'importance de la composition forestière, le bouleau et le peuplier (38%), les épinettes noire et blanche (non dissociées) (32%) et le sapin (30%).

En général, nous constatons que les cinq secteurs cartographiés et analysés par tessellation sont généralement composés de peuplements résineux, principalement de vieilles sapinières, ce qui es en accord avec les résultats de l'étude portant sur la section du centre de la RFL effectuée par Leblanc et Bélanger en 2000.

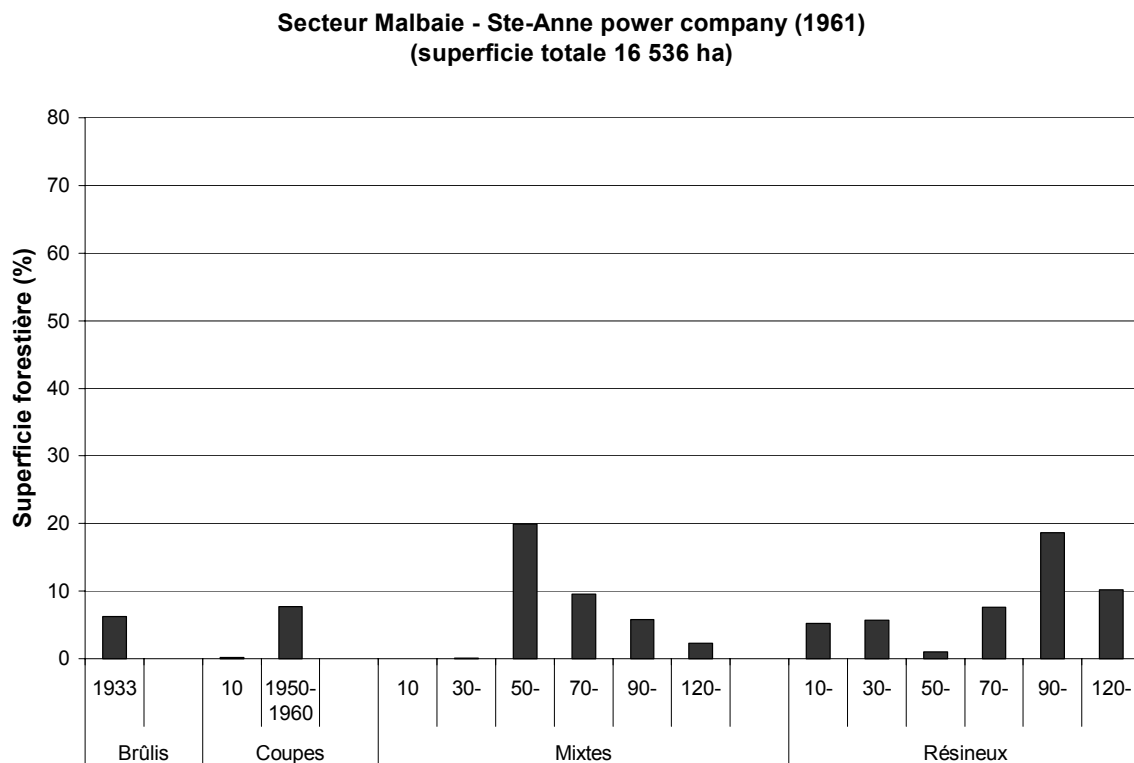


Figure 9.

1.2 Potentiel écologique de la RFL

La connaissance du potentiel écologique du territoire permet de mieux prédire les successions forestières des peuplements soumis à une perturbation. En dressant un portrait plus détaillé du potentiel écologique par secteur d'intervention nous serions en mesure d'élaborer des stratégies d'aménagement plus adapté aux objectifs de composition qui seront fixés suite au portrait actuel. Nous présentons ici brièvement le portrait du potentiel écologique à l'échelle de la RFL afin de fournir quelques pistes de réflexions.

La figure 10 présente le type de relief et la répartition des principaux types écologiques de la RFL (selon Sifort 3^e décennal). La majeure partie du territoire de la Réserve est située dans la région écologique 5eT et la sous région 5eS au centre-est de la RFL. La

partie de la RFL couverte par ces deux régions est formée principalement de hautes collines et de monts. Les districts aux altitudes les plus élevées se situent dans la sous-région 5eS (Blouin et Berger 2004). Les collines aux altitudes plus basses se concentrent dans la partie nord-ouest, dans les régions écologiques 5dM, 5dT, 5cM. Les principaux types écologiques (Annexe 1) ont été regroupés par végétation potentielle pour la confection des trois cartes thématiques (Figure 10). Les types écologiques dominants dans le territoire sont RS22, MS22 et RE21 représentant respectivement 15,5%, 36% et 2,7 % de la superficie forestière. Les végétations potentielles de types sapinières à épinette noire sont surtout en abondance dans le centre de la RFL et au sud du Parc des Grands-Jardins. Les sapinières à bouleau blanc (MS2) se concentrent dans toute la partie ouest de la RFL. Finalement, de plus petites concentrations de pessières noires à mousses ou à éricacées (RE2) s'observent à différents endroits, particulièrement à l'extrémité nord-ouest. On note la faible représentation de ces trois types de végétation potentielle dans les districts situés au nord-ouest du Parc des Grands-Jardins plutôt composés de sapinières montagnardes (ex. RS42 et MS42).

Concernant l'enjeu de composition qui est à la base de ce rapport, la répartition du type écologique mixte de la sapinière à bouleau blanc nous permet de prédire que les successions forestières probables suite à des perturbations majeures auront tendance à passer par le développement de forêts davantage mixtes ou feuillues dans l'ouest de la RFL. En contre partie, les conditions plus montagnardes du centre-est favoriseraient plutôt le maintien du couvert résineux suite à des perturbations sévères.

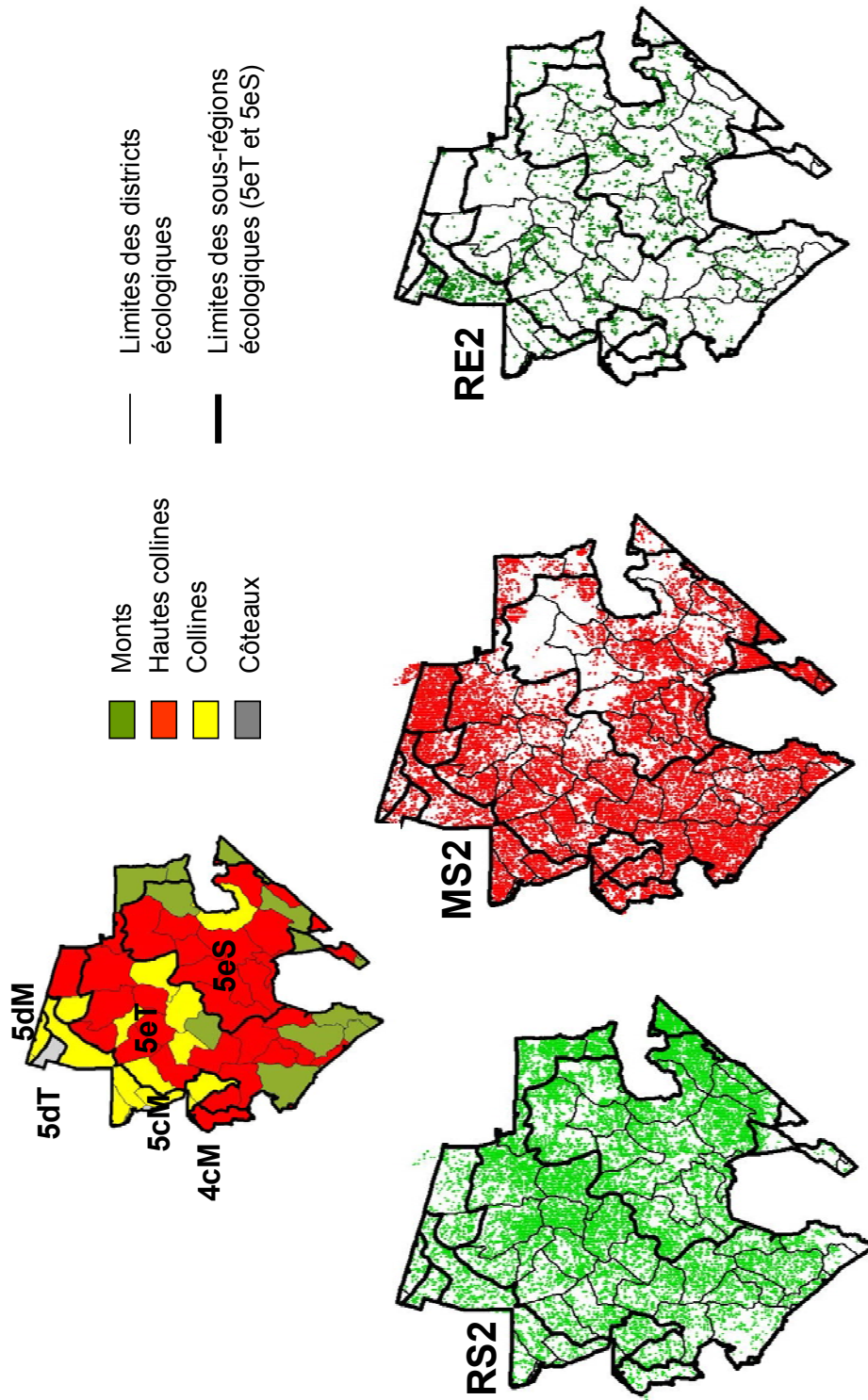


Figure 10. Répartition des principaux types écologiques en fonction des districts écologiques et sous-régions écologiques de la RFL

1.3 Historique des perturbations

Historique des Feux

L'historique des feux de 1920 à 2005 a été réalisé à partir des bases de données fournies par le ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (Direction de la protection des forêts). Les épisodes de feux sont numérisés sous forme de polygones ou de points selon la taille et regroupés par décennie (Figure 11). Les feux ayant couvert plus de 15 ha sont représentés par des polygones alors que ceux de moins de 15 ha se retrouvent sous forme de points, localisant le point d'allumage. Dans la décennie de 1920 à 1929, plus de 30 000 ha de forêt sur le territoire de la Réserve ont été brûlés. D'autres grands feux ont été répertoriés dans les années 1930-1939, 1940-1949 et 1990-1999 (Tableau 1). Pour la plupart, les causes à l'origine de la perturbation ne sont pas connues. Au total, depuis 1920, 66 000 ha de forêt ont brûlés et, durant cette période, la superficie maximal d'un feu à l'intérieur de la Réserve a été de 16 228 ha.

Certaines parties de la Réserve, situées au Nord-ouest et au centre ouest de la réserve, ont été soumises à la présence de grands feux à trois reprises, soit en 1921, 1944 et 1990. Pour ce qui est de la région de Charlevoix, peu de feux ont touché le territoire utilisé pour le portrait historique et aucun grand feu n'a affecté la dynamique naturelle de cette région depuis 1920.

Même si le feu affecte certaines régions de la Réserve, il est possible de dire que le feu ne représente pas une perturbation naturelle de première importance dans le territoire à l'étude. De plus, nous pouvons supposer qu'une partie de ces feux sont d'origine anthropique dû au fait que le territoire ait été fortement utilisé depuis la colonisation et de la présence du réseau ferroviaire (Leblanc et Bélanger, 2000).

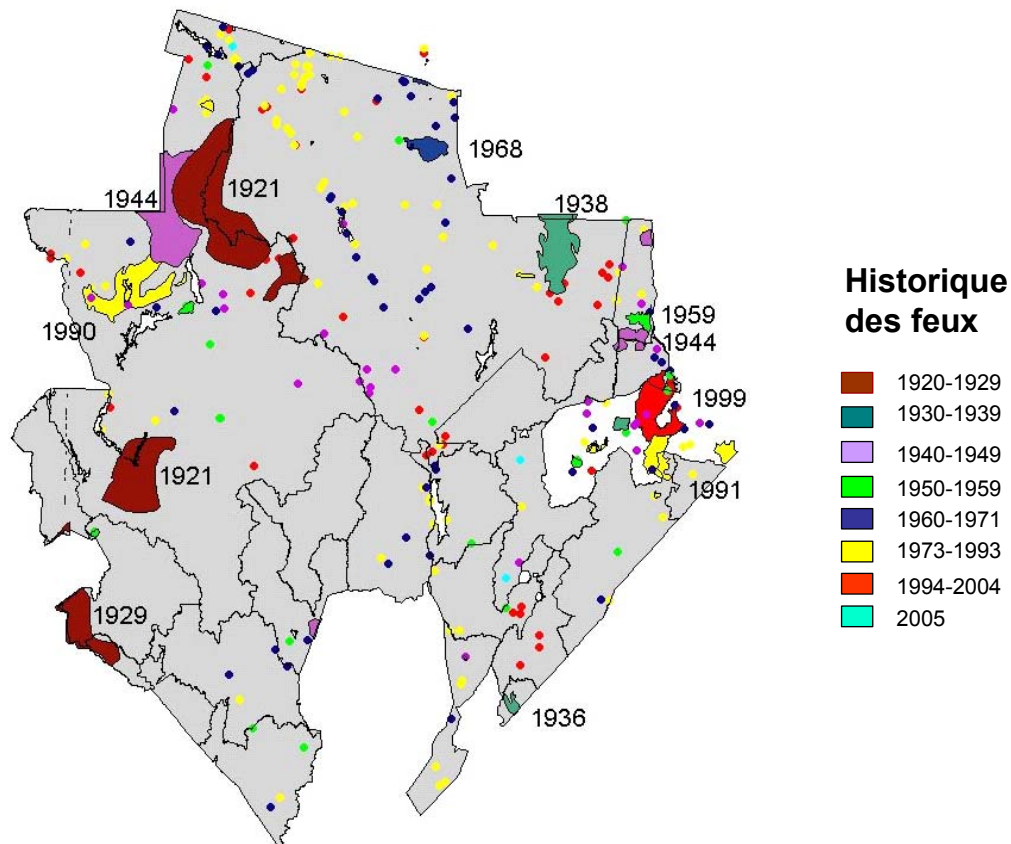


Figure 11. Répartition spatiale et temporelle des feux ayant touché la RFL depuis 1920. Les feux de plus de 15 ha sont représentés par des polygones.

Tableau 1. Compilations des épisodes de feux survenus dans la RFL de 1920 à 2005.

Décennie	N	Superficie totale (ha)	Superficie moyenne	Superficie minimale	Superficie maximale	Écart-type
1920-29	4	30997,132	7 749,3	1 930,5	16 228,4	6 192,7
1930-39	3	5835,588	1 945,2	80,7	5 282,8	2 897,0
1940-49	24	12194,68	508,1	0,0	9 557,4	1 946,7
1950-59	20	1945,04	97,3	0,0	665,1	182,0
1960-69	36	1659,02	46,1	0,0	1 497,3	249,7
1970-79	42	54,8	1,3	0,0	24,3	4,7
1980-89	46	445,0	9,7	0,0	147,0	29,9
1990-99	53	12890,5	243,2	0,0	6 160,2	1 037,4
2000-2005	9	14,9	1,7	0,0	6,9	2,7
1920-2005	237	66 036,6	278,6	0,0	16 228,4	1 485,2

Historique et étendue spatiale de la défoliation par la TBE

La Réserve Faunique des Laurentides est soumise à un régime de perturbation dominé par les épidémies de tordeuses de bougeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)). Depuis les années 1940, deux épidémies sévères ont affecté le territoire (Blais, 1983, Leblanc et Bélanger, 2000). En suivant l'évolution spatiale de la défoliation, nous cherchions à démontrer si certains secteurs avaient tendance à être plus affectés que d'autres.

Le suivi de l'évolution spatiale des zones affectées par la TBE de 1938 à 2005 a été réalisé à partir des bases de données fournies par le ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (Direction de la protection des forêts). Les épisodes d'épidémies de TBE pour la province de Québec ont été compilés par tessellation, le territoire ayant été divisé en carreaux de 5 minutes par 5 minutes (environ 5775 ha). Pour chaque carreau et selon l'année (1938 à 2005), une classe de sévérité est associée (0=absence; 1=légère ; 2=modérée ou sévère). Cette classification reflète l'état de défoliation par relevé aérien et correspond au taux suivant : légère = 1 à 35 % de perte de la pousse annuelle, modéré = 36 à 70 % et sévère = 71 à 100% de la perte de la pousse annuelle. Dans la base de données fournie par le ministère, les classes modérée et sévère sont regroupées. Cette couverture du territoire permet de suivre l'évolution et la répartition spatiale des épidémies d'année en année. L'étendue du territoire touché par les épidémies modérées à sévères est présentée à l'échelle de la décennie (Figure 12).

Pour la décennie 1940, les premières zones touchées par une défoliation modérée à sévère ont été observées en 1944. Jusqu'en 1959, différents secteurs de la RFL ont été affectés à différents moments. Aucune zone n'a été affectée par des épidémies sévères ou modérées au courant des années 1960. Puis, les zones affectées recommencent à être observées dès le début des années 1970 et ce, jusqu'à la fin des années 1980. Les zones en gris correspondent à des secteurs non affectés par une défoliation modérée ou sévère au courant des décennies touchées. Par contre, ces zones étaient plus souvent qu'autrement affectées alors par une défoliation légère. Une défoliation légère semble d'ailleurs

affecter continuellement le territoire en dehors des périodes d'épidémies modérées à sévères.

Malgré que les zones affectées se déplacent d'année en année, nous constatons que lorsque les épidémies modérées et sévères débutent, la presque totalité du territoire de la RFL sera touchée à l'intérieur d'une décennie.

Ainsi, il est possible de dire que les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette joue un rôle de première importance dans la dynamique naturelle de ce territoire constamment soumis à ses effets sur la composition et le rajeunissement des forêts. Si l'on tient compte des impacts des épidémies sur la mosaïque forestière tels que décrits par Leblanc et Bélanger (2000) à la forêt Montmorency et dans le secteur Portneuf ici à l'étude (p. 8-9), la mortalité suite à des épidémies modérées et sévères peut varier entre 39,8 % et 77 % respectivement. Il est à noter que les deux dernières épidémies ont été très sévères par rapport aux dernières ce qui peut expliquer ce fort taux de mortalité.

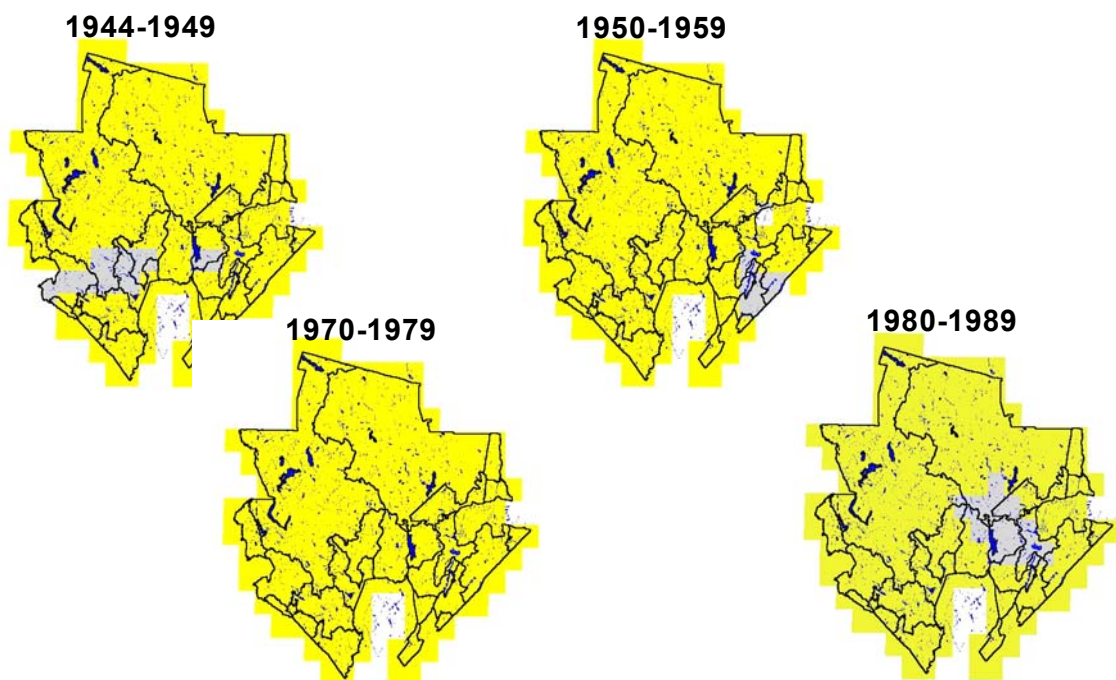


Figure 12. Répartition spatiale des épidémies sévères de la TBE (en jaune) dans la RFL depuis 1938 (Décennies les plus touchées).

2. Portrait forestier actuel de la RFL

2.1 Bases de données

Nous avons utilisé les données SIFORT de l'inventaire du 3^e décennal du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune pour dresser le portrait forestier actuel de la RFL. L'inventaire du 3^e décennal a été réalisé à partir de trois séries de photos aériennes prises en 1990, en 1991 et la troisième en 1996 et ont été utilisées pour la photo-interprétation de la partie sud-est, nord et sud-ouest de la Réserve (Figure 13).

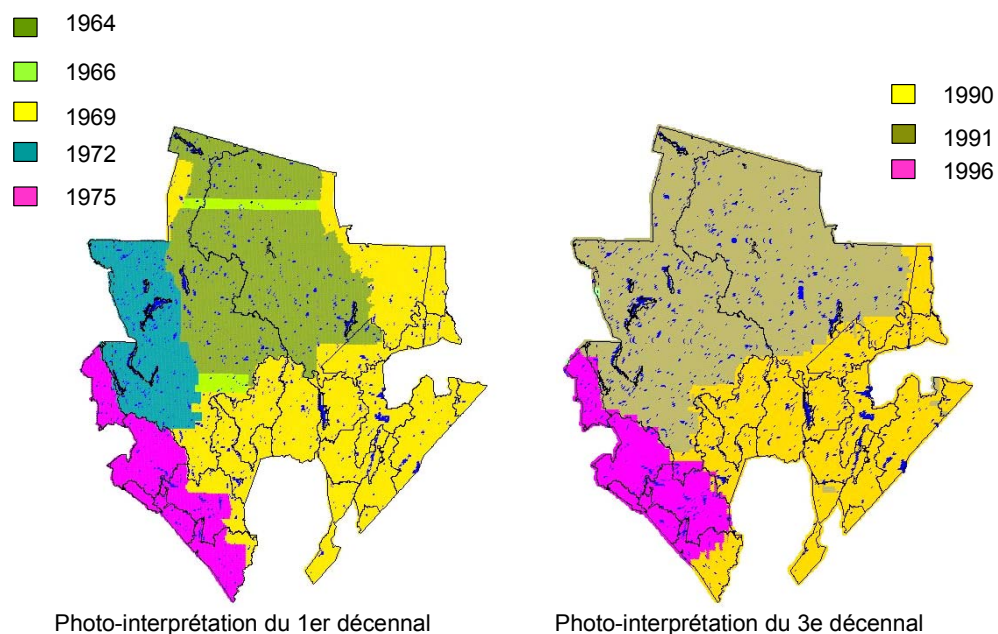


Figure 13. Périodes de prises de photos aériennes ayant servi à la photo-interprétation lors des inventaires du 1er et du 3e décennal de la RFL

Mises à jour des perturbations / superficies en régénération

Les perturbations survenues depuis la création de la base de donnée ont été mises à jour en superposant les polygones de perturbations datés de 1991-2004 (colonne « Pert_an_ori ») provenant d'une base de données appelé Système d'Information Écoforestière (SIEF) mise à jour par la SEPAQ en 2004. Les centroïdes des points SIFORT inclus dans ces zones ont été recodés comme peuplements en régénération (« Cls_age » = ''').

Taux d'actualisation des classes d'âge

Le portrait de la forêt actuelle est réalisé avec les informations écoforestières disponibles dans la base de données de l'inventaire du 3^e décennal. Comme mentionné précédemment, la photo interprétation à la base de cet inventaire a été réalisée à partir de photos aériennes prises à trois différentes années soit 1990, 1991, 1996. Or depuis cet inventaire, une certaine proportion des peuplements ont changé de classes d'âge. Afin d'en tenir compte, un taux d'actualisation a été établi à partir des données d'âge des arbres-études des placettes-échantillons temporaires. D'abord l'âge moyen de chacune des 2 483 placettes-échantillons a été déterminé en calculant la moyenne des trois arbres-études échantillonnés par placette à l'aide du logiciel SPSS 12.0. Une nouvelle matrice comportant l'âge moyen et la classe d'âge attribuée à l'époque par placette a été créée. Cet âge moyen a été vieilli de 9, 14 ou 15 ans selon l'année de l'inventaire (1990, 1991 ou 1996). Pour chacune des placettes, une nouvelle classe d'âge a été assignée selon ce nouvel âge. Un pourcentage de placettes ayant changées de classes d'âge a été déterminé. Il est assumé que les placettes-échantillons temporaires soient représentatives de la diversité des classes d'âge que l'on retrouve à l'échelle de la RFL et ainsi que ce même taux de changement puissent s'appliquer à l'ensemble des peuplements de la RFL via l'inventaire du 3^e décennal.

Le taux d'actualisation calculé pour les classes d'âges 30, 50, 70, 90 ans est de respectivement, 80%, 66%, 64% et 64%. Par exemple, 66% des peuplement de classes

d'âge de 50 ans dans l'inventaire du 3^e décennal peuvent maintenant être considérés comme étant des vieux peuplements (Tableau 2). Ce taux d'actualisation des classes d'âge a été intégré aux compilations des données forestières pour le portrait actuel de la Réserve et seront discutés.

Tableau 2. Taux d'actualisation des classes d'âge des peuplements de la RFL

Classes d'âge	nbr. Placettes temporaires 1990		nbr. Placettes temporaires 1991		nbr. Placettes temporaires 1996		Totales		Taux
	Total	À changer (si Cls_age += 6, 26, 46, 66, 86)	Total	À changer (si Cls_age += 7, 27, 47, 67, 87)	Total	À changer (si Cls_age += 12, 32, 52, 72, 92)	Total	À changer	%
10 (0-20)	70	66	298	225	4	1	372	292	78,49
30 (21-40)	289	243	285	217	34	28	608	488	80,26
50 (41-60)	378	283	198	111	44	15	620	409	65,97
70 (61-80)	341	242	119	65	26	6	486	313	64,40
90 (81-100)	216	148	41	22	16	4	273	174	63,74
120 (101+)	93	ns	20	ns	11	ns	124	ns	ns

2.2 Les grands types de couvert forestier

Nous présenterons dans cette section les proportions de superficies des différentes essences de trois grands types de couvert forestier (résineux, mixtes, feuillue) retrouvées dans la Réserve Faunique des Laurentides selon les données SIFORT du troisième décennal. Pour l'ensemble de la Réserve et pour chaque type de couvert forestier, les histogrammes correspondant sont présentés (Figure 14 et 15). Tout d'abord, en forte proportion, les forêts résineuses couvrent 41,4 % de la Réserve. Viennent ensuite les forêts mixtes avec 23,2 % et les forêts de feuillues, représentant 13,7 % du territoire. Les superficies ayant fait l'objet de récentes perturbations (nd) occupent 21,7 % du total de la Réserve. Ces perturbations sont en majorité les conséquences d'activités de coupes totales, de coupes avec protection de la régénération, d'épidémies sévères ou de brûlis.

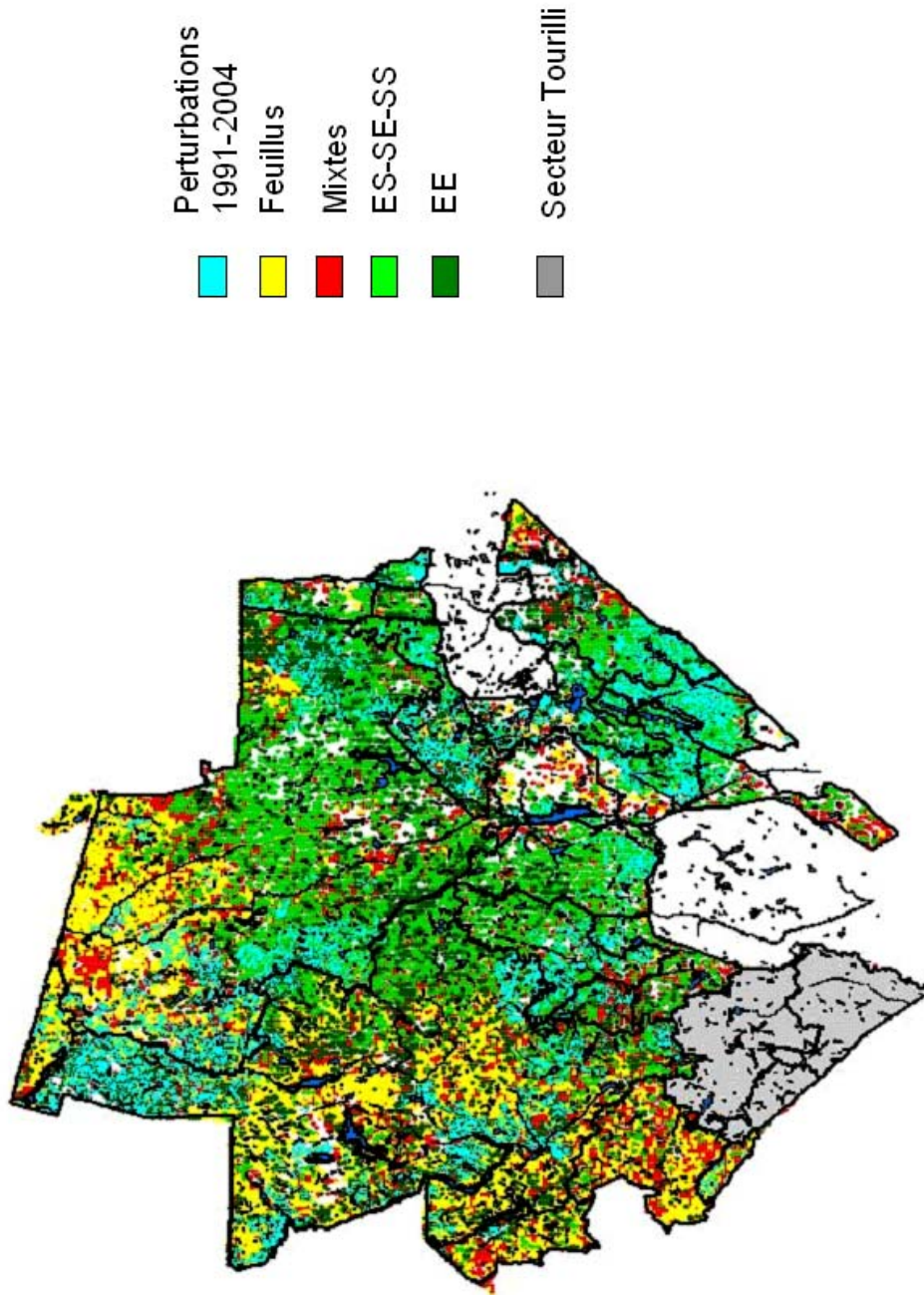


Figure 14. Répartition des principaux types de couvert forestier présents sur le territoire de la RFL

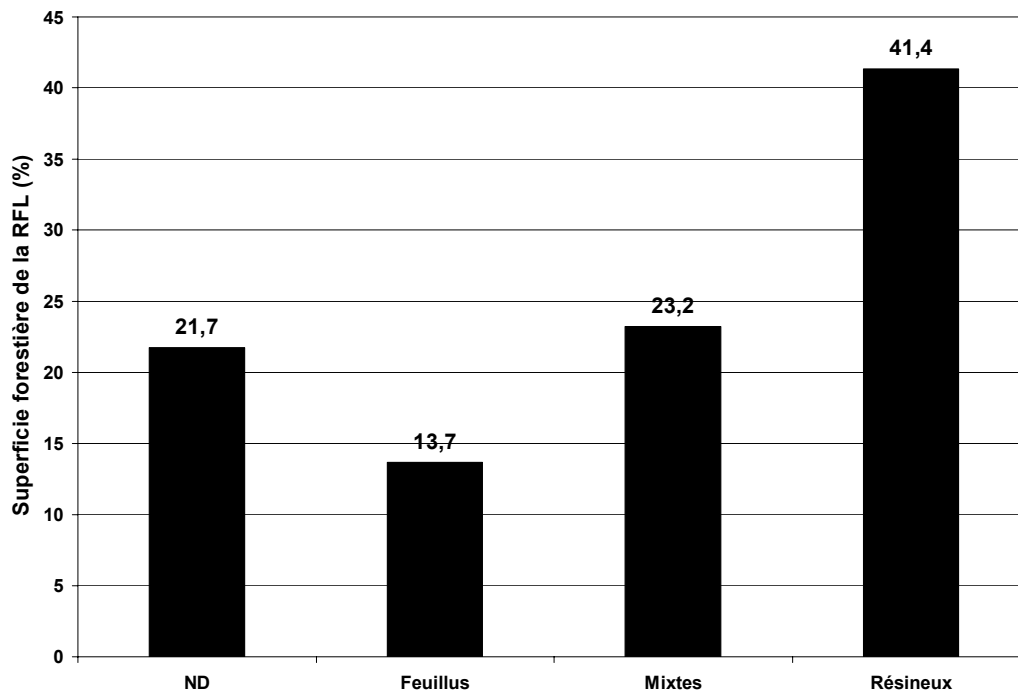


Figure 15. Principaux types de couvert forestier de la RFL.

Les compositions de ces forêts peuvent être décrites plus en détail en présentant la proportion des essences dominantes (Figures 16 à 18). Tout d'abord, les forêts feuillues sont fortement caractérisées par la présence du bouleau blanc, soit en proportion de 10 % de la superficie forestière totale de la RFL. Notons aussi la présence de peuplements mixtes de bouleau blanc et de peupliers ainsi que de peupleraies pures (2 %). La proportion de superficie touchée par des perturbations récentes est faible, soit de 1,2 %.

Les forêts mixtes sont quant à elles plus diversifiées par la présence entre 3 et 5 % de bétulaie blanche à sapin, de sapinière à bouleau blanc et de bétulaie blanche à épinette. Il est à noter la part importante de superficie affectée par des perturbations récentes, soit de 6 % des forêts mixtes de la Réserve.

Finalement, les forêts résineuses présentent une double majorité dans une proportion de 11 % en pessière noire et pessière à sapin. Les sapinières sont quant à elles présentent dans une forte proportion de près de 8 %. Encore une fois, les superficies relatives à des perturbations récentes occupent une part importante, soit de 10 % des forêts résineuses de la Réserve.

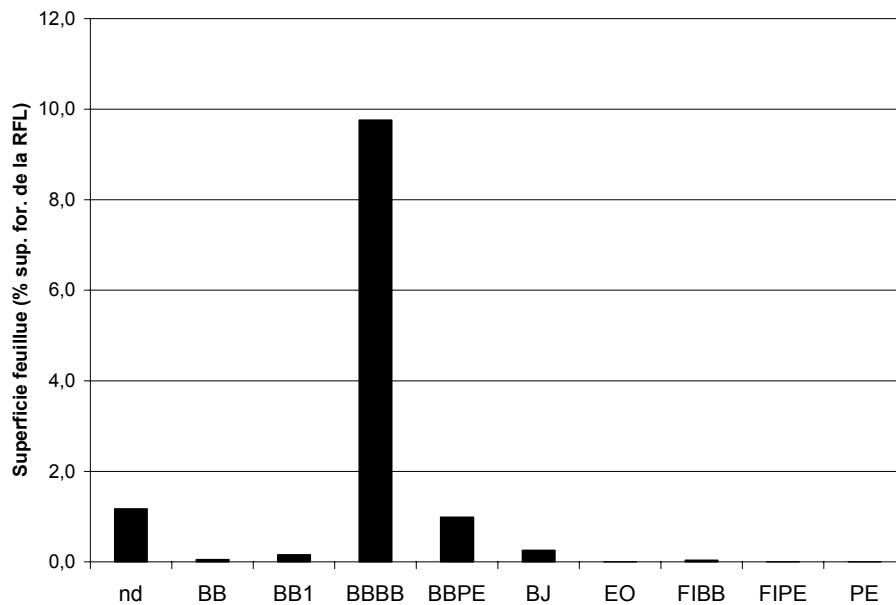


Figure 16. Principaux groupements d'essences feuillus

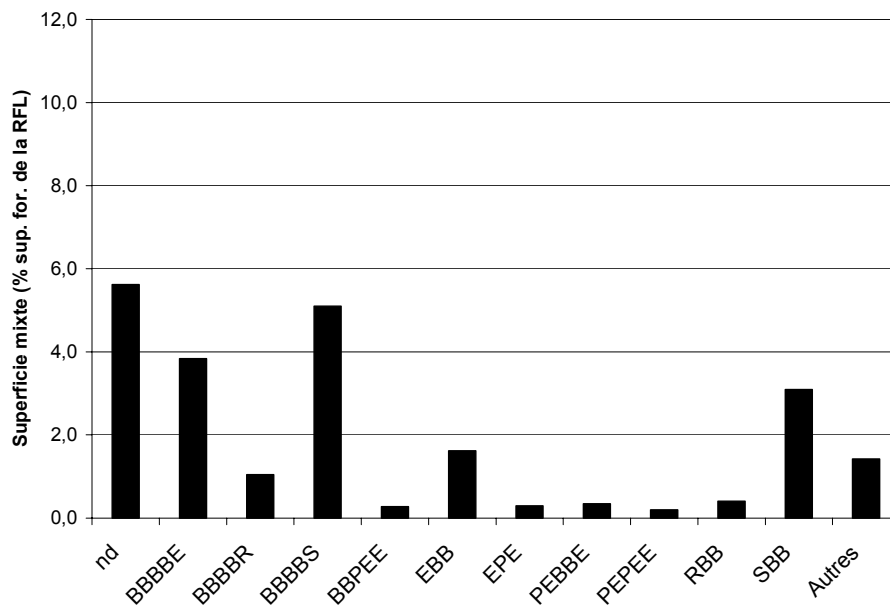


Figure 17. Principaux groupements d'essences mixtes

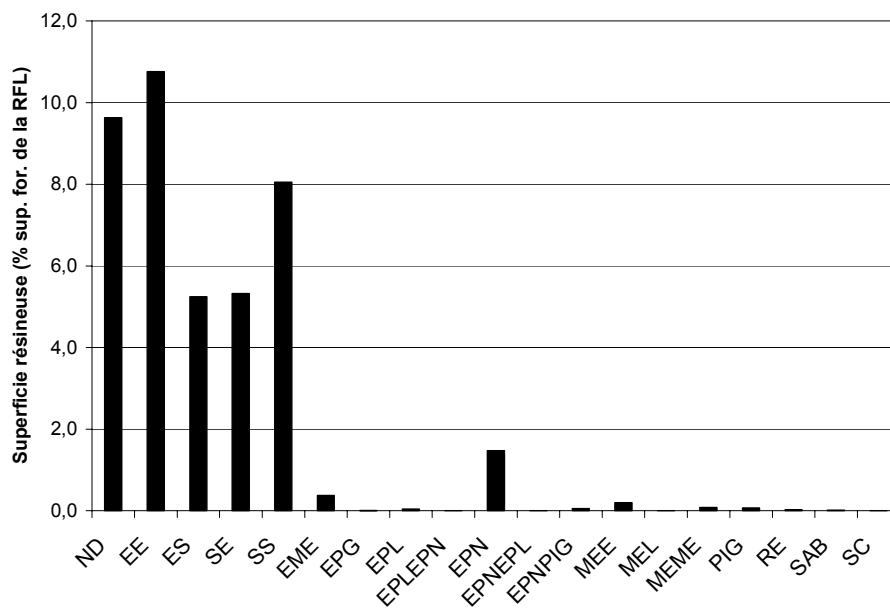


Figure 18. Principaux groupements d'essences résineuses

2.3 La répartition des classes d'âge

La répartition des superficies occupées par les différentes classes d'âge (Carte de la Figure 19) selon chaque type forestier est présentée sous forme d'histogrammes. Pour la forêt feuillue de la Réserve Faunique des Laurentides (Figure 20), nous pouvons voir que la classe d'âge la plus fortement représentée est celle, équiennne, de 50 ans et cela dans une proportion de 5,3 %. Les vieux peuplements feuillues de 70 ans et plus représentent 6 % de la superficie de la Réserve.

Pour ce qui est des forêts mixtes (Figure 21), la répartition des classes d'âge dominantes se présente de la manière suivante, soit avec une proportion de plus de 9 % pour la classe d'âge de 50 ans et les vieux peuplements de 70 ans et plus représentent 8 % de la superficie totale.

Les forêts résineuses de la Réserve Faunique des Laurentides (Figure 22) présente une majorité de classe d'âge de 50 ans dans une proportion de 13 %. Les peuplements de 70 ans et plus sont présents une proportion de plus de 21 %.

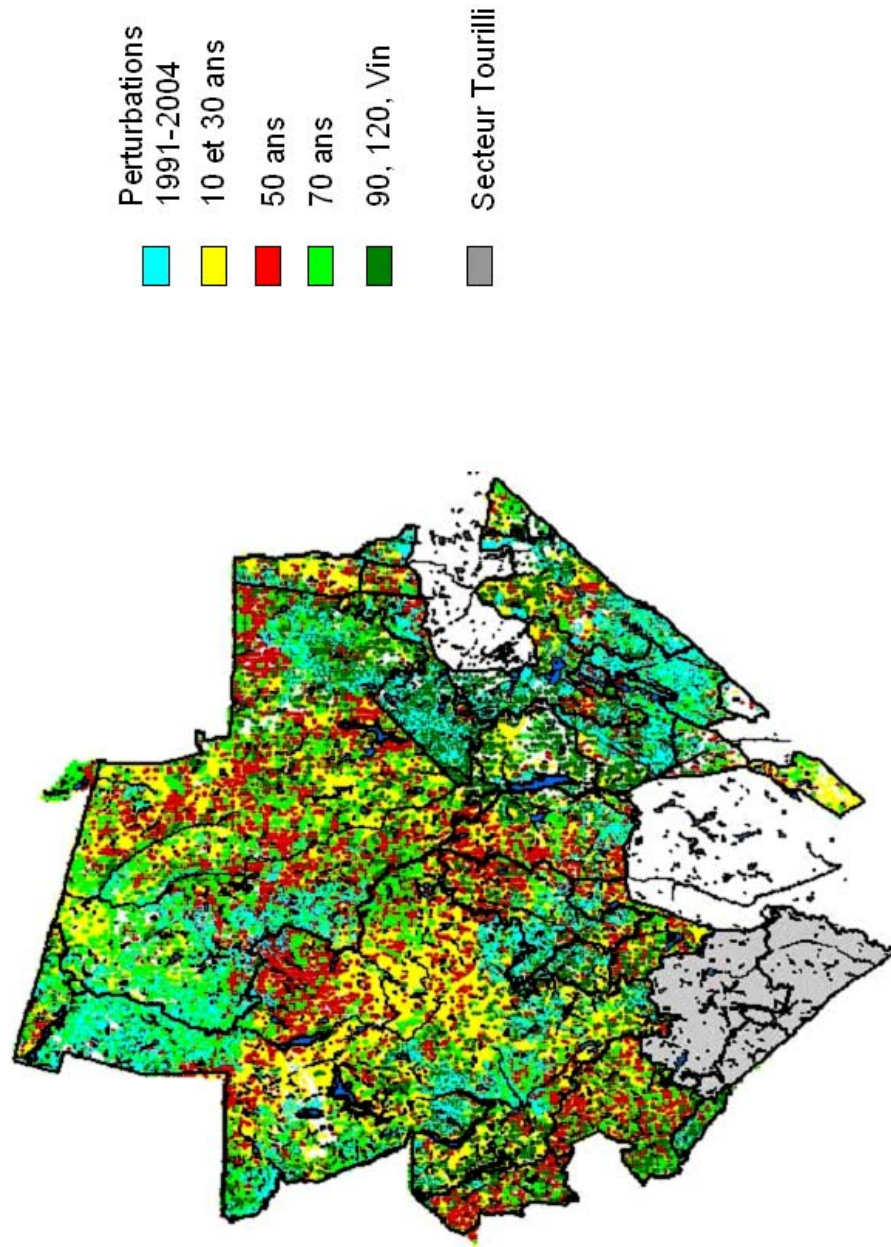


Figure 19. Répartition des classes d'âges sur le territoire de la RFL

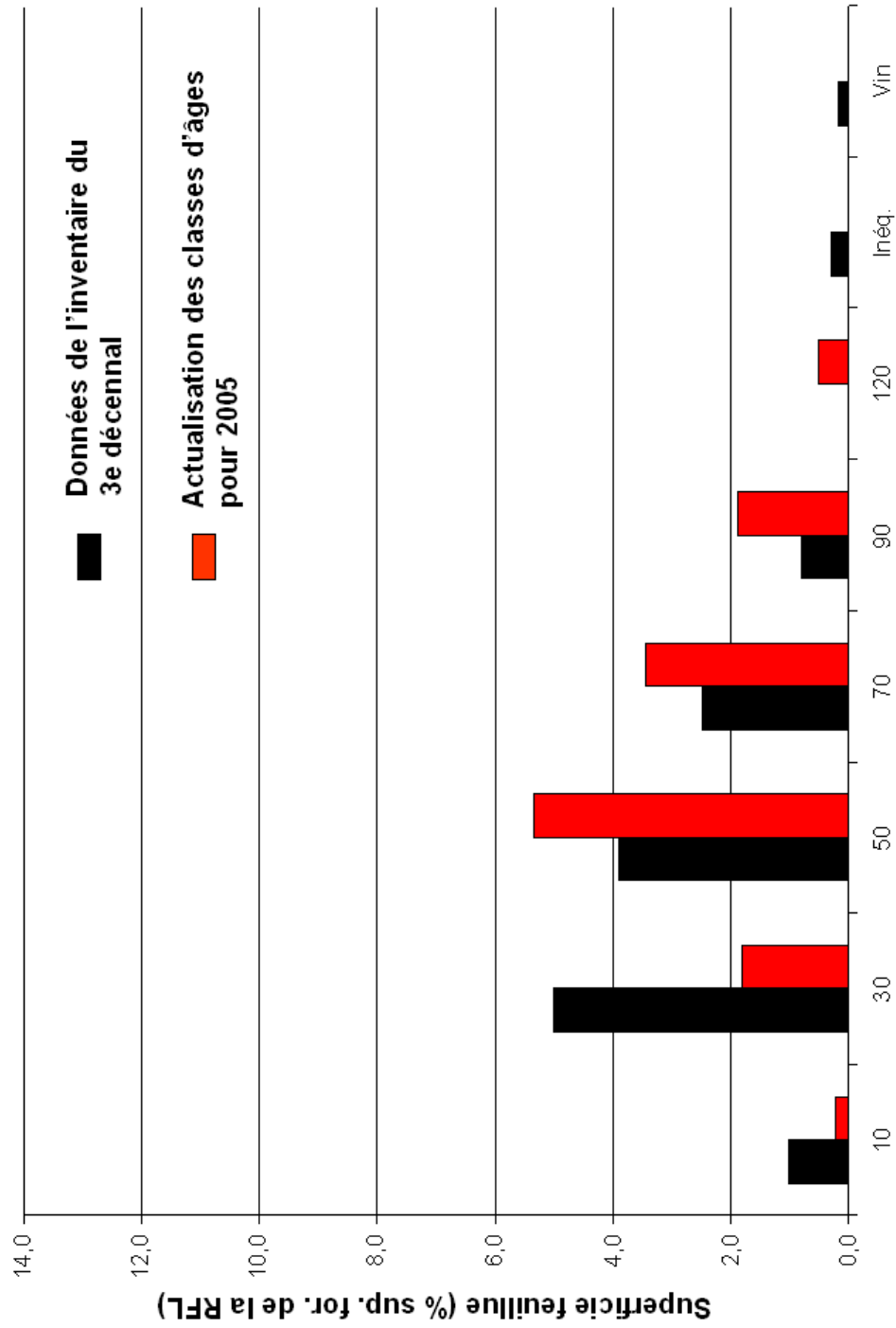


Figure 20. Répartition des classes d'âges des forêts feuillues

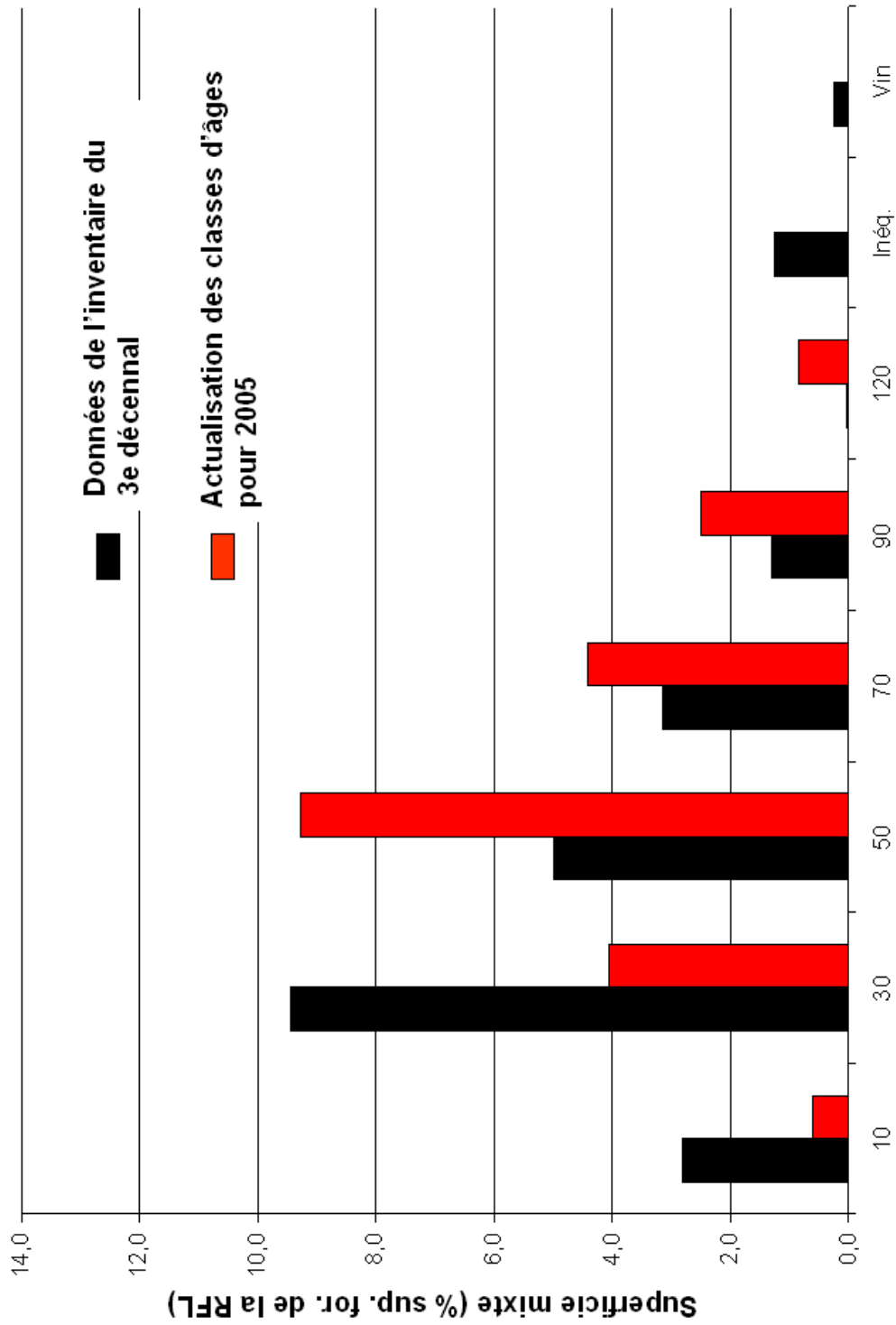


Figure 21. Répartition des classes d'âges des forêts mixtes

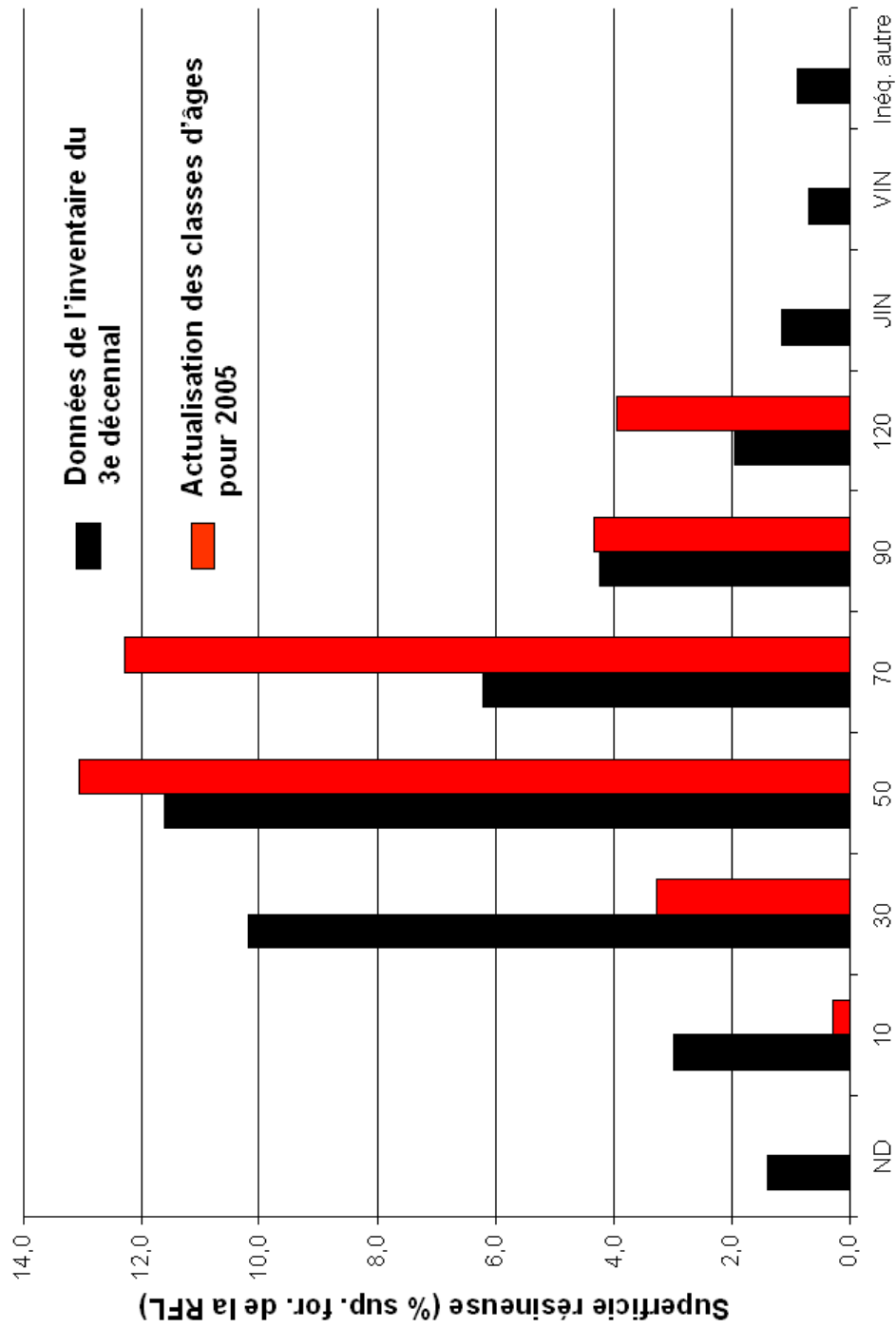


Figure 22. Répartition des classes d'âges des forêts résineuses

2.4 Compilations des données forestières par unité territoriale de référence (UTR)

La compilation des données forestières a été faite en utilisant les unités territoriales de références (UTR) du ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, dont la délimitation est réalisée selon des critères physiographiques (bassins versants et régions écologiques) et l'occupation du territoire. De plus, 30% de la superficie forestière productive des UTR doit en tout temps être couverte par des peuplements feuillus, mélangés ou résineux de 7 mètres et plus de hauteur (Tremblay et al. 1995). Les UTR sont aussi considérées par les bénéficiaires de contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier afin d'assurer la présence de certains types de peuplements forestiers et la diversité des habitats sur le territoire. La Réserve Faunique des Laurentides comptent 22 unités territoriales de référence (Figure 23). Afin de faire plus facilement le lien entre les données provenant des vieilles cartes des concessions forestières de l'époque, nous avons regroupés les UTR selon la localisation des secteurs historiques.

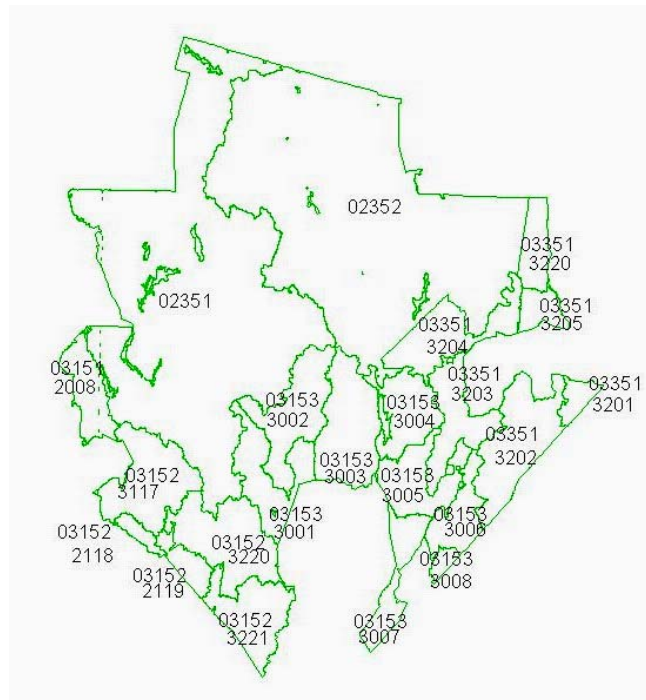


Figure 23. Noms et limites des UTR touchant la RFL

1) Groupe Batiscan : UTR 3151-08

2) Groupe Upper St-Anne : UTR 3152-17, 3152-2118, 3152-2119

3) Groupe Lower St-Anne : UTR 3220, 3221

4) Groupe centre RFL (portrait de la forêt primitive dressé par Leblanc et Bélanger, 2000) : UTR 3153-01, 3153-02, 3153-03, 3153-04, 3153-05, 3153-06, 3153-07, 3153-08, 2351, 2352

5) Groupe Charlevoix-Malbaie: UTR 3351-3220, 3351-3201, 3351-3202 (Malbaie), 3351-3203, 3351-3204, 3351-3205

Nous analyserons donc ces groupes en présentant pour chacun le pourcentage de superficie totale occupé par les forêts feuillues, mixtes, résineuses et les perturbations, symbolisées par ‘nd’ (ex : chablis, brûlis, coupes récentes, épidémies TBE etc.) ainsi que la distribution des classes d’âge associées (10-30-50-70-90-120 ans et les âges non déterminés par les bases de données (nd)). Les graphiques montrent la distribution des classes d’âge pour les données tirées du 3^e décennal ainsi que celles découlant de l’actualisation des données (Figures 24 à 45). Nous analyserons et présenteront ici ces dernières.

Groupe Upper Batiscan (Figure 24)

L’UTR-3151-08 représentant ce groupe montre une forte présence des forêts mixtes, soit dans une proportion de près de 50%. Les forêts feuillues et résineuses sont présentes dans le même ordre de proportion, soit entre 20% et 30%. Les forêts feuillues et mixtes sont composées principalement des classes d’âge de 50 et 70 ans alors que la classe d’âge 120 ans semblent dominer dans les forêts résineuses.

Groupe Upper St-Anne (Figures 25-27)

Les unités territoriales de références comprises dans le groupe Upper St-Anne montrent toutes une forte présence en forêt mixte, variant entre 50 et 60% de la superficie totale de l’UTR. Les forêts de feuillues occupent aussi une bonne proportion dans les UTR 3152-17 et 3152_2118 tandis que l’UTR 3152-2119 montre une plus forte présence en essences résineuses par rapport aux feuillus. Les forêts feuillues de cette région montrent une forte proportion de 50 et 70 ans, de même que pour les forêts mixtes, qui montrent aussi dans le cas de l’UTR-2119 plus de 10% de forêt mixte de 90 ans. Les classes d’âge de 30 et 50 ans composent majoritairement les forêts résineuses des UTR formant le groupe Upper St-Anne.

Groupe Lower St-Anne (Figures 28-29)

Le territoire comprenant les UTR 3220 et 3221 contient également une forte présence de forêt mixte, soit entre 40 et 45% de la superficie totale, partagée avec celle aussi forte des forêts résineuses, entre 35 et 45%. Les forêts de feuillues sont ici très faiblement représentées comparativement avec les UTR comprises dans le groupe Upper St-Anne. Les classes d'âge de 50 et 70 ans dominent en proportion les forêts mixtes et résineuses du groupe. Les forêts feuillues de l'UTR 3220 présentent une forte proportion des classes d'âges 50 et 70 ans alors que celle de 30 ans semblent dominer l'UTR 3221.

Groupe centre RFL (Figures 30-39)

Le centre de la Réserve, autant dans les UTR au Nord, au centre qu'au Sud, montre une forte présence de forêts de résineux comparativement aux autres groupes essences. Les UTR 2351 et 2352 montre cependant une présence notable des groupes mixtes et feuillus (2351), dans des proportions entre 25 et 30%. De manière générale, les forêts feuillues, mixtes et résineuses sont majoritairement représentées par les classes d'âge 50 et 70 ans, bien que des variations dans les proportions sont présentent dans chacune des UTR. Il est aussi intéressant de mentionner la dominance de la classe d'âge 120 ans pour les forêts mixtes et feuillues de l'UTR 3153-05.

Groupe Charlevoix- Malbaie (Figures 40-45)

Le Groupe des UTR retrouvées dans la région de Charlevoix montre, tout comme le secteur centre de la RFL, une dominance de forêt résineuse et cela, dans toutes les UTR excepté pour la 3351-3201 où les forêts mixtes prennent une proportion de plus de 40%, surpassant les forêts résineuses représentées dans une proportion de près de 33%. En général pour ce groupe, les forêts de résineux sont retrouvées dans une proportion variant entre 70 et 80% de la composition forestière. L'UTR 3351_3202, représentant le secteur Malbaie, est caractérisé par une absence presque complète de forêt feuillue, tout comme

on le remarquait en 1961. Cependant, les forêts de résineux ont pris le dessus, dans une proportion de près de 80%, sur les forêts mixtes qui dominaient 50 ans plus tôt. L'UTR du secteur Malbaie présente une dominance des classes d'âge 70-90 ans dans les trois catégories de forêts. Les UTR 3351-3220 et 3351-3205 montrent une forte proportion de la classe d'âge 50 ans tandis que les UTR 3351-3203 et 3351-3204 sont constituées des classes d'âges 90-120 ans en forte proportion et cela pour les trois groupes essences. Finalement, les forêts feuillues, mixtes et résineuses des UTR 3351-3201 présentent une forte proportion des classes d'âge 70 et 90 ans alors que l'UTR 3351-3202 est dominée par la classe d'âge 50 ans pour les forêts mixtes et résineuses.

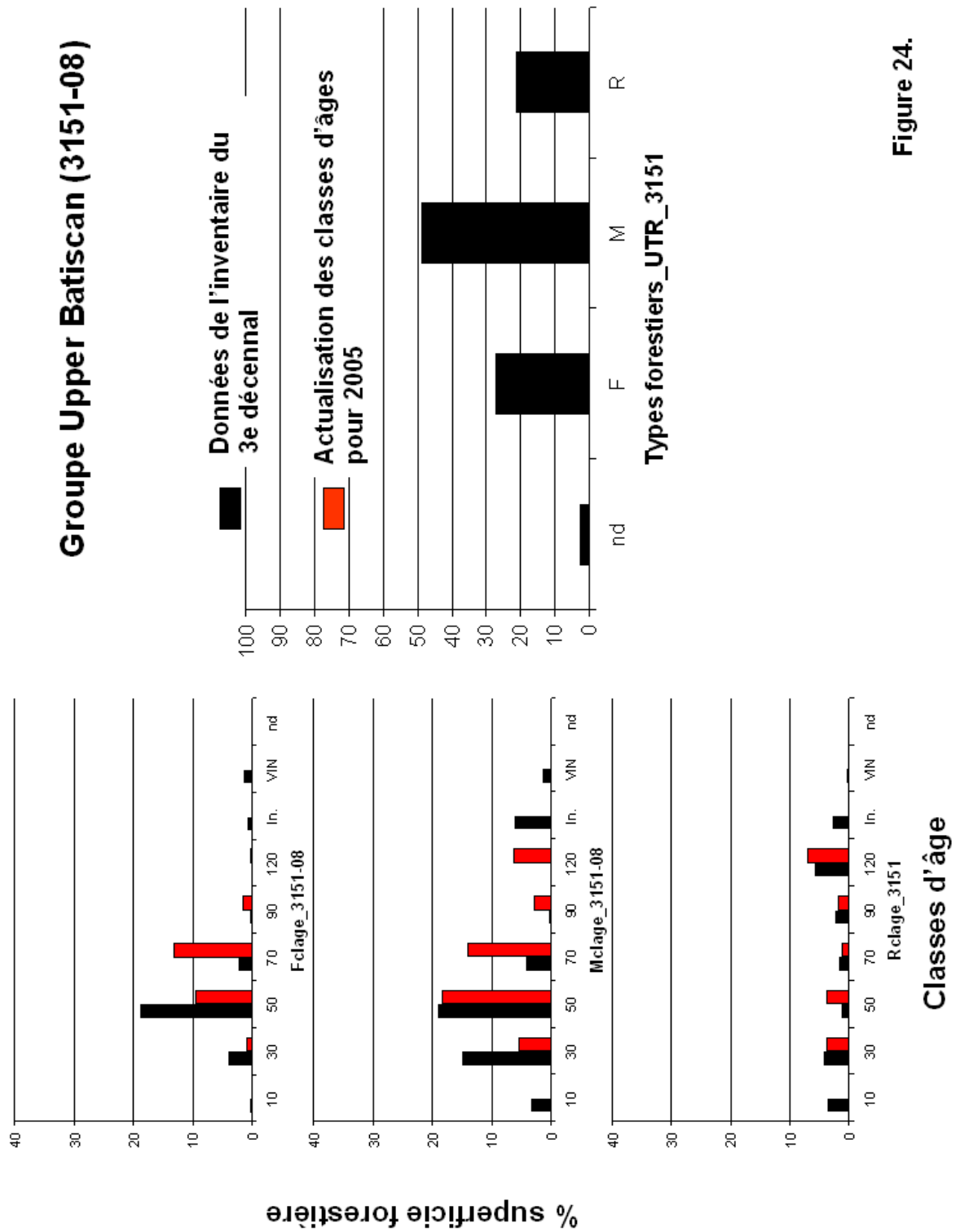


Figure 24.

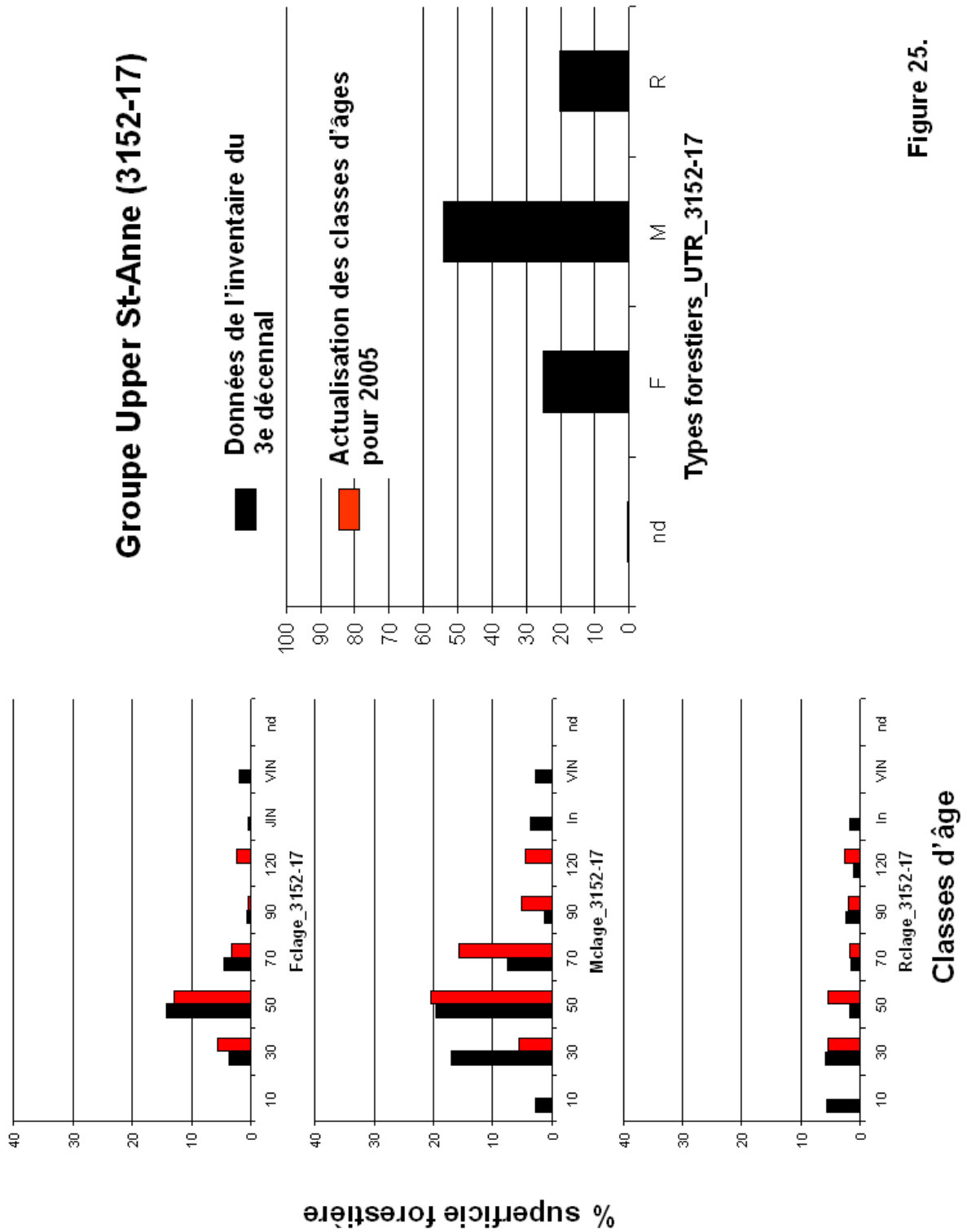


Figure 25.

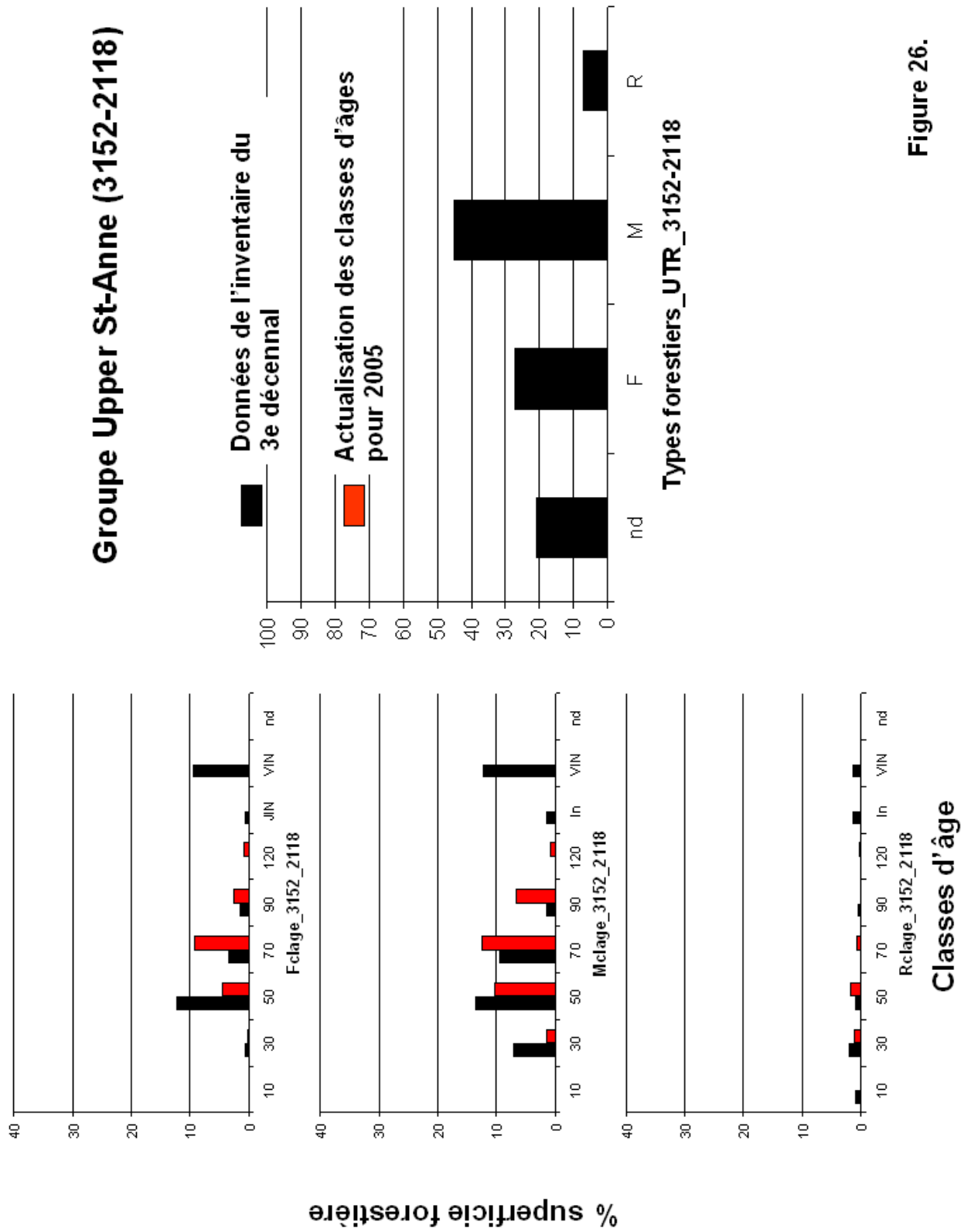
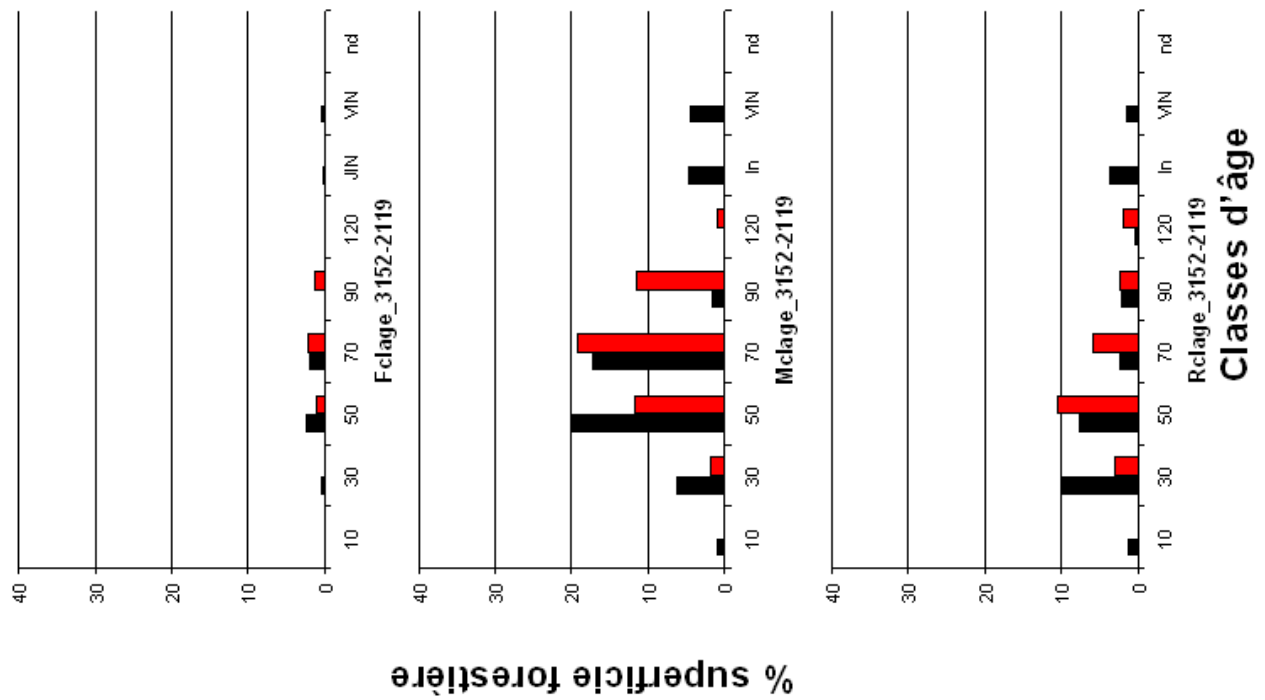


Figure 26.



Groupe Upper St-Anne (3152-2119)

* données non mises à jour (secteur photo interprété en 1996)

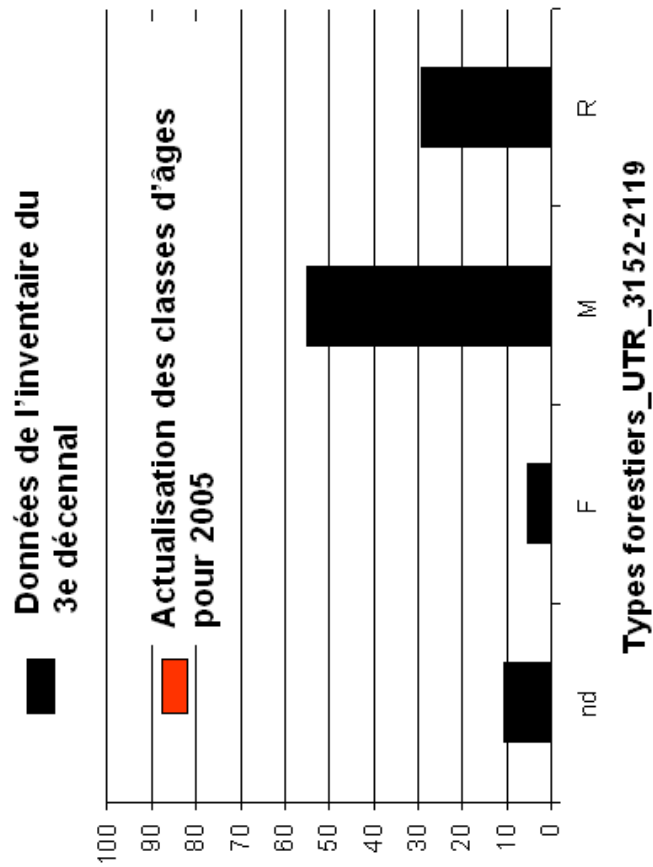
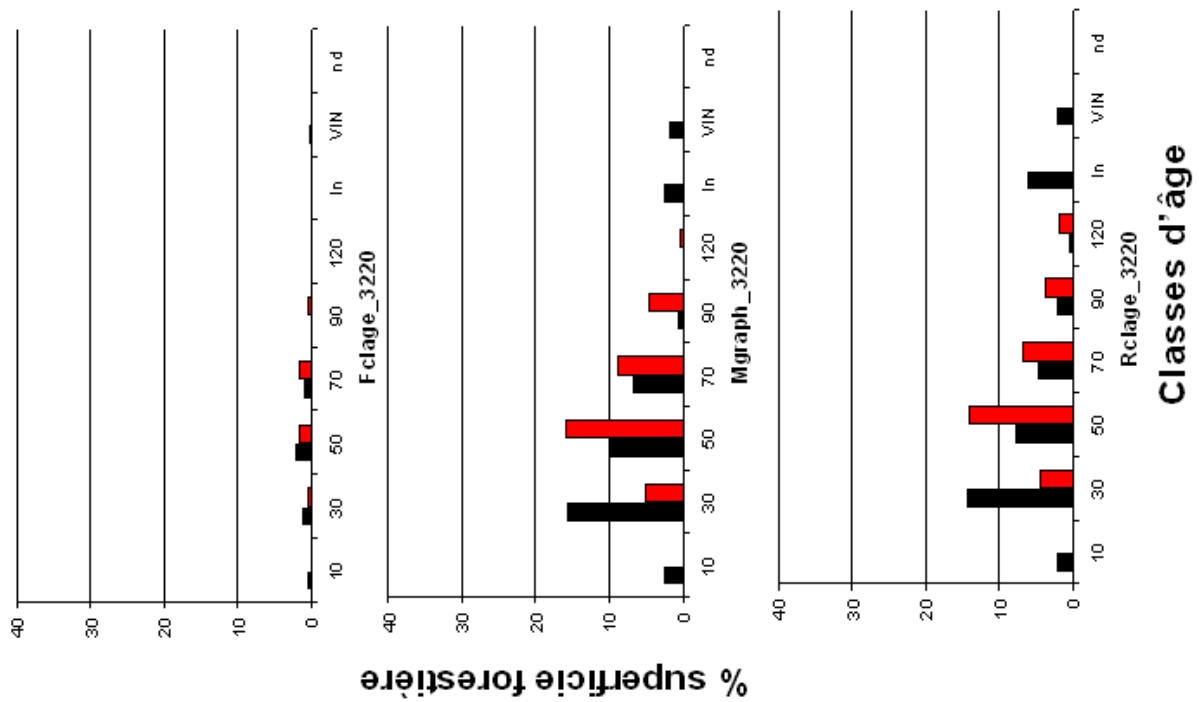


Figure 27.



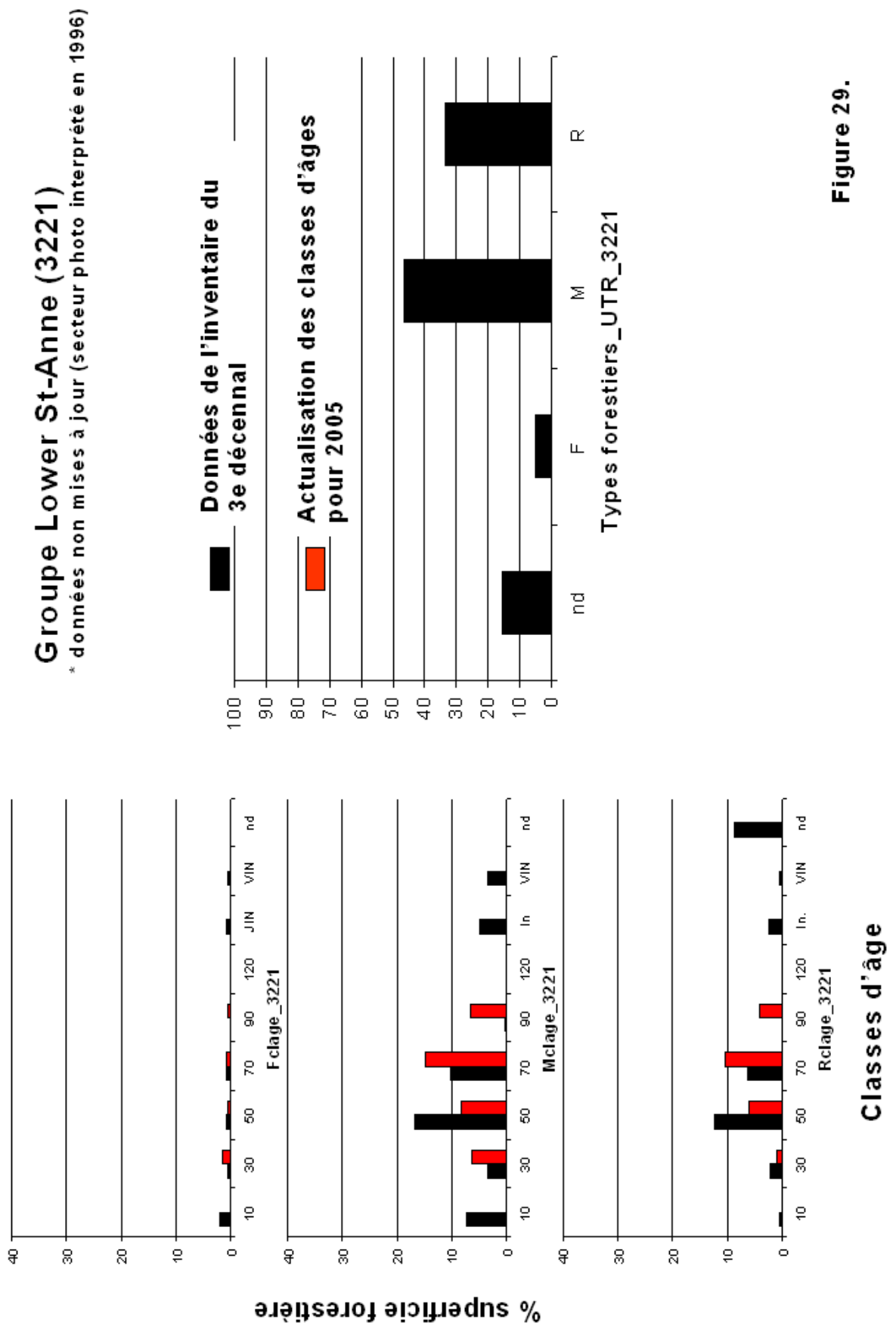


Figure 29.

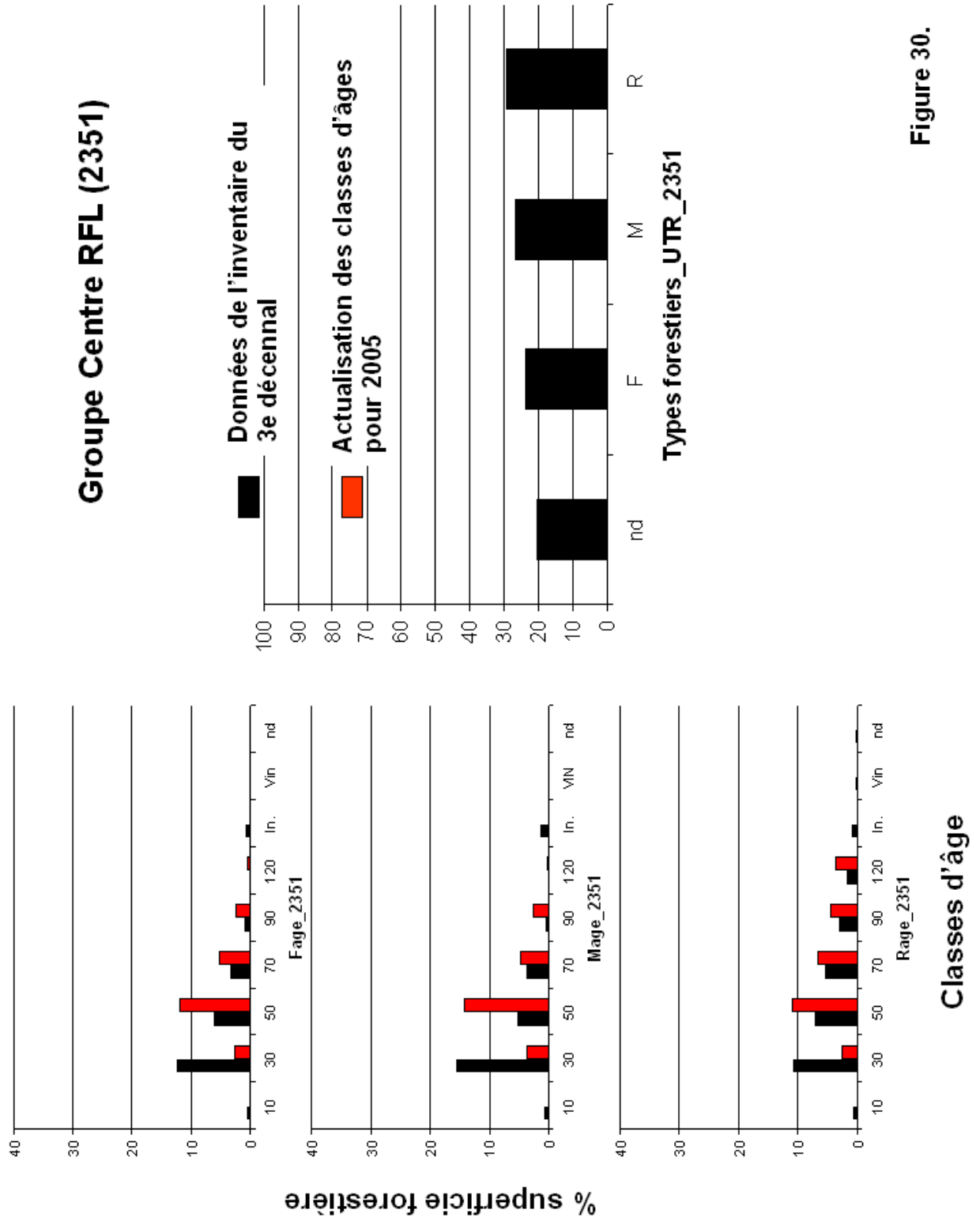


Figure 30.

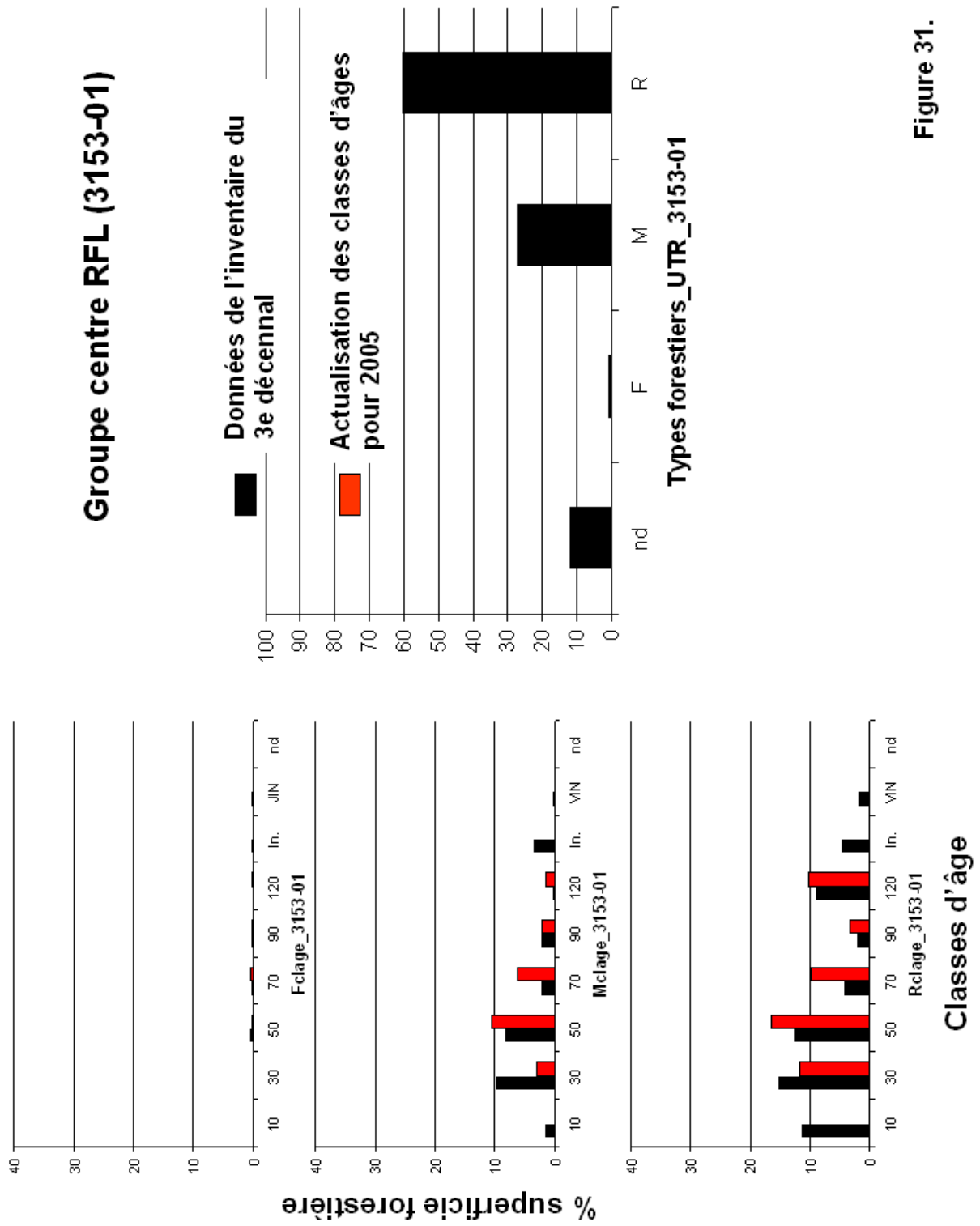


Figure 31.

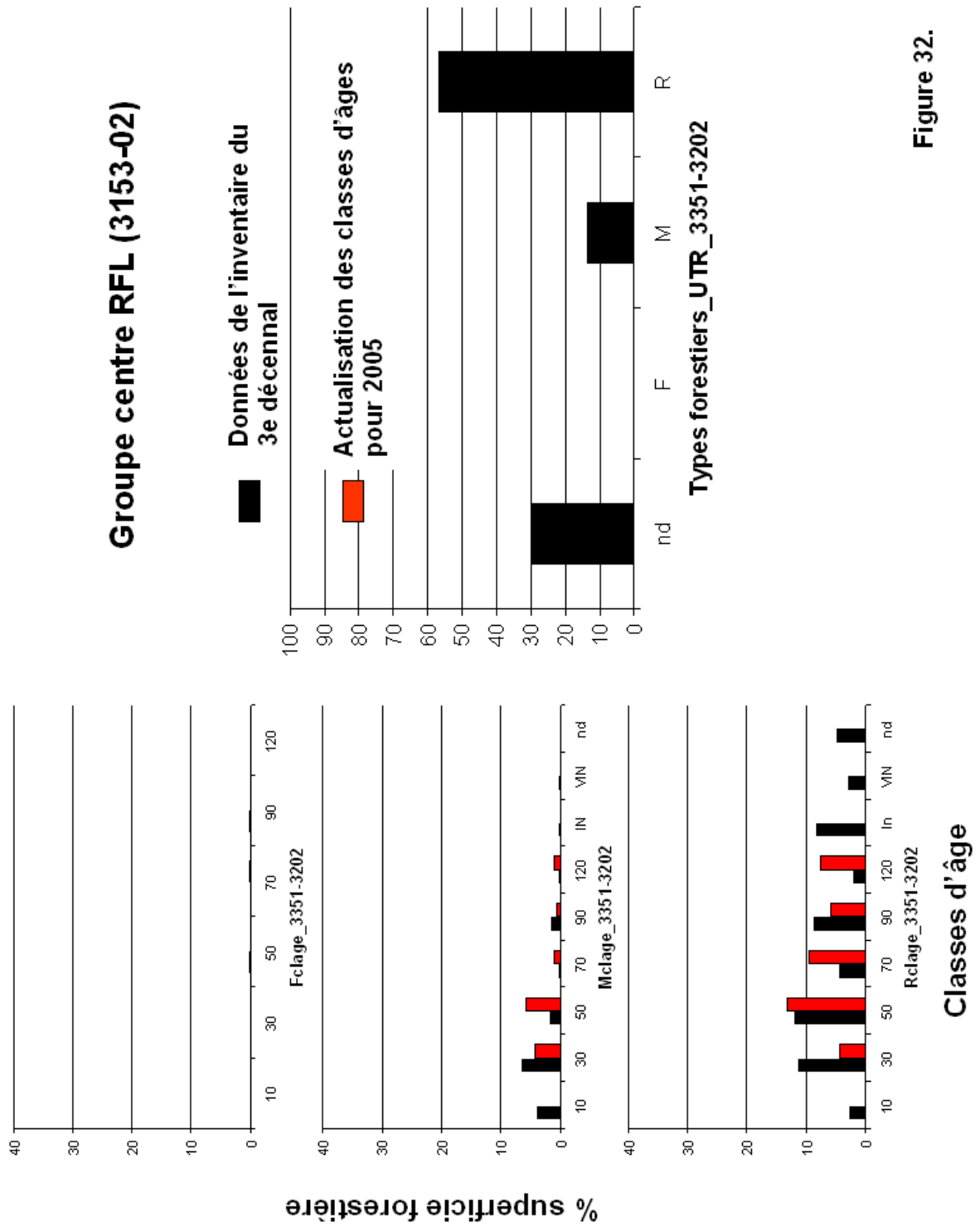


Figure 32.

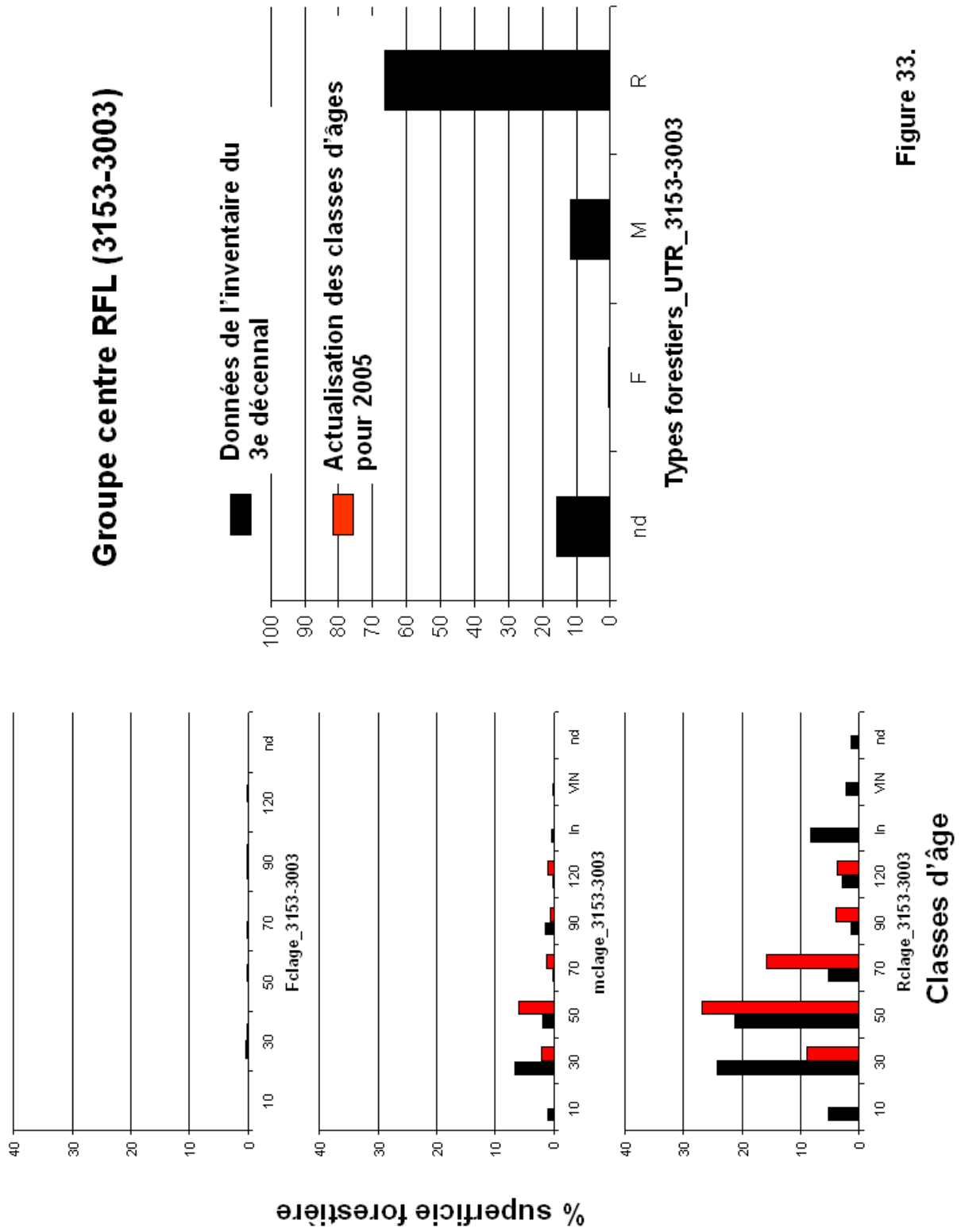


Figure 33.

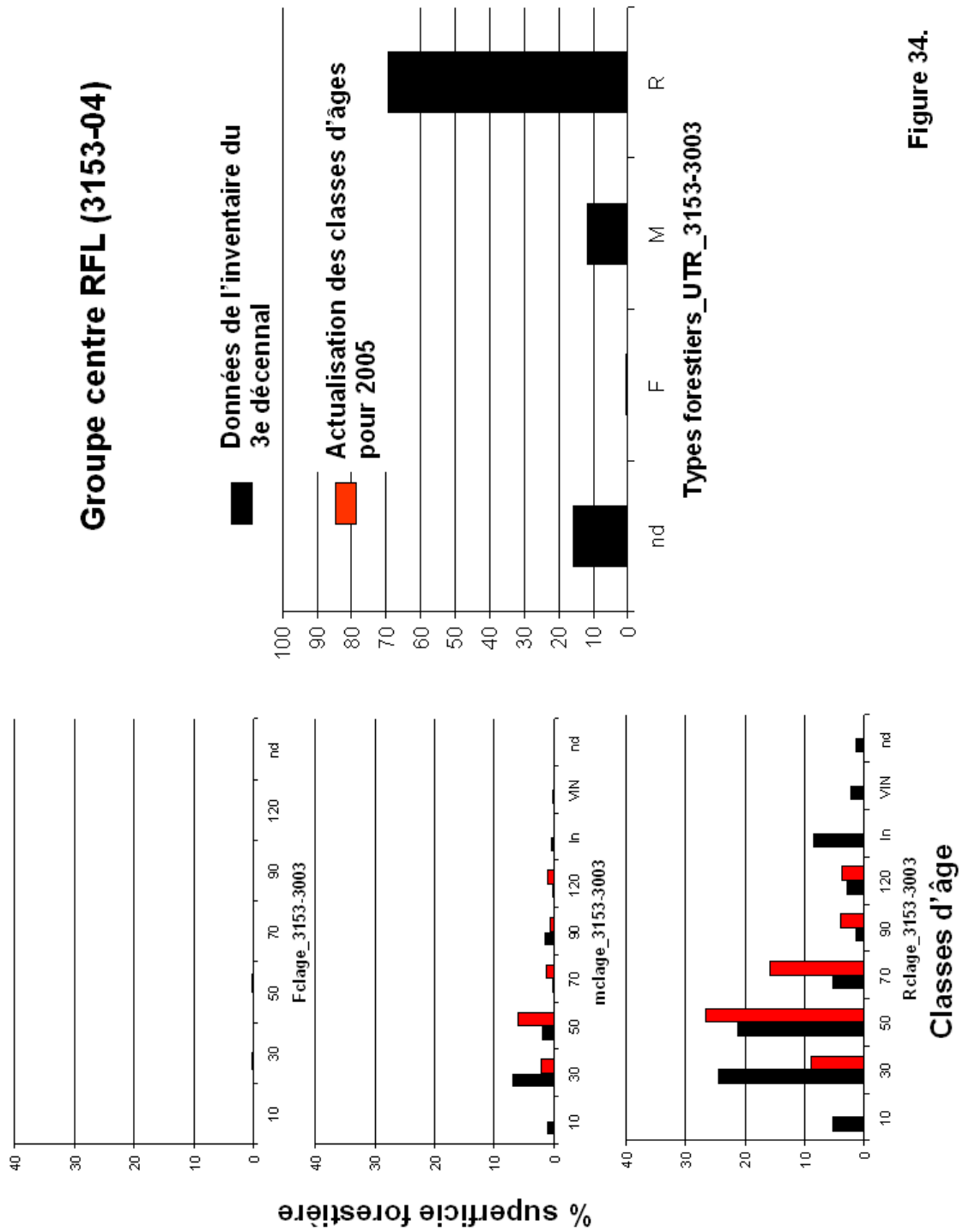


Figure 34.

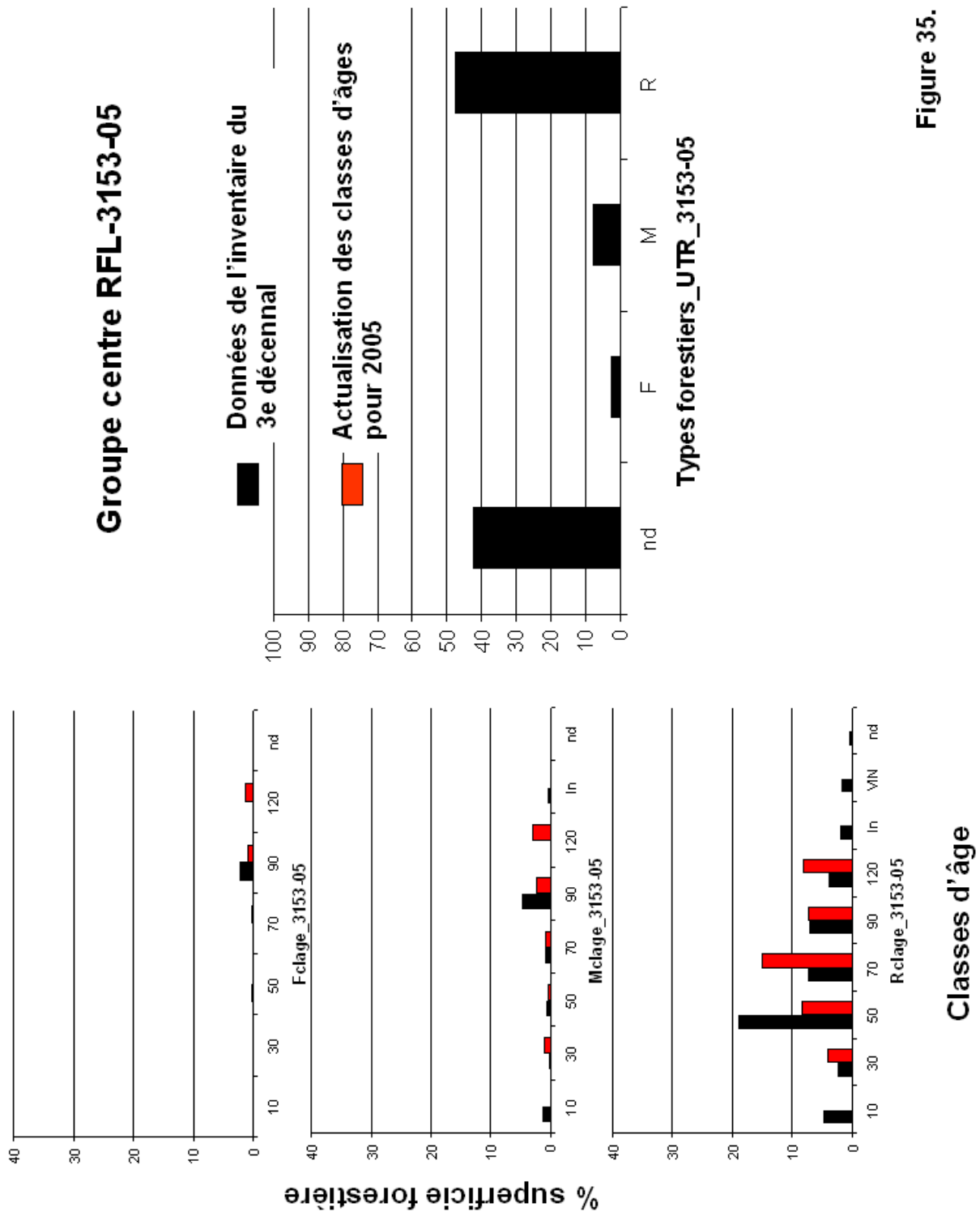


Figure 35.

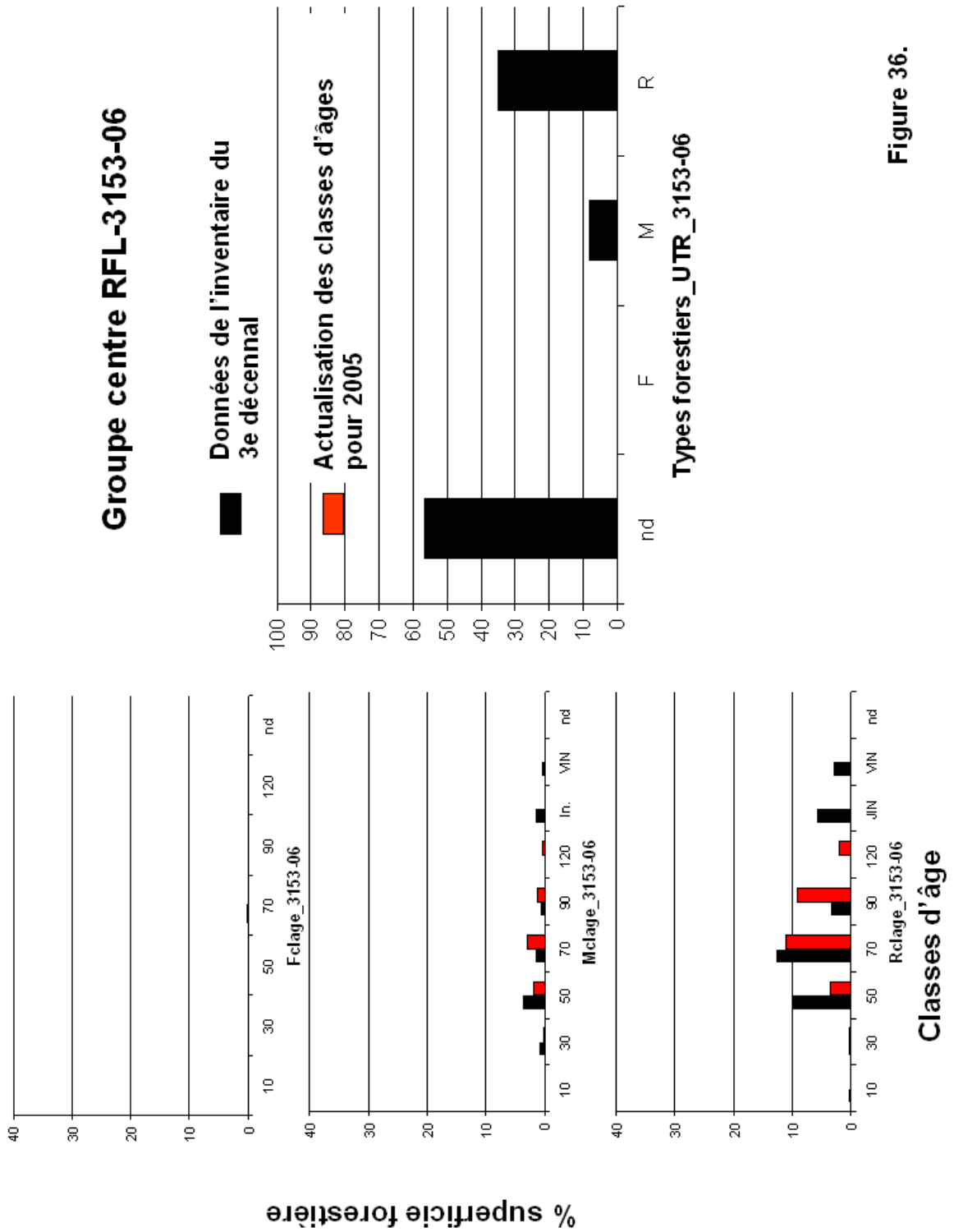


Figure 36.

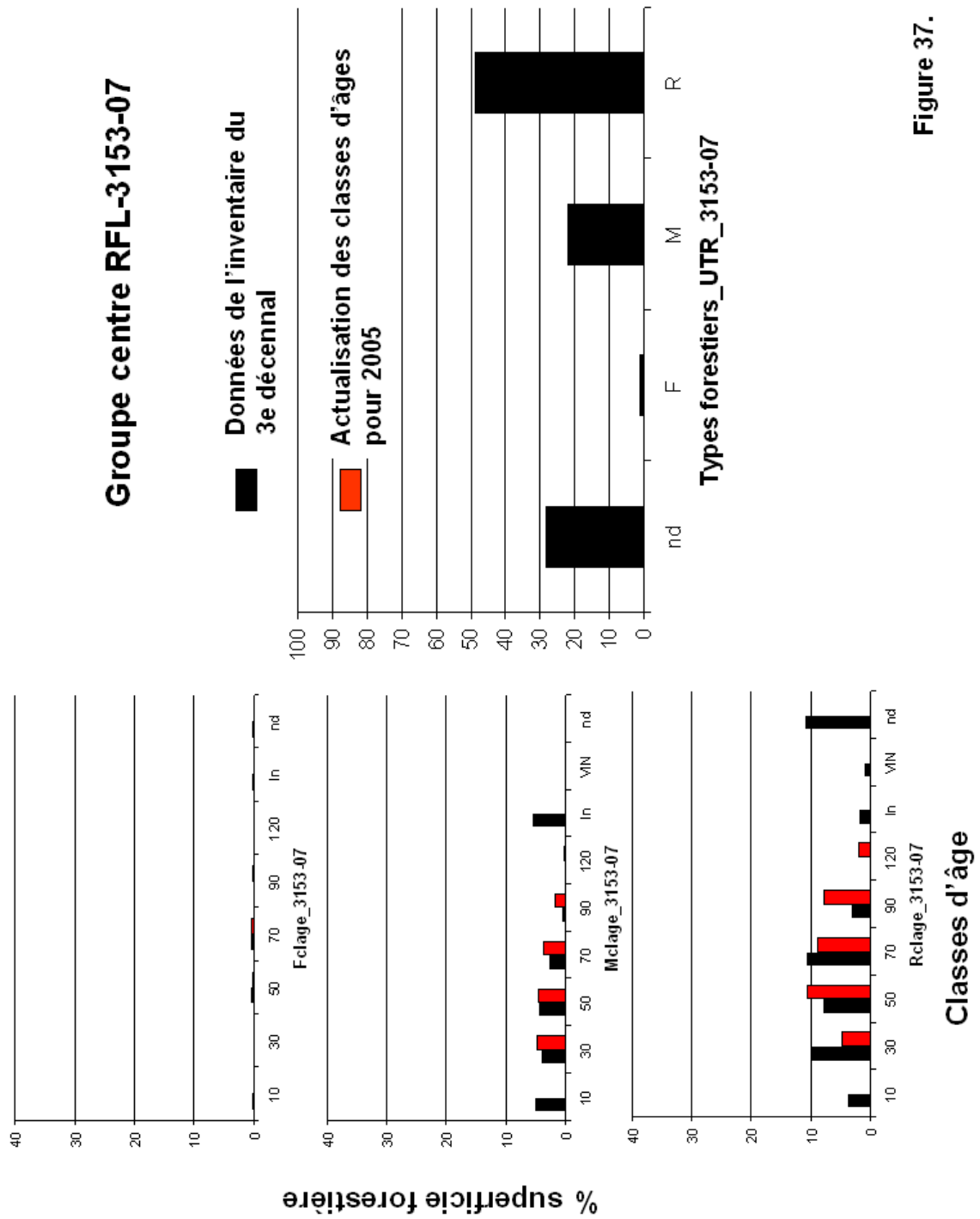


Figure 37.

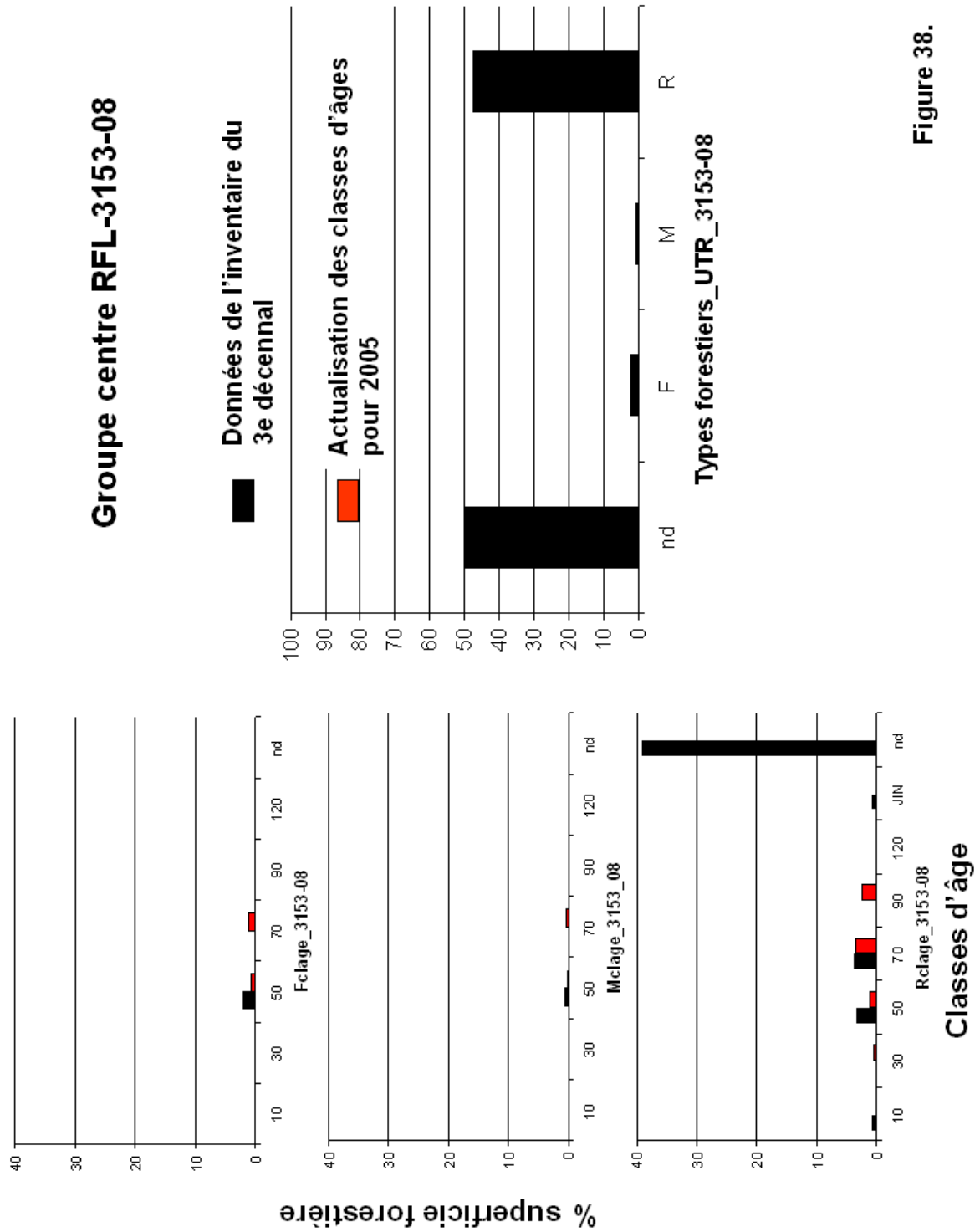


Figure 38.

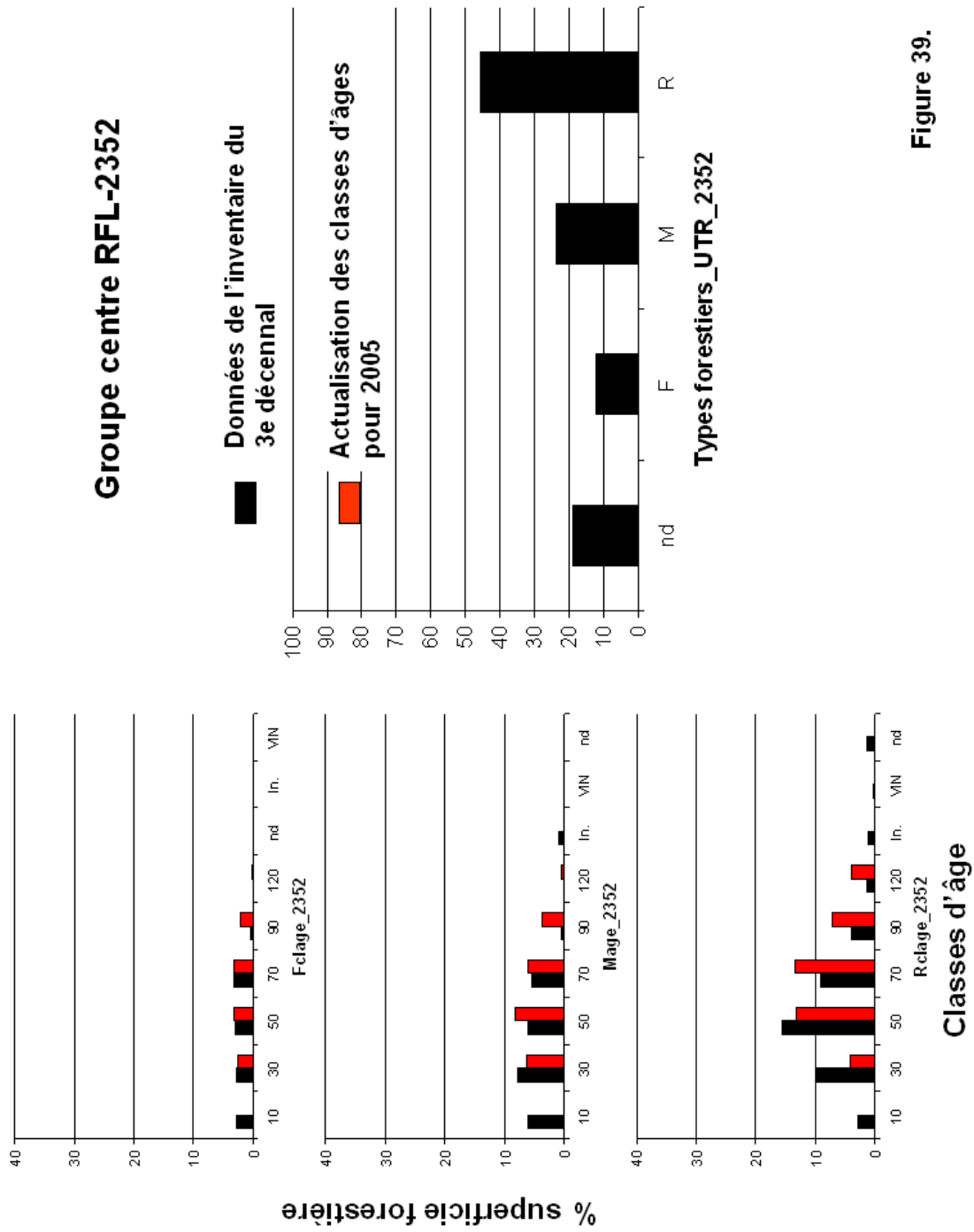
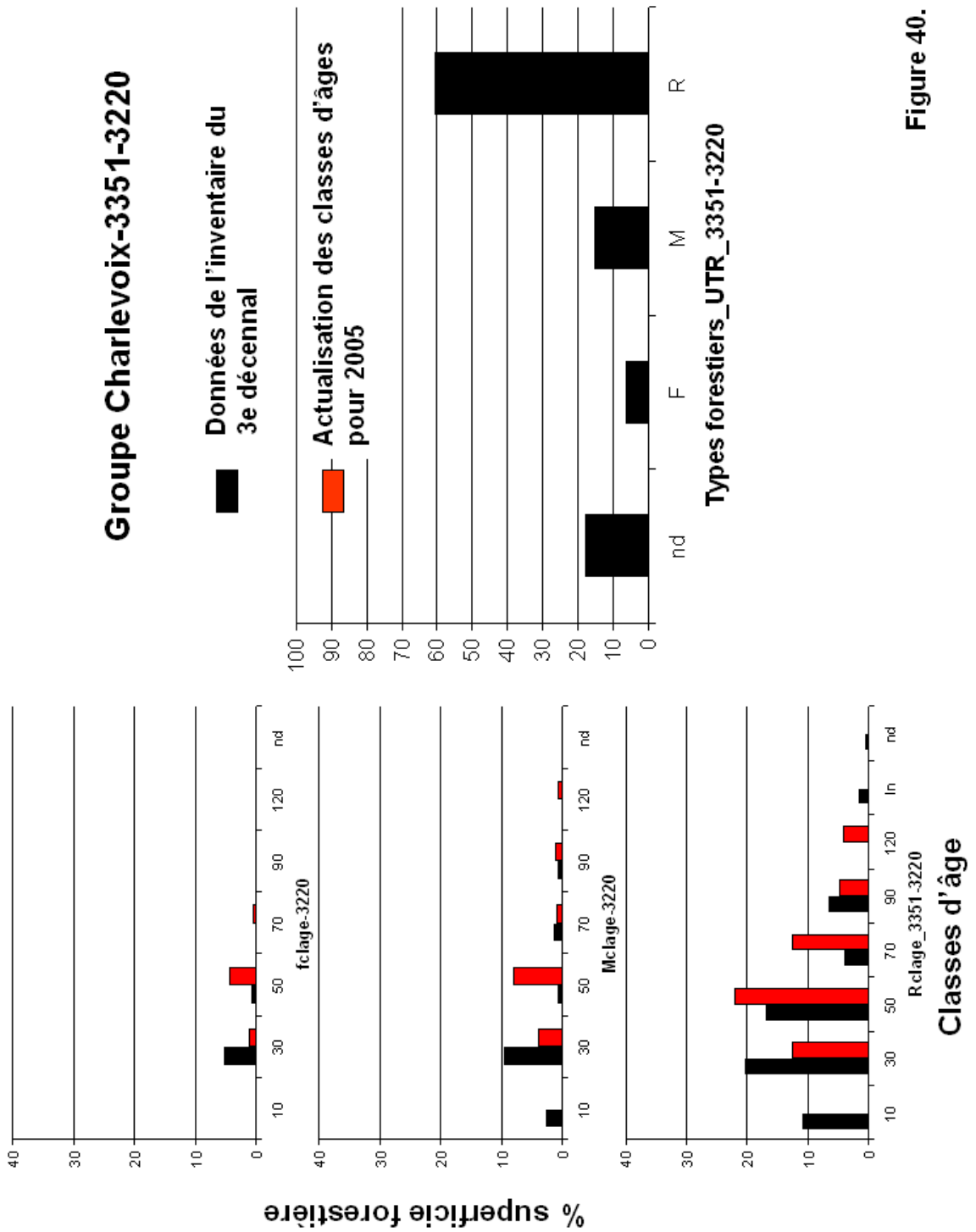


Figure 39.



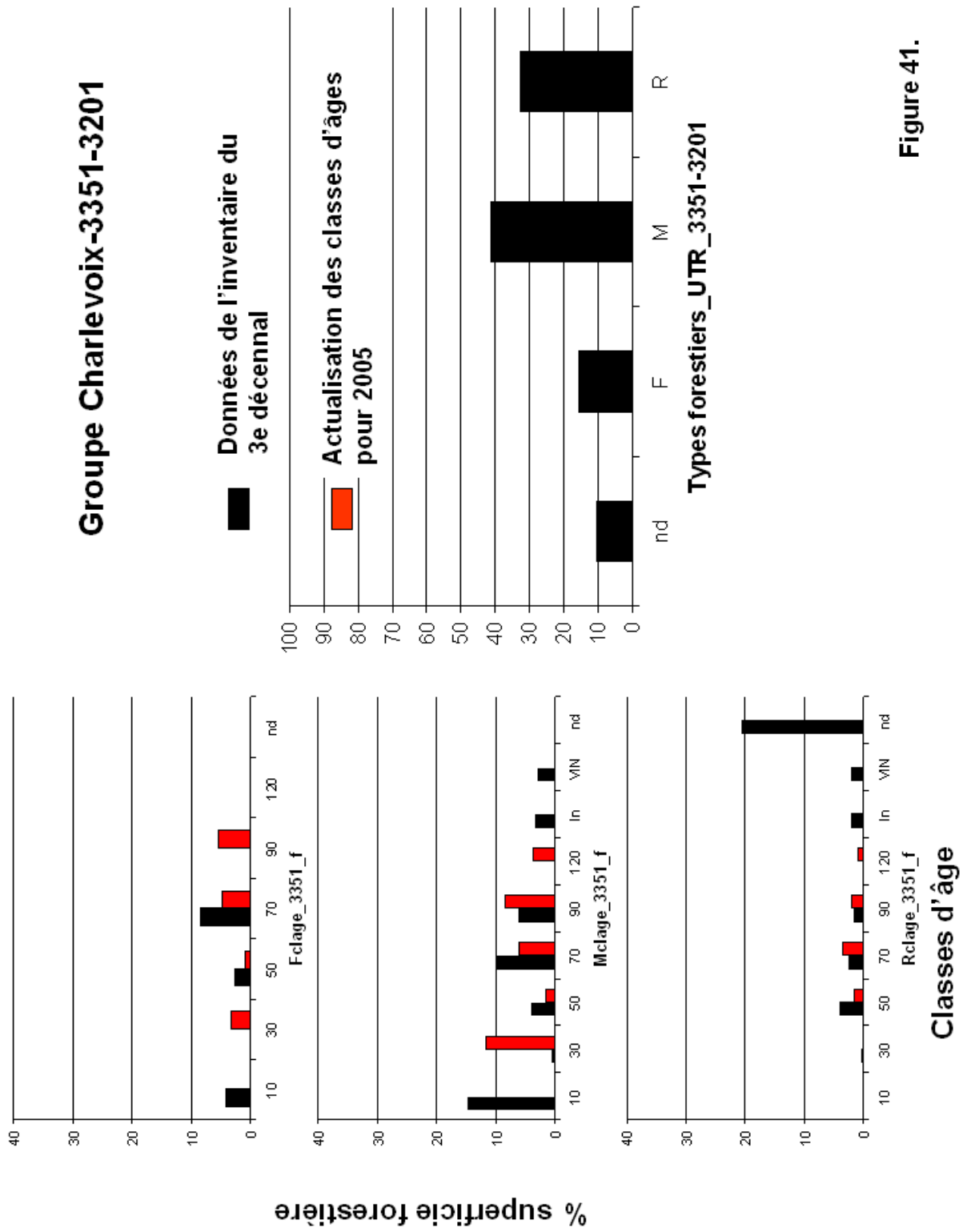


Figure 41.

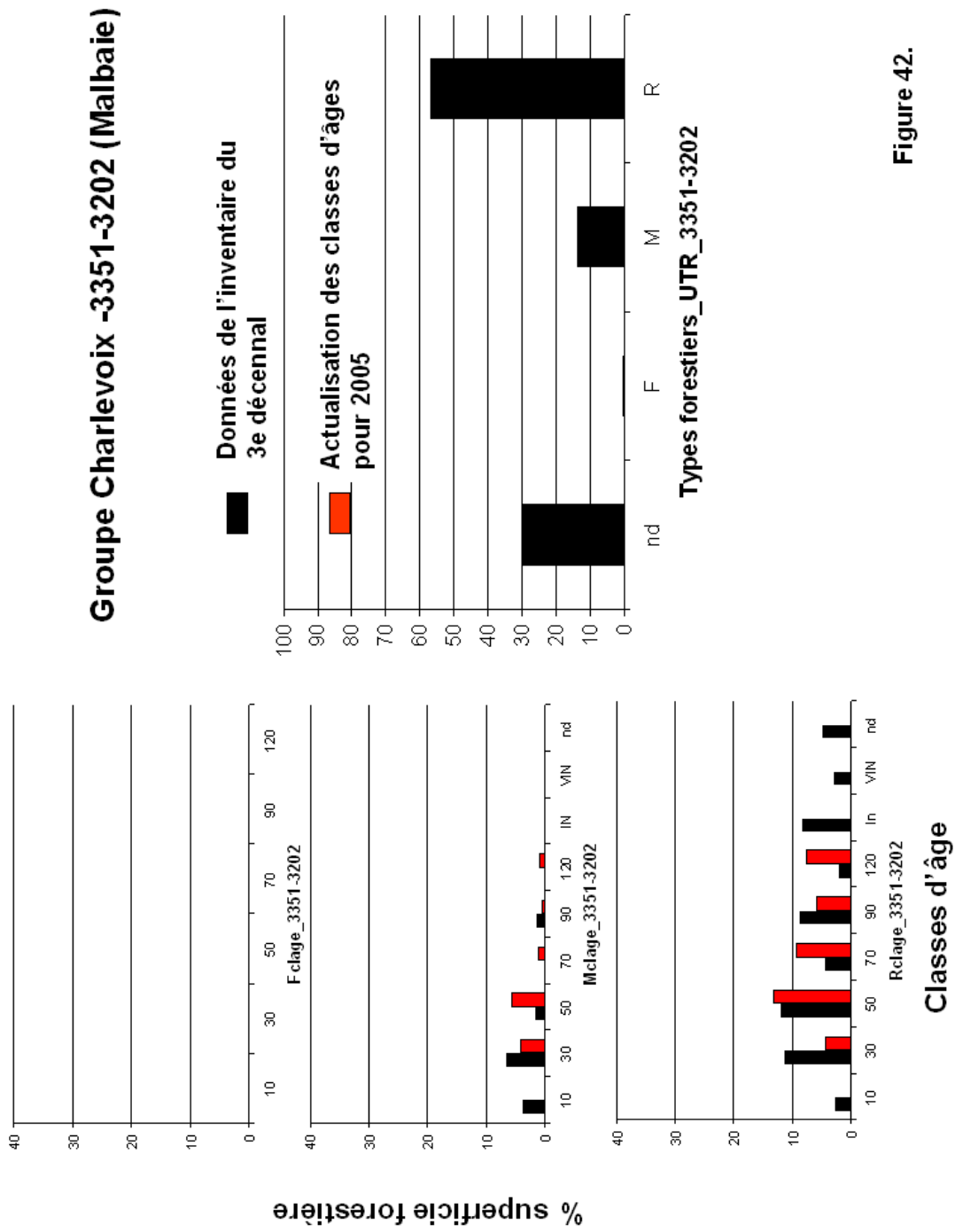


Figure 42.

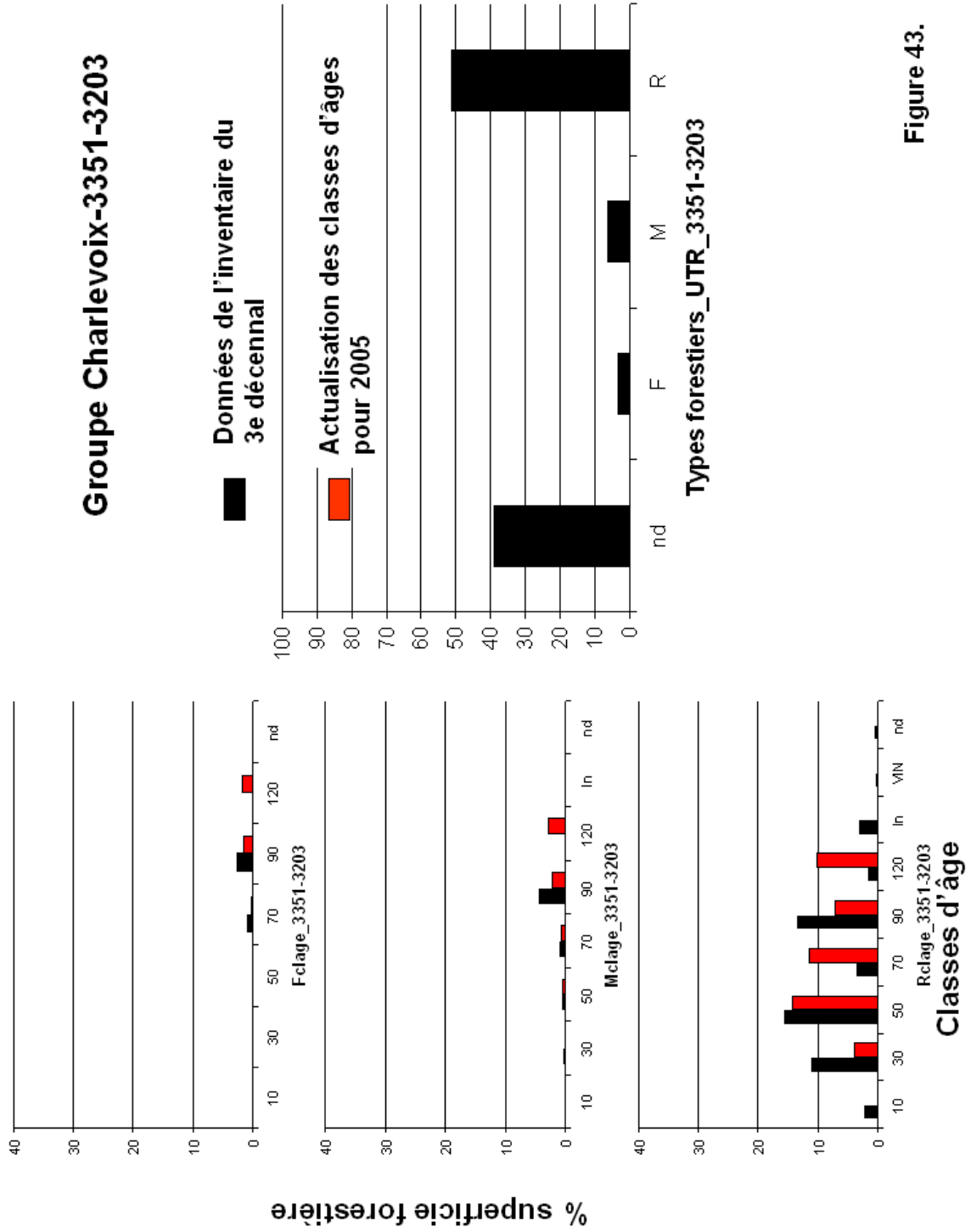


Figure 43.

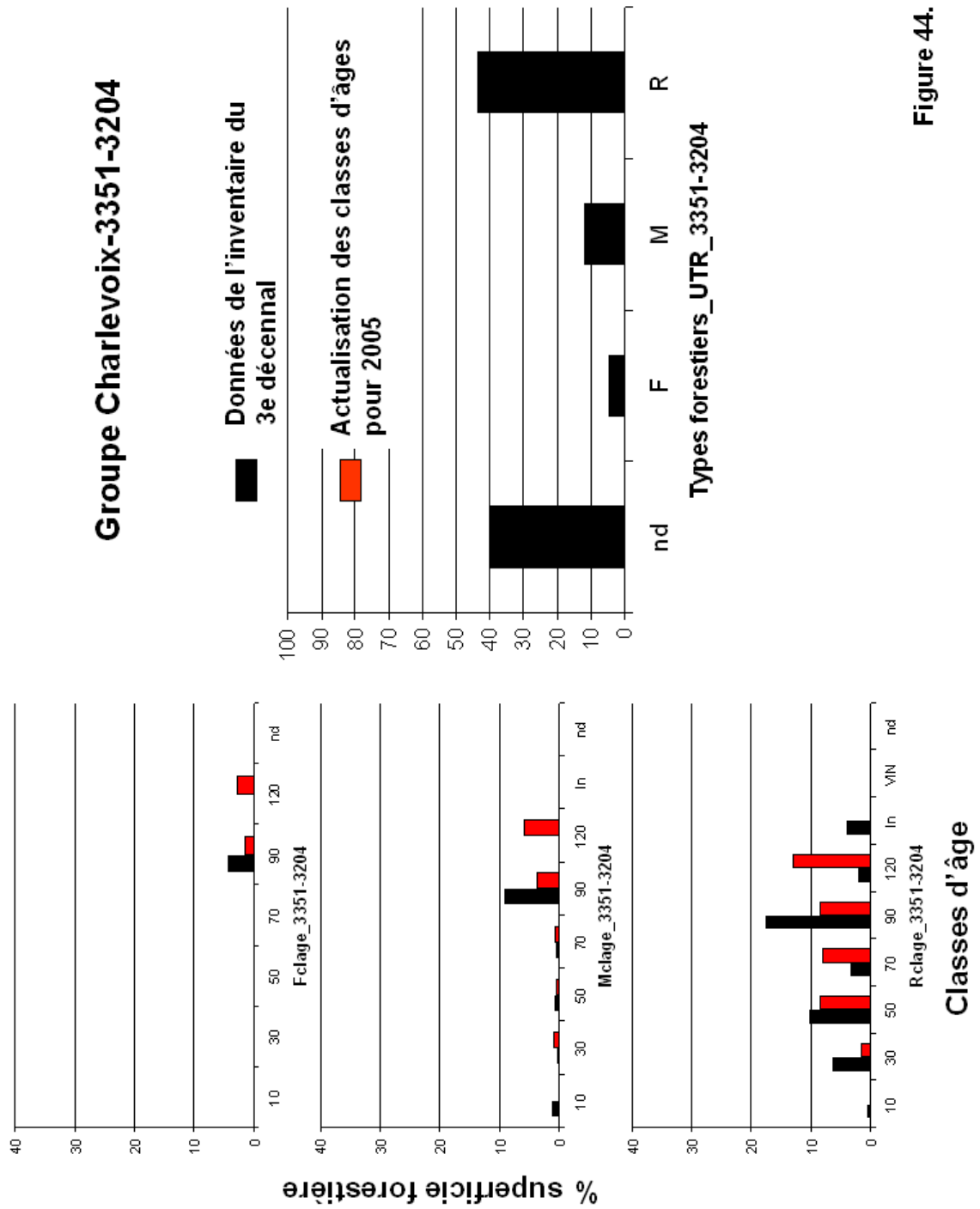


Figure 44.

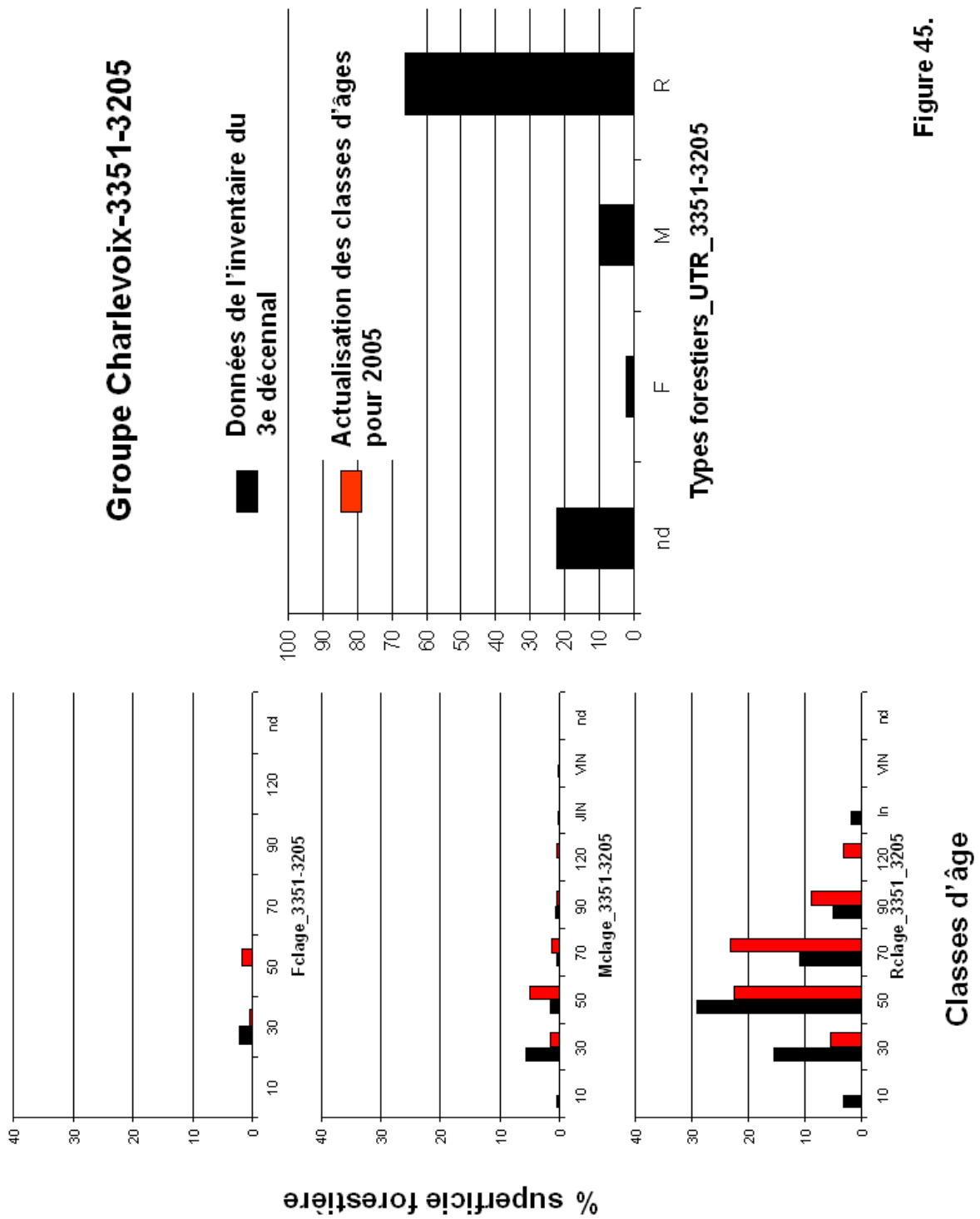


Figure 45.

3. État des massifs forestiers de la RFL

La délimitation des massifs a été réalisée suivant la procédure décrite à l'Annexe 2 et inspirée de l'approche de Steve Morel (Groupe Conseil Nutshimit Inc. 2005). Les massifs ont été délimités à l'échelle de l'UTR et selon une taille minimale de 25 km² basée sur les besoins de l'original (plan d'harmonisation de la RFL, 2004). Nous présentons deux portraits de l'état des massifs dans le temps (Figure 46, Tableau 3). Un premier portrait de l'état des massifs dans les années 1970 a été dressé en utilisant la base de données SIFORT du 1^{er} décennal. L'information concernant les chemins forestiers n'étant pas disponibles, nous n'avons pu distinguer les massifs intègres des massifs altérés. Un second portrait de l'état des massifs en 2004 a été dressé en utilisant la base des polygones forestiers SIEF du 3^e décennal et les mises à jour de la SÉPAQ.

Au début des années 1970, le territoire forestier de la RFL se divisait principalement en trois grands massifs. On retrouvait au centre de la RFL un grand massif perturbé tandis que l'Est était dominé par un grand massif altéré et l'Ouest par un grand massif fragmenté.

En 2004, les massifs perturbés et altérés sont plus divisés et sont enclavés dans un grand massif fragmenté qui couvre à lui seul la majeure partie de la RFL. Les massifs perturbés d'une moyenne de 14 460 ha sont concentrés dans la partie Est de la Réserve et les massifs altérés d'une moyenne de 28 398 ha sont plutôt concentrés à l'Ouest.

Dans les deux cas la taille moyenne des massifs perturbés dépassent la superficie des plus grands feux survenus dans la RFL depuis 1920 (voir section historique des feux). Cependant, le portrait de l'état des massifs de 2004, montrant des massifs fragmentés plus étendus, se rapprocherait davantage de ce à quoi peut ressembler la fragmentation de la RFL influencée par les épidémies de TBE que le portrait des années 1970. En effet, il est démontré que les épidémies de la TBE peuvent s'étendre sur tout le territoire de la RFL en une dizaine d'années et entraîner le rajeunissement de 30 à 70% de la superficie

forestière (voir section TBE), ceci étant donc plus susceptible de former de larges massifs du type « fragmentés ».

Tableau 3. Quantité et taille des massifs de la RFL

	Massifs intègres et altérés		Massifs fragmentés		Massifs perturbés	
	1er déc.	3e déc.	1er déc.	3e déc.	1er déc.	3e déc.
Fréquence	9	7	8	3	4	8
Sup. moy.	31410,2	28397,6	23063,2	125492,9	62223,6	14460,1
Sup. écart-type	47167,5	27832,1	26667,8	211559,2	106388,4	11126,2

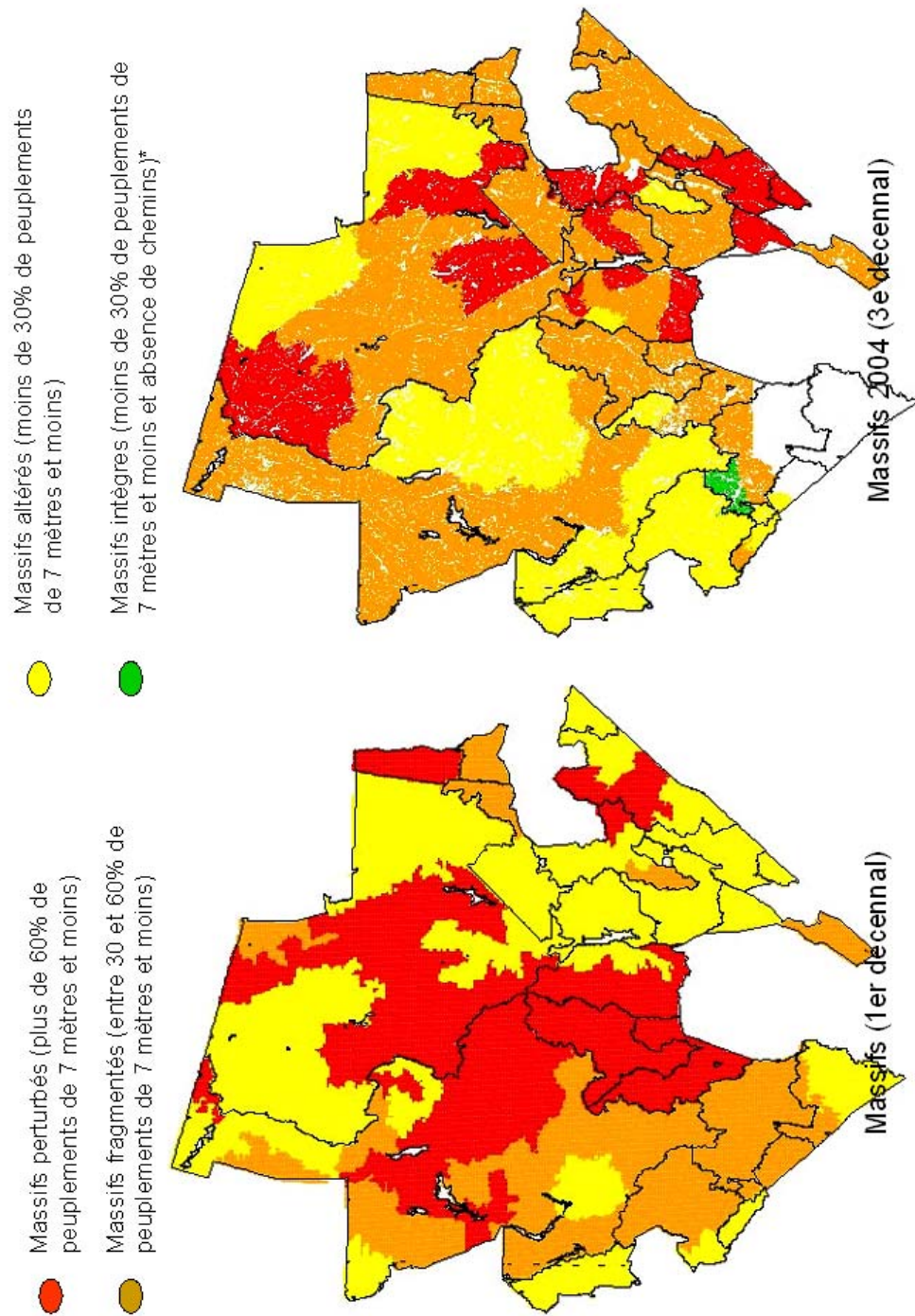


Figure 46. Évolution de l'états des massifs forestiers de la Réserve faunique des Laurentides entre 1969-1975 et 2004

CONCLUSION

L'analyse du territoire pour le premier enjeu concernant la composition forestière et la présence d'enfeuillage indique une proportion de forêts mixtes et feuillues en plus grande abondance dans le portrait actuel comparativement à celui historique pour les secteurs à l'Ouest de la Réserve (Upper/Lower St-Anne et Upper Batiscan). Cependant, le centre et l'Est de la Réserve ne semblent pas être sujet à un enfeuillage marqué.

L'enjeu suivant, soit le rajeunissement des forêts du territoire, semble se confirmer par l'analyse des portraits historique et actuel de la RFL. En effet, les forêts surannées (70 ans-90 ans-120 ans-Vin) semblaient dominer le paysage des secteurs Ouest (70-80%), Centre (Leblanc et Bélanger, 2000) (63-75%) et Est (50% Malbaie, 95% Charlevoix). Par contre, le portrait actuel de la Réserve indique une proportion de forêts surannées de 38,9%, localisées principalement à l'Est et à l'Ouest du territoire à l'étude.

En ce qui a trait au troisième enjeu, les massifs observés dans le portrait actuel possèdent de plus petites superficies comparativement aux massifs délimités avec l'inventaire du 1^e décennal. Les massifs perturbés sont davantage divisés et dispersés sur le territoire en 2004 alors que les massifs fragmentés sont moins nombreux mais occupent une superficie plus grande que lors du 1^e décennal. De plus, le large massif perturbé situé au centre de la RFL montre que cette partie du territoire a subi un aménagement plus intensif. Il s'est refermé aujourd'hui, présentant un agencement de massifs plutôt altérés et fragmentés. Pris dans son ensemble, le paysage de la Réserve Faunique des Laurentides se présente de manière plus hétérogène en 2004 que dans les années 1970.

Perspectives de recherche

Plusieurs éléments explicatifs sont importants pour comprendre les différences de composition et d'âge des peuplements sur le territoire de la RFL et pour guider les stratégies d'aménagement écosystémique. Le régime de perturbations naturelles, les

perturbations anthropiques passés, le portrait de la forêt préindustrielle et le potentiel écologique du territoire fournissent des seuils d'acceptabilité en regard des pratiques à adopter. Ce travail aborde ces différents éléments et fournit des pistes de réflexions mais n'avait pas pour mandat d'établir les ponts entre le contexte écologique du territoire et les perturbations anthropiques. Les écarts précis entre le portrait prédit par l'écologie et les perturbations naturelles et celui observé actuellement restent à identifier. Une analyse plus approfondie du portrait écologique naturel et un zonage du territoire en conséquence sont à réaliser afin de fixer les objectifs d'aménagement appropriés aux endroits stratégiques.

Finalement, afin d'inclure le volet social de l'aménagement écosystémique aux recommandations de la RFL, il serait justifié, par le biais d'entretiens, d'exposer et de prendre en considération les besoins des différents intervenants du milieu dans la gestion des écosystèmes forestiers.

DOCUMENTS CONSULTÉS

Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd, 1965. Plan d'aménagement de la concession forestière Montmorency (Parc des Laurentides). Service forestier, ministère des Terres et Forêts, Québec.

Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Can. J. For. Res.* 13: 539-547.

Blouin, J. et J-P. Berger (2004). Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5 e – Massif du lac Jacques-Cartier et 5f - Massif du mont Valin, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.

Carrier, J. M. 1961. Report on general and special management plan applicable to the crown limits under lease to the St-Anne Power Company and the Baie St-Paul Lumber Company, limited in the St-Anne and Du Gouffre rivers watersheds. Québec. P 1-33.

Consolidated Paper Corporation Limited, 1959. Batiscan St-Anne forest management unit no. 9 : Management plan. Grand-Mère, Québec.

Cournoyer, R. 1961. Donohue Brothers Limited, concessions forestières rivière Malbaie: Inventaire et plan d'aménagement. Vol (I) et Vol (II). Québec

De Bellefeuille, S, 1998. Reconstitution historique de la forêt vierge sur une portion de l'aire commune 33-30 de la compagnie forestière Donohue de Clermont (Charlevoix). Résultats préliminaires, Université Laval, 20 p.

Forêt Modèle Crie de Waswanipi, 2005. Projet d'intégration Ndoho Istchee : État des forêts et des habitats fauniques. Groupes conseil Nutchimit Inc, Mashteuiatsh, Québec.

Gérard Guay, 1946. Plan d'aménagement Jacques Cartier timber limits. Québec. 31 p.

Lafond, A. 1964. La classification écologique des forêts par la végétation; application à la province de Québec. Faculté d'Arpentage et de Génie forestier. Université Laval. 106 p.

Lemay, Alban, 1950. St-Anne Power Company : General and special management plan applicable to crown limits. Québec, p. 2-29.

Leblanc, M et Bélanger, L, 2000. La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte. Mémoire de recherche forestière no 136. 92 p. (2000-3045)

McNeil, A. et Cournoyer, R. 1962. Donohue Brothers limited, concessions forestières : Inventaire et plan d'aménagement. Clermont, Québec.

McNeil, A. et Cournoyer, R. 1964. Donohue Brothers limited, concessions forestières : Inventaire et plan d'aménagement. Clermont, Québec.

Ministère de l'Énergie et des Ressources, 1982. Plan de gestion. Unité de gestion de Portneuf (31). Région administrative de Québec (03). Québec.

Ministère de l'Énergie et des Ressources, 1981. Profil biophysique, unité de gestion de Portneuf (31). Direction générale des forêts, Québec. 267 p.

Ministère de l'Énergie et des Ressources, 1980. Profil biophysique, unité de gestion des Laurentides (32). Direction générale des forêts, Québec. 171 p.

Ministère des terres de forêts, 1975. Profil biophysique, unité de gestion de Charlevoix. Direction générale des forêts, Québec. 188 p.

Ministère des Ressources naturelles du Québec, 1999. La biodiversité du milieu forestier : les enjeux pour la région de Québec. Compte rendu de l'atelier. Université Laval, Québec. 63 p.

Sépaq, 2004. Plan d'harmonisation faune-forêt-récréation de la Réserve Faunique des Laurentides. Québec. 101 p.

Saucier, J-P et al. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version). Ministère des Ressources naturelles du Québec, L'aubelle, Février-Mars. P 1-12.

Tremblay, S et al. 1995. Les unités territoriales de référence (UTR); un outil intéressant pour l'aménagement intégré des forêts. L'aubelle, numéro 106. p 17-18.

Wright, W. G. 1930. Donnacona paper company limited: working plan for the river Jacques Cartier. Québec.

Wright, W. G. 1931. Price brothers and company limited, north lake St-John: Working plan. Québec, 25 p.

Plans d'aménagement forestiers consultés :

- Aire commune 031-07, 1999
- Aire commune 021-01, 2001
- Aire commune 021-02, 2002
- Aire commune 023-21, 2000

- Aire commune 023-20, 2000
- Aire commune 031-07, 1999
- Aire commune 031-02, 2001
- Aire commune 021-02, 2002

ANNEXES

ANNEXE 1**Liste des types écologiques de la RFL et leur superficie relative**

Types écologiques	Superficie forestière (%)
MS22	36,0
RS22	15,5
RS25	7,3
RS2A	5,4
RS21	4,9
MS20	3,6
RS42	3,0
MS12	2,8
RE21	2,7
MS42	2,2
MS25	2,0
RS20	1,9
RE24	1,8
RE25	1,7
RE39	1,7
RE22	1,3
MS21	1,3
RS24	1,1
RE37	0,6
RE20	0,5
MS15	0,4
RE38	0,4
RS38	0,4
MJ22	0,3
RS2B	0,3
RS45	0,3
RS37	0,2
MS10	0,1
RE11	0,1
MS24	0,1
RS39	0,1
MJ20	0,1
MS11	0,0
MS40	0,0
RS40	0,0
RE12	0,0
MJ12	0,0
RE10	0,0
MJ25	0,0
FE32	0,0
RS26	0,0

ANNEXE 1- Types écologiques

MS14	0,0
RE2A	0,0
MJ15	0,0
RS23	0,0
RS12	0,0
MS23	0,0
RE2B	0,0
MS45	0,0
MS62	0,0

ANNEXE 2

Méthodologie pour rendre compte de l'état des massifs forestiers de la RFL

1. Critères de délimitation des massifs :

Massifs intègres de 7m+ :

- * ayant un min. de 25km²
- * absence de routes et de coupes
- * moins de 30% de « pertnat_-7m »

Massifs de 7m+ légèrement altéré :

- * Ayant un min. de 25km²
- * pouvant comporter jusqu'à 30% de 7m-

Massifs de 7m+ fragmenté

- * Ayant un min. de 25km²
- * pouvant comporter entre 30-60% de 7m-

Massifs perturbés

- * Ayant un min. de 25km²
- * Coupes totales, feux ou épidémies sévères
- * Plus de 60% des forêts sont de hauteur inférieure à 7 mètres (pertnat_-7m et/ou perthum_-7m)

2. Création des feuillets de base

À partir des polygones forestiers « rfl_merge.shp » :

1- "7m+.shp":

Fonction « Query » :

([Cha_co]= "4" OR [Cha_co]= "3" OR [Cha_co]= "2" OR [Cha_co]= "1")

"Convert to shapefile"

2- "pertnat_-7m.shp"

Fonction « Query » :

([Per_co_ori]= "ES" OR [Per_co_ori]= "BR" OR [Per_co_ori]= "CHT") AND

([Cha_co]= "7" OR [Cha_co]= "6" OR [Cha_co]= "5" OR [Cha_co]= "")

"New set"

"Convert to shapefile"

3- "perthum_-7m.shp"

Maintenir la sélection précédente

Ouvrir la Table et choisir "Switch selection" pour axer la sélection suivante sur les perturbations naturelles.

Fonction "Query":

([Cha_co]= "7" OR [Cha_co]= "6" OR [Cha_co]= "5" OR [Cha_co]= "")

"Select from set"

"Convert to shapefile"

3. Autres feuillets à ouvrir pour la délimitation des massifs à l'échelle de l'UTR

4- "hydro_surfacique_RF.shp"

5- "reseau_routier.shp"

6- "rfl_utr.shp"

7- "rfl_merge.shp"

4. Procédures pour délimiter les massifs

1- Cocher les feuillets 1 à 6

2- Choisir une UTR

3- Identifier les zones de 25 km² et plus où se concentrent les 7m+.

4- Activer le feuillet « 7m+ »

5- Avec l'outil de sélection « Select feature » et en maintenant la touche « shift » du clavier enfoncée, cliquer sur tous les polygones de 7m+ que l'on veut inclure en maximisant la proportion de 7m+ par rapport aux 7m-

6- Activer le feuillet «-7m »

7- Avec l'outil de sélection « Select feature » et en maintenant la touche « shift » du clavier enfoncée, cliquer sur tous les polygones de -7m inclus à l'intérieur des limites des 7m+

8- Activer le feuillet «hydro_surfacique_RF »

9- Avec l'outil de sélection « Select feature » et en maintenant la touche « shift » du clavier enfoncée, cliquer sur tous les polygones de plans d'eau incluses à l'intérieur des limites des 7m+

10- Activer le feuillet 7 « rfl_merge.shp »

11- Avec la fonction « Select by theme », choisir « Completely contain », « 7m+.shp », « New set »

12- Avec la fonction « Select by theme », choisir « Completely contain », « -7m.shp », « Add to set »

13- Avec la fonction « Select by theme », choisir « Completely contain », « hydro_surfacique_RF.shp », « Add to set »

14- Vérifier que tous les polygones de ce feuillet compris dans la zone du massif soient sélectionnés en jaune, s'il en manque : en enfonceant la touche « Shift » sélectionner ceux qui ne sont pas jaunes (les procédures précédentes auraient pu omettre les dénudés humides par exemple)

15- En s'assurant que ce feuillet soit activé et que tout ce qui doit être sélectionné apparaît en jaune, **choisir « Convert to shapefile » et lui donner un nom : massifx_noUTR**

N.B. : MASSIFS DU 1^{ER} DÉCENNAL

Pour les massifs à partir du 1^{er} décennal, on utilise la même logique.

Il faut cependant jouer avec la taille des points pour une délimitation plus facile et avec l'ordre d'apparition des couches – le chevauchement dû à la taille des points ne donne pas une bonne représentation des frontières entre les massifs.

- 1- On sélectionne les points d'une des trois couches qui font partie du massif ciblé.
- 2- On sélectionne les points de la base complète de SIFORT qui « intersect » cette couche
- 3- On rajoute en pesant sur Shift les points de la base complète SIFORT qui sont inclus à l'intérieur des limites des points en jaune
- 4- On sélectionne ensuite la partie de cette sélection la base SIFORT qui est incluse dans l'UTR choisi avec « Have their center in » (on élimine ainsi les points qui débordent)
- 5- « Convert to shapefile »

ANNEXE 2 - MASSIFS

Taille et superficie des massifs par UTR en 1970 (Sifort 1er décennal)

UTR	no. Massif	Superficie (ha)	%7m-	%7m+	Catégorie
2351	massif1	9605,6	3,47	96,53	Altéré
	massif2	5720,8	6,80	93,20	Altéré
	massif3	6163,8	45,92	54,08	Fragmenté
	massif4	2638,3	61,96	38,04	Perturbé
	massif5	18247,3	3,94	96,06	Altéré
	massif7	6695,6	5,60	94,40	Altéré
	massif9	3115,8	70,37	29,63	Perturbé
	massif10	7450,9	42,56	57,44	Fragmenté
	massif12	18623,3	32,75	67,25	Fragmenté
	massif14	64653,8	48,41	51,59	Fragmenté
	merge1	63320,0	82,28	17,72	Perturbé
2352	massif1	13669,0	13,44	86,56	Altéré
	massif2	58225,0	10,87	89,13	Altéré
	massif3	38266,6	26,35	73,65	Altéré
	massif4	6623,6	44,03	55,97	Fragmenté
	massif5	6860,5	88,40	11,60	Perturbé
	merge1	86942,8	83,87	16,13	Perturbé
3151_2008	massif1	11633,5	10,73	89,27	Altéré
3152_3117	massif1	2985,3	27,32	72,68	Altéré
	massif2	21765,6	56,15	43,85	Fragmenté
3152_2118	massif1	2988,5	29,27	70,73	Altéré
3152_2119	massif1	6143,6	55,82	44,18	Fragmenté
3152_3220	massif1	26479,1	56,39	43,61	Fragmenté
3152_3221	massif1	5565,8	52,23	47,77	Fragmenté
	massif2	12971,0	4,17	95,83	Altéré
3153_3001	massif1	18430,0	73,24	26,76	Perturbé
3153_3002	massif1	22787,9	68,15	31,85	Perturbé
3153_3003	massif1	5851,4	11,42	88,58	Altéré
	massif2	20157,1	79,97	20,03	Perturbé
3153_3004	massif1	15979,5	4,09	95,91	Altéré
3153_3005	massif1	16454,0	12,28	87,72	Altéré
3153_3006	massif1	12163,0	0,96	99,04	Altéré
3153_3007	massif1	6078,8	6,95	93,05	Altéré
	massif2	5686,5	53,73	46,27	Fragmenté
3153_3008	massif1	2232,4	5,88	94,12	Altéré
3351_3201	massif1	4293,9	2,36	97,64	Altéré
3351_3202	massif1	12591,4	75,20	24,80	Perturbé
	massif2	7349,0	8,32	91,68	Altéré
	massif3	7243,2	9,61	90,39	Altéré
3351_3203	massif1	9604,6	2,12	97,88	Altéré
	massif2	3780,3	42,29	57,71	Fragmenté
	massif3	2831,3	72,31	27,69	Perturbé
3351_3204	massif1	5655,0	44,76	55,24	Fragmenté
	massif2	14434,0	7,73	92,27	Altéré
3351_3205	massif1	5914,5	49,88	50,12	Fragmenté
3351_3220	massif1	9219,5	61,98	38,02	Perturbé

ANNEXE 2 - MASSIFS

Taille et superficie des massifs par UTR en 2004 (Sief 3e décennal)

UTR	No. massif	Superficie (ha)	%7m-	%7m+	Catégorie
2351	merge1	112913,9	41,6	58,4	Fragmenté
	merge3	30824,6	16,5	83,5	Altéré
	merge2	68190,5	9,3	90,7	Altéré
2352	merge1	27342,3	13,1	86,9	Altéré
	massif1	27250,6	25,8	74,2	Altéré
	massif4	94596,0	0,3	0,7	Fragmenté
	massif5	35631,0	0,7	0,3	Perturbé
	massif6	17010,9	0,6	0,4	Perturbé
	massif7	17626,3	0,6	0,4	Perturbé
3151_2008	merge1	12914,8	12,6	87,4	Altéré
3152_3117	merge1	12914,8	12,6	87,4	Altéré
3152_2118	massif1	1716,1	0,1	0,9	Altéré
	massif2	1302,2	0,5	0,5	Fragmenté
3152_2119	massif1	2194,0	0,2	0,8	Altéré
3152_3220	massif1	3487,5	0,0	1,0	Intègre
	massif2	5062,7	0,5	0,5	Fragmenté
	massif3	4560,7	0,4	0,6	Fragmenté
3153_3001	merge1	11663,0	39,1	60,9	Fragmenté
	massif3	4317,3	0,3	0,7	Altéré
3153_3002	merge	22472,1	45,9	54,1	Fragmenté
3153_3003	merge1	11827,4	49,5	50,5	Fragmenté
	massif3	1951,7	0,7	0,3	Perturbé
	massif4	2249,7	0,4	0,6	Fragmenté
	massif5	2449,2	0,6	0,4	Perturbé
	massif7	6195,0	0,7	0,3	Perturbé
	massif8	2764,2	0,3	0,7	Altéré
3153_3004	massif1	5780,1	0,5	0,5	Fragmenté
	massif2	5777,9	0,5	0,5	Fragmenté
	massif3	6126,4	0,8	0,2	Perturbé
3153_3005	massif1	18123,6	0,5	0,5	Fragmenté
3153_3006	massif1	12940,5	0,6	0,4	Perturbé
3153_3007	massif1	5407,7	0,6	0,4	Fragmenté
	massif2	4959,38	66,0	34,0	Perturbé
3153_3008	massif1	2281,5	0,9	0,1	Perturbé
3351_3201	massif1	4439,3	0,6	0,4	Fragmenté
3351_3202	massif1	27384,0	0,6	0,4	Fragmenté
3351-3203	massif1	4866,7	0,3	0,7	Altéré
	massif2	4287,6	0,5	0,5	Fragmenté
	massif3	8508,6	0,6	0,4	Perturbé
3351_3204	massif1	22978,5	0,4	0,6	Fragmenté
3351_3205	massif1	5959,6	0,4	0,6	Fragmenté
3351_3220	massif1	9692,8	0,4	0,6	Fragmenté

Rapport final

Documentation sur les enjeux de raréfaction de l'épinette blanche
et des massifs forestiers de la Réserve faunique des Laurentides

Par Lucie Parizeau, ing. f.

Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune
Gouvernement du Québec
Québec

23 mars 2007

Table des matières

Section 1

Raréfaction de l'épinette blanche dans la Réserve faunique des Laurentides	2
Provenance des données	3
Description des secteurs de la Réserve faunique des Laurentides.....	3
Secteur Ouest	3
Secteur Nord	4
Secteur Centre.....	5
Secteur Est	5
Conclusion	7
Documents consultés	10

Section 2

Analyse des massifs forestiers de la Réserve faunique des Laurentides	12
L'état des massifs forestiers.....	13
La taille des perturbations naturelles et humaines majeures.....	17
La dispersion spatiale des perturbations	19
La matrice forestière	20
La forme des perturbations naturelles et humaines.....	22
Conclusion	23
Documents consultés :	24

ANNEXE 1- Méthodologie pour rendre compte de l'état des massifs forestiers de la RFL.....	25
---	----

ANNEXE 2 - Superficie des perturbations humaines et naturelles dans la Réserve faunique des Laurentides.	31
---	----

ANNEXE 3 - Matrice forestière	32
-------------------------------------	----

ANNEXE 4 - Forme des perturbations.....	33
---	----

Section 1

Raréfaction de l'épinette blanche dans la Réserve faunique des Laurentides

Ce document fait la compilation de toutes les données disponibles sur le volume de l'épinette blanche. Cette compilation a été réalisé selon quatre secteurs dans la Réserve faunique des Laurentides (RFL) soit les secteurs Ouest, Nord, Centre et Est. Le but de ce document est de percevoir quels secteurs de la RFL sont touchés par le problème de raréfaction de l'épinette blanche et à quoi tient cette diminution.

Pour se régénérer, l'épinette blanche a besoin d'un sol minéral et de bois en décomposition. Les conditions de germination de l'épinette blanche sont adaptées à certaines perturbations naturelles, principalement le chablis mais aussi les épidémies de TBE. Les épidémies de TBE, rendent parfois et pendant un certain temps les peuplements plus susceptibles aux chablis et amènent une augmentation de la luminosité du parterre forestier. Lors d'un chablis, les arbres déracinés mettent le sol minéral à nu et permet l'accumulation de gros débris ligneux (Grondin et al. 2003).

L'épinette blanche possède des conditions de germination particulières ce qui lui a permis de maintenir une présence notable dans la RFL jusqu'aux années 60 soit jusqu'à l'arrivée de l'industrie forestière mécanisée telle que nous la connaissons de nos jours. Nous savons que les coupes avec une faible perturbation du sol, c'est-à-dire les coupes réalisées en hiver soit à l'aide d'une machinerie perturbant peu le sol ou à l'aide de chevaux, semblent liées à la rareté des lits de germination de l'épinette blanche (Grondin et al. 2003). De plus, les coupes pratiquées sur de courtes révolutions (50-60 ans) ne favorisent pas l'épinette blanche puisque les forêts sont récoltées avant d'avoir atteint un stade suffisamment avancé (Figure 1) (Kimmins 2004) diminuant l'occurrence des chablis. En effet, cette diminution serait la source d'une raréfaction des bois morts et des micro-sites de régénération associés.

Provenance des données

Ce document présente des comparaisons entre les proportions de volume marchand d'épinette blanche. Les données historiques proviennent principalement des plans de travail des compagnies ayant occupé une concession forestière dans la RFL entre 1929 et 1963 (Figure 2). En ce qui concerne les données actuelles, elles sont de deux provenances. SIFORT 3^e décennal était utilisé pour connaître le volume actuel pour le même endroit où était localisée la concession lorsque le volume ancien d'épinette blanche était connu. Par contre, si le volume ancien n'était pas connu, les PGAF 1999 à 2025 des aires communes de la Réserve faunique des Laurentides permettait d'estimer un volume actuel pour plusieurs essences dont celui de l'épinette blanche.

Description des secteurs de la Réserve faunique des Laurentides.

(Tableau 1)

Secteur Ouest

Données anciennes

Deux concessions sont incluses dans ce secteur: la Consolidated Paper Corporation Ltd-Upper Batiscan (1956) et la St-Raymond Paper Ltd Lower and Upper Ste-Anne (1957). De plus, nous y retrouvons un secteur vierge. Les plans d'aménagement des deux concessions (Consolidated Paper Corporation Limited 1959 et Lafond, 1958) montrent un pourcentage de volume marchand d'épinette blanche de 20,9% pour le secteur couvert par la Consolidated Paper Corporation et 21% en moyenne pour les secteurs nord et sud de la St-Raymond Paper LTD. Entre ces deux concessions se trouvait un massif de forêt vierge de 37 102 ha, aucune données anciennes n'a été trouvé pour ce territoire.

Données actuelles

Les données de SIFORT 3^e décennal ont été utilisées afin de connaître le volume d'épinette blanche pour la superficie des deux concessions. Celles-ci ont permis de trouver des proportions du volume d'épinette blanches de 6,6 % pour le territoire qui était couvert par la Consolidated Paper Corporation Ltd-Upper Batiscan et 10,35 % pour le territoire couvert antérieurement par la St-Raymond Paper Ltd Lower and Upper Ste-Anne.

Comparaison

La comparaison entre les données anciennes des concessions de 1956 et 1957 avec les données actuelles de Sifort 3e décennal (1990) nous montrent une nette différence dans la proportion de volume d'épinette blanche. Ces forts pourcentages peuvent être dû au nombre élevé de tiges de grandes dimensions que l'on retrouvait auparavant dans ces forêts (Comm. Pers. P. Boulianne) et à un lit de germination adéquat causé par les perturbations naturelles qui avait cours jusqu'alors. L'incidence du nombre élevé de tiges à gros volume sur le pourcentage donne l'impression qu'il y avait beaucoup d'épinette blanche, lorsque en fait, le nombre de tiges n'était peut être pas si élevé. À la suite des premières récoltes, la plupart de ces grosses épinettes blanches ont été récoltées ou ont dépériées sur place et n'ont pas eu la chance de se reproduire faute de lit de germination adéquat. Ceci peut avoir entraîné une diminution drastique du volume d'épinette blanche.

Secteur Nord

Données anciennes

Une seule concession desservait le nord de la réserve faunique, il s'agit de la Price Brothers and Company (1932). Le plan de travail réalisé par Wright (1932) fait mention d'une proportion de 39,3% d'épinette, ne spécifiant pas de quel type il s'agissait.

L'unité de gestion du Saguenay (MÉR, 1980) dont les données date d'environ 1975 fait mention d'une proportion de 5% d'épinette blanche de leur volume marchand.

Données actuelles

Les PGAF des quatre aires communes principales, c'est à dire la 23-21, la 23-20 (bloc 21), la 21-01 et la 21-02, ont permis de constater que cette essence représente 6% du volume marchand moyen de ce secteur.

Comparaison

Les données de l'unité de gestion du Saguenay et celles des PGAF permettent une certaine comparaison entre les proportions d'épinette blanche. Cependant, un horizon de moins de vingt ans n'est pas suffisant pour conclure sur la situation de l'épinette blanche de ce secteur. Des données datant d'au moins 1960 seraient requises afin d'avoir une comparaison raisonnable.

Secteur Centre

Données anciennes

La concession qui était dans ce secteur est la Donnacona Paper Company. Malheureusement, après maintes recherches sur cette compagnie, il semblerait qu'aucun document comportant des données d'inventaire sur l'épinette blanche n'a été conservé. L'unique document de cette compagnie, le plan de travail réalisé par Wright (1930), ne faisait aucune distinction entre les types d'épinette. L'unité de gestion des Laurentides # 32, qui est compris à 98% dans la RFL et dont les données forestières proviennent de photographies prises en 1969, donne une proportion d'épinette blanche de 6% (MÉR, 1980).

Données actuelles

L'aire commune 32-02 correspondant à ce secteur dénote une proportion de 12% en épinette blanche.

Comparaison

Les données de la concession seraient nécessaires pour la comparaison. De plus, les données provenant du profil biophysique de l'unité de gestion des Laurentides amènent une certaine interrogation. En effet, le volume d'épinette blanche aurait sensiblement augmenté au cours des années, ce qui est plutôt curieux puisque ce secteur a été récolté au moins une reprise depuis 1920 (MÉR, 1980) et qu'habituellement les récoltes, telles qu'elles sont réalisées, ne favorise pas la germination de l'épinette blanche.

Secteur Est

Données historiques

Cette partie de la Réserve faunique des Laurentides était desservie par les compagnies Ste-Anne Power Company, Donohue Brothers limited et Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd. La plus ancienne de ces compagnies, la Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills apporte des données de 1926 (Brousseau, 1926). L'épinette blanche représentait 21,5% du volume du bois à pâte. Seules les tiges de plus de 18 cm à hauteur de poitrine étaient comptabilisées. De cette proportion, plus de 72% avait un diamètre supérieur à 25 cm. Cette donnée est considérée comme fiable même si elle provient uniquement du volume pour le bois à pâte puisque les résineux récoltés étaient presque envoyés en totalité pour

la pâte tandis que les feuillues étaient en minorité dans ce secteur. Pour sa part, la Donohue Brothers limited qui était la concession la plus au nord du secteur est de la RFL, et dont les données sont plus récentes, (Cournoyer, 1961) mentionne une toute autre proportion. Seulement 1% de leur volume marchand était de l'épinette blanche. Finalement, la Ste-Anne Power Company (Lemay, 1950, Carrier 1961) n'indique pas de proportion pour cette essence, n'ayant pas fait la distinction entre les types d'épinettes.

Données actuelles

Pour les superficies couvertes antérieurement par les concessions Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills et Donohue Brothers limited, SIFORT 3^e donne respectivement 9,2% et 6,9 % de volume marchand en épinette blanche. De plus, l'aire commune correspondant aujourd'hui à ce secteur est la 33-30. Celle-ci montre une proportion de 7% de volume marchand en épinette blanche.

Comparaison

Le PGAF de l'aire commune 33-30 fait allusion qu'à l'origine, le territoire était essentiellement constitué de forêts résineuses issues de feux datant possiblement du 18^e siècle. Ces forêts étaient parfois pures en épinette noire ou en association avec le sapin et l'épinette blanche (PGAF 1999-2024 de l'aire commune 033-30). Comme pour le secteur Ouest de la Réserve, la grande proportion d'épinette blanche ayant un fort volume apporte une proportion très grande de cette essence qui, suite aux premières récoltes, a diminué significativement. Cette diminution semble être due à une récolte des arbres de fort diamètre ainsi qu'à une rotation courte entre les coupes ne permettant pas une perturbation du sol favorable à la germination de l'épinette blanche. Par contre, en ce qui concerne la Donohue Brothers limited qui ne comptait que 1% de son volume en épinette blanche, le document la concernant mentionne que leur secteur était exploité depuis une quarantaine d'années et que 63% de la forêt productive avait plus de 90 ans. Même si la forêt était âgée elle ne contenait pas beaucoup d'épinette blanche. Ceci permet de soupçonner que le volume d'épinette blanche n'a peut être jamais été très élevé pour cette partie du secteur Est de la RFL.

Conclusion

En général, on peut dénoter une diminution dans les volumes récoltés d'épinette blanche. Par contre, plusieurs facteurs comme le manque de données ultérieures, le fort volume des tiges avant 1960 donnant l'impression qu'il y avait beaucoup d'épinette blanche et l'exactitude de la différenciation entre les essences ne permettent pas de conclure définitivement à une raréfaction de l'épinette blanche pour la Réserve faunique des Laurentides.

Figure 1: Le système 1 correspond à une coupe totale ou CPRS avec révolution de 60 ans. Illustrant les conséquences d'une révolution de 60 ans qui ne permet pas à la forêt d'atteindre un stade de fin de succession où des perturbations comme le chablis ont davantage de chance de ce produire. (Tirée de Kimmins 2004)

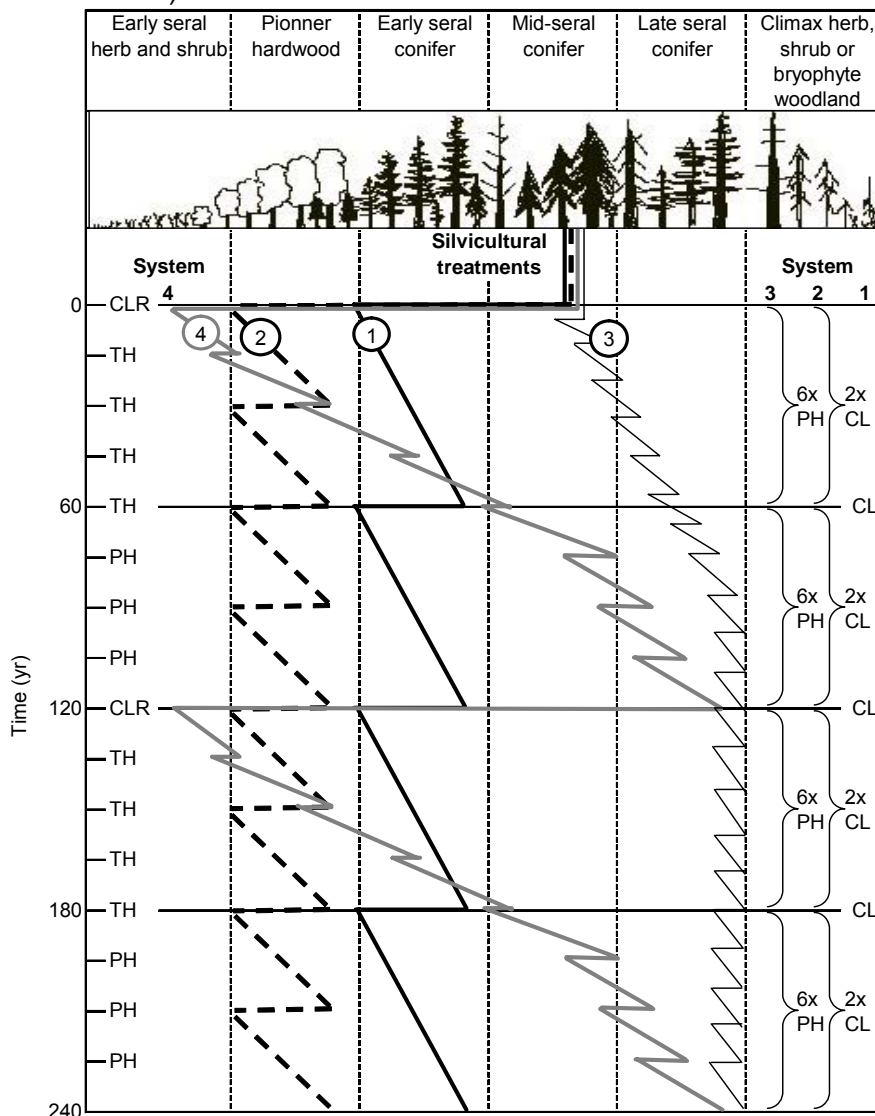


Figure 2.4. Seral sequences in a hypothetical mesosere that might result from conventional (system 1, corresponding to line 1) and short-rotation (system 2, line 2) even-aged silviculture with repeated rotations based on clearcutting followed by planting; a low-disturbance, frequent-entry, partial-harvest system with natural regeneration of under-planting of shade-tolerant species (system 3, line 3); and a system for the emulation of natural disturbance that alternates moderate to severe harvest disturbance every 120 yr with periods of partial harvesting and incorporates variable retention and silviculture for managing stand structure (system 4, line 4). The ranges of seral conditions sustained are far greater for the scenario with emulation of natural disturbance than for the other systems. The time scales shown in this hypothetical example are probably unreasonably short for many northern forests and shorter than it would take an unmanaged ecosystem to develop through such sequence of seral stages. The patterns are thought to be valid, however.

Figure 2: Les aires communes et les concessions de la Réserve faunique des Laurentides

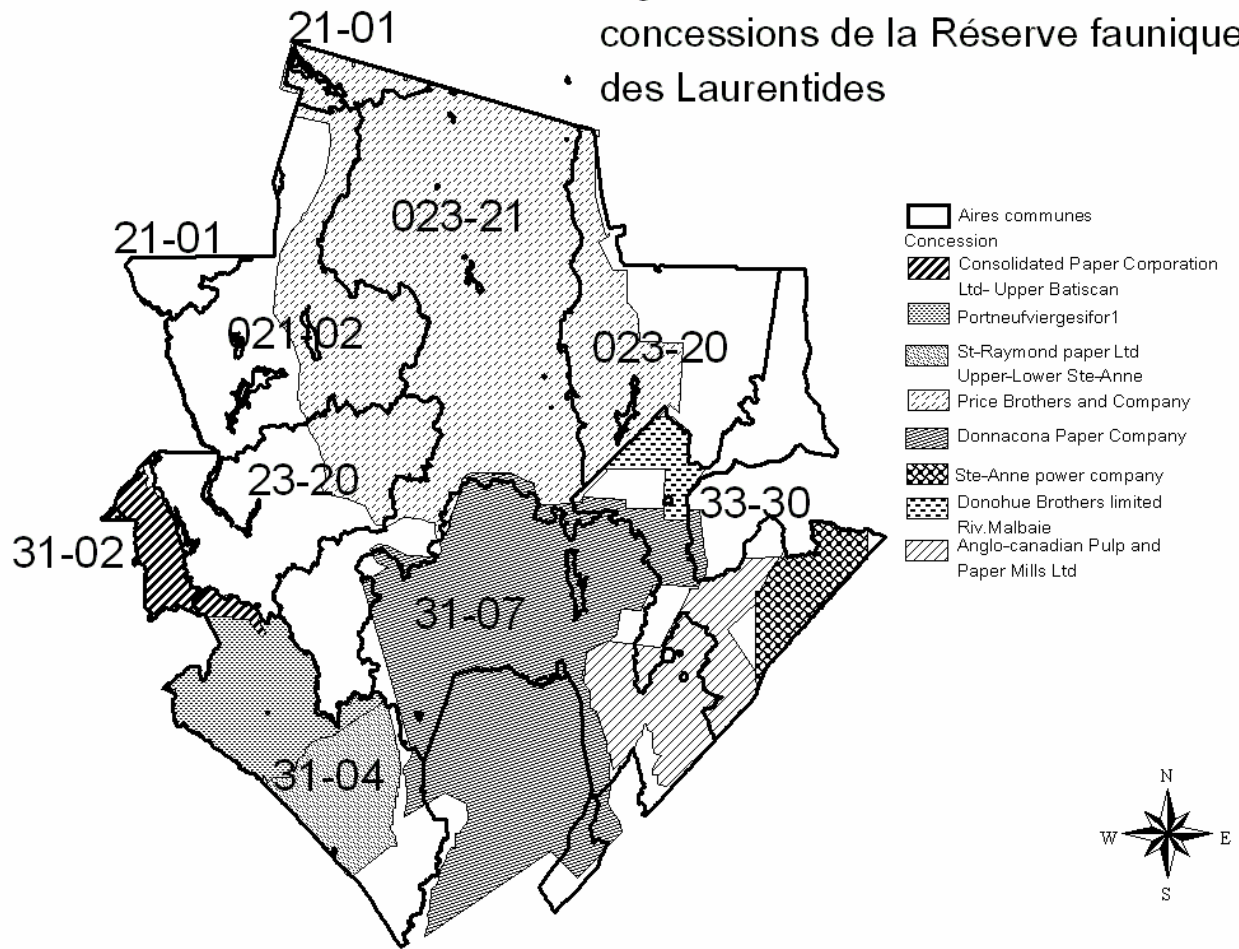


Tableau 1. Proportion du volume (%) marchand d'épinette blanche et des autres essences selon le secteur de la Réserve faunique des Laurentides pour les concessions et les aires communes.

Secteur	Concession	Année des données	% EPB	Autre %	Aire commune	% EpB	Autre %	Commentaire
Ouest	Consolidated Paper Corporation Ltd - Upper Batiscan	1956	20,9%	EpN:14% SaB:29% BoP:13%	Sifor 3e	6,6%	EpN:9% SaB:21% BoP:22% Autre:43%	
	St-Raymond Paper Ltd Lower Ste-Anne	1957	20,7%	SaB:67% BoP:12%	Sifor 3e	10,35%	EpN:8% SaB:33% BoP:21% Autre:30%	
	St-Raymond Paper Ltd Upper Ste-Anne	1957	21,6%	SaB:43% BoP:5%				
Nord	Price Brothers and Company	1932	Pas de dissociation entre les types d'épinettes	Sab:44,9% Ep:39,3% Bop:15,0% Pet:0,8%	23-21 (bloc 21)	7%	SaB:24% EpN:38%	Il y a deux blocs:21 et 23 le 23 n'est pas dans la RFL.
					23-20 (bloc 21)	6%	SaB:21% EpN:33%	Il y a deux blocs:21 et 23 le 23 n'est pas dans la RFL. 2e récolte pour certaines parties
					21-01	6%	Bop:29% EpN:22% PeT:19% SaB:12%	
					21-02	5%	EPN:33% SaB:16%	
Centre	Donnacona Paper Company	1930	Pas de dissociation entre les types d'épinettes	Sab:68% Ep:32% Bop:peu Pet:absent	31-07	12%	SaB:54% EpN:23% Bop:11% MeL-PeT:10%	Tout le secteur sauf l'extrême ouest a été récoté à au moins une reprise
Est	Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd	1926	21,5%	Pâte: EpN:16% Sab: 62.4%	SIFORT 3e	9,2%	EpN:25% SaB:24%	Forêt d'origine:PiB, EpB et EpN pure ou associée au SaB et EpB. Secteur Riv. Malbaie en altitude (900 m et +)
	Ste-Anne power company	1950	Épinettes non dissociées	EP:29.9% SAB:32,3%	33-30	7%		
	Donohue Brothers limited - Riv Malbaie	1961	1%	EPN:32% SaB:35%	SIFORT 3e	6,9%		

Note: Pour un même secteur de la réserve, le territoire couvert par la concession de la partie gauche du tableau correspond en tout ou en partie au territoire couvert par l'aire commune de la partie droite du tableau.

Documents consultés

Brousseau, D., 1929. Report on exploration of Montmorency crown lands, in the province of Quebec for Anglo-Canadian Pulp and Paper Mills Ltd.

Carrier, J. M. 1961. Report on general and special management plan applicable to the crown limits under lease to the St-Anne Power Company and the Baie St-Paul Lumber Company, limited in the St-Anne and Du Gouffre rivers watersheds. Québec. P 1-33.

Consolidated Paper Corporation limited, 1959. Batiscan St-Anne forest management unit no. 9: Management plan. Grand-Mère, Québec

Cournoyer, R. 1961. Donohue Brothers Limited, concessions forestières rivière Malbaie: Inventaire et plan d'aménagement. Vol (I) et Vol (II). Québec

Grondin, P., J. Noël et D. Hotte, 2003. Rarefaction de l'épinette blanche dans les sapinières de la forêt boréale, p. 67 à 92. Dans : Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière, P. Grondin et A. Cimon, coordonnateurs. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier.

Kimmins, J.P. 2004. Emulating natural forest disturbance: What Does This Mean? Emulating natural forest landscape disturbances: Concepts and applications. A.H. Perera, L.J. Buse and M.G. Weber. New york, Columbia University Press: 8-28.

Lafond, A. 1958. Report on the forests of the St-Raymond Paper Company upper and lower Ste-Anne.

Lemay, A, 1950. St-Anne Power Company : General and special management plan applicable to crown limits. Québec, p. 2-29.

Ministère de l'Énergie et des Ressources, 1980. Profil biophysique, unité de gestion des Laurentides (32). Direction générale des forêts, Québec. 171 p.

Ministère des terres de forêts, 1980. Profil biophysique, unité de gestion du Saguenay (21). Direction générale des forêts, Québec.

Wright, W. G. 1930. Donnacona Paper Company limited: working plan for the river Jacques Cartier. Québec.

Wright, W. G. 1932. Price brothers and company limited, north Lake St-John: Working plan. Québec, 25 p.

Plans d'aménagement forestiers consultés :

- Aire commune 031-07, 1999
- Aire commune 021-01, 2001
- Aire commune 021-02, 2002
- Aire commune 023-21, 2000
- Aire commune 023-20, 2000

Section 2

Analyse des massifs forestiers de la Réserve faunique des Laurentides

Les massifs forestiers ont été modifiés à travers les années par les différentes perturbations naturelles et humaines. L'étude des massifs avant et après la période d'industrialisation de la foresterie vers 1950-1960 permet de voir l'impact des perturbations humaines sur la forêt. Ainsi, les interventions en forêt pourront être adaptées selon un patron plus naturel. De plus, l'analyse des massifs permet de vérifier si les coupes ont homogénéisé le paysage, puisque dans la forêt vierge, le paysage était une mosaïque fine et un entremêlement de divers peuplements.

Les massifs ont été examinés selon leur état de perturbation, leur superficie, leur forme et leur dispersion spatiale. Les données du 4^e décennal pour la partie sud et du 3^e décennal et les mises à jour de la Sépaq pour la partie nord de la Réserve faunique des Laurentides (RFL) ont servi pour l'analyse actuelle. Les données anciennes proviennent de quatre secteurs vierges dont les données datent de 1929.

L'état des massifs forestiers

L'analyse de l'état des massifs forestiers a été réalisée pour les 1^{er} (1970) et 3^e (1990) décennal par Rheault et Hébert (2006). Les données du 4^e (2004) décennal étant maintenant disponibles pour tout le sud de la Réserve faunique des Laurentides, une nouvelle analyse s'avère utile afin de connaître l'évolution de l'état des massifs.

Méthode

Pour ce faire, les massifs forestiers de 7 m et plus de hauteur de chacune des unités territoriales de référence (UTR) comprises dans les unités de gestion (UG) 31 et 33 de la RFL ont été délimités selon une superficie minimale de 25 km². Cette surface minimale était fondée sur les besoins des orignaux, la RFL ayant une vocation importante par rapport à cette espèce (Sépaq, 2004). Cette méthode a été utilisée par Rheault et Hébert (2006) et s'inspire de l'approche de Steve Morel (Groupe Conseil Nutshimit inc. 2005). L'annexe 1 comprend une description de cette méthode et le tableau 1 décrit les critères de distinction des différents massifs.

Tableau 1. Critères de délimitation des massifs

Massifs intègres de 7 m et plus : <ul style="list-style-type: none">- Superficie minimale de 25 km²- Absence de routes et de coupes- Moins de 30% de perturbations naturelles, 7 m et moins
Massifs légèrement altérés de 7 m et plus: <ul style="list-style-type: none">- Superficie minimale de 25 km²- Moins de 30% de perturbations naturelles et humaines, 7 m et moins
Massifs fragmentés de 7 m et plus : <ul style="list-style-type: none">- Superficie minimale de 25 km²- Entre 30% et 60% de perturbations naturelles et humaines, 7 m et moins
Massifs perturbés : <ul style="list-style-type: none">- Superficie minimale de 25km²- Comportant des coupes totales, feux ou épidémies sévères- Plus de 60% de perturbations naturelles et humaines, 7 m et moins

Résultats de la délimitation des massifs

L'état des massifs avec les données du 4^e décennal

Les données du 4^e décennal (2004) permettent de constater que la Réserve faunique des Laurentides est caractérisée par des regroupements de massifs plus ou moins perturbés (Figure 1). Les massifs forestiers à l'ouest de la RFL sont très peu perturbés par les coupes et les chemins y sont peu développés. Par conséquent, quelques UTR de l'ouest de la RFL possèdent des massifs qui sont intègres, c'est-à-dire qu'ils se composent de moins de 30% de forêts de sept mètres et moins issus de perturbations naturelles et d'aucune route ou de coupe récente. Par contre, l'est de la RFL a une proportion de perturbations humaines très élevées. Conséquemment les massifs sont perturbés, c'est-à-dire qu'ils possèdent plus de 60% de peuplement de 7 m et moins.

Comparaison de l'état des massifs avec les données du 1^e, 3^e et 4^e décennal

Les cartes des figures 1 et 2 permettent d'observer certaines particularités. Dans la partie ouest de la RFL, le niveau de perturbation des massifs a diminué à travers les années. Au centre, nous pouvons remarquer que plusieurs massifs autrefois perturbés sont devenus fragmentés et sont aujourd'hui des massifs altérés. Par contre, l'inverse s'est produit également (tableau 2).

Tableau 2. Comparaison de l'état des massifs avec les données du 3^e et du 4^e décennal selon les UTR (Figure 3).

UTR	1 ^e décennal	3 ^e décennal	4 ^e décennal
3151-2008, 3152-3117, 3152-3220.	Les massifs des UTR 3152-3117 et 3220 sont fragmentés.	Un seul massif intègre de 3487 ha dans l'UTR 3152-3220.	Deux massifs intègres totalisant 22 207 ha dans les UTR 3151-2008 et 3152-3117.
3153-3001 à 3003.	Les massifs sont presque totalement perturbés.	Les massifs sont presque totalement fragmentés.	Les massifs sont altérés. Degré de perturbation moins élevé.
3153-3004 à 3008, 3351-3203, 3351-3204.	Les massifs sont majoritairement altérés.	Les massifs perturbés totalisent 34 816 ha et sont dispersés dans les sept UTR.	Les massifs perturbés totalisent 55 934 ha et sont regroupés en deux grands massifs.

- Massifs perturbés (plus de 60% de peuplements de 7 mètres et moins)
- Massifs altérés (moins de 30% de peuplements de 7 mètres et moins)
- Massifs fragmentés (entre 30 et 60% de peuplements de 7 mètres et moins)
- Massifs intègres (moins de 30% de peuplements de 7 mètres et moins et absence de chemins)*

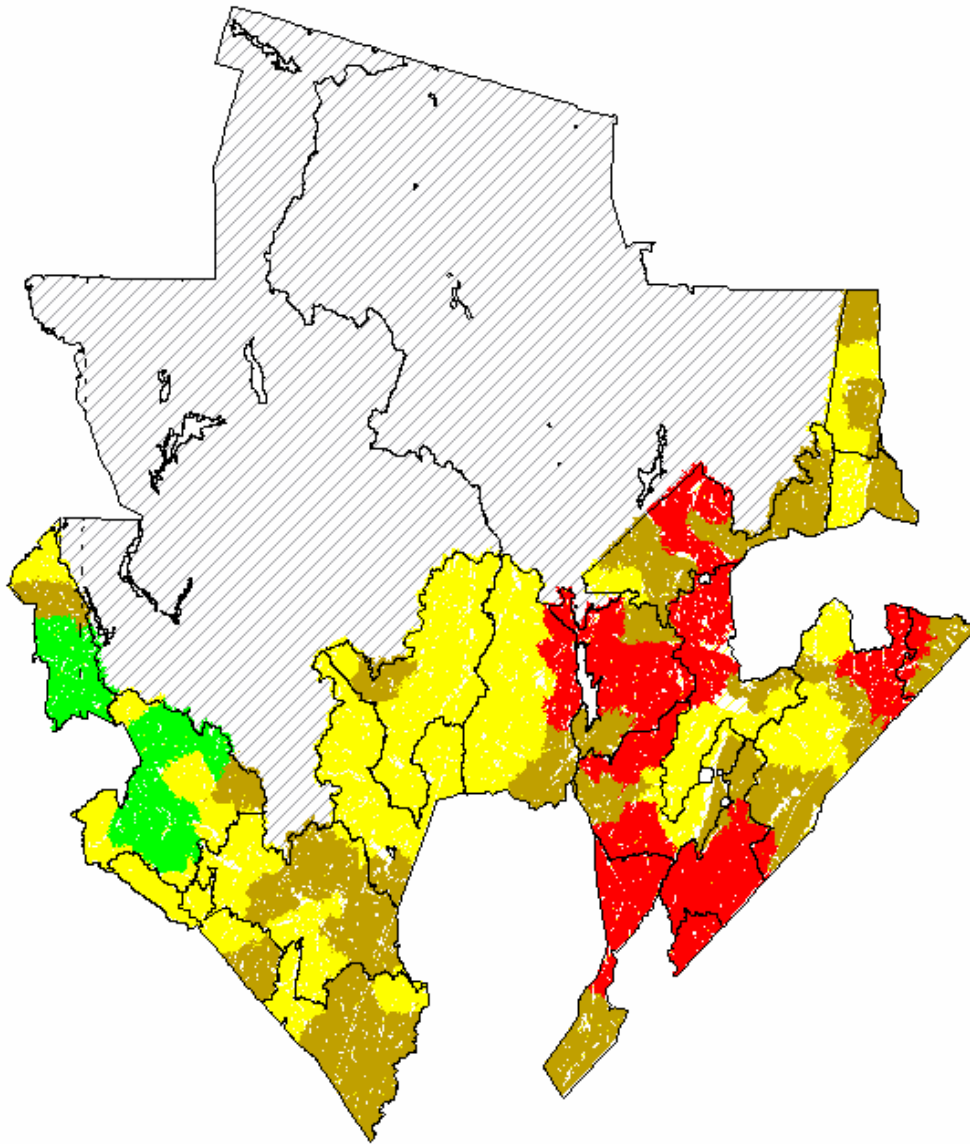


Figure 1. État des massifs forestiers du sud de la Réserve faunique des Laurentides en 2004 (4^e décennal) selon les UTR.

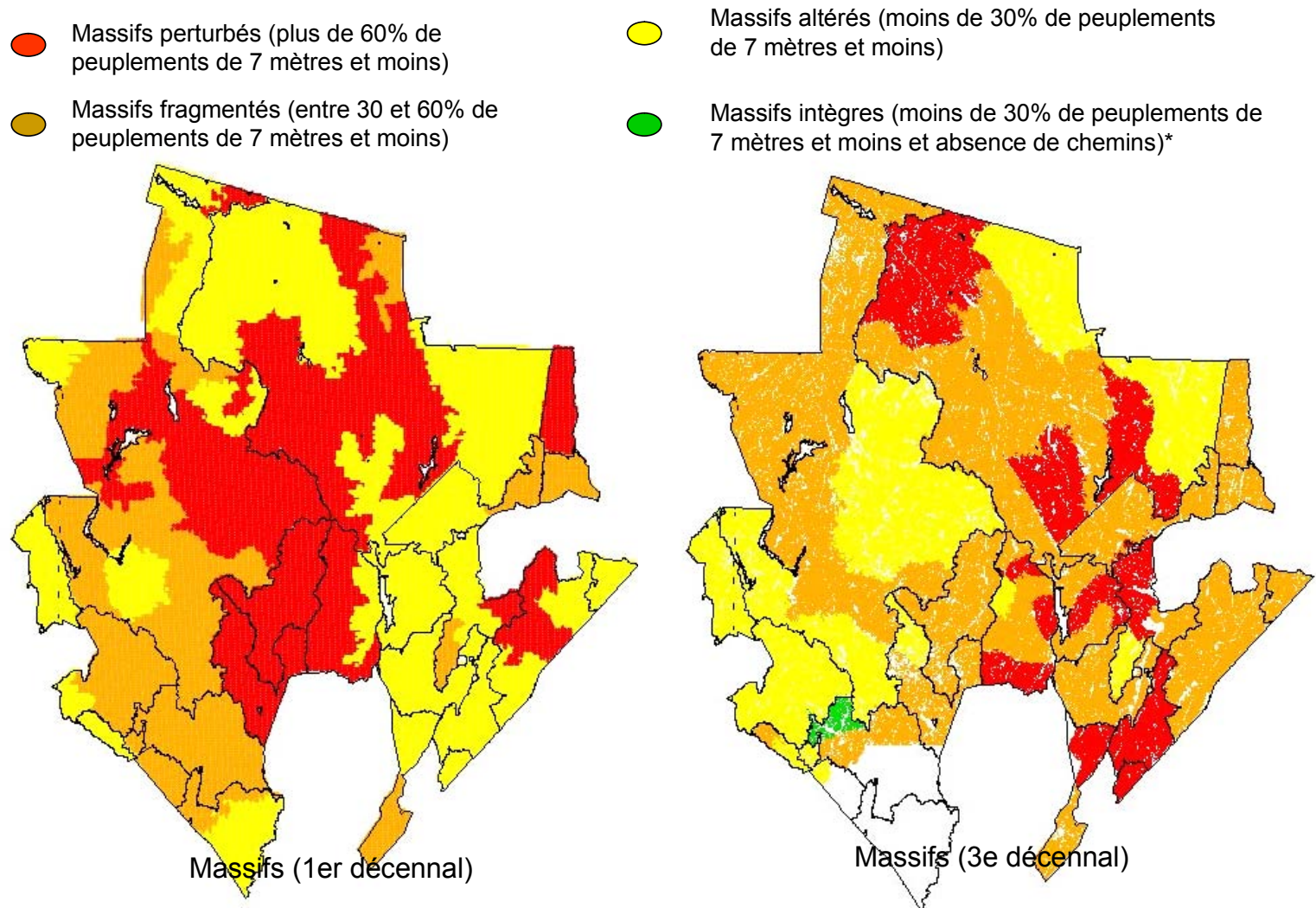


Figure 2. Évolution de l'état des massifs forestiers de la Réserve faunique des Laurentides entre 1969 – 1975 et 1990 avec les mises à jour de la Sépaq. (Rheault et Hébert, 2006)

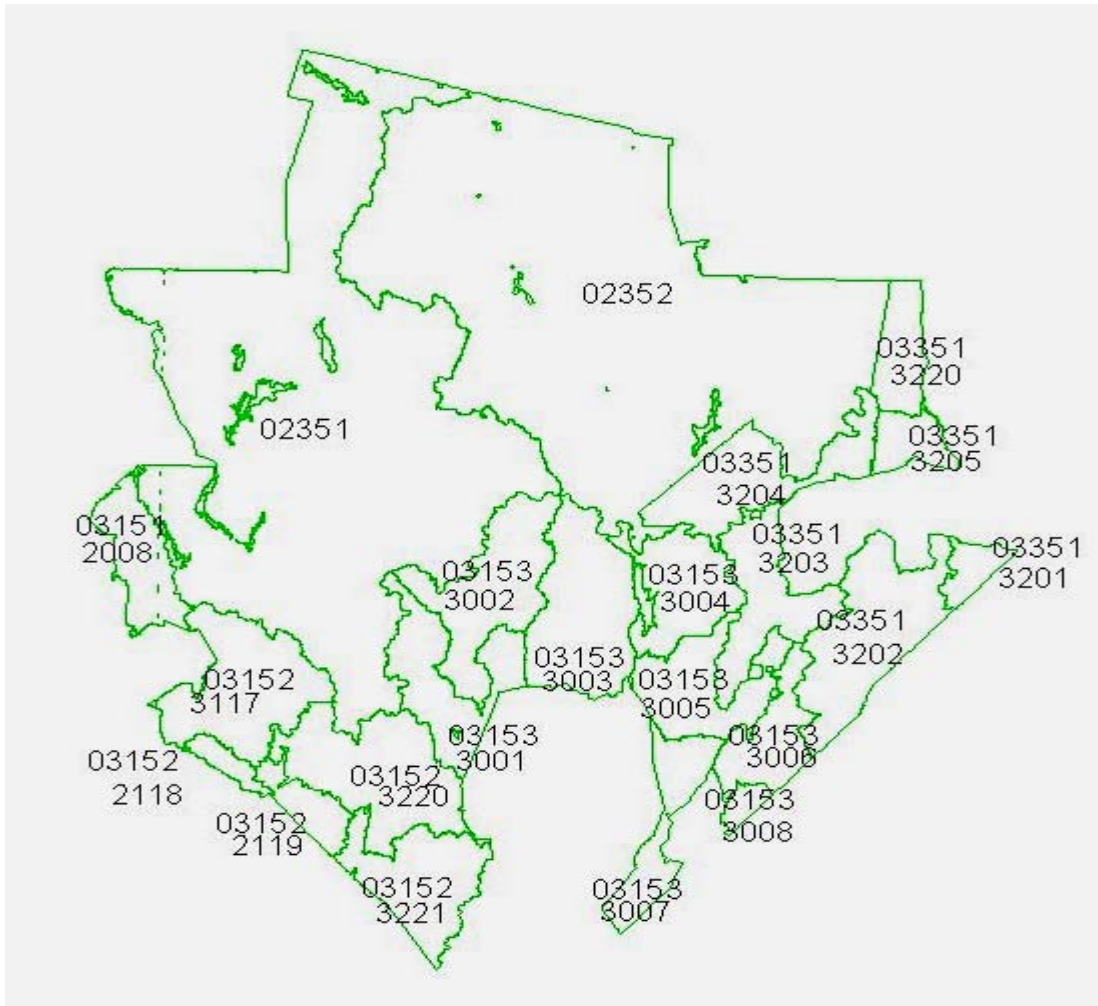


Figure 3. Noms et limites des UTR de la Réserve faunique des Laurentides

La taille des perturbations naturelles et humaines majeures.

Méthode

Afin de comparer la moyenne des superficies des perturbations humaines majeures aux perturbations naturelles majeures, un regroupement des perturbations adjacentes de la même classe d'âge (0, 10 et 30 ans) a été réalisé. Ce regroupement permet d'observer la superficie réelle de perturbation. Cette méthode a pu être effectuée en utilisant le logiciel *ArcView GIS 3.2 for Windows* et l'extension *Geoprocessing* avec la fonction *dissolve* et l'extension *GSF outils* avec la fonction *exploder shapes multiples*.

La taille moyenne des agglomérations a été calculée par UTR, pour les données actuelles (3^e et 4^e décennal) et par secteur pour les données anciennes. Les superficies sont disponibles à l'annexe 2.

Résultat

La coupe mosaïque telle que pratiquée depuis quelques années dans la Réserve faunique des Laurentides a comme objectif de s'inspirer de la nature. Par contre, selon les données du 3^e et 4^e décennal, les coupes totales et les coupes avec protection de la régénération (CPR) ont une taille différente de celle des perturbations naturelles causées par des chablis, feux et épidémies majeures. La superficie moyenne des agglomérations de coupes est de $30,45 \pm 17,1$ hectares tandis que la taille moyenne des agglomérations de perturbations naturelles majeures est de $3,68 \pm 0,87$ hectares (Annexe 2). La superficie moyenne des agglomérations de perturbations humaines est supérieure à celle des perturbations naturelles. De plus, la superficie des perturbations naturelles est relativement la même avec ou sans l'agglomération des perturbations puisque les perturbations naturelles sont beaucoup plus dispersées spatialement.

La figure 4 montre la fréquence des tailles des regroupements de perturbations naturelles et humaines. Une grande proportion d'agglomérations de perturbations naturelles est plus petite que 4 ha et presque la totalité de celles-ci sont inférieures à 10 ha. De plus, aucune de ces perturbations n'est plus grande que 50 ha. Contrairement aux perturbations naturelles, la proportion d'agglomérations de perturbations humaines qui possèdent une superficie plus petite que 4 ha est minime tandis que celle supérieure à 10 ha est considérable. De plus, certaines coupes ont une superficie au-delà de 100 ha.

Il faut aussi tenir compte qu'il est probable que la superficie des peuplements perturbés naturellement datant de 1929 soit surévaluée. Une mortalité de bordure subvient habituellement quelques années après la perturbation, ce qui a comme conséquence d'agrandir la superficie des perturbations. La superficie initiale des perturbations n'est pas perceptible sur les photos aériennes de 1929. Par conséquent, il est probable que la superficie moyenne des perturbations naturelles soit inférieure à la moyenne de 3,68 ha retrouvée pour les quatre secteurs.

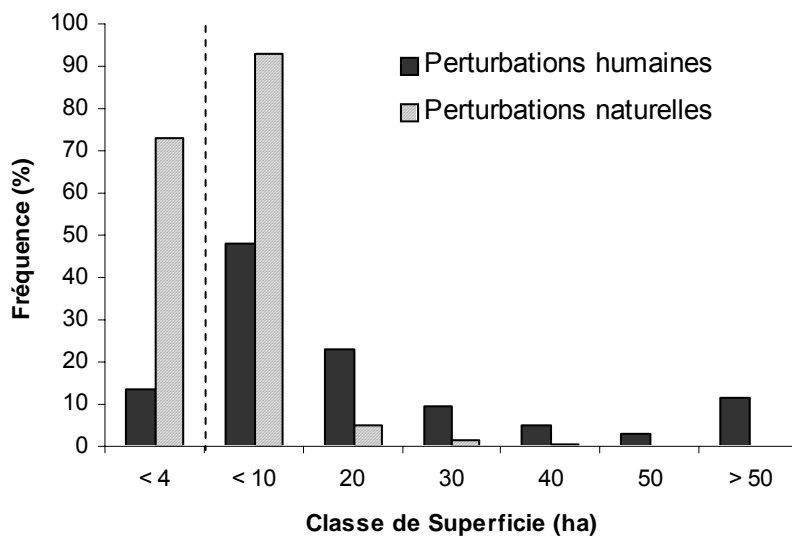


Figure 4. Fréquence (%) des tailles de regroupement de perturbations humaines (2004) et naturelles (1929) majeures selon leur superficie

La dispersion spatiale des perturbations

L'observation des perturbations a permis de comparer la dispersion spatiale des forêts vierges à celle des forêts perturbées par l'homme. Les coupes sont habituellement pratiquées en fonction de plusieurs facteurs tels que l'accessibilité ou la productivité du peuplement. Conséquemment, les perturbations humaines sont juxtaposées et forment de grands amoncellements de coupes d'âges différents (Figure 5). Contrairement aux coupes, les perturbations naturelles sont distribuées aléatoirement (Figure 6). Celles-ci forment un patron de forêts perturbées plus dispersées où il y a aussi des agglomérations de plusieurs perturbations mais dans une superficie inférieure à celles formées par les perturbations humaines.

La matrice forestière

La proportion de forêt perturbée a été observée afin de déceler les modifications que peuvent apporter les perturbations humaines sur la matrice forestière.

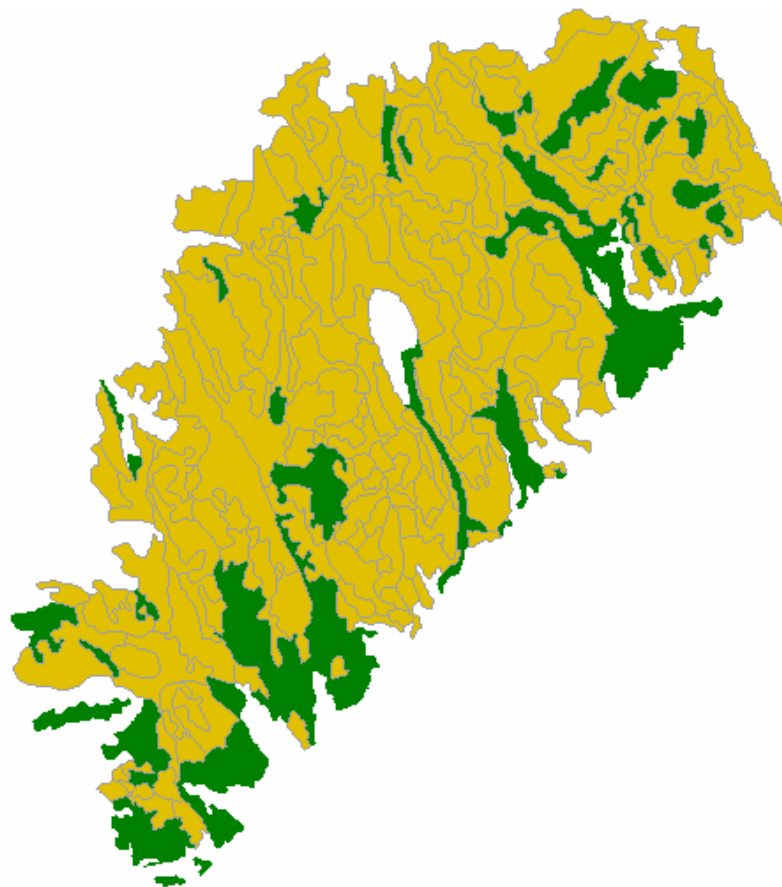
Méthode

Cette proportion a été calculée en comparant le total de la superficie des perturbations de classes d'âge 0, 10 et 30 ans sur la superficie forestière totale par UTR pour les unités de gestion (UG) 31 et 33.

Résultat

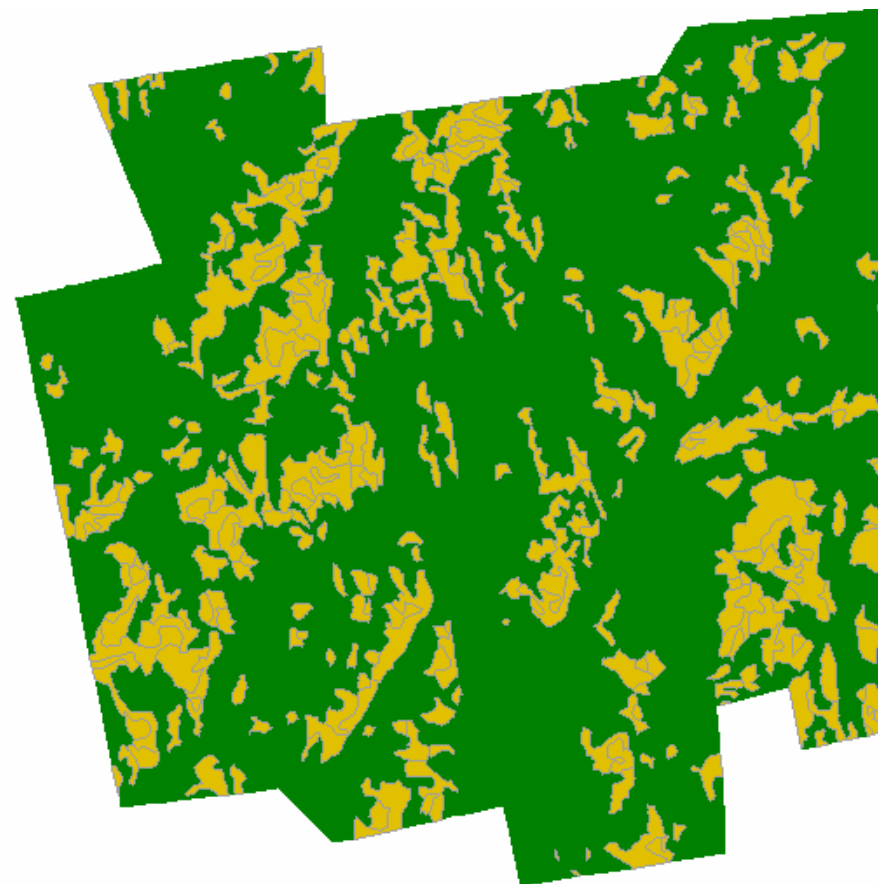
La matrice retrouvée dans la forêt vierge de 1929 se compose d'un maximum de 25% de peuplements de 30 ans et moins. Dans la RFL, on retrouve 50% des UTR où la matrice est supérieure à 25% de peuplements perturbés (Annexe 3). Le patron forestier des UTR très perturbées correspond à une matrice inverse de ce qu'on retrouvait autrefois dans la forêt naturelle de 1929, c'est-à-dire qu'on y retrouve un fort pourcentage de peuplements de 30 ans et moins. Ce qui représente un patron d'une forêt perturbée parsemée de peuplements non perturbés (Figure 5). À l'inverse, les UTR peu perturbées correspondent à un patron où on retrouve une forêt non perturbée parsemée de peuplements de 30 ans et moins (Figure 6).

■ Forêt de moins de 30 ans. ■ Forêt de plus de 30 ans



0 2000 4000 Meters

Figure 5. Matrice forestière de 85% de forêts de 30 ans et moins.



0 2000 4000 Meters

Figure 6. Matrice forestière de 25% de forêts de 30 ans et moins

La forme des perturbations naturelles et humaines

Méthode

Afin de voir si les perturbations humaines ont une forme similaire à celle des perturbations naturelles, le ratio du périmètre sur la surface a été calculé pour chaque regroupement de perturbations des UG 31 et 33 de la RFL et des secteurs vierges. L'annexe 4 donne un ratio moyen de la sinuosité par UTR et pour les secteurs vierges de 1929. Ce ratio a été calculé en comparant le ratio du périmètre sur la surface du regroupement de perturbations à celui d'un cercle de même surface (Foothills Model Forest, 2006). Un ratio très élevé correspond à une sinuosité prononcée (ex : ratio = 2552, figure 7) tandis qu'un ratio faible représente une forme s'approchant du cercle (ex : ratio = 105, figure 8).

Résultat

Le ratio moyen des agglomérations des perturbations humaines des UG 31 et 33 est de 220 tandis que celui des perturbations naturelles est de 198 pour le 4^e décennal et de 152 pour les secteurs de 1929.

La forme des agglomérations des perturbations humaines possède une sinuosité qui est légèrement supérieure à celle des perturbations naturelles. La faible différence entre ces ratios permet de constater qu'il n'y a pas de réelle différence, selon cette méthode, entre la forme des perturbations humaines et naturelles.

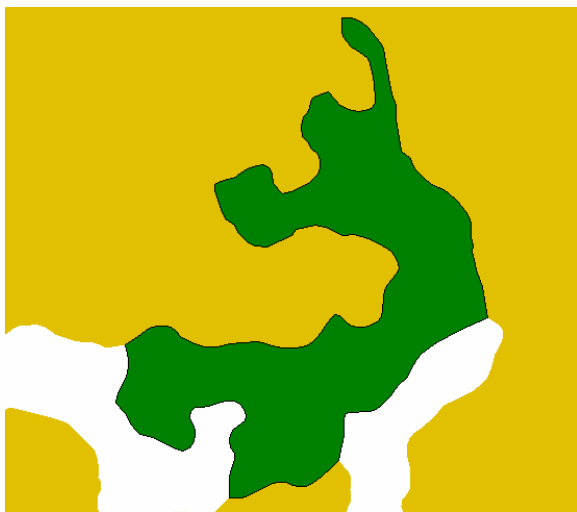


Figure 7. Perturbation ayant un ratio de 231

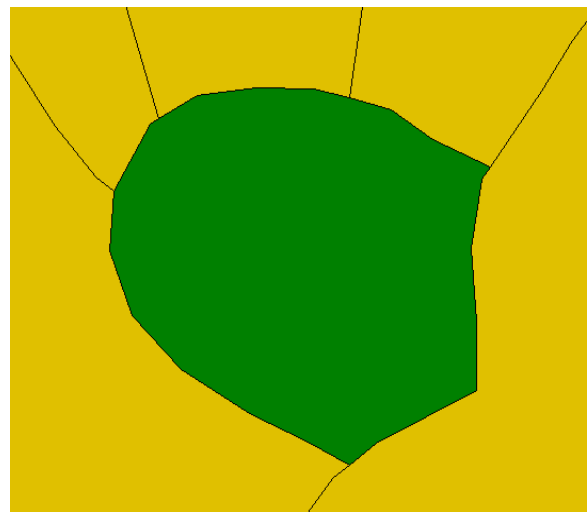


Figure 8. Perturbation ayant un ratio de 105

Conclusion

L'analyse des massifs de la Réserve faunique des Laurentides a permis de voir l'évolution des massifs forestiers. La partie ouest de la RFL comporte certaines UTR dont les massifs forestiers se composent de très peu de perturbations tandis que dans la partie est de la RFL, il y a plusieurs massifs qui sont très perturbés. À l'origine, les massifs étaient constitués d'une matrice de forêts matures dans laquelle on retrouvait nombre de petits îlots perturbés. Aujourd'hui, plusieurs massifs sont caractérisés par une matrice de forêts perturbées entrecoupées de quelques peuplements non perturbés. Une seconde différence trouvée entre la forêt naturelle et la forêt perturbée par l'homme est la taille de ces perturbations. Les perturbations humaines possèdent une superficie supérieure à celle des perturbations naturelles. En effet, on retrouve une taille moyenne de 30,45 ha pour les coupes comparativement à 3,68 ha pour les perturbations naturelles. Par contre, l'analyse de la forme des perturbations a permis de trouver une certaine similitude entre les types de perturbations, c'est-à-dire que la forme des coupes et des perturbations naturelles semble être semblable.

Il apparaît donc que l'analyse des massifs forestiers a permis de constater que les perturbations humaines sont souvent réalisées d'une manière différente aux perturbations naturelles.

Documents consultés :

Forêt Modèle Crie de Waswanipi, 2005. Projet d'intégration Ndoho Istchee : État des forêts et des habitats fauniques. Groupes conseil Nutchimit Inc, Mashteuiatsh, Québec.

Foothills Model Forest, 2006. Collection of natural disturbance quicknotes. Foothills model Forest.42 p.

Rheault et Hébert, 2006. Reconstitution du portrait historique et de la situation forestière actuelle de la réserve faunique des Laurentides. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Gouvernement du Québec. Québec.

Sépaq, 2004. Plan d'harmonisation faune-forêt-récréation de la Réserve Faunique des Laurentides. Québec. 101 p.

ANNEXE 1- Méthodologie pour rendre compte de l'état des massifs forestiers de la RFL

1. Critères de délimitation des massifs :

Massifs intègres de 7m+ :

- * ayant un min. de 25km²
- * absence de routes et de coupes
- * moins de 30% de « pertnat_-7m »

Massifs de 7m+ légèrement altéré :

- * Ayant un min. de 25km²
- * pouvant comporter jusqu'à 30% de 7m-

Massifs de 7m+ fragmenté

- * Ayant un min. de 25km²
- * pouvant comporter entre 30-60% de 7m-

Massifs perturbés

- * Ayant un min. de 25km²
- * Coupes totales, feux ou épidémies sévères
- * Plus de 60% des forêts sont de hauteur inférieure à 7 mètres (pertnat_-7m et/ou perthum_-7m)

2. Création des feuillets de base

À partir des polygones forestiers « rfl_merge.shp » :

1- “7m+.shp”:

Fonction « Query » :

[Cha_co]= “4” OR [Cha_co]= “3” OR [Cha_co]= “2” OR [Cha_co]= “1”

“Convert to shapefile”

2- “pertnat_-7m.shp”

Fonction « Query » :

[Per_co_ori]= “ES” OR [Per_co_ori]= “BR” OR [Per_co_ori]= “CHT”) AND

[Cha_co]= “7” OR [Cha_co]= “6” OR [Cha_co]= “5” OR [Cha_co]= “”

“New set”

“Convert to shapefile”

3- “perthum_-7m.shp”

Maintenir la selection précédente

Ouvrir la Table et choisir “Switch selection” pour axer la sélection suivante sur les perturbations naturelles.

Fonction “Query”:

([Cha_co]= “7” OR [Cha_co]= “6” OR [Cha_co]= “5” OR [Cha_co]= “”)

“Select from set”

“Convert to shapefile”

3. Autres feuillets à ouvrir pour la délimitation des massifs à l’échelle de l’UTR

4- “hydro_surfacique_RF.shp”

5- “reseau_routier.shp”

6- “rfl_utr.shp”

7- “rfl_merge.shp”

4. Procédures pour délimiter les massifs

1- **Cocher les feuillets 1 à 6**

2- **Choisir une UTR**

3- **Identifier les zones de 25 km² et plus où se concentrent les 7m+.**

4- **Activer le feuillet « 7m+ »**

5- Avec l’outil de sélection « Select feature » et en maintenant la touche « shift » du clavier enfoncée, **cliquer sur tous les polygones de 7m+ que l’on veut inclure en maximisant la proportion de 7m+ par rapport aux 7m-**

6- **Activer le feuillet «-7m »**

7- Avec l’outil de sélection « Select feature » et en maintenant la touche « shift » du clavier enfoncée, **cliquer sur tous les polygones de -7m inclus à l’intérieur des limites des 7m+**

8- **Activer le feuillet «hydro_surfacique_RF »**

9- Avec l’outil de sélection « Select feature » et en maintenant la touche « shift » du clavier enfoncée, **cliquer sur tous les polygones de plans d’eau incluses à l’intérieur des limites des 7m+**

10- **Activer le feuillet 7 « rfl_merge.shp »**

11- Avec la fonction « Select by theme », choisir « Completely contain », « 7m+.shp », « New set »

- 12- Avec la fonction « Select by theme », choisir « Completely contain », « - 7m.shp », « Add to set »
- 13- Avec la fonction « Select by theme », choisir « Completely contain », « hydro_surfacique_RF.shp », « Add to set »
- 14- Vérifier que tous les polygones de ce feuillet compris dans la zone du massif soient sélectionnés en jaune, s'il en manque : en enfonceant la touche « Shift » sélectionner ceux qui ne sont pas jaunes (les procédures précédentes auraient pu omettre les dénudés humides par exemple)
- 15- En s'assurant que ce feuillet soit activé et que tout ce qui doit être sélectionné apparaît en jaune, **choisir « Convert to shapefile » et lui donner un nom : massifx_noUTR**

N.B. : MASSIFS DU 1^{ER} DÉCENNAL

Pour les massifs à partir du 1^{er} décennal, on utilise la même logique.

Il faut cependant jouer avec la taille des points pour une délimitation plus facile et avec l'ordre d'apparition des couches – le chevauchement dû à la taille des points ne donne pas une bonne représentation des frontières entre les massifs.

- 1-On sélectionne les points d'une des trois couches qui font partie du massif ciblé.
- 2- On sélectionne les points de la base complète de SIFORT qui « intersect » cette couche
- 3- On rajoute en pesant sur Shift les points de la base complète SIFORT qui sont inclus à l'intérieur des limites des points en jaune
- 4-On sélectionne ensuite la partie de cette sélection la base SIFORT qui est incluse dans l'UTR choisi avec « Have their center in » (on élimine ainsi les points qui débordent)
- 5- « Convert to shapefile »

Taille et superficie des massifs par UTR en 2004 (4e décennal)

UTR	No. massif	Superficie (ha)	% 7m-	% 7m+	Catégorie
3151_2008	merge 1	7091.21	0.03	0.97	Intègre
	massif 4	2881.65	38.11	61.89	Fragmenté
	massif 5	2669.43	15.42	84.58	Altéré
3152_3117	massif 1	2585.76	32.12	67.88	Fragmenté
	merge 1	15726.62	9.95	90.05	Intègre
	massif 2	2729.24	5.61	94.39	Altéré
	massif 6	2552.72	20.11	79.89	Altéré
	massif 10	13777.87	0.0017	0.9983	Altéré
3152_2118	massif 1	2512.78	12.26	87.74	Altéré
3152_2119	merge 1	7934.02	20.30	79.70	Altéré
	massif 1	2537.40	30.00	70.00	Fragmenté
3152_3220	merge 1	5248.74	43.63	56.37	Fragmenté
	merge 2	5420.07	18.42	81.58	Altéré
	merge 3	8430.05	44.23	55.77	Fragmenté
	merge 4	8119.18	20.10	79.90	Altéré
3152_3221	merge 1	13621.67	55.03	44.96	Fragmenté
	massif 4	2705.77	26.17	73.83	Altéré
	massif 7	3021.84	29.13	70.87	Altéré
3153_3001	merge 1	18276.85	8.49	91.51	Altéré
	massif 8	2865.42	35.27	64.73	Fragmenté
3153_3002	merge 1	16910.50	12.21	87.79	Altéré
	massif 5	2805.12	51.22	48.78	Fragmenté
	massif 6	2501.68	28.29	71.71	Altéré
3153_3003	massif 1	3899.21	61.91	38.09	Perturbé
	massif 2	4370.26	44.85	55.15	Fragmenté
	merge 1	19421.13	6.94	93.06	Altéré
3153_3004	massif 1	2657.32	47.40	52.60	Fragmenté
	merge 1	11586.50	69.25	30.75	Perturbé
	massif 5	2633.48	56.74	43.26	Fragmenté
3153_3005	merge 1	5453.74	66.16	33.84	Perturbé
	massif 3	2982.95	53.48	46.52	Fragmenté
	merge 2	5368.67	67.40	32.60	Perturbé
3153_3006	merge 1	10387.99	73.70	26.30	Perturbé
	massif 1	3398.79	35.33	64.67	Fragmenté
3153_3007	merge 1	5220.85	35.50	64.50	Fragmenté
	merge 2	5216.13	61.50	38.50	Perturbé
3153_3008	massif 1	5161.13	84.94	15.06	Perturbé
3351_3201	massif 1	2609.75	50.65	49.35	Fragmenté
3351_3202	massif 1	9540.76	4.31	95.69	Altéré
	massif 2	3352.66	46.83	53.17	Fragmenté
	merge 1	6864.55	85.62	14.38	Perturbé
	merge 2	6873.42	38.06	61.94	Fragmenté
	massif 7	2585.49	18.21	81.79	Altéré
3351_3203	merge 1	7589.30	72.57	27.43	Perturbé
	massif 4	2595.89	30.82	69.18	Fragmenté
	merge 2	8178.03	11.80	88.20	Altéré
3351_3204	merge 1	7671.15	43.49	56.51	Fragmenté
	merge 2	5325.24	62.35	37.65	Perturbé
	merge 3	5294.38	38.50	61.50	Fragmenté
	massif 4	2526.89	30.86	69.14	Altéré
3351_3205	massif 1	2630.32	43.57	56.43	Fragmenté
	massif 2	3060.18	13.64	86.36	Altéré
3351_3220	massif 1	2630.31	34.84	65.16	Fragmenté
	merge 1	5071.72	10.11	89.89	Altéré
	massif 3	2700.58	56.77	43.23	Fragmenté

Taille et superficie des massifs par UTR en 1990 (3e décennal)

UTR	No. massif	Superficie (ha)	%7m-	%7m+	Catégorie
2351	merge1	112913.9	41.6	58.4	Fragmenté
	merge3	30824.6	16.5	83.5	Altéré
	merge2	68190.5	9.3	90.7	Altéré
2352	merge1	27342.3	13.1	86.9	Altéré
	massif1	27250.6	25.8	74.2	Altéré
	massif4	94596.0	0.3	0.7	Fragmenté
	massif5	35631.0	0.7	0.3	Perturbé
	massif6	17010.9	0.6	0.4	Perturbé
	massif7	17626.3	0.6	0.4	Perturbé
3151_2008	merge1	12914.8	12.6	87.4	Altéré
3152_3117	merge1	12914.8	12.6	87.4	Altéré
3152_2118	massif1	1716.1	0.1	0.9	Altéré
	massif2	1302.2	0.5	0.5	Fragmenté
3152_2119	massif1	2194.0	0.2	0.8	Altéré
3152_3220	massif1	3487.5	0.0	1.0	Intègre
	massif2	5062.7	0.5	0.5	Fragmenté
	massif3	4560.7	0.4	0.6	Fragmenté
3153_3001	merge1	11663.0	39.1	60.9	Fragmenté
	massif3	4317.3	0.3	0.7	Altéré
3153_3002	merge	22472.1	45.9	54.1	Fragmenté
3153_3003	merge1	11827.4	49.5	50.5	Fragmenté
	massif3	1951.7	0.7	0.3	Perturbé
	massif4	2249.7	0.4	0.6	Fragmenté
	massif5	2449.2	0.6	0.4	Perturbé
	massif7	6195.0	0.7	0.3	Perturbé
	massif8	2764.2	0.3	0.7	Altéré
	massif1	5780.1	0.5	0.5	Fragmenté
3153_3004	massif2	5777.9	0.5	0.5	Fragmenté
	massif3	6126.4	0.8	0.2	Perturbé
3153_3005	massif1	18123.6	0.5	0.5	Fragmenté
3153_3006	massif1	12940.5	0.6	0.4	Perturbé
3153_3007	massif1	5407.7	0.6	0.4	Fragmenté
	massif2	4959.38	66.0	34.0	Perturbé
3153_3008	massif1	2281.5	0.9	0.1	Perturbé
3351_3201	massif1	4439.3	0.6	0.4	Fragmenté
3351_3202	massif1	27384.0	0.6	0.4	Fragmenté
	massif1	4866.7	0.3	0.7	Altéré
3351-3203	massif2	4287.6	0.5	0.5	Fragmenté
	massif3	8508.6	0.6	0.4	Perturbé
3351_3204	massif1	22978.5	0.4	0.6	Fragmenté
3351_3205	massif1	5959.6	0.4	0.6	Fragmenté
3351_3220	massif1	9692.8	0.4	0.6	Fragmenté

Taille et superficie des massifs par UTR en 1970 (Sifort 1er décennal)

UTR	no. Massif	Superficie (ha)	%7m-	%7m+	Catégorie
2351	massif1	9605,6	3,47	96,53	Altéré
	massif2	5720,8	6,80	93,20	Altéré
	massif3	6163,8	45,92	54,08	Fragmenté
	massif4	2638,3	61,96	38,04	Perturbé
	massif5	18247,3	3,94	96,06	Altéré
	massif7	6695,6	5,60	94,40	Altéré
	massif9	3115,8	70,37	29,63	Perturbé
	massif10	7450,9	42,56	57,44	Fragmenté
	massif12	18623,3	32,75	67,25	Fragmenté
	massif14	64653,8	48,41	51,59	Fragmenté
	merge1	63320,0	82,28	17,72	Perturbé
2352	massif1	13669,0	13,44	86,56	Altéré
	massif2	58225,0	10,87	89,13	Altéré
	massif3	38266,6	26,35	73,65	Altéré
	massif4	6623,6	44,03	55,97	Fragmenté
	massif5	6860,5	88,40	11,60	Perturbé
	merge1	86942,8	83,87	16,13	Perturbé
3151_2008	massif1	11633,5	10,73	89,27	Altéré
3152_3117	massif1	2985,3	27,32	72,68	Altéré
	massif2	21765,6	56,15	43,85	Fragmenté
3152_2118	massif1	2988,5	29,27	70,73	Altéré
3152_2119	massif1	6143,6	55,82	44,18	Fragmenté
3152_3220	massif1	26479,1	56,39	43,61	Fragmenté
3152_3221	massif1	5565,8	52,23	47,77	Fragmenté
	massif2	12971,0	4,17	95,83	Altéré
3153_3001	massif1	18430,0	73,24	26,76	Perturbé
3153_3002	massif1	22787,9	68,15	31,85	Perturbé
3153_3003	massif1	5851,4	11,42	88,58	Altéré
	massif2	20157,1	79,97	20,03	Perturbé
3153_3004	massif1	15979,5	4,09	95,91	Altéré
3153_3005	massif1	16454,0	12,28	87,72	Altéré
3153_3006	massif1	12163,0	0,96	99,04	Altéré
3153_3007	massif1	6078,8	6,95	93,05	Altéré
	massif2	5686,5	53,73	46,27	Fragmenté
3153_3008	massif1	2232,4	5,88	94,12	Altéré
3351_3201	massif1	4293,9	2,36	97,64	Altéré
3351_3202	massif1	12591,4	75,20	24,80	Perturbé
	massif2	7349,0	8,32	91,68	Altéré
	massif3	7243,2	9,61	90,39	Altéré
3351_3203	massif1	9604,6	2,12	97,88	Altéré
	massif2	3780,3	42,29	57,71	Fragmenté
	massif3	2831,3	72,31	27,69	Perturbé
3351_3204	massif1	5655,0	44,76	55,24	Fragmenté
	massif2	14434,0	7,73	92,27	Altéré
3351_3205	massif1	5914,5	49,88	50,12	Fragmenté
3351_3220	massif1	9219,5	61,98	38,02	Perturbé

ANNEXE 2 - Superficie moyennes des agglomérations de perturbations humaines et naturelles dans la Réserve faunique des Laurentides.

Perturbations humaines. (3e et 4e décennal)

Unité de gestion	UTR	Nombre d'agglomérations de perturbations	Moyenne de superficie des agglomérations (ha)	Superficie totale perturbées (ha)
31 (Portneuf)	3151_2008	17	23.72	403.23
	3152_2117	0	0.00	0.00
	3152_2118	15	10.41	156.15
	3152_2119	51	13.79	703.19
	3152_3220	148	35.50	5253.42
	3152_3221	171	19.63	3355.91
	3153_3001	59	24.81	1463.77
	3153_3002	122	26.42	3223.57
	3153_3003	156	31.88	4973.42
	3153_3004	106	76.52	8110.96
	3153_3005	153	45.10	6900.50
	3153_3006	148	44.92	6602.51
	3153_3007	152	31.76	4827.20
	3153_3008	25	57.38	1434.47
	Total	1306	31.56	47005.06
33 (Charlevoix)	3351_3220	77	27.12	2088.30
	3351_3201	40	33.73	2282.80
	3351_3202	269	26.81	7211.27
	3351_3203	99	49.25	4875.99
	3351_3204	294	23.81	6999.41
	3351_3205	42	20.36	855.17
	Total	821	30.18	6261.67
21 (Saguenay - Sud)	Total	7712	16.51	127331.46
RFL	Grand total	14413	30.45 ± 17.1	119725.21

Perturbations naturelles (Secteur de 1929)

Secteur	Nombre d'agglomérations de perturbations	Moyenne (ha)	Superficie totale perturbées (ha)
Lac Champlain	222	3.71	824.36
Forêt Montmorency	160	3.01	481.78
Launière	170	3.09	525.40
Lac des neiges	271	4.89	1326.27
Total et moyenne des perturbations naturelles		3.68 ± 0.87	3157.82

ANNEXE 3 - Matrice forestière

Matrice forestière de la Réserve faunique des Laurentides

Matrice forestière de la Réserve faunique des Laurentides pour le 4e décennal (2004).

UTR	Pert 0 (ha)	Pert 10 (ha)	Pert 30 (ha)	Sup. forêt (ha)	< 30 ans	<30 ans / forêt (%)
3151_2008	35.72	26.93	334.02	13202.34	396.67	3.00
3152_2118	0.00	0.00	192.07	3156.22	192.07	6.09
3152_2119	40.52	9.93	709.44	5539.94	759.89	13.72
3152_3117	9.08	41.00	0.00	26584.56	50.08	0.19
3152_3220	222.18	1476.01	3948.68	27217.12	5646.87	20.75
3152_3221	3900.57	1210.04	535.16	19838.40	5645.77	28.46
3153_3001	32.74	1400.36	283.35	18770.12	1716.45	9.14
3153_3002	53.77	1426.24	2747.54	24078.08	4227.55	17.56
3153_3003	1277.56	2453.14	1816.23	26356.82	5546.93	21.05
3153_3004	8411.26	2163.03	336.52	17688.82	10910.81	61.68
3153_3005	5002.36	1295.53	1189.61	17015.18	7487.50	44.00
3153_3006	3815.01	73.07	3231.36	12148.13	7119.44	58.61
3153_3007	3244.36	2015.73	140.58	11942.92	5400.67	45.22
3153_3008	1800.66	181.14	8.59	2331.07	1990.39	85.39
3351_3201	877.22	1099.28	162.59	4105.46	2139.09	52.10
3351_3202	4073.48	2293.59	2091.52	26444.25	8458.59	31.99
3351_3203	4438.15	224.15	679.07	15664.59	5341.37	34.10
3351_3204	5556.18	958.42	1900.83	21640.52	8415.43	38.89
3351_3205	66.24	442.04	346.11	5994.99	854.39	14.25
3351_3220	69.68	1347.00	840.91	9569.78	2257.59	23.59
Total RFL	42926.74	20136.63	21494.18	309289.31	84557.56	27.34

Matrice forestière de quatre secteurs non perturbés en 1929 dans la Réserve faunique des Laurentides

Secteur	Pert 0 (ha)	Pert 10 (ha)	Pert 30 (ha)	Sup. forêt (ha)	< 30 ans	<30 ans / forêt (%)
Lac de neiges	477.38	502.14	345.27	5301.38	1324.79	24.99
Lac champlain	118.57	316.79	387.78	4695.627	823.14	17.53
Launière	113.46	180.55	230.51	4807.167	524.52	10.91
FM	420.50	39.34	21.15	5536.487	480.99	8.69
Secteur_nat	1129.91	1038.82	984.71	20340.661	3153.44	15.50

Annexe 4 - Forme des perturbations

Comparaison de la forme des agglomérations de perturbations humaines et naturelles

Perturbations humaines et naturelles selon les unités de gestions
(3e et 4e décennal)

Unité de gestion	Perturbations humaines			Perturbations naturelles		
	Ratio de sinuosité moyen	min	max	Ratio de sinuosité moyen	min	max
21 (Saguenay)	214	98	1812	194	106	816
31 (Portneuf)	231	111	2552	203	107	601
33 (Charlevoix)	214	105	1381	196	109	596
Moyenne pour la RFL	220			198		

Perturbations naturelles 1928-1929

Secteur	Ratio de sinuosité moyen	min	max
Lac Champlain	150	106	310
Lac des neiges	159	105	404
Forêt Montmorency	153	109	332
Launière	146	108	266
Moy. pour les quatre secteurs 1928 - 1929	152		

**LE BOIS MORT DANS LA SAPINIÈRE À
BOULEAU BLANC DE L'EST**

REVUE DE LITTÉRATURE
VERSION PRÉLIMINAIRE

Présenté à :

MRNF

Marc Leblanc, ing.f., M.Sc.

Par :

Sylvie Côté, ing.f., M.Sc.



Centre Collégial de Transfert
de Technologie en foresterie

Décembre 2007

Remerciements

La réalisation de cette revue de littérature a été possible grâce au soutien financier du MRNF. Nous remercions plus particulièrement M. Marc Leblanc de la Direction de l'environnement et de la protection des forêts, pour sa confiance et son appui.

Nos remerciements s'adressent également à Messieurs Nelson Thiffault et Yan Boucher de la Direction de la recherche forestière du MRNF, pour leur révision et leurs commentaires.

Importance et production de bois mort

De nombreuses études ont permis de mettre en évidence que les espèces forestières en déclin, tant en Europe qu'en Amérique du Nord, sont souvent associées à la raréfaction des vieilles forêts et de leurs attributs spécifiques. Ces attributs consistent notamment en une structure verticale et horizontale plus complexe, la présence de trouées, de vieux arbres et de gros débris ligneux présentant différents stades de décomposition (Berg *et al.*, 1994; Freedman *et al.*, 1996; Hunter, 1999; Imbeau, 2000 dans Desponts *et al.*, 2002). Les perturbations forestières sont à l'origine de la production de bois mort (Harmon *et al.* 1986 dans Hély *et al.* 2000; Hunter, 1999; Arseneault *et al.* 2007). Par conséquent, cette production est influencée par les caractéristiques du régime de perturbations naturelles (cycle, sévérité et répartition spatiale) (Hunter 1999).

On distingue les catégories de bois mort suivantes : les débris ligneux au sol et les chicots (arbres morts debout) (Hunter, 1999). Les gros chicots sont particulièrement importants pour plusieurs espèces vivantes, dont les oiseaux nichant dans des cavités. Bien que les oiseaux cavicoles s'adaptent dans une certaine mesure à ce qui est disponible, la dimension minimale requise dépend de la taille des oiseaux considérés (Settingington *et al.*, 2000; Vaillancourt, 2007). Quant au type d'essence, la morphologie des essences feuillues en font de meilleurs arbres à cavité que les espèces résineuses (Vaillancourt, 2007). Les arbres à cavité sont utilisés pour la nidification ou le repos, aussi bien par les excavateurs primaires, comme les pics, les mésanges ou les sîtelles, que par une foule d'utilisateurs secondaires parmi lesquels on compte des canards, hiboux, ou polatouches (Bergeron *et al.*, 1997). Un fois au sol, les débris ligneux en décomposition constituent l'habitat de prédilection pour de nombreuses espèces de vertébrés, invertébrés, bryophytes, lichens et champignons tant saprophytes que mycorrhiziens qui jouent un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs (Rowland *et al.*, 2005). Ils forment également un substrat favorable à l'établissement de semis de certaines essences forestières, influençant ainsi la composition des peuplements (Rowland *et al.*, 2005). Les débris ligneux de grosse dimension forment des niches particulières où une plus grande diversité d'espèces végétales et fongiques a été observée (Desponts *et al.*, 2004). De plus, en période hivernale les gros troncs morts deviennent aussi une voie d'accès à la zone sous la neige qui permet la prédation et offre des sites de repos moins exposés au froid pour plusieurs espèces de mammifères, dont la martre (Sturtevant *et al.*, 1996).

La production de bois mort résulte d'une combinaison de facteurs, dont les principaux sont:

- le(s) agent(s) de perturbation prévalent(s) (Hély *et al.* 2000; Vaillancourt, 2007);
- le temps écoulé depuis la dernière perturbation majeure (Hély *et al.* 2000);
- les essences présentes (Harmon *et al.* 1986; Kryups *et al.* 2002 dans Vaillancourt, 2007), qui sont reliées au stade évolutif (Hély *et al.* 2000);

- le stade de développement lié à l'âge du peuplement (Sturtevant *et al.* 1996);
- la qualité de site (Nilsson *et al.* 2002; Vaillancourt, 2007).

Ces facteurs influencent également l'importance fonctionnelle des débris ligneux qui dépend des espèces, de leur quantité, leur distribution en fonction de leur taille, leur degré de décomposition, leur position (debout ou au sol) et leur arrangement spatial (Harmon *et al.* 1986 dans Hély *et al.* 2000).

Le bois mort et la succession végétale : cas des sapinières à bouleau blanc

Dans la sapinière, les attributs spécifiques aux vieilles forêts se développent sous l'effet du régime de perturbation induit par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), les chablis et la mortalité par pied d'arbre qui provoquent des perturbations partielles récurrentes (Hély *et al.*, 2000). D'ailleurs, la mortalité par pied d'arbre ou par petits groupes peut avoir une influence prépondérante sur la dynamique et la structure des peuplements, lorsque les perturbations majeures sont rares (Aakala *et al.*, 2007).

La quantité de débris ligneux évolue avec la dynamique des peuplements. Dans la littérature, on associe souvent la variation temporelle de la quantité de débris à la suite d'une perturbation majeure à une courbe en forme de « U » (Sturtevant *et al.*, 1996), qualifiée par certains de bimodale (Rowland *et al.*, 2005). Ainsi, immédiatement après une perturbation majeure (naturelle ou anthropique), les niveaux sont généralement élevés (sauf en cas de feu intense) (Sturtevant *et al.*, 1996). Les débris résiduels déclinent avec le temps, puisqu'il y a peu de nouveaux débris provenant de la strate en régénération qui s'ajoutent. Ce phénomène se poursuit jusqu'à l'atteinte de la maturité, alors que la quantité de débris ligneux au sol est à son minimum (Sturtevant *et al.*, 1996). La période de sénescence s'amorce ensuite avec un accroissement de la mortalité. Le niveau de débris atteint un maximum au cours de la période transitionnelle pendant laquelle le peuplement équinienne entre en sénescence et progresse graduellement vers une structure inéquienne. Par la suite, les niveaux déclinent à nouveau, du fait de la distribution diamétrale en J inversée.

Il en est toutefois autrement dans les forêts mélangées, où la végétation est plutôt caractérisée par une transition graduelle d'espèces (Hély *et al.*, 2000; Chen et Popadiouk, 2002). Hély *et al.* (2000) ont constaté que dans ce cas, la quantité de débris ligneux est le reflet de la dynamique du peuplement s'opérant dans le cadre de la succession végétale, illustrée à la figure 1. Ainsi, les peuplements de feuillus intolérants installés après feu (fig 1a) produisent graduellement du bois mort via l'autoéclaircie (fig 1b). Survient ensuite la mort de ces peuplements décidus devenus surannés, qui est à l'origine d'un important apport de chicots. Ils sont remplacés plus ou moins rapidement par des peuplements mixtes ou résineux (fig 1c), entraînant un changement de composition des débris ligneux qui s'opère rapidement grâce au taux de

décomposition relativement rapide des espèces en cause. Par la suite, la quantité de débris ligneux correspond de près à la quantité de matière ligneuse vivante et possède la même composition, comme s'il y avait équilibre entre le recrutement de bois mort et sa décomposition (Hély *et al.*, 2000). Les essences résineuses, particulièrement le sapin, remplace les feuillus intolérants et les apports importants de nouveau bois mort sont dès lors associés aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette qui, à chaque période épidémique, alimentent la banque de chicots d'une nouvelle cohorte. Par la suite, le sapin baumier produit du bois mort tout au long de la succession selon un taux qui avoisinerait celui de la décomposition. Ceci expliquerait qu'en général, la quantité totale de débris ligneux est à peu près constante dans les sapinières non exploitées, caractérisées par une dynamique de trouées (fig 1d). Toutefois, l'évaluation ponctuelle de la quantité de chicots doit tenir compte du temps écoulé depuis la dernière épidémie (Hély *et al.*, 2000), puisque celles-ci sont à l'origine de pics dans la production de chicots qui se répercutent ensuite dans les quantités de débris au sol (Taylor et MacLean, 2007). De plus, lorsqu'elles sont sévères, ces perturbations génèrent des apports considérables de bois mort (Hunter, 1999), et peuvent également être à l'origine d'un retour au stade d'initiation d'un nouveau peuplement, d'où l'importance à accorder aux forêts récemment perturbées.

Pour ce qui est des essences intolérantes, bien que les taux de décomposition du bouleau à papier et du peuplier soient équivalents, leur dynamique est différente (Hély *et al.*, 2000). Le peuplier a une durée de vie moyenne d'environ 80 ans dans l'Est de l'Amérique de Nord et se régénère par cohortes successives, produisant à chaque fois une grande quantité de chicots. En Abitibi, Hély *et al.* (2000) ont constaté que le bouleau à papier produit une accumulation de débris ligneux significativement plus importante que le peuplier faux-tremble, mais plus variable dans le temps. Cette importante accumulation pourrait être associée à une plus grande longévité du bouleau dans cette région, ainsi qu'à la forte mortalité enregistrée au sein des bétulaies blanches tout au long de leur vie (Burns et Honkala éd, 1990). D'autre part, le bouleau à papier persiste plus longtemps pendant la succession à la faveur des ouvertures produites par les épidémies de TBE qui, lorsqu'elles sont assez grandes, favorisent la régénération de bouleau à papier (Kneeshaw et Bergeron, 1998 dans Hély *et al.*, 2000).

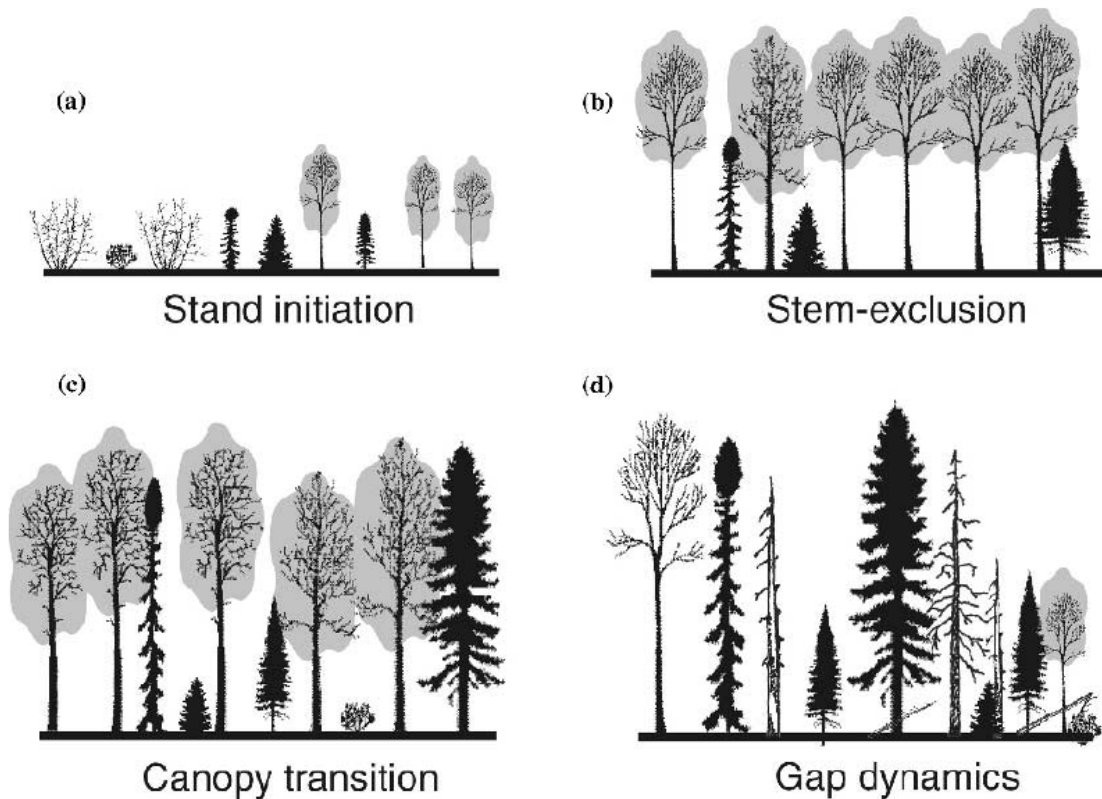


Figure 1 : Profil structural de la canopée des 4 stades de développement des peuplements de la forêt boréale mixte. Tiré de Chen et Popadiouk (2002).

Quantités de bois mort dans les sapinières du Québec

Les comparaisons de résultats entre diverses études portant sur le bois mort sont souvent imparfaites en raison du foisonnement terminologique utilisé pour la description du bois mort et de l'utilisation de méthodologies diverses pour son évaluation (Taylor et MacLean, 2007; Perera *et al.*, 2007). Par conséquent, les moyennes présentées ici le sont à titre indicatif et doivent être perçues comme des ordres de grandeur.

À ce jour, il existe peu d'études ayant permis la caractérisation du bois mort dans les sapinières boréales mixtes du Québec (Desponts *et al.*, 2002, 2004). Certaines fournissent des données concernant uniquement les chicots (Bergeron *et al.*, 1997; Roberge et Desrochers, 2004; Aakala *et al.*, 2007; Vaillancourt, 2007). Dans la Réserve faunique des Laurentides, une seule étude portant sur le bois mort a été réalisée. Cette étude de Desponts *et al.* (2002) a notamment caractérisé les principales différences structurales observées dans les sapinières du secteur du Lac des Neiges dans l'est de la RFL, quelles soient équiennes de seconde venue (60 à 70 ans), parvenues à la sénescence, ou encore qu'elles forment des peuplements anciens de structure irrégulière. Cette étude fournit une évaluation ponctuelle pour une portion du « grand-écosystème » de la

sapinière à bouleau blanc de haute altitude (écosystème no 3b) (Boucher *et al.*, 2007).

Despôts *et al.* (2002) mentionnent que dans la sapinière boréale vierge, la récurrence des perturbations avait favorisé le développement d'une structure irrégulière et d'attributs de forêts anciennes, tels que les chicots et débris ligneux de grande taille. Les densités moyennes de chicots et de débris au sol obtenues sont présentées au tableau 1. Ces résultats confirment la faible abondance des chicots et débris ligneux dans les peuplements mûrs par rapport aux surannés et à ceux de structure irrégulière, qualifiés d'anciens. De plus, aucun chicot appartenant à la classe de détérioration la plus avancée n'a été répertorié dans les peuplements mûrs, contrairement aux peuplements anciens et surannés.

	Peuplement issu d'une coupe, 1930–1940		Peuplement ancien
	Mature	Sénescent	
Arbres et gaules			
Âge des arbres en 1998 (années)	66,2 (6,7) <i>a</i>	78,0 (7,4) <i>b</i>	84,8 (4,7) <i>b</i>
DHP des arbres (cm)	12,6 (1,1) <i>a</i>	16,6 (2,4) <i>b</i>	14,0 (1,2) <i>ab</i>
CV du DHP des arbres (%)	17,0 (4,1) <i>a</i>	22,2 (8,1) <i>b</i>	21,3 (5,8) <i>b</i>
Densité des arbres >10 cm (tiges/ha)	3188 (1290) <i>a</i>	1568 (708) <i>b</i>	1950 (612) <i>b</i>
Densité des arbres >20 cm (tiges/ha)	38,6 (54,8) <i>a</i>	169,7 (125,2) <i>b</i>	77,2 (119,7) <i>a</i>
CV de la densité des arbres (%)	33,1 (9,0) <i>a</i>	38,4 (11,2) <i>a</i>	42,8 (24,1) <i>a</i>
Chicots >10 cm DHP			
Densité des chicots >10 cm (chicots/ha)	52 (25) <i>a</i>	251 (218) <i>b</i>	182 (182) <i>b</i>
Diamètre (cm)	13,9 (3,4) <i>a</i>	15,6 (6,1) <i>a</i>	13,5 (3,4) <i>a</i>
Densité des chicots >20 cm (chicots/ha)	1,0 (25) <i>a</i>	62,1 (218) <i>a</i>	13,6 (182) <i>a</i>
Débris au sol >10 cm DHP			
Fréquence d'interception/5 m	0,67 (0,88) <i>a</i>	1,03 (1,30) <i>b</i>	0,97 (0,85) <i>b</i>
DHP (cm)	16,0 (2,6) <i>a</i>	17,7 (2,7) <i>b</i>	17,9 (3,9) <i>b</i>
Proportion des débris >20 cm (%)	12,0 (20,0) <i>a</i>	28,8 (19,5) <i>a</i>	32,1 (14,4) <i>a</i>
Recouvrement des débris >10 cm (%)	2,4 (1,3) <i>a</i>	6,4 (3,3) <i>b</i>	5,1 (2,3) <i>b</i>
Volume total (m ³ /ha)	31,9 (51,6) <i>a</i>	89,6 (143,3) <i>a</i>	94,0 (101,4) <i>a</i>

Nota : Les lettres différentes indiquent une différence significative entre les stades de développement ($P < 0,05$). CV, coefficient de variation.

Tableau 1: Valeurs moyennes et écart type des paramètres caractérisant le peuplement et le bois mort mesurés dans 30 parcelles non délimitées, dans le secteur du Lac des Neiges. Adapté de Despôts *et al.*, 2002.

Les auteurs expliquent la forte variabilité observée par la présence ponctuelle de nombreux arbres de petite taille qui sont morts à la suite de la dernière épidémie de TBE. Ils soulignent également l'absence de débris ligneux récents et la très faible densité de chicots dans les peuplements matures issus de coupe. De même, ils constatent que contrairement aux peuplements anciens, ces peuplements matures comportent peu d'espèces associées aux débris ligneux récents (telles que l'hépatique *Anastrophyllum hellerianum* et le polypore

Leptoporus mollis), ainsi qu'aux sols perturbés (comme la mousse *Atrichum tenellum*). Les espèces inféodées à ces peuplements anciens sont souvent caractérisées par leur faible capacité de dispersion et leur sensibilité aux variations d'humidité (Desponts *et al.*, 2002).

La densité de chicots de 20cm et plus observée dans les peuplements mûrs par Desponts *et al.* (2002), est plus faible que celle enregistrée par Bergeron *et al.* (1997) à la forêt Montmorency, évaluée à 23 chicots/ha. Cette différence pourrait possiblement être associée, du moins en partie, aux conditions de croissance plus restrictives prévalant dans le secteur du Lac des Neiges, dont l'altitude est plus élevée que la forêt Montmorency. Ces conditions à l'origine du ralentissement de la croissance, repoussent également le début de la sénescence (Robichaud et Metheven, 1993 dans Vaillancourt, 2007), retardant ainsi le recrutement de chicots. Cette situation montre la pertinence de la prise en compte du « grand-écosystème » pour l'évaluation du bois mort, puisque les conditions du milieu peuvent influencer non seulement le régime de perturbations et les essences présentes, mais également les densités de chicots par type forestier, ainsi que leur dimension maximale. Cependant, il n'existe aucune caractérisation disponible pour les autres « grands-écosystèmes » de la Réserve.

Les résultats de Despont *et al.* (2002) indiquent que les peuplements sénescents, caractérisés par la prédominance d'arbres ayant un DHP>16cm, présentent des caractéristiques de bois mort comparables à celles observées dans les forêts dites anciennes. Ces résultats corroborent ceux de Sturtevant *et al.* (1997) obtenus à Terre-Neuve, qui ont également observé que les débris ligneux de la sapinière surannée de seconde venue présentaient des niveaux équivalents à ceux rencontrés dans les sapinières anciennes.

Despont *et al.* (2004) ont réalisé le même genre d'étude dans la sapinière à bouleau blanc de l'est en Gaspésie, où ils ont comparé des forêts de seconde venue issues de coupes réalisées dans les années cinquante, avec des forêts non coupées anciennes parvenues au stade de sénescence, ainsi que des vieilles forêts de structure irrégulière. Les résultats obtenus dans ce dispositif (tableau 2) confirment la faible abondance de chicots et de débris ligneux dans les forêts de seconde venue par rapport aux forêts non coupées. Les auteurs soulignent l'abondance de gros chicots (DHP>30cm) dans les peuplements anciens, bien que les différences observées ne soient pas significatives compte tenu de la forte variabilité enregistrée.

Les DHP moyens des peuplements échantillonnés en Gaspésie étaient plus élevés que ceux étudiés dans le massif Laurentien. Il faut donc considérer les subdivisions par classe de DHP utilisées pour l'évaluation des gros chicots avec précaution puisque celles-ci peuvent varier selon les dimensions maximales potentielles des tiges, qui sont elles-mêmes dépendantes des caractéristiques et de l'historique des peuplements (Vaillancourt, 2007).

Tableau 2 : Densités de chicots enregistrées dans divers peuplements de la sapinière

Étude	Ess.	Âge (ans)		Nb chicots ≥ 10cm /ha		Nb chicots ≥ 20cm /ha		Nb chicots ≥ 30cm /ha		Volume débris ≥ 10cm /ha	
		Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée	Non exploitée	Exploitée
Desponte et al. 2002 (Lac des Neiges, RFL)		85	Mûr : 66 Sén. : 78	182	Mûr : 52 Sén. : 251	14	Mûr : 1 Sénescent : 62			94,0	Mûr : 31,9 Sén. : 89,6
Bergeron et al. 1997 (Forêt Montmorency)			45				23		4		
Vaillancourt (Côte-Nord, rivière Saguenay, résultats des sites sur dépôts épais)	SAB	≥ 90				133		53			
	SAB-EPB	≥ 90				123	Bandes résiduelles : 93	43	Bandes résiduelles : 13		
	SAB-EPN	≥ 90				106	Bandes résiduelles : 87	23	Bandes résiduelles : 17		
	EPN	≥ 90				72	Bandes résiduelles : 64	11	Bandes résiduelles : 4		
Aakala et al. 2007 (Côte-Nord, région de Baie-Comeau)	EPN (pessière)	>100		132		40					
	SAB-EPN	>100		183		90					
	SAB	>100		187		123					
Desponte et al. 2004 (Gaspésie)		Sén : 90 Anc. : 87	50	Sén : 290 Anc. : 203	35			Sén. : 3 Anc. : 37	7	Sén : 40,2 Anc : 63,1	14,4
Settington et al. 2000 (Terre-Neuve)		80	40			132	29			55,2	22,2
			60				36				44,7

Dans une autre étude réalisée dans les mêmes secteurs que Despouts *et al.* (2004), Roberge et Desrochers (2004) ont caractérisé les gros chicots (DHP \geq 20cm). Ils ont mesuré des densités de chicots de DHP \geq 20cm de 50,8 chicots/ha dans la sapinière primitive contre 23,8 chicots/ha dans la sapinière mûre de seconde venue. Considérant les chicots de DHP \geq 30cm, les moyennes obtenues étaient respectivement de 24,8 et 10,1 chicots/ha. Bien qu'il y ait des différences significatives entre les densités de chicots des deux types de sapinières, ils n'ont décelé aucune différence significative, quant à la distribution des chicots par classe de diamètre. Par ailleurs, ils ont observé que la classe de détérioration très avancée était plus importante dans la sapinière primitive. Ces auteurs concluent qu'après seulement une coupe, la densité de chicots \geq 20 cm a diminué de moitié. Ils ajoutent que la poursuite de la stratégie consistant en un aménagement par coupes totales sur de courtes révolutions pourrait être à l'origine d'une interruption locale de la continuité du bois mort à travers les diverses classes de détérioration et empêcherait les forêts de seconde venue d'acquérir les éléments structuraux de grande dimension, qui caractérisent les forêts anciennes (Despouts *et al.*, 2002; Despouts *et al.*, 2004; Vaillancourt, 2007).

Sur la Côte-Nord, dans un secteur situé au Nord de la rivière Saguenay et compris dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est, Vaillancourt (2007) a étudié la disponibilité de grands arbres, par classe de dégradation, pour les oiseaux cavicoles. Elle a également comparé la disponibilité de grands arbres entre les aires non coupées, coupées et les bandes résiduelles (séparateurs de coupe et bandes riveraines). Il ressort que dans les strates forestières (non coupées et résiduelles), le tiers des arbres ayant un DHP \geq 20cm sont morts et cette proportion est de 8%, lorsque l'on considère les arbres de 30cm et plus. Considérant la composition du couvert, il existe un gradient décroissant du nombre de tiges vivantes et de chicots lorsque l'on passe de la sapinière pure à la pessière pure et une tendance similaire a été observée par Aakala *et al.* (2007) plus loin sur la Côte-Nord, dans un dispositif situé en partie dans la sapinière et dans la pessière. Ces derniers ont enregistré des densités moyennes de chicots ayant un DHP \geq 19cm significativement différentes, de 40, 90 et 123 tiges/ha pour les pessières, les sapinières à EPN et les sapinières respectivement. Toutefois les densités totales observées (DHP \geq 9cm) pour ces mêmes types de peuplements, évaluées à 132, 183 et 187 chicots/ha, ne sont pas significativement différentes. De façon générale, la quantité totale de bois mort augmente avec la qualité du site et son taux de recrutement dépend de la productivité du site et du régime de perturbations (Vaillancourt, 2007).

Globalement, Vaillancourt, (2007) a constaté que les gros chicots (DHP \geq 30cm) sont constitués à 80% de sapins et de bouleaux à papier. Les très gros chicots (DHP \geq 40cm) proviennent essentiellement d'épinettes blanches, alors que les chicots d'épinette noire sont généralement plus petits et atteignent rarement 35cm.

Dans les bandes résiduelles, la disponibilité des gros chicots augmente avec le temps écoulé depuis la coupe, passant de 3.5 ± 2.0 tiges/ha dans les coupes réalisées dans les années 2000, à 18 ± 6.8 tiges/ha dans les coupes des années 90. En revanche, aucune différence significative n'a pu être observée pour l'ensemble des chicots ($DHP \geq 20\text{cm}$). Les bandes résiduelles peuvent servir de refuge pour de nombreuses espèces, mais elles n'offrent pas d'habitat adéquat pour celles qui sont intolérantes à la fragmentation ou qui nécessitent le maintien continu d'éléments structuraux spécifiques, tels que les gros arbres morts (Vaillancourt, 2007), pour être en mesure de compléter leur cycle de vie. En effet, ces bandes, qu'elles soient riveraines ou non, sont souvent concentrées dans les sites moins productifs, entraînant ainsi une plus grande abondance d'épinette noire au détriment du sapin et du bouleau à papier, alors que ce sont ces deux dernières essences qui seraient susceptibles de former de plus gros arbres, donc de plus gros chicots (Vaillancourt, 2007).

Gestion du bois mort à l'intérieur des écosystèmes forestiers; pistes de solution

Dans la littérature, deux approches sont couramment utilisées afin de déterminer la quantité de bois mort à conserver; une première plus générale qui vise le maintien de la biodiversité, est basée sur les limites de variabilité naturelle observées par type de peuplement dans des formations considérées comme anciennes et une autre plus spécifique, est plutôt orientée sur le besoin des espèces (Hunter, 1999). Cette dernière façon de faire est largement utilisée au États-Unis, où de nombreux seuils par espèces ont été développés (Woodley *et al.*, 2007). Elle implique cependant de bonnes connaissances, tant des espèces présentes sur le territoire que de leurs exigences particulières en matière de bois mort. Celles-ci étant relativement limitées pour la réserve faunique des Laurentides, des prescriptions fondées sur les limites de variabilité naturelle semblent plus facilement envisageables. Un effort de recherche sera tout de même nécessaire afin d'être en mesure de caractériser le bois mort dans les principaux types forestiers de chacun des « grand-écosystème » de la Réserve identifiés par Boucher *et al.* (2007). Notons, qu'une étude des anciens inventaires forestiers (1925) est en cours afin d'évaluer les caractéristiques (composition, diamètre et répartition spatiale) des chicots pour plusieurs des grands-écosystèmes de la réserve faunique des Laurentides (Boucher, en préparation).

Dans le cas des écosystèmes ayant une dynamique gouvernée par les feux, les densités et le patron de dispersion des arbres survivants observés après perturbation sont utilisés en vue de déterminer des cibles de rétention d'îlots et d'arbres individuels vivants (Perera *et al.*, 2007). La configuration de la forêt survivante après épidémie de TBE est cependant différente et beaucoup plus variable, puisque la mortalité est souvent plus diffuse. À titre indicatif, Boucher *et al.*, (2005) ont évalué qu'environ 1/8 des superficies affectées par la dernière épidémie de TBE dans le Bas-St-Laurent avait subi une mortalité sévère, le reste ayant enregistré une mortalité partielle (25-75%). Dans ce genre de forêts, les

cibles de chicots et de bois mort à retenir sont souvent basées sur les densités minimales enregistrées dans les forêts anciennes (Taylor et MacLean, 2007). Certains ont aussi utilisé la moitié de l'abondance moyenne enregistrée dans les forêts vierges (Frego *et al.*, 2005 dans Taylor et MacLean, 2007).

À partir de diverses études réalisées dans l'Est des États-Unis, Nilsson *et al.* (2002), ont évalué la densité de chicots ayant un DHP \geq 10cm à 20-80 arbres morts debout/ha, représentant 20-40% du volume total de bois mort. Dans les sapinières étudiées, dont les résultats sont synthétisés au tableau 2, les valeurs obtenues pour les 10cm et plus sont de l'ordre de quelques dizaines de chicots/ha (30-50) dans les peuplements mûrs de seconde venue, 180-200 chicots/ha dans les forêts anciennes et 250-290 dans les forêts sénescents. Ces densités de chicots représentent un peu plus de 20% de la densité de tiges vivantes dans les peuplements anciens de la Gaspésie, alors que ce ratio est de 8,5% dans les peuplements anciens du lac des Neiges et 13,8% dans les peuplements sénescents de ce même secteur. Ces différences peuvent être expliquées, du moins en partie, d'une part par l'âge plus avancé des peuplements de la Gaspésie, par rapport à ceux du lac des Neiges et d'autre part par de meilleures conditions de croissance en Gaspésie qui accélèrent le processus de recrutement de chicots. Dans les deux régions, les chicots de 10cm et plus ne représentent qu'environ 2% de la densité d'arbres vivants dans les peuplements mûrs de seconde venue. Quant aux gros chicots de 20cm et plus, leur importance pour certaines espèces fauniques, exige qu'une attention particulière soit accordée au maintien sur pied de gros arbres en sénescence qui viendront alimenter le flux de bois mort.

Le volume total de débris ligneux au sol ayant un diamètre \geq 9cm s'avère plus important dans les peuplements non aménagés, en comparaison avec les peuplements aménagés des secteurs correspondants. Dans le dispositif du lac des Neiges, les quantités de bois mort au sol des peuplements anciens et sénescents sont du même ordre et nettement plus importantes que dans les peuplements mûrs de seconde venue. De façon générale, les peuplements de la Gaspésie et de Terre-Neuve présentent des valeurs plus faibles qui pourraient être reliées à des vitesses de décomposition plus rapides qu'au lac des Neiges.

À la lumière des résultats présentés au tableau 2, on constate qu'il y a effectivement un écart à combler, si l'on veut s'approcher des conditions naturelles dans les secteurs exploités. Cependant, la définition d'un seuil s'avère plutôt compliquée considérant la nature dynamique du recrutement des chicots (Taylor et MacLean, 2007). Ces auteurs précisent que la vitesse de dégradation des chicots dépend du diamètre, de la cause de la mortalité, du traitement sylvicole et du microclimat. Dans leur étude réalisée au Nouveau-Brunswick, 50% des chicots étaient tombés après une période de 10-15 ans. Ils ajoutent que le recrutement continu de bois mort peut être obtenu en évitant le bris de la continuité forestière (Taylor et MacLean, 2007).

Le maintien de peuplements jusqu'au stade suranné permet le développement de certains attributs associés aux forêts qualifiées d'anciennes, incluant notamment l'obtention de densités de bois mort équivalentes (Despots *et al.*, 2002). Ces observations militent en faveur d'un allongement de la révolution, pour au moins une partie des peuplements, comme le suggèrent plusieurs auteurs (Despots *et al.*, 2002; Woodley, 2005; Lindermayer *et al.*, 2006). Toutefois, Despots *et al.* (2002) soulignent la nécessité d'assurer la permanence de ces îlots pour permettre le maintien des espèces associées aux forêts anciennes, dans le cas où la stratégie générale occasionne une conversion systématique des forêts en jeunes peuplements de structure équiennne.

Roberge et Desrochers (2004) recommandent de maintenir une densité de chicots équivalente à celle observée dans les peuplements primitifs dans les îlots de vieillissement et des densités plus faibles, mais non quantifiées, sur les aires récoltées.

Les arbres maintenus pour la faune doivent être placés dans des conditions qui permettent aux espèces d'avoir accès à la fois aux sites de repos ou de nidification et à la nourriture, ce que les larges coupes à blanc ou plantations ne permettent pas (Woodley, 2005). En Nouvelle-Écosse dans la forêt modèle de Fundy, on préconise la réalisation de coupes sélectives avec rétention d'arbres à cavité et de chicots pour satisfaire les besoins des oiseaux cavicoles. Lorsque des coupes à blanc sont prévues, on recommande qu'elles soient d'une superficie inférieure à 4 ha et accompagnée de la rétention d'arbres seuls, ou préférablement en groupe et comportant de gros feuillus moribonds. Si les grandes coupes à blanc (>4ha) ne peuvent être évitées, il est conseillé de maintenir des groupes d'arbres vivants bien distribués, qui soient le plus grand possible. Ces îlots peuvent être de composition mixte et doivent comporter des arbres à cavité potentiels (de fort diamètre), des chicots et autres arbres de dimensions variées (Woodley, 2005).

Recommandations

- Les procédés de récolte par arbre entiers devraient être évités; les cimes et les branches devraient être laissées sur le site (Woodley, 2005).
- À la suite de perturbations majeures, des portions de forêts récemment perturbées représentatives des différents écosystèmes, devraient être maintenues dans leur état naturel.
- La rétention d'arbres à valeur faunique (gros chicots, arbres à cavité) devrait constituer une modalité pouvant être envisagée dans tous les régimes sylvicoles.

- L'allongement de la révolution, souhaitable permettre pour le développement d'attributs de forêts anciennes, peut être obtenu à travers la constitution d'aires protégées et d'îlots de vieillissement ou encore par l'adoption de pratiques sylvicoles (MRNFP, 2005) que l'on peut associer aux régimes des futaies irrégulières ou jardinées. Les interventions devraient toutefois comporter des modalités particulières pour assurer le maintien et le recrutement de bois mort.
- Des études sont nécessaires pour établir les limites de variabilité naturelle de bois mort, dans les principaux types forestiers des grands-écosystèmes de la Réserve faunique des Laurentides. En attendant, on peut s'inspirer de résultats disponibles pour déterminer des cibles temporaires, en précisant que des arbres de fort diamètre (pour le site considéré) doivent être maintenus en priorité. Cependant, l'utilisation d'un seuil minimal invariable appliqué à l'ensemble d'un territoire ne permet pas de reproduire la dynamique naturelle du système (Taylor et MacLean, 2007). La stratégie de rétention à développer devrait donc comporter des variations spatio-temporelles afin de s'approcher de la variabilité naturelle. Ceci pourrait être obtenu grâce à un dosage des seuils par traitement sylvicole dont l'intégration dans une stratégie d'aménagement permettrait l'obtention d'un portrait s'approchant de la dynamique naturelle. Elle devrait notamment comporter des secteurs sans récupération de bois mort à la suite d'une perturbation sévère, des îlots de vieillissement dont les niveaux de bois mort pourraient atteindre ceux associés aux peuplements surannés, des jeunes peuplements où les éclaircies (précommerciales ou intermédiaires) seraient pratiquées de façon à laisser des zones où la densité de tiges serait plus élevée (thickets) où s'opèreront les processus naturels d'autoéclaircie générateurs de bois mort, et enfin des niveaux de rétention ajustés pour chacun des 3 grands régimes sylvicoles (équienne, irrégulière et inéquienne) devant être appliqué lors des coupes de régénération.
- Afin d'appuyer la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique, il importe d'inclure l'évaluation et le suivi du bois mort (chicots et débris ligneux au sol) dans les aires faisant l'objet de travaux sylvicoles, ainsi que dans les secteurs protégés qui demeureront dynamisés par les perturbations naturelles. Ces suivis permettront un ajustement des dispositions relatives au bois mort lorsque nécessaire, dans le cadre d'un aménagement adaptatif.

Références

- AAKALA, T., KUULUVAINEN, T., DE GRANDPRÉ, L., et GAUTHIER, S., 2007. Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec : spatial patterns, rates, and temporal variation. *Can. J. For. Res.* 37 : 50-61.
- BERGERON, D., DARVEAU, M., DESROCHERS, A. et SAVARD, J.-P., 1997. Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Ottawa, Ontario. Rapport technique No 271. 41p.
- BOUCHER, Y., GRONDIN, P., NOËL, J., HOTTE, D., BLOUIN, J. et ROY, G. 2007. Classification des écosystèmes et portrait des forêts mûres et surannées de la Réserve faunique des Laurentides dans le cadre d'une stratégie d'aménagement écosystémique. Rapport préliminaire.
- BOUCHER, Y., BOULANGER, Y. et MENDOZA, É. 2005. Caractérisation des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette afin d'élaborer les bases d'un aménagement écosystémique au Bas-St-Laurent. L'aménagement écosystémique au Bas-Saint-Laurent, Atelier de travail de la CRFH.
En ligne (30 nov 2007) : http://crfh.uqar.qc.ca/recueil/textes/Affiche_YBoucher_YBoulanger2005-12-08.pdf
- BURNS, R. M., AND B. H. HONKALA, tech. coords. 1990. *Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654.* U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC. vol.2, 877 p.
- CHEN, H.A.H. et POPADIOUK, R. V. 2002. Dynamics of North American Boreal Mixedwoods. *Environ. Rev.* 10 : 137-170.
- DESPONTS, M., DESROCHERS, A., BÉLANGER, L. et J. HUOT. 2002. Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes vasculaires. *Can. J. For. Res.* 32: 2077-2093.
- DESPONTS, M., BRUNET, G., BÉLANGER, L. et M. BOUCHARD. 2004. The eastern boreal oldgrowth balsam fir forest : a distinct ecosystem. *Can. J. Bot.* 82 : 830-849.
- HÉLY, C., Y. BERGERON et M. D. FLANNIGAN. 2000. Coarse woody debris in the southern Canadian boreal forest : composition and load variations in relation to stand replacement. *Can. J. For. Res.* 30 : 674-687.
- HUNTER, M.L. (éd.) 1999. *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems.* Cambridge University Press. 698 p.
- LINDERMAYER, D. B., FRANKLIN, J. F. et FICHER, J., 2006. General management principles and checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 131: 433-445.
- MRNFP. 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise

en œuvre. 47 p. En ligne [www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/consultation/consultation-objectifs.jsp].

- NILSSON, S. G., NIKALSSON, M., HEDIN, J., ARONSSON, G., GUTOWSKI, J. M., LINDER, P., LJUNGBERG, H., MIKUSIŃSKI, G. et RANIUS, T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *For. Ecology and Management* 161 : 189-204.
- PERERA , A. H., BUSE, L.J. et ROUTLEDGE R.G., 2007. A review of published knowledge on post-fire residuals relevant to Ontario's policy directions for emulating natural disturbance. *Forest research information paper no. 168. OMNR* 41p.
- ROBERGE, J.-M. et DESROCHERS A. 2004. Comparaison des caractéristiques des gros chicots entre une sapinière primitive et une sapinière aménagée sur la péninsule gaspésienne, Québec. *Can. J. For. Res.* 34 : 2383-2386.
- ROWLAND, E. L., WHITE A. S. et LIVINGSTON, W. H., 2005. A literature review of the effects of intensive forestry on forest structure and plant community composition at the stand and landscape levels. *Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Miscellaneous publication no 754. University of Maine.*
- SETTINGINGTON, M. A., THOMPSON, I. D. et MONTEVECCHI, W. A. 2000. Woodpecker abundance and habitat use in mature balsam fir forests in Newfoundland. *J. Wild. Manage.* 64(2) : 335-344.
- STURTEVANT, B.R., BISSONETTE, J.A., LONG, J.N. et ROBERTS, D.W. 1997. Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland. *Ecol. Applic.* 7 : 702-712.
- VAILLANCOURT, M.-A. 2007. Caractérisation de la disponibilité des arbres potentiels à la nidification du garrot d'Islande dans la forêt boréale de l'Est du Québec. *Mémoire de maîtrise. UQAM.* 99 p.
- WOODLEY, S., ALWARD, G., IGLESIAS GUTIERREZ, L., HOEKSTRA, W., LIVINGSTON L., LOO J., SKIBIKI, A., WILLIAMS, C. et WRIGHT, P., 2007. North American Test of Criteria and Indicators of Sustainable Forestry. CIFOR/USDA. Section N, indicateur no 10.
En ligne (30 nov 2007):: http://www.fs.fed.us/institute/cifor/cifor_262.html
- WOODLEY S., 2005. Snag and cavity tree retention. In *Forest management guidelines to protect native biodiversity in the Greater Fundy Model Forest. UNB Faculty of Forestry and Environmental Management.*
En ligne (30 nov 2007): <http://www.unbf.ca/forestry/centers/cwru/snag.htm>