

**Les enjeux de biodiversité relatifs  
à la composition forestière**

Colligé

par

Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc.  
Direction de la recherche forestière  
et  
Agathe CIMON, biol., M.Sc.  
Direction de l'environnement forestier

Gouvernement du Québec  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs  
2003

Ce document est disponible sur le site Internet du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP) à l'adresse suivante :

<http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-activites-diversite.jsp>

Le document est une réalisation conjointe des deux directions du MRNFP citées ci-dessous.

-----  
Direction de l'environnement forestier (DEF)

Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs  
880, chemin Sainte-Foy  
Québec (Québec) G1S 4X4

Téléphone : (418) 627-8646  
Télécopieur : (418) 643-5651

Courriel : [def@mrnfp.gouv.qc.ca](mailto:def@mrnfp.gouv.qc.ca)

-----  
Direction de la recherche forestière (DRF)

Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs  
2700, rue Einstein  
Sainte-Foy (Québec) G1P 3W8

Téléphone : (418) 643-7994  
Télécopieur : (418) 643-2165

Site Web : <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/connaissances/recherche>  
Courriel : [recherche.forestiere.publications@mrnfp.gouv.qc.ca](mailto:recherche.forestiere.publications@mrnfp.gouv.qc.ca)

-----  
2003-3070

**Les enjeux de biodiversité relatifs  
à la composition forestière**

Édité

par

Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc.  
Direction de la recherche forestière  
et  
Agathe CIMON, biol., M.Sc.  
Direction de l'environnement forestier

Gouvernement du Québec  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs  
2003



## Préface

En 1996, le ministère des Ressources naturelles du Québec (dénommé depuis peu le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs [MRNFP]) inscrivait, dans le préambule de la Loi sur les forêts, les six critères de l'aménagement forestier durable (AFD) retenus par le Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF). Le premier de ces critères concerne la conservation de la diversité biologique. Dans le but de s'assurer que l'aménagement forestier pratiqué au Québec permet de conserver la biodiversité, la Direction de l'environnement forestier (DEF) du MRNFP a procédé à une première identification des enjeux<sup>1</sup> de biodiversité pour l'ensemble du Québec. L'identification des enjeux s'est faite en comités avec la participation de représentants de plusieurs autres directions du MRNFP, de la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) et du ministère de l'Environnement (MENV). Des chercheurs universitaires ou d'organismes fédéraux et, à l'occasion, des industriels et d'autres intervenants du milieu forestier ont contribué à l'élaboration des enjeux. De cet exercice, quelques enjeux ont été ciblés comme étant ceux qui devaient faire l'objet de mesures particulières à très court terme, c'est-à-dire dans les prochains plans généraux d'aménagement forestier (PGAF de 2005). Ces enjeux concernent notamment i) la raréfaction des forêts mûres et surannées, ii) la disparition d'habitats d'espèces menacées ou vulnérables, iii) la répartition spatiale des interventions (coupes), iv) la simplification de la structure interne des peuplements et v) la modification de la composition végétale des paysages aménagés.

En ce qui concerne l'enjeu de la composition végétale des paysages aménagés, les connaissances actuelles ne permettent pas d'en faire des objectifs précis dans les PGAF. Cependant, le MRNFP reconnaît l'importance de s'en préoccuper dès maintenant. C'est pourquoi, dans le but de préciser les problématiques régionales et d'expérimenter certaines mesures correctrices, le MRNFP en a fait un élément des instructions pour la confection des prochains PGAF. La réalisation de bancs d'essai

1. Les enjeux sont des problèmes réels ou appréhendés qui font l'objet d'un certain consensus parmi les intervenants du milieu forestier. Dans un contexte d'aménagement écosystémique, les enjeux représentent les écarts qui peuvent exister entre les paysages aménagés et ceux façonnés par les phénomènes naturels.

(expériences sylvicoles), selon des protocoles prévus au Manuel d'aménagement forestier (MAF), sera également encouragée au cours des prochaines années.

Ce document relate les connaissances actuelles sur chacun des enjeux de composition végétale susceptibles d'être rencontrés dans l'une ou l'autre des régions du Québec. Pour la majorité des enjeux, l'autécologie des espèces concernées ainsi que le territoire couvert par l'enjeu sont d'abord présentés. Par la suite, la dynamique naturelle de la végétation est comparée à la dynamique des territoires sous aménagement forestier. Des pistes de solutions sont également proposées afin de limiter les changements de composition forestière à la suite de la coupe. Celles-ci seront bonifiées au cours des années en fonction des connaissances acquises lors des projets de recherche et des bancs d'essai. Ce document constitue donc une assise importante dans l'élaboration de lignes directrices pour la réalisation des prochains PGAF.

Nous tenons à remercier sincèrement les personnes qui ont participé à cet ouvrage collectif. Il s'agit tout d'abord des rédacteurs des fiches descriptives (sommaire de l'enjeu) et des divers chapitres, notamment messieurs Mathieu Fortin (épinette rouge), Denis Bouillon (pin blanc, pin rouge), Sylvain Champagne (thuya), Zoran Majcen (espèces compagnes de l'érablière), Nelson Thiffault (éricacées), Damien Côté (milieux ouverts à lichens) ainsi que Louis Duchesne, Rock Ouimet, Jean-David Moore et Raynald Paquin (hêtre). Monsieur Jean Noël a réalisé les figures des chapitres 1, 4, 7 et 8. Plusieurs chapitres ont été commentés, en tout ou en partie, par au moins trois réviseurs scientifiques. Ces derniers regroupent mesdames Mireille Desponts et Patricia Raymond et messieurs Louis Archambault, Martin Barrette, Langis Beaulieu, Jean-François Boucher, Paul Boulianne, Jacques Blouin, Stéphane Déry, René Doucet, Jacques Duval, Sylvain Fortin, Robert Jobidon, Luc Lavoie, Marc Leblanc, Jean-Martin Lussier, Hubert Morin, Jean-Claude Ruel et Stephen Yamasaki. Plusieurs personnes ont fourni de l'information sur des projets en cours, notamment messieurs Robert Bradley, Guillaume Cyr, Daniel Dumais et Brian Harvey. De plus, madame Lucie Jobin et monsieur Denis Hotte ont couvert divers aspects reliés à la bibliographie alors que monsieur Pierre Bélanger et madame Lise Deschêne ont effectué la révision linguistique du document. Quelques avis linguistiques nous ont été donnés par monsieur Pierre Mercier du MRNFP et par madame Noëlle Guilloton de l'Office québécois de la langue française. Enfin, madame Sylvie Bourassa a assuré la mise en forme du document en vue de son édition en plus de bonifier la révision linguistique.

Pierre Grondin, ing.f., M.Sc.  
Direction de la recherche forestière  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs

Agathe Cimon, biol., M.Sc.  
Direction de l'environnement forestier  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs

## Table des matières

	page
<b>Préface</b> .....	iii
<b>Liste des tableaux</b> .....	xi
<b>Liste des figures</b> .....	xi
<b>Introduction</b> .....	1
<b>Fiches descriptives des enjeux relatifs à la composition forestière</b> .....	6
<b>1. Envahissement des parterres de coupe par le sapin en forêt boréale</b> .....	15
1.1 Introduction.....	17
1.2 Dynamique du sapin dans les peuplements naturels.....	19
1.3 Dynamique du sapin dans les peuplements aménagés .....	22
1.3.1 Sapinières .....	22
1.3.2 Pessières noires sur les dépôts de texture moyenne ou grossière .....	23
1.3.3 Pessières noires à sapin sur dépôts de texture moyenne ou grossière.....	26
1.3.4 Peuplements résineux de texture fine .....	31
1.3.5 Pessières noires à pin gris et pinèdes grises sur dépôts de texture moyenne ou grossière .....	33
1.4 Pistes de solution afin de limiter « l'ensapinage » .....	33
1.5 Conclusion .....	34
1.6 Recherches en cours.....	35
1.7 Remerciements.....	36
1.8 Références .....	36

<b>2. Raréfaction de l'épinette rouge</b> .....	45
2.1 Introduction.....	47
2.2 Autécologie de l'épinette rouge .....	48
2.3 Dynamique de l'épinette rouge dans les peuplements naturels.....	49
2.4 Dynamique de l'épinette rouge dans les peuplements aménagés .....	51
2.4.1 La sylviculture jusqu'aux années 1960 .....	51
2.4.2 Les effets de certaines coupes partielles .....	53
2.4.3 L'aménagement « postmécanisation » .....	54
2.5 Pistes de solution afin de limiter la raréfaction de l'épinette rouge.....	55
2.5.1 La sapinière à bouleau jaune.....	56
2.5.2 La sapinière à épinette rouge .....	56
2.6 Recherches en cours.....	57
2.7 Conclusion.....	58
2.8 Remerciements.....	59
2.9 Références .....	59
<b>3. Raréfaction du pin blanc et du pin rouge</b> .....	(non traité dans ce document)
<b>4. Raréfaction de l'épinette blanche dans les sapinières de la forêt boréale</b> .....	67
4.1 Introduction.....	69
4.2 Autécologie de l'épinette blanche .....	69
4.2.1 Disponibilité des semences .....	70
4.2.2 Lits de germination .....	70
4.2.3 Exigences de lumière .....	71
4.3 Répartition de l'épinette blanche .....	71
4.4 Sociologie de l'épinette blanche et répartition dans le paysage.....	73
4.5 Dynamique de l'épinette blanche dans les peuplements naturels.....	73
4.6 Dynamique de l'épinette blanche dans les peuplements aménagés .....	80
4.7 Pistes de solution afin de perpétuer la présence de l'épinette blanche.....	81
4.7.1 Sapinières primitives et sapinières surannées de seconde venue (structure irrégulière).....	81
4.7.2 Sapinières de seconde venue mûres (structure régulière) .....	82



	page
4.8 Recherches en cours.....	83
4.9 Conclusion.....	84
4.10 Remerciements.....	84
4.11 Références.....	84
<b>5. Raréfaction du thuya.....</b> (non traité dans ce document)	
<b>6. Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière.....</b>	<b>93</b>
6.1 Introduction.....	95
6.2 Brève présentation des espèces.....	96
6.2.1 Bouleau jaune.....	96
6.2.2 Cerisier tardif.....	97
6.2.3 Frêne d'Amérique.....	98
6.2.4 Chêne rouge.....	99
6.2.5 Tilleul d'Amérique.....	100
6.2.6 Ostryer de Virginie.....	100
6.2.7 Orme d'Amérique.....	100
6.2.8 Noyer cendré.....	101
6.3 Références.....	101
<b>7. Envahissement des parterres de coupe par les éricacées.....</b>	<b>103</b>
7.1 Introduction.....	105
7.2 Dynamique des éricacées dans les peuplements naturels.....	105
7.3 Interférences du <i>Kalmia</i> à l'endroit des conifères.....	108
7.3.1 Diminution de la disponibilité des éléments minéraux du sol.....	108
7.3.2 Formation de pseudo-mycorhizes sur les racines de l'épinette noire.....	109
7.3.3 Libération de substances dans l'environnement (allélopathie).....	109
7.3.3.1 Inhibition de la germination de l'épinette noire.....	111
7.3.3.2 Limitation de la croissance des racines de l'épinette noire.....	111
7.3.3.3 Interférence dans les processus de mycorhization de l'épinette noire.....	112
7.3.4 Compétition importante pour les ressources environnementales.....	112
7.4 Dynamique des éricacées dans les peuplements aménagés.....	113

	page
7.5 Pistes de solution afin de limiter l'envahissement par les éricacées .....	114
7.5.1 Coupes destinées à la conservation du couvert forestier .....	115
7.5.2 Fertilisation .....	115
7.5.3 Brûlage et phytocides .....	116
7.5.4 Scarifi age et plantation .....	116
7.6 Répartition géographique des éricacées .....	117
7.7 Recherches en cours.....	117
7.8 Conclusion .....	120
7.9 Remerciements.....	121
7.10 Références .....	121
<b>8. Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuillage) .....</b>	<b>131</b>
8.1 Introduction.....	133
8.2 Dynamique des feuillus de lumière dans les peuplements naturels .....	134
8.2.1 Les sapinières (à bouleau blanc ou à bouleau jaune), les bétulaies jaunes résineuses et les peuplements associés (Bb, BbS.....)	134
8.2.2 Les pessières noires et les pessières noires à sapin sur till de texture moyenne.....	138
8.2.3 Les pessières sur dépôts de texture fine avec peupliers faux-trembles.....	139
8.2.4 Les pessières noires à aulne.....	141
8.3 Dynamique des feuillus de lumière dans les peuplements aménagés .....	142
8.3.1 Les sapinières (à bouleau blanc ou à bouleau jaune) et les bétulaies jaunes résineuses .....	142
8.3.1.1 Sapinière à bouleau blanc (forêt boréale).....	142
8.3.1.2 Sapinière à bouleau jaune (forêt tempérée nordique).....	146
8.3.2 Les pessières et les pessières à sapin sur till de texture moyenne .....	147
8.3.3 Les pessières sur dépôts fins avec peupliers faux-trembles.....	148
8.3.4 Les pessières noires à aulne.....	152
8.4 Pistes de solution afin de limiter l'envahissement par les feuillus de lumière.....	153
8.4.1 Les sapinières (à bouleau blanc ou à bouleau jaune) et les bétulaies jaunes résineuses .....	153
8.4.2 Les pessières .....	156
8.5 Répartition géographique des feuillus .....	156
8.6 Recherches en cours.....	162

	page
8.7 Conclusion .....	163
8.8 Remerciements.....	163
8.9 Références .....	164
<b>9. Expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses.....</b>	<b>175</b>
9.1 Introduction.....	177
9.2 Processus liés à l'expansion des milieux ouverts.....	177
9.3 Régénération de l'épinette noire.....	178
9.3.1 Régénération végétative .....	179
9.3.2 Régénération par graines.....	179
9.4 La dynamique des forêts d'épinette noire .....	180
9.4.1 Le rôle du feu dans la régénération des forêts d'épinette noire .....	180
9.4.2 Le rôle du feu dans l'expansion des milieux ouverts à lichens .....	180
9.5 La dynamique des lichens dans les peuplements aménagés .....	181
9.6 La sylviculture pour assurer la résilience des forêts .....	182
9.6.1 À l'échelle du peuplement .....	182
9.6.1.1 La sylviculture pour récupérer les superficies dégradées .....	182
9.6.1.2 Solutions préventives .....	183
9.6.2 À l'échelle du type écologique .....	184
9.6.3 À l'échelle du paysage.....	184
9.7 Recherches en cours.....	185
9.8 Conclusion .....	185
9.9 Références .....	185
<b>10. Diminution de l'abondance de l'érable à sucre au profit du hêtre à grandes feuilles.....</b>	<b>191</b>
10.1 Introduction .....	193
10.2 Résultats de récentes recherches .....	194
10.3 La cause suspectée.....	194
10.4 Influence de l'aménagement forestier .....	196
10.5 Conclusion .....	197
10.6 Références .....	197



## Liste des figures

	page
<b>Figure 1.</b> Dynamique de l'ensapinage dans les pessières et les sapinières sous aménagement forestier .....	20
<b>Figure 2.</b> Pourcentage de surface terrière des peuplements d'origine (1982-1984) et coefficients de distribution du pin gris (Pig), de l'épinette noire (Epn), du sapin baumier (Sab), du bouleau blanc (Bop) et du peuplier faux-tremble (Pet) en fonction du nombre d'années après coupe .....	24
<b>Figure 3.</b> Nombre de tiges et volume marchand de peuplements d'épinette-sapin avant (1930-1940) et après coupe .....	27
<b>Figure 4.</b> Évolution de la surface terrière totale dans deux pessières à sapin .....	29
<b>Figure 5.</b> Accroissement annuel et croissance en hauteur de l'épinette noire (Epn) et du sapin (Sab) après coupe.....	30
<b>Figure 6.</b> Croissance en hauteur de deux sapins et de deux épinettes noires dans une pessière noire à mousses de la région de Lebel-sur-Quévillon en Abitibi .....	31
<b>Figure 7.</b> Importance relative en surface terrière de l'épinette noire et du sapin par district écologique selon les placettes d'inventaire des trois programmes d'inventaire décennal du MRNFP dans le sud-ouest de la forêt boréale.....	32
<b>Figure 8.</b> Répartition du groupement d'essences ES (épinette noire et sapin) dans le Québec méridional (selon le deuxième programme d'inventaire décennal du MRNFP).....	35
<b>Figure 9.</b> Surface terrière du sapin dans les pessières.....	36

<b>Figure 10.</b> Répartition et importance relative de l'épinette rouge dans les domaines bioclimatiques et les régions écologiques du Québec méridional .....	48
<b>Figure 11.</b> Dynamique de l'épinette rouge sur les stations de la sapinière à épinette rouge .....	52
<b>Figure 12.</b> Structure et composition de la sapinière à bouleau jaune primitive à la rivière Ouareau .....	55
<b>Figure 13.</b> Répartition et importance relative de l'épinette blanche dans les domaines bioclimatiques et les régions écologiques du Québec méridional .....	72
<b>Figure 14.</b> Importance relative en surface terrière de quelques espèces forestières, dont l'épinette blanche (Epb), à l'intérieur de quelque types écologiques (FE32...) des domaines bioclimatiques de la pessière à mousses (6), de la sapinière à bouleau blanc (5) ainsi que dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est (4) .....	74
<b>Figure 15.</b> Dynamique de l'épinette blanche sur les sites propices à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2) .....	75
<b>Figure 16.</b> Importance relative en surface terrière de quelques espèces forestières à l'intérieur de peuplements appartenant à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2) dans les domaines bioclimatiques de la pessière à mousses, de la sapinière à bouleau blanc ainsi que dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est .....	76
<b>Figure 17.</b> Structure diamétrale des peuplements résineux appartenant à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2) dans les domaines bioclimatiques de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc, ainsi que le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est .....	79
<b>Figure 18.</b> Dynamique naturelle des éricacées dans les pessières noires .....	107
<b>Figure 19.</b> Représentation schématique des principaux types écologiques du domaine de la pessière noire à mousses de l'est et d'une évaluation préliminaire de leur susceptibilité à l'invasion par les éricacées après un feu ou une coupe forestière .....	109
<b>Figure 20.</b> Relations entre le <i>Kalmia</i> et l'épinette noire .....	110
<b>Figure 21.</b> Indices de qualité de station (IQS) moyens pour certains types écologiques .....	114

<b>Figure 22.</b> Répartition et densité des éricacées dans les districts écologiques selon l'inventaire écologique du MRNFP .....	118
<b>Figure 23.</b> Répartition et recouvrement des coupes totales selon le district écologique et les données du deuxième programme d'inventaire décennal du MRNFP .....	119
<b>Figure 24A.</b> Dynamique de l'enfeuillement dans le type écologique de la sapinière à bouleau blanc.....	136
<b>Figure 24B.</b> Dynamique de l'enfeuillement dans le type écologique de la sapinière à bouleau jaune .....	137
<b>Figure 24C et D.</b> Dynamique de l'enfeuillement dans le type écologique de la pessière noire et de la pessière noire à sapin .....	140
<b>Figure 24E.</b> Dynamique de l'enfeuillement dans le type écologique de la pessière noire sur sol de texture fine .....	141
<b>Figure 25.</b> Évolution du nombre de tiges de diverses essences forestières à l'intérieur de la sapinière à herbacées à la forêt Montmorency.....	143
<b>Figure 26.</b> Comparaison de la composition des pessières noires naturelles (origine de feu) avec celles de la coupe mécanisée (dominance de peuplier, de sapin et de bouleau à papier), dans la ceinture argileuse de la Baie-James, Ontario.....	150
<b>Figure 27.</b> Coefficients de distribution après coupe en fonction des combinaisons dépôt-drainage en Abitibi.....	151
<b>Figure 28.</b> Changement de composition forestière d'une placette réalisée en Gaspésie .....	153
<b>Figure 29.</b> Répartition des groupements d'essences dominés par le peuplier faux-tremble (selon les données du deuxième programme d'inventaire décennal du MRNFP, SIFORT2) .....	157
<b>Figure 30.</b> Importance du peuplier, en surface terrière, dans les pessières (selon les placettes d'inventaire temporaire du MRNFP).....	158
<b>Figure 31.</b> Image satellitaire montrant la végétation actuelle dans les régions écologique 5a et 6a (Abitibi). Ces deux régions sont fortement affectées par l'enfeuillement .....	159

<b>Figure 32.</b> Répartition des pessières noires à sapin selon le second programme d'inventaire du MRNFP (SIFORT2).....	160
<b>Figure 33.</b> Répartition du peuplier dans les pessières noires à sapin selon SIFORT2 .....	160
<b>Figure 34.</b> Répartition du bouleau blanc dans les pessières noires à sapin selon SIFORT2 .....	161
<b>Figure 35.</b> Répartition de l'aulne rugueux selon SIFORT2 .....	161
<b>Figure 36a.</b> Forêt ouverte d'épinette noire de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean .....	178
<b>Figure 36b.</b> Massif de forêt équienne d'épinette noire de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean .....	178
<b>Figure 37.</b> Distribution de fréquence pour les érablières du RESEF à l'état initial (?) et 10 ans après l'établissement (?) pour le peuplement, l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles. ....	195
<b>Figure 38.</b> Croissance diamétrale et mortalité annuelle pour le peuplement, l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles. Les barres verticales indiquent l'écart-type .....	196



## Introduction

Lorsqu'il se déplace du sud au nord ou de l'ouest à l'est du Québec, le voyageur qui survole le territoire voit des paysages très différents de par leur composition végétale. Par exemple, dans la forêt boréale (domaines de la sapinière et de la pessière), les peuplements d'épinette noire et de sapin (strate ES) sont plus fréquents dans la section est que dans la section ouest. À l'échelle des zones de végétation et des domaines bioclimatiques, ces changements sont régis par le climat, les régimes des perturbations naturelles et les caractéristiques du milieu physique ainsi que par la combinaison de ces variables. À l'intérieur de chacune des zones de végétation, le voyageur pourra distinguer toute une variété de peuplements qui croissent sur les divers types de milieux physiques (situation topographique, dépôt, drainage). Ainsi, dans la section ouest de la forêt boréale, il s'apercevra que le pin gris est plus abondant sur les sols les mieux drainés, notamment les platières de sable et les sommets rocheux, alors que les peuplements mélangés bien pourvus de sapins se rencontrent plus fréquemment sur les versants des collines. La variété des milieux génère donc une diversité de compositions forestières. Enfin, si notre observateur circulait à l'intérieur des peuplements, il y noterait encore des différences. En effet, chacun des peuplements a un âge donné et une histoire propre qui lui confèrent des caractéristiques particulières par rapport à la composition forestière et à la structure interne.

L'interaction de tous ces éléments, à différentes échelles, produit une forêt dont la composition végétale est plus diversifiée que l'on est généralement porté à croire, surtout dans le cas de la forêt boréale. Les particularités des différentes essences végétales et leur agencement sur le territoire fournissent des conditions propres de nourriture, d'abri ou de support qui font que tel type de forêt peut satisfaire les besoins d'une espèce faunique plutôt qu'une autre. Ainsi, certaines espèces, tel l'orignal ou le lièvre d'Amérique, préfèrent les forêts où des peuplements de composition et d'âge différents se juxtaposent. Par contre, le caribou des bois, qui peuple les forêts du moyen-nord québécois (Saguenay–Lac-Saint-Jean et Côte-Nord), fréquente, de préférence, les grandes forêts d'épinettes mûres peu perturbées. Certaines essences forestières peuvent également être des éléments clés de l'habitat pour des espèces particulières. Ainsi, la pruche et l'épinette blanche offriraient un meilleur couvert d'abri d'hiver que les autres conifères.

Depuis une dizaine d'années, les écologistes se rallient au principe selon lequel les aménagements forestiers devraient «s'inspirer des paysages hérités du régime des perturbations naturelles ». L'idée sous-tendue par ce courant de pensée, généralement qualifiée « d'aménagement écosystémique », est que l'ensemble des organismes vivants se sont adaptés à ces paysages puisqu'ils y ont vécu pendant des siècles. L'un des moyens les plus sûrs d'assurer leur maintien à long terme serait de reproduire, par nos aménagements forestiers, les principaux attributs de composition, de structure et de répartition spatiale des peuplements dans lesquels ces organismes vivent.

Dans les superficies soumises à la coupe, les forestiers ont constaté que la dynamique forestière des peuplements sous aménagement était souvent différente de celle des peuplements naturels. Grosso modo, certaines espèces opportunistes (ex. : sapin, feuillus de lumière) sont favorisées au détriment d'autres essences (ex. : épinette rouge). Par exemple, beaucoup de pessières noires ponctuées de peupliers faux-trembles de l'Abitibi se sont jadis renouvelées sous l'influence des feux. Dans une dynamique d'aménagement forestier, ce processus est modifié, de sorte que les pessières se transforment en peuplements mélangés dominés par le peuplier faux-tremble. Le constat de la transformation du couvert végétal sous l'influence des coupes forestières nous amène à reconnaître dix enjeux (problèmes réels ou appréhendés) de biodiversité pour la composition forestière. Trois enjeux mettent en lumière la prolifération du sapin au détriment des espèces normalement abondantes sous un régime de feux. Ce sont :

- 1- l'augmentation du sapin en forêt boréale (raréfaction de l'épinette noire, ensapinage);
- 2- la raréfaction de l'épinette rouge;
- 3- la raréfaction du pin blanc et du pin rouge.

Par ailleurs, trois autres enjeux font état d'une diminution notable d'espèces de seconde importance (espèces compagnes) dans les peuplements aménagés, comparativement aux peuplements primitifs. Ces espèces sont d'un grand intérêt dans le maintien de la biodiversité. Les enjeux qui en découlent sont :

- 4- la raréfaction de l'épinette blanche dans les sapinières de la forêt boréale;
- 5- la raréfaction du thuya;
- 6- la raréfaction des espèces compagnes de l'érablière (tilleul, chêne...).

À l'intérieur de certains écosystèmes, la coupe provoque la prolifération des espèces opportunistes dont les mécanismes de régénération sont favorisés par l'apport soudain et intense de lumière. Dans ces écosystèmes, nous avons identifié deux enjeux :

7- l'augmentation des éricacées;

8- l'augmentation des feuillus de lumière (enfeuillage).

De plus, un enjeu porte sur l'augmentation d'écosystèmes particuliers sous l'effet des perturbations naturelles répétées, notamment le feu. Il s'agit :

9- de l'expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses.

Enfin, depuis les années 1970, on assiste au déclin de certaines érablières, particulièrement celles localisées sur des sols relativement pauvres en éléments nutritifs. Les essences secondaires opportunistes et mieux adaptées au site, notamment le hêtre à grandes feuilles, profiteraient de l'apport supplémentaire de lumière au sol et de la mortalité accrue de la régénération en érables. Par conséquent, une cohorte de gaules de hêtre se développe rapidement dans plusieurs érablières au Québec, ce qui cause un déséquilibre dans la structure et un changement de composition des peuplements. De plus, le passage de la machinerie forestière, en infligeant des blessures aux racines, pourrait accentuer cette problématique. Ce problème est défini comme :

10- la diminution de l'abondance de l'érable à sucre au profit du hêtre à grandes feuilles.

Le sommaire de ces enjeux se retrouve dans les fiches qui suivent. Ces fiches présentent succinctement l'enjeu (état de l'appréhension) et un résumé des pistes de solution proposées. De plus, chaque enjeu a fait l'objet d'une revue de littérature et de compilations à partir des données des inventaires dendrométriques et écologique du MRNFP. Ces divers éléments ont conduit à la rédaction d'un document qui présente, pour la majorité des enjeux, i) l'autécologie des espèces concernées (ex. : épinette blanche), ii) leur répartition géographique, iii) la dynamique naturelle des peuplements dans lesquels les espèces se développent (ex. : sapinière à bouleau blanc) ainsi que iv) la réaction des peuplements à l'aménagement. Les divers chapitres se terminent par v) des propositions de pistes de solution afin de résoudre le problème et vi) les recherches actuellement en cours. Les opinions, parfois divergentes, des chercheurs ayant travaillé sur un même problème ont aussi été prises en compte. Enfin, l'objectif premier de ce document est de permettre à l'aménagiste forestier de se familiariser sur les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Au besoin, l'aménagiste pourra modifier son aménagement et initier quelques expériences sylvicoles (bancs d'essai) afin d'acquérir de nouvelles connaissances sur les enjeux. Le lecteur notera qu'aucun chapitre n'a été élaboré pour les enjeux 3 (pins) et 5 (thuya). Ces derniers sont cependant présentés dans les fiches ci-jointes.

Les enjeux présentés sont également en étroite relation avec les types écologiques définis dans le système de classification du MRNFP. Ces types sont identifiables sur le terrain à l'aide de « guides de reconnaissance ». De plus, ils sont cartographiés dans le cadre du troisième programme d'inventaire décennal. Plus concrètement, ces associations peuvent être présentées de la façon suivante :

Types écologiques	Enjeux à considérer
Les érablières (FE1 à FE6)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière (chap. 6)</li> <li>• Augmentation du hêtre (chap. 10)</li> </ul>
Les sapinières à bouleau jaune (MS1) ou à érable rouge (MS6) et les bétulaies jaunes à sapin (MJ2) ou à érable à sucre (MJ1) Les pessières noires à peuplier faux-tremble (ME1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Enfeuillement (chap. 8)</li> <li>• Raréfaction de l'épinette rouge (chap. 2)</li> <li>• Enfeuillement (chap. 8)</li> </ul>
Les pinèdes blanches (RP1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Raréfaction des pins (voir fiche sur les pins)</li> </ul>
Les sapinières à thuya (RS1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Raréfaction du thuya (voir fiche sur le thuya)</li> </ul>
Les sapinières à épinette rouge (RS5)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Raréfaction de l'épinette rouge (chap. 2)</li> </ul>
Les sapinières à bouleau blanc (MS2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Enfeuillement (chap. 8)</li> <li>• Raréfaction de l'épinette blanche (chap. 4)</li> </ul>
Les sapinières à épinette noire (RS2)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Enfeuillement (chap. 8)</li> <li>• Augmentation du sapin (chap. 1)</li> </ul>
Les pessières noires à mousses ou à éricacées (RE2) et les pessières noires à lichens (RE1)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Éricacées (chap. 7)</li> <li>• Milieux ouverts à lichens (chap. 9)</li> </ul>
Les pessières noires à aulne (RE38) et les sapinières à épinette noire et aulne (RS38)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Enfeuillement (chap. 8)</li> </ul>

Les enjeux de la composition forestière risquent d'avoir un effet sur la possibilité forestière. Par exemple, la production prioritaire en SEPM pourrait diminuer en Abitibi au profit de la production PEU (peupliers). Pour faire face à ces changements, le défi consiste à :

- 1) optimiser l'usage des traitements sylvicoles déjà en cours;
- 2) initier de nouvelles expériences sylvicoles, selon la notion de la *gestion adaptative*. Ce concept préconise la mise en œuvre progressive des expériences les plus concluantes.

En regard du premier énoncé, plusieurs initiatives, fort intéressantes, sont déjà intégrées aux opérations courantes. Par exemple, les éclaircies précommerciales sont reconnues comme un moyen efficace 1) de lutter contre l'enfeuillement et l'ensapinage et 2) de favoriser les épinettes et les espèces compagnes (thuya...). Malgré cela, l'amélioration a encore sa place. Ainsi dans le contexte du prochain PGAF, il est proposé que les forestiers fassent l'analyse des enjeux régionaux reliés à la composition forestière. Cette analyse devrait reposer davantage sur la dynamique forestière ainsi que sur les processus de régénération des espèces forestières. Ces divers éléments devraient être analysés à l'intérieur de la notion du « type écologique », qui présente 1) une plate-forme homogène au niveau des variables du milieu physique et 2) la diversité forestière observée (peuplements de début, de milieu et de fin de succession). Ainsi, lors de l'élaboration du scénario sylvicole du type écologique sur lequel on observe des pessières noires ponctuées de peupliers faux-trembles sur argile en Abitibi, on devrait insister pour que les éclaircies précommerciales (EPC) soient réalisées de façon à limiter le plus possible l'envahissement du peuplier faux-tremble. On pourrait également réfléchir sur des mesures préventives qui pourraient être mises en place afin de limiter l'enfeuillement successif à la coupe. Les coupes progressives irrégulières, réalisées dans un objectif de maintien de la composition forestière et du façonnement de peuplements à structure irrégulière, sont parmi les traitements qui pourraient faire l'objet d'expérimentations. De telles propositions de traitements sont d'ailleurs présentées pour la majorité des enjeux. D'ailleurs, les coupes progressives irrégulières réalisées surtout en Colombie-Britannique, au Maine et dans le sud-ouest américain sont de plus en plus reconnues comme un type d'aménagement pouvant rallier les objectifs forestiers, écologiques et socio-économiques.

Enfin, dans un contexte de maintien de la biodiversité, il convient de diversifier la sylviculture, c'est-à-dire de varier les solutions mises en œuvre pour résoudre ou contrer un enjeu de biodiversité. Par exemple, il faut briser le paradigme selon lequel la forêt boréale doit être récoltée systématiquement du sud vers le nord en réalisant partout des CPRS suivies, lorsque nécessaire, de plantations. Les processus naturels nous ont donné une forêt beaucoup plus diversifiée dont on devrait s'inspirer afin de définir les stratégies d'aménagement et les scénarios sylvicoles.

## Fiches descriptives des enjeux relatifs à la composition forestière

Etat de l'appréhension	Pistes de solution
<p><b>1- Augmentation du sapin (ensapinage)</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Historiquement, les peuplements EE, ES et SE se sont renouvelés sous un régime de feux et une influence plus ou moins marquée des épidémies de TBE.</li> <li>- La dynamique des peuplements sous aménagement forestier (coupe) semble différente et pourrait avantager le sapin.</li> <li>- La revue de la littérature (voir le chapitre sur le sapin) montre que les strates ES et SE seraient vulnérables à l'ensapinage. Celles-ci abondent en forêt boréale, tout particulièrement dans les sous-domaines bioclimatiques de l'est.</li> <li>- L'ensapinage se produit également dans les peuplements d'épinette rouge (voir le document sur la raréfaction de l'épinette rouge, chap. 2) et de pins (blanc et rouge) (voir la fiche sur les pins).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Puisque les éclaircies précommerciales modifient la composition floristique, il faut reconnaître que ce traitement favorise l'épinette noire au détriment du sapin. Il s'agit donc d'un traitement efficace pour prévenir l'ensapinage. Dans le déroulement du scénario sylvicole qui s'ensuit, les éclaircies commerciales devraient être planifiées afin de récolter le sapin en priorité.</li> <li>- Des traitements expérimentaux pourraient viser à aménager les peuplements ES et SE au moyen de coupes progressives irrégulières dans le but de maintenir un couvert d'épinette noire, de favoriser la régénération en épinette noire et de façonner des peuplements de structure irrégulière dans lesquels les tiges marchandes d'épinette noire demeurent bien représentées.</li> </ul>

<p><b>2- Raréfaction de l'épinette rouge</b></p> <p>- L'épinette rouge était une espèce abondante de la forêt tempérée primitive. Elle formait des peuplements à dominance d'épinette rouge et de sapin (type écologique de la sapinière à épinette rouge) sur les terrains plats, les sommets et les escarpements. Au bas des pentes, on la retrouvait en compagnie de plusieurs autres essences, notamment le bouleau jaune et l'érable rouge (type écologique de la sapinière à bouleau jaune).</p> <p>- Après plus d'un siècle de récolte, on estime que le taux d'occupation de cette espèce n'est plus que de 20 % par rapport à celui de la forêt primitive sur l'ensemble de son aire de distribution. À plusieurs endroits, des peuplements de structure irrégulière dominés par l'épinette rouge et le sapin ont fait place à des peuplements équiennes composés essentiellement de sapin ou d'un mélange de feuillus de lumière et de sapin.</p>	<p>Afin de sauvegarder les peuplements d'épinette rouge et, idéalement, d'augmenter leur représentativité dans les paysages, les approches suivantes sont proposées :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. dans les peuplements de structure irrégulière, expérimenter les coupes de jardinage par pied d'arbre en accordant une attention particulière aux tiges d'épinette rouge;       <ol style="list-style-type: none"> <li>1.1 pour le type écologique de la sapinière à bouleau jaune, expérimenter la récolte de l'épinette rouge selon une intensité inférieure à 30-35 %. Récolter les épinettes rouges de diamètre à hauteur de poitrine (dhp) supérieur à 30 cm et les sapins de dhp supérieur à 18 cm;</li> <li>1.2 pour le type écologique de la sapinière à épinette rouge, répéter les mêmes expériences en abaissant le diamètre de récolte à 18 cm autant pour le sapin que pour l'épinette rouge;</li> </ol> </li> <li>2. dans les peuplements de structure équiennne (surtout présents sur le type écologique de la sapinière à épinette rouge), entreprendre des essais sylvicoles afin d'évaluer la possibilité de les aménager selon des coupes progressives irrégulières.</li> </ol>
---	---

<p><b>3- Raréfaction du pin blanc et du pin rouge</b></p> <p>Le pin blanc ainsi que le pin rouge sont surtout présents dans l'Outaouais et, dans une moindre mesure, au Témiscamingue et dans les Laurentides. L'âge moyen des peuplements de pin est de 90 ans. Comme essence principale, les stratégies actuelles d'aménagement proposées par le Manuel d'aménagement forestier ne favorisent pas la répartition de peuplements de pin blanc dans toutes les classes d'âges. Cet état défavorise le maintien des équilibres biologiques, n'assure pas la permanence des paysages et ne garantit pas le maintien des approvisionnements aux usines, dans le temps. Il est donc urgent :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) de créer davantage de peuplements en « régénération »;</li> <li>2) d'allonger la révolution d'une partie des stocks sur pied bien au-delà du 120–130 ans;</li> <li>3) de créer des peuplements répartis dans chacune des classes d'âges.</li> </ol> <p>Si ces conditions ne sont pas respectées, nous risquons de provoquer une rupture de stocks. De plus, plusieurs peuplements, dans lesquels les pins constituent les essences sous-dominantes ou compagnes, risquent de se transformer en divers types de sapinières (enjeu de l'ensapinage) ou en peuplements mélangés dominés par les feuillus de lumière (enjeu de l'enfeuillage). Afin de remédier à cette situation, des efforts sylvicoles particuliers devront être faits pour favoriser la régénération des pins.</p>	<p>Afin de favoriser la régénération du pin blanc et du pin rouge dans tous les peuplements où il y est présent (essences principales ou secondaires), les approches suivantes sont recommandées :</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Pinèdes       <ol style="list-style-type: none"> <li>1.1 Régime équienne : éclaircie commerciale à 90-100 ans suivie d'une coupe progressive à 120 ans. Possibilité de laisser sur pied quelques pins à l'hectare après la coupe finale (source de semences continue, contribue à diversifier le paysage, arbres à valeur faunique, etc.).</li> <li>1.2 Régime biétagé ou multiétagé : coupes progressives irrégulières ayant pour objectif un prélèvement de 35-45 % de la surface terrière. Un certain nombre (40 à 60) de grosses tiges (30 cm et + et vigueur 1) ne devrait pas être prélevé. Le sol doit être bien labouré (lors de la coupe ou par scarifiage partiel). La présence et le suivi de la régénération doivent être assurés. Le peuplement résiduel ne devrait pas être récolté avant l'âge de 140-150 ans .</li> </ol> </li> <li>2. Peuplements dans lesquels les pins constituent une essence secondaire :       <ol style="list-style-type: none"> <li>2.1 Peuplements résineux, mixtes à feuillus de lumière. Lors de la CPRS, toujours conserver des semenciers de pin lorsqu'ils sont présents. Assurer le labour du sol près des semenciers.</li> <li>2.2 Peuplements de feuillus semi-tolérants. Favoriser le jardinage par trouées (les parquets pourraient favoriser le charançon).</li> <li>2.3 Peuplements de feuillus d'ombre. Lors du jardinage, ne jamais prélever plus du 1/3 des tiges de pin. Favoriser un jardinage par groupe d'arbres en optimisant les ouvertures déjà présentes dans le couvert et localisées près des pins.</li> </ol> </li> </ol>
---	---



<p><b>4- Raréfaction de l'épinette blanche</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Dans les sapinières primitives (structure irrégulière), l'épinette blanche était toujours présente en raison de la présence de microsites propices à son installation, notamment le sol minéral (chablis) et le bois en décomposition.</li> <li>- Au cours du siècle dernier, beaucoup de sapinières primitives ont été coupées et remplacées par des sapinières de seconde venue, équiennes, relativement denses et mal régénérées en épinette blanche. Actuellement, les sapinières de seconde venue font l'objet de coupes. La raréfaction de l'épinette blanche est principalement attribuable à la faible disponibilité de microsites propices à sa germination.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Le système de régénération par coupes progressives pourrait servir de moyen à l'aménagement des peuplements de seconde venue. Une étude, réalisée à la forêt Montmorency, propose la combinaison suivante pour favoriser la régénération en épinette blanche: 1) une réduction de la surface terrière de 25 % et 2) la perturbation du sol jusqu'à l'horizon minéral. Un délai d'une dizaine d'années avant la coupe finale devrait permettre à la régénération de bien s'établir. Certains peuplements pourraient également être traités de façon à obtenir une structure irrégulière (coupe progressive irrégulière).</li> <li>- Les peuplements ayant fait l'objet de CPRS devraient être traités en accordant une attention particulière aux épinettes blanches. Dans bien des cas, ces dernières sont très rares. On pourrait alors réaliser un regarni (ce qui est déjà fait à certains endroits).</li> </ul>
--	--

#### 5- Raréfaction du thuya

- Le thuya abonde dans les cédrières et est présent comme essence compagne dans divers types de peuplements. Comme essence compagne, il a souvent été négligé lors de l'exécution de traitements sylvicoles. Ainsi, dans les travaux d'éclaircie précommerciale (EPC), sa présence était tolérée dans les trouées où le sapin ou l'épinette étaient absents.
- Le stock de thuya en provenance des strates mélangées sapin - épinette - thuya ne se renouvelle donc pratiquement pas. De plus, la protection des milieux aquatiques (bandes riveraines) et la mise en valeur d'une autre ressource (habitat faunique) monopolisent un volume important de thuya, ce qui a un impact sur la possibilité forestière de cette essence.

- Pour favoriser la présence du thuya (Tho) dans les peuplements de seconde venue, la solution préconisée est l'augmentation des superficies destinées à la production du thuya en peuplement mélangé. Pour ce faire, il faut s'orienter vers la création d'un groupe prioritaire SEPM-Tho afin d'accroître l'importance relative du thuya par rapport aux autres essences (sapin et épinette). L'application de cette nouvelle notion permettra de régulariser la récolte du thuya dans le temps et de créer l'obligation d'atteindre, après coupe, un coefficient de distribution de la régénération de thuya suffisant pour reconstituer la partie thuya dans le prochain peuplement.
- Dans le groupe de production prioritaire SEPM-Tho, l'âge d'exploitabilité pour la CPRS devrait être fixé selon la notion « d'âge d'exploitabilité technique », afin de maximiser la croissance en diamètre des tiges de Tho avant la CPRS.
- Dans les autres vocations prioritaires (exemple : SEPM) où il y a présence de thuya, il est recommandé, lors des travaux de dégagement et d'éclaircie, de conserver la même proportion en thuya que dans le peuplement initial.
- Les cédrières (production Tho) se régénèrent facilement de sorte que le thuya sera l'espèce dominante du prochain peuplement (structure inéquienne ou irrégulière). Toutefois, pour les régions où ce type de peuplement est plutôt rare et généralement de faible superficie, il conviendrait de procéder à une planification opérationnelle plus rigoureuse de sorte que toutes les cédrières de 2 ha et plus pourraient être assujetties aux traitements sylvicoles propres au groupe prioritaire Tho et ce, même si ces îlots sont intégrés à une production prioritaire autre que le Tho.

#### **6- Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière**

- Actuellement, l'aménagement des érablières est orienté vers deux essences : l'érable à sucre et le bouleau jaune (productions prioritaires).
- En plus de veiller à la bonne régénération du bouleau jaune, nos interventions devraient également viser la perpétuation des espèces compagnes, notamment le cerisier tardif, le frêne d'Amérique et le chêne rouge.
- Les informations concernant le tilleul d'Amérique, l'ostryer de Virginie, l'orme d'Amérique et le noyer cendré sont traitées de façon détaillée dans le chapitre 6 portant sur la « raréfaction des espèces compagnes de l'érablière ».

- Afin de bien régénérer le bouleau jaune, il est proposé de combiner le jardinage par pied d'arbre avec celui par bouquets d'arbres. Les petites trouées procurent la lumière nécessaire aux semis de bouleau jaune. Ces trouées ne sont pas sujettes à l'assèchement et le sol minéral exposé lors du passage de la machinerie constitue un bon lit de germination pour le bouleau jaune. Le succès de la régénération dépend aussi de la présence de semenciers bien distribués dans le peuplement et de la quantité de graines produites annuellement. Les meilleurs taux de régénération du bouleau jaune surviennent lorsque la coupe est réalisée lors d'une bonne année semencière ou l'année suivant la coupe.
- Les trouées faites à proximité du cerisier tardif, des frênes d'Amérique devraient également assurer la pérennité de ces deux essences. Il faut cependant retenir que les semis de cerisier meurent au bout de quelques années s'ils ne sont pas exposés à la lumière et que le frêne est une espèce dioïque.
- Afin de perpétuer le chêne rouge, le traitement recommandé est une coupe progressive ou une coupe par trouées là où une abondante régénération s'est installée à la suite d'une bonne année semencière.

<p><b>7- Augmentation des éricacées</b></p> <p>- Les paysages continus de pessières noires de la forêt boréale se sont renouvelés selon une dynamique naturelle de feux. Les caractéristiques des peuplements avant feu et leurs lits de germination après le passage du feu jouent un rôle important dans le renouvellement des forêts. Si la régénération est l'objet d'accidents de parcours (peu de semences par exemple), la nouvelle forêt devient relativement ouverte, ce qui cause la prolifération des éricacées. Dans les autres cas, une forêt dense avec peu d'éricacées devrait s'installer.</p> <p>- La dynamique des peuplements sous aménagement (coupes) pourrait provoquer une prolifération des éricacées nettement supérieure à celle observée sous la dynamique naturelle. La présence importante d'éricacées, et tout particulièrement du <i>Kalmia</i>, pourrait nuire à la croissance des conifères en régénération. L'aménagement forestier produit également une ouverture importante des paysages. Dans ce contexte, la conservation de certains massifs forestiers pourrait être envisagée.</p>	<p>- Afin de limiter l'envahissement des éricacées, le maintien d'une ambiance forestière sur les parterres de coupe apparaît souhaitable, notamment par la conservation de la haute régénération naturelle. Cependant, dans les cas où la régénération naturelle est déficiente en regard de sa quantité, de sa répartition ou de sa qualité, le succès de ces approches peut être compromis. Dans de telles situations, le recours à des stratégies de mitigation, tel le scarifiage suivi du reboisement, s'avère nécessaire.</p> <p>- Afin de maintenir un couvert forestier, on devrait apporter une plus grande attention à la répartition des coupes. À certains endroits, on pourrait expérimenter des coupes progressives irrégulières dans le but de former des peuplements de structure irrégulière. Ces coupes prélèveraient une certaine proportion du couvert afin de favoriser l'installation de la régénération d'épinette noire et de limiter l'envahissement des éricacées. Les épinettes pourraient par la suite être récoltées selon divers intervalles de temps de manière à créer, au fil des années, un peuplement de structure irrégulière. Ces objectifs sont déjà poursuivis par la CPPTM mais un autre pas devrait être franchi afin que ces derniers respectent davantage les principes de « l'aménagement écosystémique ». En raison des processus de paludification (augmentation de l'épaisseur de l'humus et baisse de productivité des forêts), il est recommandé de récolter, après quelques révolutions forestières, les forêts irrégulières et d'y réaliser des traitements afin de diminuer l'épaisseur de l'humus (par exemple des feux contrôlés). Ainsi, à l'échelle du paysage, les peuplements de structure irrégulière changeront de localisation.</p>
--	---

<p><b>8- Augmentation des feuillus de lumière (enfeuillage)</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>- Les régimes des perturbations naturelles ont façonné des mosaïques forestières dans lesquelles la proportion de feuillus diminue avec l'augmentation du cycle de feux.</li><li>- Dans une dynamique d'aménagement forestier (coupes) et de colonisation du territoire (défrichement des terres, feux d'origine anthropique), les feuillus (Pet, Bop, érable à épis, aulne) augmentent en proportion et provoquent « l'enfeuillage » 1) des sapinières et des bétulaies jaunes résineuses, 2) des peuplements de feuillus de lumière bien régénérés en résineux, 3) des pessières noires à sapin sur till de texture moyenne, 4) des pessières noires avec présence de peuplier faux-tremble ainsi que 5) des pessières noires à aulne. Cet enfeuillage excède les proportions observées dans les mosaïques naturelles. On ne doit pas le considérer comme un stade de transition naturel, mais plutôt comme un stade d'expansion.</li></ul>	<p>Afin de réduire l'enfeuillage, les éléments suivants pourraient être expérimentés :</p> <p>Sapinières à bouleau blanc :</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- exécuter la coupe finale lorsque les peuplements ont atteint un âge de maturité avancé et que la régénération résineuse est relativement abondante. Il faut retenir que le sapin s'installera dans les peuplements, seulement si les lits de germination et la luminosité lui sont favorables;</li><li>- exécuter des coupes progressives dans les peuplements en début de maturité dans le but d'obtenir une régénération résineuse suffisante lors de la récolte finale.</li></ul> <p>Sapinières à bouleau jaune et bétulaies jaunes résineuses :</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- dans les peuplements résineux et mixtes de structure irrégulière ou inéquienne, mettre en place une sylviculture adaptée à ce type de structure;</li><li>- dans les peuplements ayant déjà fait l'objet de coupes et actuellement bien régénérées, réaliser des EPC en accordant un intérêt aux épinettes et aux bouleaux jaunes (encourager les EPC mixtes à Ft). Étudier la possibilité de transformer ces jeunes peuplements en forêt irrégulière;</li><li>- les forêts dégradées mal régénérées devraient être remises en production afin de favoriser le bouleau jaune et réintroduire l'épinette.</li></ul> <p>Peuplements de feuillus de lumière à maturité bien régénérés en résineux (Pe, PeR...) et du type écologique de la sapinière à bouleau blanc ou de la sapinière à bouleau jaune.</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- Récolter ces peuplements au moyen de coupes partielles de forte intensité (65 %) réalisées avec beaucoup de minutie afin d'éviter la prolifération du peuplier (perturbations minimales du sol)</li></ul> <p>Pessières propices à l'enfeuillage (ex. : pessières à sapin) :</p> <ul style="list-style-type: none"><li>- Réaliser des expériences de coupe progressive irrégulière afin de bien régénérer les épinettes et, possiblement, de créer une structure irrégulière. Dans les peuplements qui ont déjà fait l'objet de coupes, favoriser les résineux lors des EPC.</li></ul>
---	---

<p><b>9- Proportion accrue de milieux ouverts à lichens dans la forêt boréale continue</b></p> <p>À la suite de perturbations naturelles ou anthropiques en cascade (feu + feu; insectes + feu, coupe + feu) les pessières noires s'ouvrent et se transforment en pessières noires à lichens. L'absence de semences viables d'épinette noire et de bons lits de germination seraient les principaux facteurs responsables de ce phénomène.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Assurer l'établissement rapide de la régénération, par <i>des plantations</i> ou par <i>des ensemencements</i>, peu de temps après une perturbation;</li> <li>- Augmenter le degré d'efficacité de répression des feux, notamment en améliorant l'accès du territoire;</li> <li>- Assurer un suivi des secteurs propices au phénomène;</li> <li>- Réaliser un suivi de l'efficacité des méthodes de remise en production (survie, croissance, rendement) à la suite des travaux.</li> </ul>
--	--

<p><b>10- Diminution de l'abondance de l'érable à sucre au profit du hêtre à grandes feuilles</b></p> <p>À la suite des perturbations environnementales historiques et contemporaines qu'ont subies les érablières au Québec, le maintien de la représentativité de la population d'érable à sucre au Québec devient un enjeu. En effet, des appréhensions existent en rapport avec la baisse de vigueur de l'érable à sucre au profit des essences secondaires, notamment le hêtre, causant un déséquilibre de la structure et de la composition des peuplements. L'aménagement forestier est susceptible d'accentuer cette problématique.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Préciser l'étendue du phénomène.</li> <li>- Mettre en œuvre des stratégies sylvicoles afin de rééquilibrer la structure des peuplements touchés.</li> <li>- Préciser les méthodes d'aménagement permettant de minimiser les impacts de la récolte (blessure, saison, exposition, évaluation du risque d'envahissement en fonction de la présence avant coupe, etc.).</li> <li>- Mettre en œuvre des stratégies d'adaptation en ce qui a trait à l'approvisionnement forestier.</li> </ul>
---	--

## 1. Envahissement des parterres de coupe par le sapin en forêt boréale

par

Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc.

Jean NOËL, techn.for.

et

Denis HOTTE, techn.for.

Direction de la recherche forestière  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs

GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE, 2003. *Envahissement des parterres de coupe par le sapin en forêt boréale*, p. 15 à 44. *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.





## 1.1 Introduction

Les forestiers ont démontré que la forêt boréale se régénérerait généralement bien à la suite d'une coupe (STANEK 1968, DOUCET 1988, RUEL 1989) et que la croissance ultérieure des espèces, notamment celle des semis et des marcottes d'épinette noire, y était relativement bonne (DOUCET 1990, PAQUIN et DOUCET 1991, MORIN et GAGNON 1992, BOILY et DOUCET 1993, POTHIER *et al.* 1995). Ces deux éléments ont justifié, au milieu des années 1980, le passage de la coupe à blanc vers la coupe avec protection de la régénération. Il faut maintenant s'interroger sur la qualité de cette régénération au regard du maintien des objectifs de biodiversité, et tout particulièrement, de la conservation, à l'échelle du paysage, d'une proportion de peuplements comparable à celle héritée de la dynamique naturelle. Par exemple, une forte augmentation de sapins dans des zones normalement dominées par l'épinette noire est considérée comme une perte de l'intégrité écologique.

Ce premier enjeu porte sur « l'accroissement de la superficie des peuplements dominés par le sapin baumier dans les paysages aménagés de la forêt boréale. Cet accroissement se fait essentiellement au détriment de l'épinette noire ». Les principaux peuplements concernés sont les pessières noires (strate EE), les pessières noires à sapin (ES) et les sapinières (SE) ». Cet enjeu peut se définir comme suit :

- historiquement, les peuplements EE, ES et SE se sont renouvelés sous un régime de feux et sous une influence plus ou moins prononcée des épidémies de TBE;
- la dynamique sous aménagement forestier (coupe) semble différente et pourrait avantager le sapin (WILSON 1909). Les opinions des forestiers qui ont étudié le sujet sont partagées. Certains pensent que la régénération est identique à celle des peuplements à maturité et que les peuplements à venir devraient être similaires aux précédents. Par exemple, les pessières devraient succéder aux pessières après la récolte en raison d'une bonne régénération de marcottes. D'autres croient que le peuplement à venir pourrait être fort différent du précédent.

Les opinions véhiculées sur l'ensapinage divergent et pourraient se formuler ainsi :

1. L'examen des coefficients de distribution, du nombre de tiges ou du volume des peuplements coupés depuis une période plus ou moins longue (5 à 50 ans), le long du gradient des strates EE→ES→SE→SS montre que l'importance de l'épinette diminue au profit du sapin (DOUCET 1988, RUEL 1989, POTHIER 1996, DOUCET 2000). Ces données soutiennent que la régénération serait fonction des espèces qui composent le couvert (avant coupe) et que les peuplements à venir devraient être identiques à ceux avant coupe (RUEL 1989, 1992; DOUCET 2000).

2. Certains nuancent cette opinion et croient que, dans certaines situations, le sapin gagne en importance (WILSON 1909, HATCHER 1960, FYE et THOMAS 1963, VÉZINA et FALARDEAU 1988). Ainsi, certains peuplements résineux (ES) évolueraient vers des peuplements à dominance de sapin (SE) si la composition de la régénération dominante, 10 ans après la coupe, est révélatrice de celle des prochains peuplements qui parviendront à maturité (POTHIER 1996).
3. Certains spécialistes des perturbations naturelles ont tendance à minimiser l'impact des coupes en insistant sur le fait que le sapin est détruit, du moins partiellement, lors des épidémies de TBE. Selon eux, l'épinette noire maintiendra sa dominance, pas nécessairement en nombre de tiges, mais en surface terrière et en volume. La thèse d'une dynamique cyclique et de systèmes autorégulateurs est donc privilégiée, même sous aménagement (SARRAZIN 1991, MORIN 1994).
4. Enfin, dans certaines situations, d'autres forestiers posent l'hypothèse que la coupe initie des modèles de succession totalement différents (envahissement par le peuplier faux-tremble et par le sapin) de ceux qui prévalent sous un régime naturel des perturbations (successions cycliques des mêmes peuplements) (BRUMELIS et CARLETON 1988, HARVEY et BERGERON 1989, CARLETON et MACLELLAN 1994, FORTIN et GAGNON 2002). Ces derniers ont surtout travaillé dans les zones dominées par des dépôts de texture fine (Abitibi) ou sur des tills de texture fine (Bas-Saint-Laurent, Gaspésie). Leurs propos sont repris dans le chapitre 8 (enfeuillage).

L'ensapinage se produit également dans la zone tempérée du Québec. Tout d'abord, des pessières rouges issues d'une dynamique naturelle risquent de voir leur proportion de sapin augmenter après la coupe. Cet aspect est traité dans le document portant sur la raréfaction de l'épinette rouge (chapitre 2). De plus, l'ensapinage est également susceptible de se réaliser dans les pinèdes. Cet aspect ne fait pas l'objet d'un chapitre dans ce document. Par contre, il est traité sommairement dans l'introduction par le biais d'une fiche descriptive. Enfin, tous les autres peuplements résineux de la zone tempérée (ex. : prucheraies) risquent de « s'ensapiner », au même titre que les pessières rouges et les pinèdes. On encourage donc les forestiers à tenir compte de cet aspect lors de la réalisation des prochains plans d'aménagement forestier.

Le texte qui suit débute par un bref état des connaissances sur la dynamique naturelle des peuplements d'épinette noire et de sapin. Une fois cet aspect connu, la dynamique naturelle et la dynamique sous aménagement sont comparées tout en précisant les opinions divergentes des différents auteurs. Dès lors, nous pouvons statuer sur l'importance du phénomène d'ensapinage. Nous proposons, par la suite, certaines pistes sur les traitements sylvicoles qui pourraient être mis en place afin de contrer le phénomène. Enfin, nous précisons les territoires où une attention particulière devrait être apportée au phénomène de l'ensapinage.

## 1.2 Dynamique du sapin dans les peuplements naturels

Si le problème de l'ensapinage existe vraiment, il devrait se faire principalement au détriment de l'épinette noire et se produire dans les peuplements où l'épinette noire et le sapin coexistent (Figure 1). L'épinette noire est une espèce très bien adaptée aux feux de forêt. Dans les pessières à maturité, les graines d'épinette sont enfermées dans des cônes semi-sérotineux. Une fois mûrs, ces cônes s'entrouvrent légèrement ou de façon beaucoup plus prononcée après le passage d'un feu. La dissémination des graines s'amorce au début de la saison de croissance quoique les cônes peuvent retenir les graines viables sur une longue période (LEBARRON 1939, WILTON 1963). À la suite d'un feu dans une pessière bien pourvue de cônes et de graines viables (pessières à maturité), l'installation des semis se fait rapidement sur le sol nu, c'est-à-dire principalement sur une période de 1 à 3ans (ST-PIERRE *et al.* 1992, CHARRON et GREENE 2002, FANTIN et MORIN 2002). Sur les sites envahis par les sphaignes, la germination des graines se poursuit sur une plus longue période (JEGNUM 1979). En l'absence de feu, l'humus forestier relativement sec, la faible luminosité des pessières denses et les éricacées des pessières plus ouvertes sont autant de phénomènes qui semblent inhiber la germination des graines d'épinette au profit d'une reproduction végétative par marcottes (FRISQUE 1977). La quantité de marcottes dépend de plusieurs facteurs, notamment la densité du peuplement et le type de sol. Par exemple, elles sont plus abondantes dans les pessières à éricacées (densité faible à modérée) que dans les pessières à mousses (densité modérée à élevée). La même relation existe entre les sols organiques et les sols minéraux (STANEK 1961, FRISQUE 1977, BRUMELIS et CARLETON 1988, RUEL 1989).

Les pessières récemment issues de feu adoptent généralement une structure équiennne. Par la suite, leur structure devient graduellement irrégulière en raison des chablis de quelques arbres à maturité et de la croissance de marcottes (BERGERON *et al.* 1999, BERGERON *et al.* 2002, HARVEY *et al.* 2002). Dans bien des situations, ces changements de structure sont également accompagnés d'une augmentation du sapin, ce qui confirme l'hypothèse du vieillissement de la forêt. Certains peuplements d'épinette noire contiennent même une forte régénération de sapin entremêlée de marcottes d'épinette noire (DOUCET 1988, RUEL 1989). La succession cyclique de pessières et de pessières à sapin serait donc le scénario le plus typique de la dynamique naturelle en forêt boréale, à moins que le feu survienne dans des peuplements qui présentent des problèmes de régénération (voir chapitres 7 et 9). Alors, divers scénarios d'évolution deviennent possibles, allant d'une plus grande abondance de pin gris ou de peuplier faux-tremble à la formation de pessières à lichens (ALEXANDER et EULER 1981, GAGNON 1988, chapitre 9 de cette étude). Ce scénario peut également se modifier au gré des variables du milieu physique. Par exemple, les pessières à lichens semblent préférer les sites les plus secs et les plus propices aux incendies (dépôts fluvio-glaciaires, sommets de collines). À l'échelle du paysage, l'abondance du sapin varie selon les caractéristiques climatiques et physiographiques ainsi que des caractéristiques des régimes de perturbation qu'elles génèrent. Par exemple, dans un ensemble climatique homogène

(ex. : pessière de l'ouest), un paysage de lacs ou de coteaux, ponctué d'endroits à l'abri du feu (refuges topographiques), contiendra plus de sapin qu'un paysage homogène, plat et bien drainé (plus fortement influencé par les feux). À l'échelle du Québec méridional, le sapin augmente en abondance de l'ouest vers l'est en raison d'une augmentation de l'humidité atmosphérique et du passage d'un relief de plaines à un relief de coteaux, de collines et de hautes collines. Le régime des feux répond très bien à ces changements et s'allonge graduellement de l'ouest (cycle de feu d'environ 150 ans) vers l'est (500 ans).

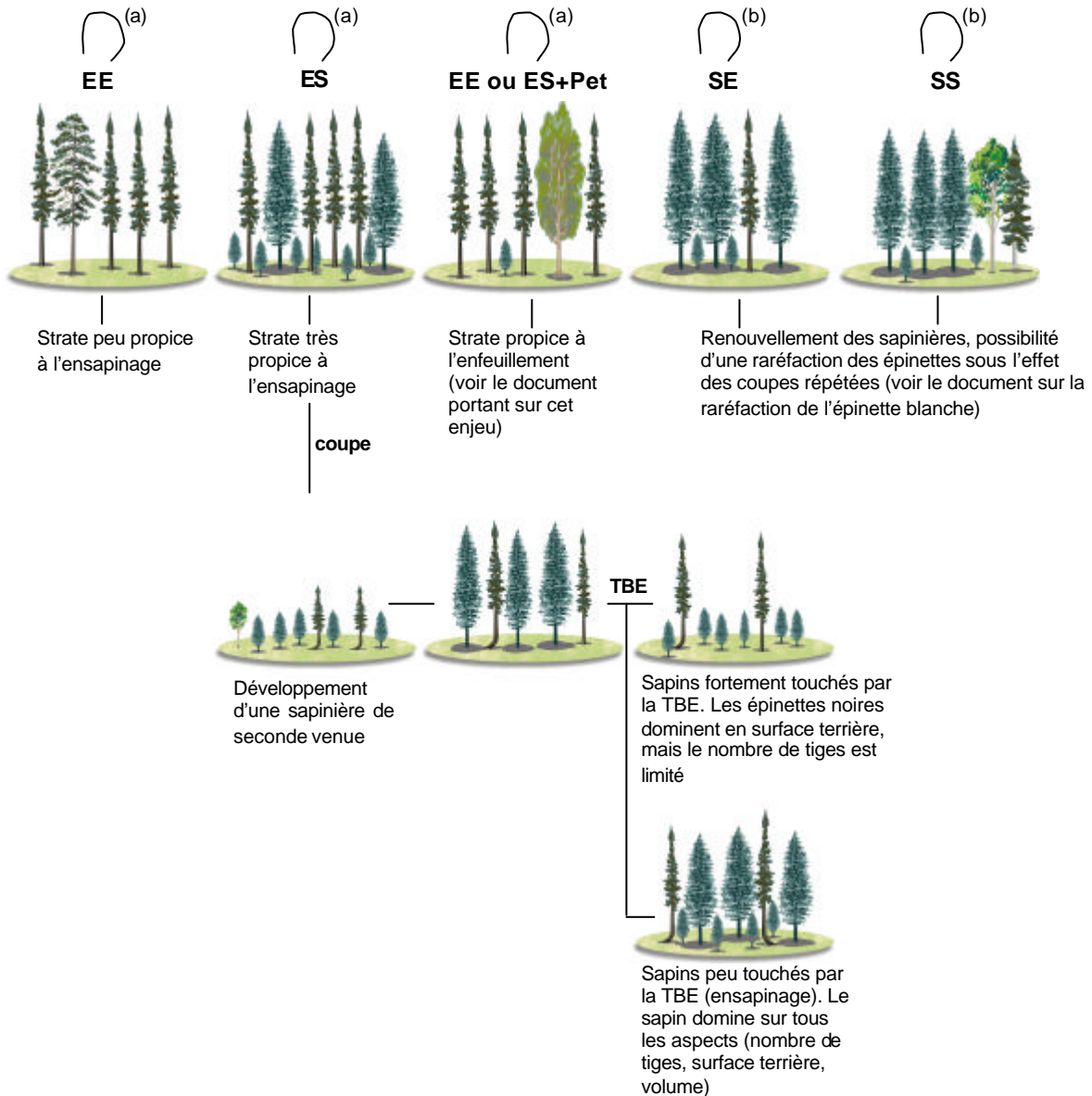


Figure 1. Dynamique de l'ensapinage dans les pessières et les sapinières sous aménagement forestier. Traditionnellement, ces peuplements se sont renouvelés de façon cyclique sous un régime de feux (a) ou d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (b). L'ensapinage se produit essentiellement dans la strate ES faiblement affectée par la TBE. Ce processus est reconnu comme une conséquence des coupes forestières.

La dynamique des sapinières (strates SE et SS) est passablement différente de celle des pessières. Bon nombre d'entre elles se composent d'épinettes longévives et de sapins dont la hauteur et l'âge sont fonction de la séquence des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette. Par exemple, MORIN (1994) montre que, dans un secteur donné de la forêt boréale (nord du Lac-Saint-Jean), des sapinières proviennent des trois dernières périodes épidémiques : 1950, 1920 et 1880. Ainsi, certains peuplements de structure équiennne se rattachent à une seule période épidémique. Plusieurs sapinières échantillonnées contiennent cependant des arbres de plusieurs épidémies successives, ce qui leur confère une structure irrégulière.

Lors d'une épidémie, la défoliation des sapins âgés ainsi que les chablis subséquents stimulent de façon marquée la croissance des semis de sapins déjà établis sous le couvert. Les épidémies ne favorisent pas l'installation de nouveaux semis puisque la production de cônes cesse peu de temps après le début d'une défoliation forte (FYE et THOMAS 1963, SCHOOLEY 1978, IRLAND *et al.* 1988). La hauteur et l'âge des semis sont sensiblement les mêmes, peu importe l'âge de la cohorte qui forme le couvert (1950, 1920, 1880). Un examen sommaire de l'âge des semis de sapin montre que la majorité d'entre eux possèdent vingt anneaux de croissance ou encore vingt cicatrices foliaires au-dessus du sol (MORIN et LAPRISE 1997). Une analyse détaillée des cicatrices de bourgeons, présentes sur les racines adventives, révèle que l'âge des semis dépasse 20 ans et pouvait même aller au-delà de 60 ans (PARENT *et al.* 2001, 2002; JOHNSON *et al.*, en révision). De nouveaux semis s'installent chaque année mais leur taux de survie est faible. Cette seconde banque de semis est dite «éphémère». L'installation de la banque permanente de semis se ferait donc massivement au cours d'années bien définies, c'est-à-dire lorsque les trois conditions suivantes sont réunies : disponibilité de semences, lit de germination adéquat (mousses, bois pourri) et une luminosité suffisante. Il semble que ces conditions seraient notamment obtenues lors des fortes années semencières qui surviennent en fin de périodes épidémiques (DUCHESNEAU et MORIN 1999). La fenêtre temporelle propice à l'installation de la banque permanente de semis est donc très restreinte, ce qui a une implication majeure sur la dynamique des peuplements ainsi que sur leur aménagement (JOHNSON *et al.*, en révision). Lorsque cette fenêtre est insuffisante, des problèmes d'enfeuillage surviendront (voir le chapitre 8 portant sur cet enjeu). En définitive, le passage de sapinières à maturité à des sapinières jeunes, surtout à la suite des épidémies de TBE, montre que ce type de forêt forme un système autorégulateur interdépendant (sapin et TBE) qui peut se perpétuer sur plusieurs centaines d'années (MORIN 1994). Cette notion correspond également à ce que plusieurs auteurs ont qualifié de dynamique cyclique (JOHNSON *et al.*, en révision). Bien que cette dynamique propre aux sapinières puisse se perpétuer pendant plusieurs centaines d'années, elle peut cependant être interrompue lors du passage d'un feu. Ce dernier favorise l'émergence de peuplements de feuillus de lumière (BERGERON et CHARRON 1994), lesquels, avec le temps, peuvent se transformer en sapinières (HARVEY *et al.* 2002).

### 1.3 Dynamique du sapin dans les peuplements aménagés

L'approche d'aménagement doit reposer sur les connaissances de la dynamique naturelle présentée à la section précédente. L'abondance et la composition de la régénération après coupe dépendent de plusieurs facteurs, notamment 1) la quantité et la qualité de la régénération avant coupe (FRISQUE et VÉZINA 1977), 2) les sources de semence disponibles et la qualité du lit de germination (FRISQUE 1977), 3) le niveau de destruction de la régénération préétablie lors des activités de récolte (FRISQUE 1977), 4) le type et la dimension des coupes (FRISQUE et VÉZINA 1977) et 5) les caractéristiques du milieu physique (DOUCET 1986, HARVEY et BERGERON 1989, RUEL 1992). Malgré une réduction de la régénération préétablie lors de la récolte, en raison du passage de la machinerie, la remise en production de la plupart des aires de coupe est jugée adéquate. Ce phénomène est surtout évident depuis la mise en place de la coupe avec protection de la régénération. De plus, un recrutement de marcottes se produit au cours des années qui suivent la coupe (NEWTON 1990, RUEL 1992, POMINVILLE et RUEL 1995, GROOT 1996, POTHIER 1996, RUEL *et al.* 1998). La période d'installation des semis d'épinette noire suit immédiatement la coupe (1 à 4 ans) et s'atténue rapidement au cours des 4 à 5 années suivantes. La période d'installation maximale des marcottes semble cependant déphasée de quelques années (4 à 6 ans plus tard) par rapport à celle des semis. Elle décroît rapidement par la suite (environ 7 ans en moyenne). Au total, la période d'installation du nouveau peuplement s'étend sur une quinzaine d'années (MORIN *et al.* 1991). Ce processus influencera la structure des peuplements à venir. Par exemple, plusieurs pessières noires de seconde venue sont caractérisées par une structure inéquienne (MORIN et GAGNON 1992). Comme souligné au départ, il est justifié de se demander si la composition forestière obtenue après coupe est celle désirée en regard de la biodiversité. L'objectif visé par nos aménagements est de conserver une composition et une structure apparentées à celles produites par les régimes des perturbations naturelles.

#### 1.3.1 Sapinières

La majorité des auteurs semblent d'accord sur le fait que les sapinières relativement pures (plus de 75 % de sapin en surface terrière) devraient évoluer, après coupe, vers des sapinières pourvues d'une quantité variable de bouleau blanc. Quant aux sapinières à épinette noire, le retour prévu est une sapinière à épinette noire plus ou moins bien pourvue de bouleau blanc (VÉZINA et FALARDEAU 1988, SARRAZIN 1991, POTHIER 1996, RUEL *et al.* 1998). L'enjeu consiste à conserver un nombre suffisant d'épinette noire dans la strate SE. Certains auteurs mentionnent une diminution importante de l'épinette blanche dans la strate SS. Ce volet est traité à l'intérieur du chapitre 4 afférent à ce sujet (raréfaction de l'épinette blanche).

VÉZINA et FALARDEAU (1988) ont effectué le suivi de 240 placettes établies à l'intérieur des bassins des rivières Mistassibi et Péribonka, au cours de la période 1930-1980. Ces auteurs concluent que le nombre de tiges marchandes (plus de 10 cm au dhp) de feuillus et de sapins s'est accru de 70 % par rapport à celui des peuplements avant coupe. Cette augmentation s'est produite au détriment de l'épinette dont le nombre de tiges marchandes et le volume ont chuté de près de 40 % et de 30 % respectivement. Cette étude concrétise nos appréhensions à propos de la baisse de l'épinette noire après la coupe.

Dans une étude de neuf placettes permanentes de la Réserve faunique des Laurentides, SARRAZIN (1991) montre que la régénération du sapin demeure relativement constante et abondante depuis l'année de la coupe jusqu'à plus de 50 ans (plus de 10 000 tiges). Le nombre de gaules et de tiges marchandes de sapin augmente selon une courbe semi-logarithmique pour atteindre un nombre égal ou supérieur à ce qu'il était avant coupe. Lors de la dernière épidémie de TBE et de la période qui s'ensuit, les sapinières à épinette noire, auparavant dominées par le sapin, ont vu leur couvert se modifier au profit de l'épinette noire. Une différence de 2 à 4m<sup>2</sup> favorise l'épinette noire. Le bouleau blanc occupe une surface terrière toujours inférieure au sapin. Son importance peut cependant être similaire ou légèrement supérieure à ce qu'elle était avant coupe (5 à 10 m<sup>2</sup>). Cette étude montre le rôle que jouent les épidémies de TBE dans le maintien d'une quantité relativement équivalente du sapin et de l'épinette noire.

POTHIER (1996) rapporte que les sapinières peuvent évoluer vers des sapinières à bouleau blanc (Figure 2). Son étude, d'une durée de 10 ans, porte sur 289 unités d'échantillonnage établies dans la zone des forêts mixtes et résineuses du Québec entre 1982 et 1984. Dix ans après la coupe, le coefficient de distribution de la régénération du sapin (CDR) est du même ordre que celui du bouleau blanc (60 %). La sapinière à épinette noire est, pour sa part, susceptible d'évoluer vers une sapinière à bouleau blanc et épinette noire. Dix ans après la coupe, l'épinette noire a un coefficient de distribution similaire à celui avant coupe (20 %). Par contre, un certain équilibre s'est créé entre le sapin (CDR de 70 %) et le bouleau blanc (60 %). À la lumière des renseignements fournis par ces diverses études, le sapin devrait dominer ces sites jusqu'à la prochaine épidémie de TBE.

### 1.3.2 Pessières noires sur les dépôts de texture moyenne ou grossière

La pessière noire (EE) devrait normalement se renouveler sous une dynamique d'aménagement. On note cependant, chez quelques auteurs, une augmentation du sapin et du bouleau blanc. Ce phénomène semble plus évident dans les paysages bien pourvus de sapin, notamment le domaine de la sapinière et le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est. Par contre, le sapin y serait fortement affecté par la TBE, de sorte que l'envahissement constituerait beaucoup moins un problème.

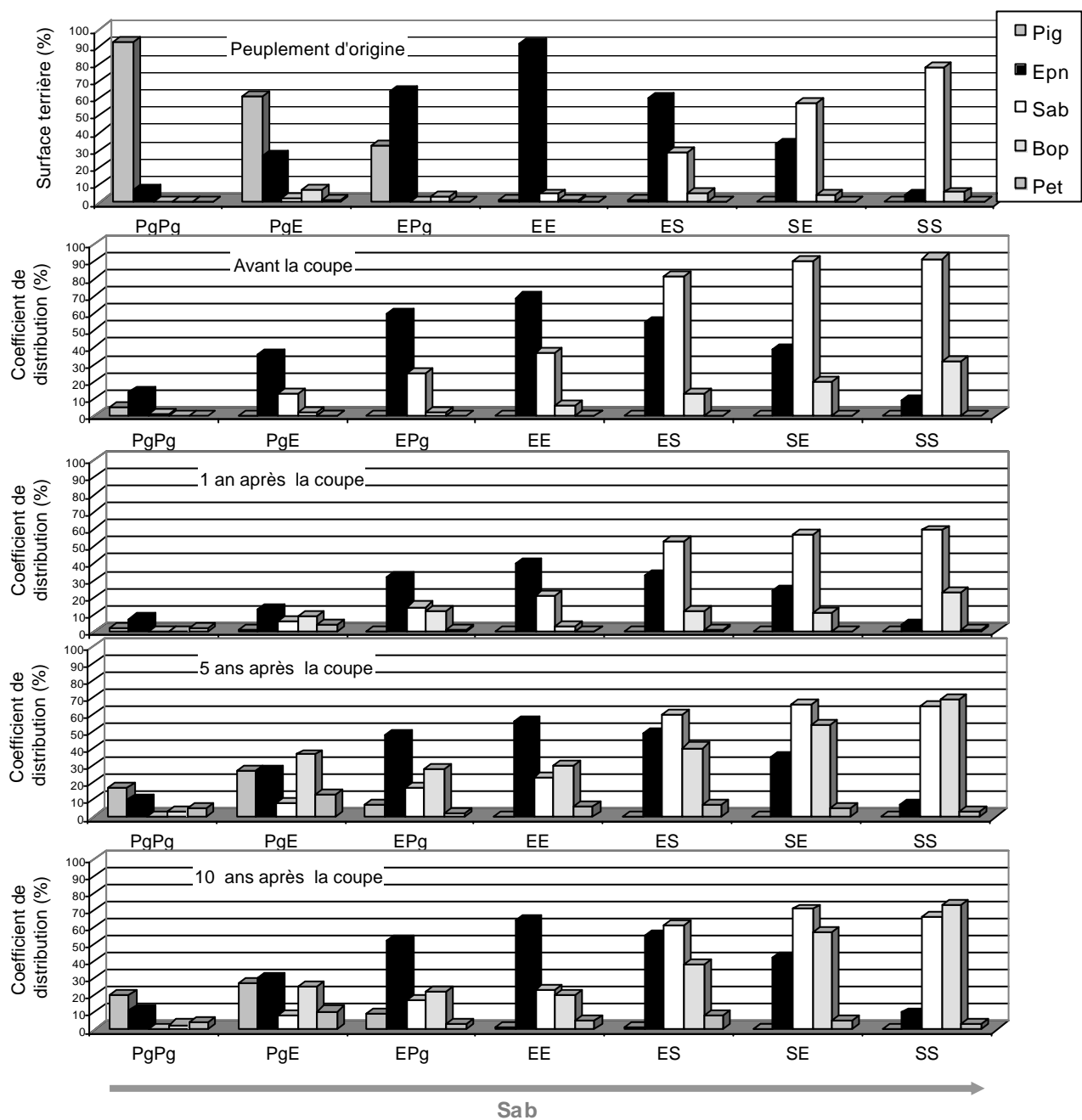


Figure 2. Pourcentage de surface terrière des peuplements d'origine (1982-1984) et coefficients de distribution du pin gris (Pig), de l'épinette noire (Epn), du sapin baumier (Sab), du bouleau blanc (Bop) et du peuplier faux-tremble (Pet) en fonction du nombre d'années après coupe (POTHIER 1996). On peut noter que le sapin est aussi abondant que l'épinette noire, 10 ans après coupe, dans la strate ES.



Dans les pessières naturelles du domaine de la pessière (avant coupe), le coefficient de distribution de la régénération (CDR) de l'épinette noire (dans les pessières noires au sens large) est de l'ordre de 70 %, en comparaison de près de 30 % pour le sapin. Ce dernier pourcentage augmente à près de 50 % dans le domaine de la sapinière (DOUCET 1988). Après la coupe, l'épinette noire est toujours dominante, mais le sapin constitue 37 % du nombre total de tiges résineuses dans le domaine de la pessière par rapport à 81 % dans le domaine de la sapinière (DOUCET 1988). Dix ans après la coupe, le coefficient de distribution du sapin (dans les pessières noires au sens strict) est de l'ordre de 20 % dans le sous-domaine de la pessière de l'ouest, par rapport à 40 % dans le sous-domaine de l'est (DOUCET 2000). Quarante ans après la coupe, VÉZINA et FALARDEAU (1988) notent une augmentation considérable de sapin en comparaison à la situation avant coupe. Cette augmentation se constate très bien tant au niveau du nombre de tiges que du volume marchand du sapin de 40 ans. Par exemple, ce dernier passe de près de 1 m<sup>3</sup> (avant coupe) à plus de 6 m<sup>3</sup> à l'hectare. Ces premiers résultats (avant 1990) indiquent qu'on pourrait avoir des problèmes d'ensapinage, notamment dans les pessières du domaine de la sapinière et celles du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est.

Dans les placettes analysées par POTHIER (1996), l'épinette noire montre (5 à 10 ans après la coupe) un coefficient de près de 60 %, par rapport à près de 20 % pour le sapin. Ces données se comparent à celles des peuplements avant coupe pour l'épinette noire (CDR de 60 %). Elles suggèrent que la pessière devrait se maintenir. Des trois pessières étudiées par SARRAZIN (1991), une seule a vu le sapin augmenter en importance. Cette augmentation a fait en sorte que le sapin est devenu aussi important que l'épinette noire, 20 ans après la coupe (1967). Par contre, il a été détruit lors de la dernière épidémie de TBE, de sorte que, en 1989, son importance était devenue négligeable. Ces résultats indiquent également le maintien de la pessière.

RUEL *et al.* (1998) ont suivi quinze aires d'étude localisées au nord du golfe du Saint-Laurent et à l'ouest de Baie-Comeau (aucune sur les dépôts fins de l'Abitibi) sur une période de 20 à 30 ans. Leurs résultats montrent passablement de variabilité en regard de l'évolution du CDR de l'épinette noire, du sapin et des feuillus, sur une période de 20 ans. Ces différences pourraient être attribuées à l'hétérogénéité des types écologiques recensés. L'épinette y est toujours dominante, mais la quantité de sapins et de feuillus augmente depuis les sites hydriques vers les sites mésiques. Sur le seul site d'échantillonnage de drainage mésique (près du Réservoir Pipmuacan), le sapin (40 % de CDR) et le bouleau (60 %) sont légèrement moins abondants que l'épinette noire (75 %), 20 ans après la coupe. Cependant, sur ce même site, le sapin ne constitue que 17 % de la surface terrière à 30 ans, par rapport à 79 % pour l'épinette. Trente ans après coupe, on retrouve 390 tiges à l'hectare de sapin contre 3 125 pour l'épinette noire. Ceci représente une certaine augmentation par rapport à la proportion initiale (6 %) mais elle ne semble pas critique compte tenu de la possibilité que le sapin puisse, malgré une réaction

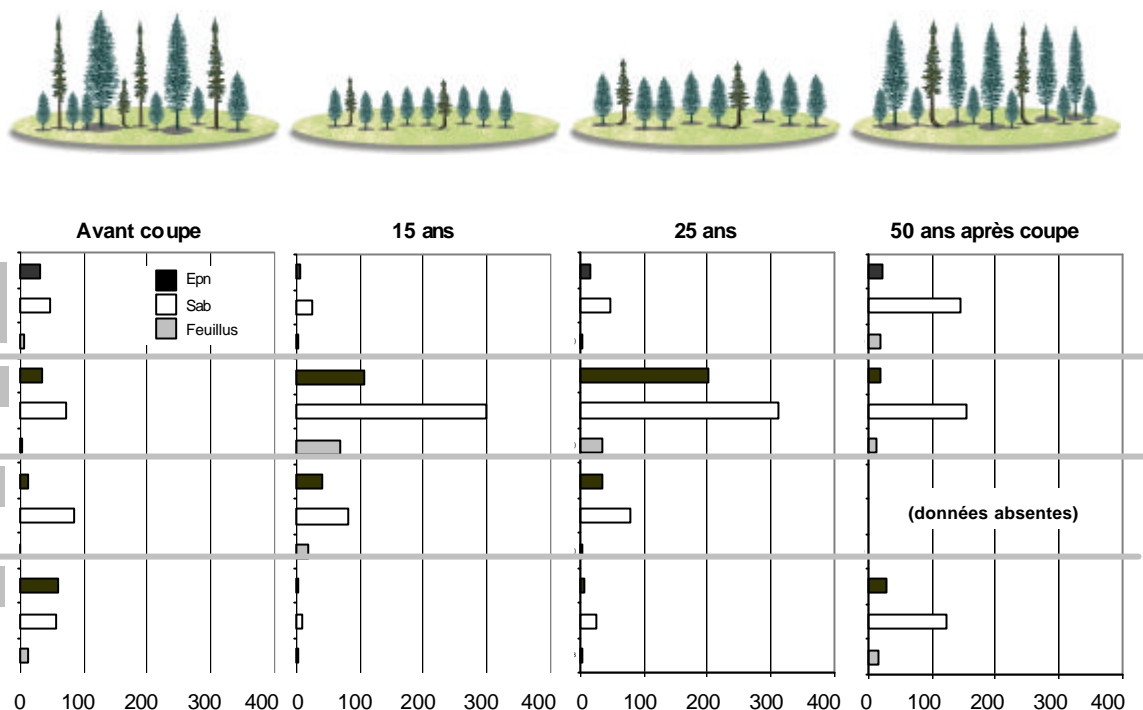
rapide à la coupe (croissance en hauteur), être rejoint et même dépassé par l'épinette noire (DOUCET et BOILY 1995, DOUCET 2000, DOUCET et BLAIS 2000). À cela s'ajoutent des effets possibles de la TBE et la longévité moindre du sapin par rapport à celle de l'épinette noire. Ces divers éléments portent ces auteurs (RUEL *et al.* 1998) à conclure que : « Le sapin, qui était quelquefois abondant au sein de la régénération préétablie, ne constitue pas un problème majeur à 30 ans. »

Plusieurs auteurs rapportent une baisse du nombre d'épinette noire ou de son coefficient de distribution après la coupe, suivi d'un recrutement entre 1 et 5 ans après coupe (VÉZINA et FALARDEAU 1988, POTHIER 1996, RUEL *et al.* 1998). L'augmentation du coefficient de distribution de la régénération serait de l'ordre de 20 % et se produirait dans plusieurs peuplements : sapinières à épinette noire, pessières à sapin et pessières (POTHIER 1996). RUEL *et al.* (1998) soulèvent diverses hypothèses à propos de cette augmentation : 1) arbres laissés sur pied qui agissent comme semenciers, 2) ensemencement de peuplements voisins, 3) déchets de coupe avec cônes et graines et 4) installation de marcottes après la coupe. MORIN *et al.* (1991) confirment cette dernière hypothèse.

### 1.3.3 Pessières noires à sapin sur dépôts de texture moyenne ou grossière

Alors que le signal de l'ensapinage est faible dans les peuplements d'épinette noire (EE), celui-ci devient plus évident dans les peuplements d'épinette noire et de sapin (ES). Pour plusieurs auteurs, ce dernier peuplement est le plus propice à une dominance probable du sapin sur l'épinette noire (VÉZINA et FALARDEAU 1988, POTHIER 1996, DOUCET 2000). Pour d'autres, la TBE contribue à diminuer considérablement l'importance du sapin et fait en sorte que l'épinette noire conserve sa dominance. Par contre, dans une certaine proportion de peuplements mixtes (ES), le sapin peut demeurer aussi abondant que l'épinette noire même après le passage d'une épidémie de TBE. Puisque la croissance de l'épinette noire est probablement supérieure à celle du sapin dans les peuplements contenant les deux essences, elle pourrait dominer le sapin en hauteur et en volume. Des études contredisent cependant cette dernière affirmation. La controverse que soulève ces points de vue ainsi que les vastes superficies couvertes par les peuplements mixtes d'épinette noire et de sapin méritent qu'on accorde une attention particulière au phénomène de l'ensapinage.

Les données de VÉZINA et FALARDEAU (1988) montrent, 50 ans après la coupe de peuplements ES, une nette dominance du sapin sur l'épinette noire, autant au niveau du nombre de tiges marchandes à l'hectare (1 450 contre 220) que du volume marchand (120 contre 30 m<sup>3</sup>) (Figure 3). Les données de POTHIER (1996) révèlent qu'un coefficient de distribution de la régénération (CDR) de l'ordre de 20 % différencie l'épinette noire (80 %) du sapin (60 %) dans les peuplements avant coupe. Cette différence s'estompe considérablement 10 ans après la coupe. À ce moment, les deux essences ont un CDR



	Essences	Avant coupe	15 ans	25 ans	50 ans
Tiges marchandes	Épinette	305	63	163	223
	Sapin	483	253	480	1458
	Feuillus	58	23	33	173
Gaules (x10)	Épinette	338	1060	2008	183
	Sapin	723	3008	3113	1543
	Feuillus	33	690	348	128
Semis (x100)	Épinette	1180	4215	3507	données absentes
	Sapin	8551	8298	7722	absentes
	Feuillus	80	1696	403	
Volume (m <sup>3</sup> )	Épinette	59,0	2,7	6,3	29,4
	Sapin	58,3	9,3	23,4	121,8
	Feuillus	12,5	4,2	4,5	15,4

Figure 3. Nombre de tiges et volume marchand de peuplements d'épinette-sapin avant (1930-1940) et après coupe (VÉZINA et FALARDEAU 1988). Les forêts avant coupe produisent un volume comparable de sapin et d'épinette noire. Le sapin domine toutes les strates en ce qui a trait au nombre de tiges et cette dominance s'accroît depuis les tiges marchandes vers les semis. Après la coupe, le sapin demeure toujours dominant. Cinquante ans après la coupe, le nombre de tiges et le volume marchand du sapin sont nettement supérieurs à ceux de l'épinette noire. Ces données appuient la thèse de l'ensapinage, conséquence de la coupe de la strate ES.

similaire (60 %) alors que celui du bouleau blanc n'est pas négligeable (20 %) (Figure 2). Les résultats de DOUCET (2000) et de ST-PIERRE (1999) abondent dans le même sens. Dans les 4 321 placettes réalisées dans la strate ES, 4 années après la coupe au Lac-Saint-Jean, le coefficient de distribution du sapin baumier est de 67 % (10 417 tiges), en comparaison de 43 % (4 338) pour l'épinette noire. À la lumière de ces résultats, les tenants de l'ensapinage croient que les phénomènes d'éclaircie naturelle devraient, à moyen terme, avantager le sapin en raison de son abondance. Par contre, ceux qui rejettent l'hypothèse de l'ensapinage soutiennent que les 4 000 tiges d'épinette noire après coupe sont suffisantes pour former un peuplement dominé par l'épinette noire, surtout si cette dernière est favorisée par des travaux d'éclaircie (par exemple, éclaircie précommerciale).

Les deux pessières à sapin étudiées en détail par SARRAZIN (1991) montrent que le sapin domine nettement l'épinette noire 20 à 30 ans après une coupe réalisée vers 1940. La surface terrière du sapin est au moins deux fois supérieure à celle de l'épinette. Cette situation prévalait avant la dernière épidémie de TBE. Par contre, après le passage de l'épidémie, le sapin est presque disparu du site 15 alors qu'il est aussi abondant que l'épinette dans le site J. Les résultats de ce dernier auteur suggèrent que l'épinette conservera, dans certains cas, sa dominance en surface terrière (site 15, Figure 4) alors que, dans d'autres situations, le sapin demeurera aussi abondant que l'épinette (site J, Figure 4). Selon l'étude de LEBLANC et BÉLANGER (2000) sur la dynamique de sapinières vierges de la Réserve faunique des Laurentides, cette dernière situation serait assez fréquente. En effet, ces auteurs ont démontré que la mosaïque forestière se composait en grande majorité de peuplements n'ayant subi qu'une mortalité partielle malgré la récurrence des épidémies de TBE. À la suite de l'épidémie de 1909 à 1920, près de 75 % de la superficie étudiée se composait de peuplements compris dans les classes d'âge de plus de 50 ans alors que seulement 10 % était formée de peuplements en régénération. Des résultats apparentés à ceux-ci ont été obtenus par LEVESQUE (1997) dans le Parc national Forillon. Selon cet auteur, 9% du territoire aurait été détruit lors de la dernière épidémie (1975-1985) alors que 32 % aurait été touché de façon significative.

Bien que le sapin risque d'être aussi abondant que l'épinette noire dans un certain nombre de situations, certains opinent que l'épinette noire possède une meilleure croissance dans le domaine de la pessière à mousses (DOUCET et BOILY 1995, DOUCET 2000, DOUCET et BLAIS 2000, Figure 5). Selon ces auteurs, la croissance annuelle en hauteur du sapin chuterait en deçà de 30 cm une quinzaine d'années après la coupe alors que celle de l'épinette excéderait cette valeur à la même période. Selon les conditions de croissance qui prévalent une trentaine d'années après la coupe, l'épinette noire devrait donc conserver sa dominance en hauteur sur le sapin. Il faut également reconnaître qu'après une période de croissance ralentie, causée par un couvert fermé et une faible luminosité au sol, le sapin réagit vigoureusement à des conditions environnementales qui lui sont favorables. D'autres périodes de mauvaises croissances peuvent également être associées à la TBE (MORIN 1994). À eux seuls, ces

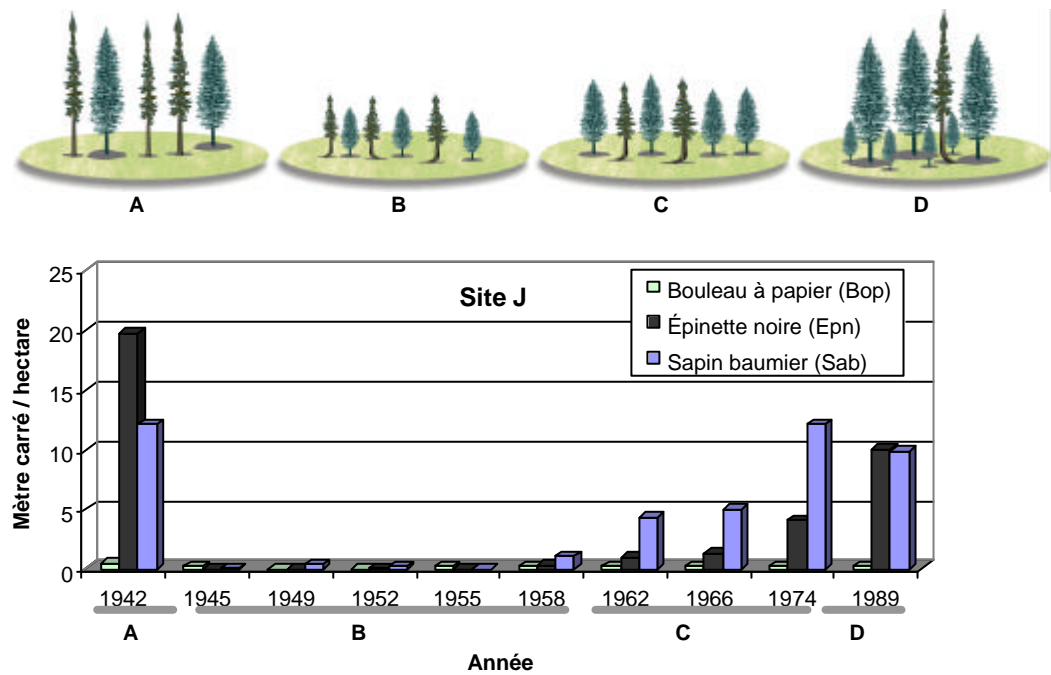
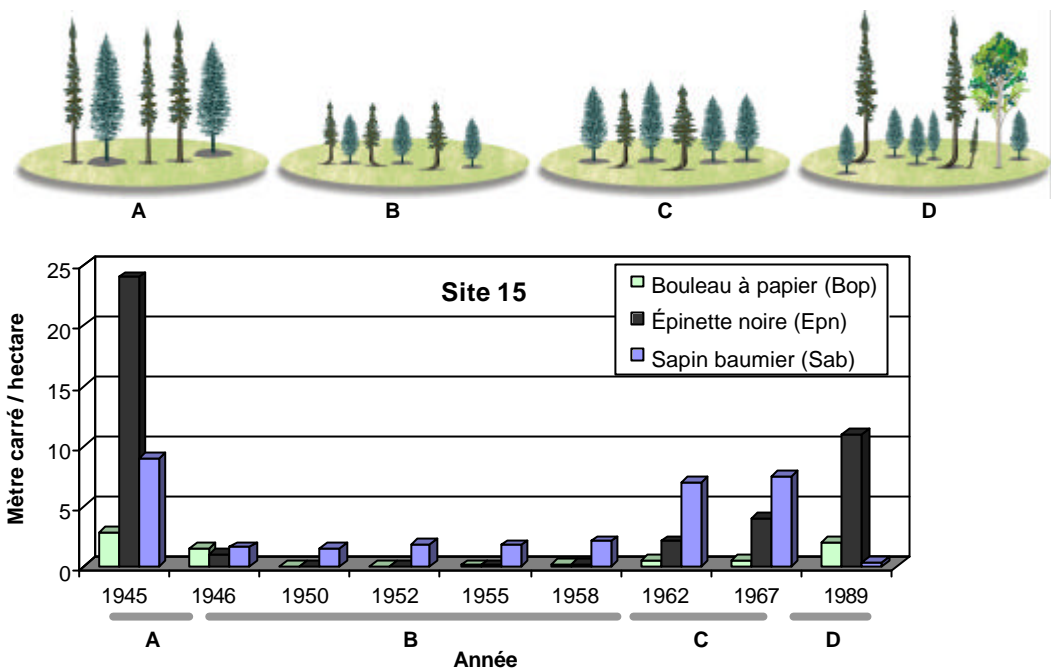


Figure 4. Évolution de la surface terrière totale dans deux pessières à sapin (SARRAZIN 1991). Avant coupe (A), l'épinette noire domine le sapin (probablement strate ES). Après coupe, les peuplements évoluent normalement jusqu'à la dernière épidémie de TBE (vers 1975) (B). Avant la dernière épidémie de TBE, le sapin est mieux représenté que l'épinette noire dans les deux placettes permanentes (C). Après le passage de la TBE (D), l'épinette noire domine en surface terrière sur le site 15. Sur le site J, le sapin est aussi bien représenté que l'épinette noire et on estime que la station fait l'objet d'ensapinage.

phénomènes pourraient expliquer les variations de croissance du sapin remarquées sur la figure 5. De plus, BASKERVILLE (1961) a observé des conditions de croissance fort variables après la coupe, liées à la densité de la végétation de compétition (érable à épis). Enfin, d'autres auteurs ayant travaillé dans des peuplements à maturité et d'origine de feu en Abitibi n'ont pas observé de différences de croissance en bas âge et ont plutôt obtenu des résultats qui supposent une croissance du sapin (IQS) légèrement supérieure à celle de l'épinette noire, tant dans le domaine de la pessière que dans celui de la sapinière. En période de croissance jeune, le sapin croît généralement de plus de 30 cm en hauteur annuellement (32-33 cm) alors que l'épinette noire a de la difficulté à dépasser 30 cm (GRONDIN *et al.* 2000). La figure 6 montre la croissance de quelques sapins et épinettes noires sur une même station. Enfin, en s'inspirant des travaux de THIBODEAU *et al.* (2000) réalisés dans les sapinières, nous supposons que les conditions après la coupe et l'éclaircie précommerciale, notamment l'augmentation de la température du sol et de sa fertilité, pourraient favoriser la croissance du sapin. Toutefois, avant de conclure que le sapin croît moins bien que l'épinette noire, il semble important de mieux comprendre le patron de croissance de ces deux espèces, autant en conditions naturelles, qu'après coupe, ce qui n'a pas encore été réalisé.

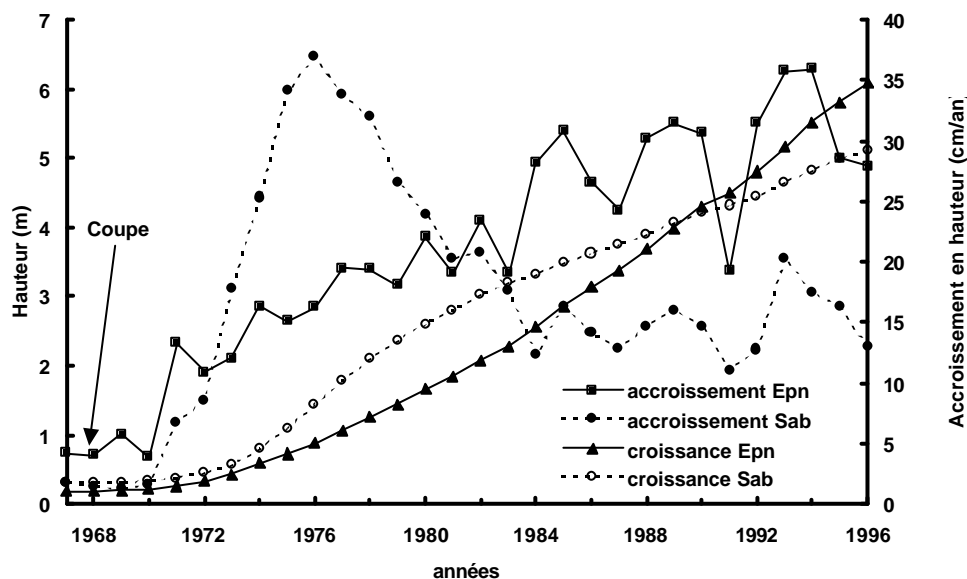


Figure 5. Accroissement annuel et croissance en hauteur de l'épinette noire (Epn) et du sapin (Sab) après coupe (DOUCET et BLAIS 2000). Le sapin croît mieux que l'épinette dans les 15 premières années (1968-1983). Par la suite, l'épinette montre de meilleures performances. Cette dernière a des accroissements en hauteur de 30 cm/an comparativement à seulement 15 cm/an pour le sapin. À l'appui de ces données, les auteurs posent l'hypothèse qu'il est possible de limiter l'ensapinage par une sylviculture appropriée (par exemple : éclaircie précommerciale favorisant l'Epn), surtout que l'épinette noire croît mieux que le sapin (à partir de 15 ans après coupe). Par ailleurs, on peut se demander si les variations de croissance du sapin ne seraient pas causées par un regain après coupe suivi d'une croissance ralentie en période d'épidémie de TBE. Un suivi à plus long terme semble nécessaire afin de mieux comprendre cette dynamique.

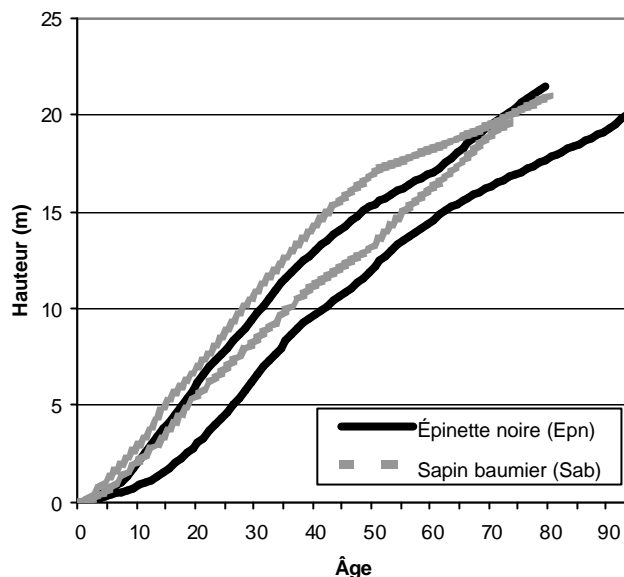


Figure 6. Croissance en hauteur de deux sapins et de deux épinettes noires dans une pessière noire à mousses de la région de Lebel-sur-Quévillon en Abitibi (argile mésique). Le peuplement a une origine de feu (GRONDIN *et al.* 2000).

Enfin, la comparaison de cartes qui montrent l'abondance du sapin et de l'épinette noire dans le sud-ouest de la forêt boréale (selon la cartographie du deuxième programme d'inventaire décennal du MRNFP) suggère que la proportion de sapin augmente de façon significative dans certains territoires aménagés depuis une cinquantaine d'années (Smurfit-Stone, Abitibi-Consol) (Figure 7).

On retient donc de cet exposé que les opinions sur l'ensapinage sont partagées. Les recherches devraient se poursuivre. Le problème de « l'ensapinage », dont l'enjeu principal porte sur le passage de la strate ES vers la strate SE, mériterait d'être approfondi davantage.

#### 1.3.4 Peuplements résineux de texture fine

La comparaison entre les sites d'origine de feu et ceux d'origine de coupe démontre une conversion de peuplements et de paysages dominés par des résineux (dynamique de feu) vers des peuplements et des paysages dominés par des feuillus, notamment le peuplier faux-tremble (dynamique de coupe). Le sapin y serait également bien représenté et passablement plus abondant que dans la forêt précoupe. Une dynamique d'enfeuillage et d'ensapinage se produirait donc sur ces sites. Alors que dans certaines situations les feux provoquent des changements cycliques (HEINSELMAN 1981, PAYETTE 1992), il semble que les coupes pratiquées dans les pessières noires ponctuées de peupliers faux-trembles sur des sols à texture fine (argile, till loamaux-argileux) aient un effet opposé. Le retour à la forêt d'origine semble compromis (HARVEY et BERGERON 1989, CARLETON et MACMELLAN 1994, GRONDIN *et al.* 2000, FORTIN et GAGNON 2002).

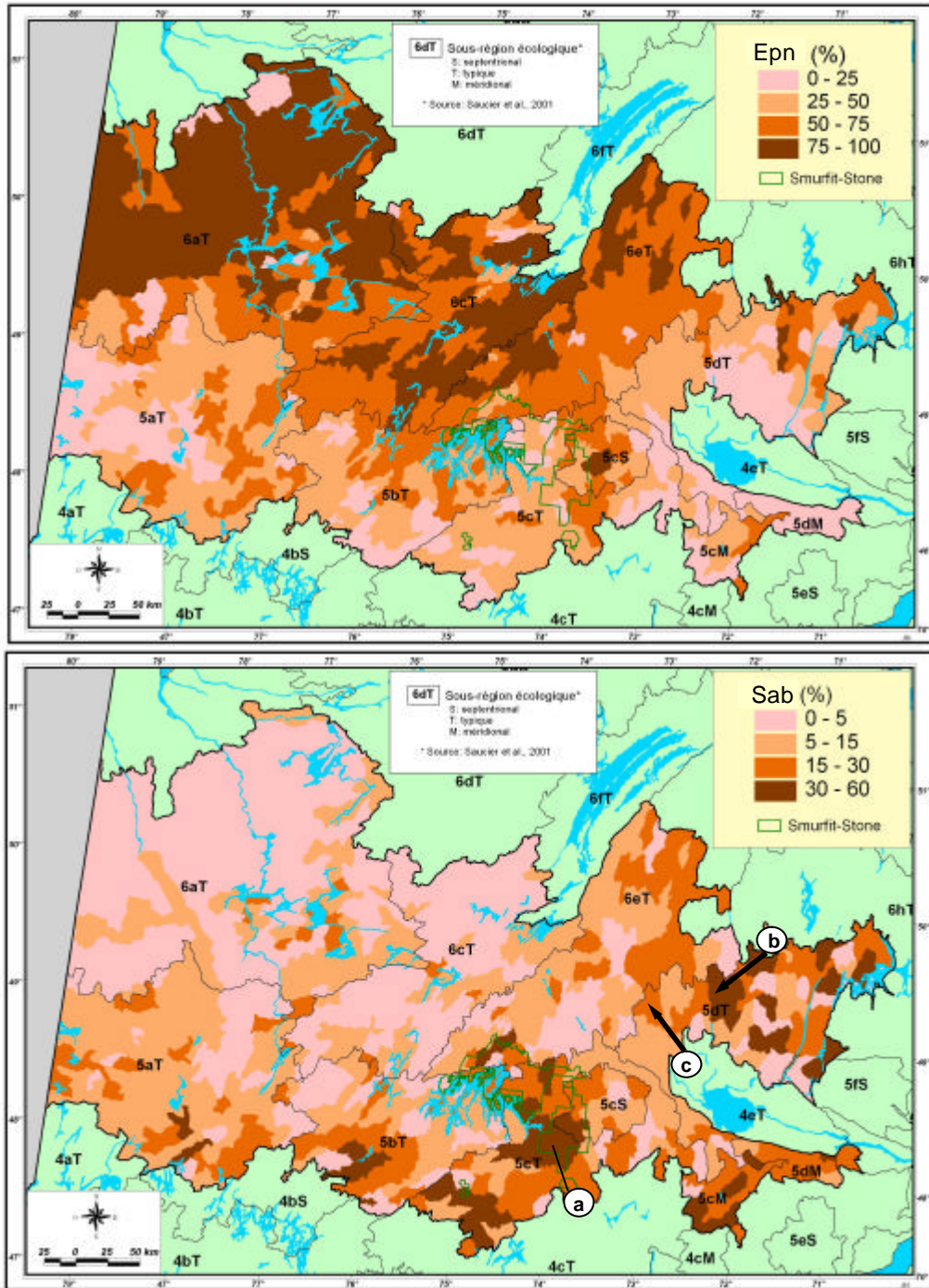


Figure 7. Importance relative en surface terrière de l'épinette noire et du sapin par district écologique selon les placettes d'inventaire des trois programmes d'inventaire décennal du MRNFP dans le sud-ouest de la forêt boréale. Certaines trouées dans la répartition de l'épinette noire sont relativement bien pourvues de sapin et pourraient être le résultat de «l'ensapinage». Le cas le plus important se localise sur les terrains privés de Smurfit-Stone localisés à l'est du Réservoir Guoin et exploités depuis au moins 1940 (a). On soupçonne que l'ensapinage (lié aux coupes) caractérise également le nord du lac Saint-Jean (région du lac Étienne, (b). On émet l'hypothèse, qu'à certains endroits, l'ensapinage pourrait conduire à un agrandissement du domaine de la sapinière au détriment de la pes sière (c).



Pour de plus amples informations sur ce problème d'aménagement sur les sols à texture fine, le lecteur est invité à consulter le chapitre 8 sur l'enfeuillement.

### 1.3.5 Pessières noires à pin gris et pinèdes grises sur dépôts de texture moyenne ou grossière

Ces peuplements ne présentent pas de problèmes en regard de l'ensapinage. La proportion de sapin, de bouleau et même d'épinette, diminue avec l'augmentation du pin gris et, probablement, des éricacées (DOUCET 1988, RUEL 1989, POTHIER 1996). Le pin gris, une espèce fortement tributaire du feu, demeure faiblement représenté après coupe. Son coefficient de distribution excède rarement 20 % (POTHIER 1996, Figure 2).

## 1.4 Pistes de solution afin de limiter « l'ensapinage »

On possède peu d'expertise sylvicole afférente au problème de l'ensapinage et d'une certaine raréfaction de l'épinette noire. Les éclaircies précommerciales, par le fait qu'elles agissent sur la composition floristique, peuvent être considérées comme un moyen d'avantager l'épinette noire au détriment du sapin. Dans les situations où la quantité d'épinettes est insuffisante, on pourrait envisager un regarni. Ce traitement devrait se limiter aux endroits où l'humus est peu épais car le plant doit être en contact avec le sol minéral. Il reste toujours la possibilité de regarnir dans les sentiers mal régénérés. Dans le suivi du scénario sylvicole, des éclaircies commerciales pourraient être planifiées afin de récolter en priorité le sapin. Ce traitement pourrait également être orienté afin de favoriser la régénération naturelle de l'épinette noire. La récolte finale serait alors le moment opportun pour récolter l'épinette noire (DOUCET 2000, DOUCET et BLAIS 2000).

La coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM), reconnue pour ses nombreux avantages (diminution de l'envahissement par les éricacées, réduction de la période de révolution...), ne nous semble malheureusement pas un traitement qui permet de contrer l'ensapinage. Les arbres dominants (surtout de l'épinette noire) sont enlevés et environ 200 tiges à l'hectare de tiges marchandes de 10, 12 et 14 cm de diamètre sont laissées sur pied. Ces dernières sont probablement, dans la majorité des situations, du sapin en dominance et de l'épinette noire en sous-dominance. Le peuplement à venir devrait se composer de ces deux essences. Des coupes intermédiaires (éclaircies) pourraient être réalisées dans le but de favoriser l'épinette noire. De plus, nous ouvrons la porte à toute réflexion qui vise à aménager les peuplements tout en conservant un couvert d'épinette noire (coupe progressive irrégulière, MITCHELL et BEESE 2002). À titre indicatif, on pourrait exécuter une première coupe apparentée à la CPPTM et dans laquelle quelques tiges de diamètre supérieur à 14 cm seraient laissées sur pied. Cet aménagement favoriserait la régénération de l'épinette noire. Les traitements subséquents

devraient privilégier le façonnement de peuplements de structure irrégulière desquels la récolte d'épinette noire serait continue. Plusieurs objectifs de biodiversité seraient alors atteints : un certain maintien du couvert forestier (en comparaison avec de vastes superficies couvertes de peuplements bas), la lutte contre le sapin, la réduction de la vulnérabilité à la TBE, le maintien de l'épinette noire, la lutte contre les éricacées (voir le chapitre 7 portant sur ce sujet) et une plus grande diversité de structures à l'échelle du paysage (WEDELES *et al.* 1995).

Nous proposons également que les traitements soient planifiés en fonction des variables écologiques. Ainsi, l'approche d'aménagement devrait reposer sur la dynamique forestière d'une entité relativement homogène en regard des dépôts de surface, du drainage et de la dynamique forestière (type écologique). Plusieurs sylviculteurs favorisent une approche semblable (à l'exemple de RUEL 1992) puisqu'ils considèrent, par exemple, que l'aménagement d'une pessière noire sur sable présente des caractéristiques particulières par rapport aux autres types de pessières (argile, till, roc, sols organiques). Tous les outils sont disponibles afin de fonctionner dans un tel cadre.

## 1.5 Conclusion

La présentation de la dynamique des divers groupements d'essences (EE→SS) suggère que, malgré les opinions divergentes, l'ensapinage demeure une préoccupation constante en regard de la biodiversité. Après une première récolte, des changements de composition forestière risquent de se produire, notamment de la strate ES vers la strate SE. Cette transformation pourrait se maintenir même sous l'influence de la TBE. Un suivi mérite également d'être fait dans les pessières, sur la base de l'hypothèse qu'un système de coupe semble davantage favoriser le sapin que l'épinette noire. Les peuplements de seconde venue (coupe de pessières noire de marcottes) pourraient voir leur proportion de sapin augmenter. À long terme, on pose l'hypothèse qu'une plus grande abondance de sapin dans les peuplements et dans les paysages aménagés pourrait accroître la vulnérabilité de nos forêts à la TBE (GHENT *et al.* 1957; GHENT 1958, 1963; BLAIS 1983).

Les principaux territoires propices à l'ensapinage semblent ceux dans lesquels les strates ES et SE sont bien représentées (type écologique de la sapinière à épinette noire, RS2). Ces deux strates possèdent une répartition apparentée. La figure 8 montre que les pessières à sapin se répartissent principalement dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est. Si l'ensapinage se produit, ce processus pourrait, à la limite, provoquer une extension du domaine de la sapinière au détriment de celui de la pessière. Une telle situation pourrait, par exemple, caractériser la région écologique 6e (Coteaux de la rivière Nestaocano) aujourd'hui classée avec le domaine de la pessière. Un certain pourcentage de pessières noires à sapin à maturité qu'on y observe (et provenant de feux de la

période 1871) pourrait se transformer en sapinière à bouleau blanc et épinette noire (Figure 9). Les observations de forestiers de terrain ne vont pas aussi loin mais justifient amplement qu'on accorde une attention à ce phénomène (Sylvain Béliveau, comm. pers.). Enfin, c'est avec une grande prudence que ces éléments sont avancés. L'argumentation contraire serait 1) que la régénération en sapin après coupe se développe très mal (carences apparentes, gel...), 2) que sa croissance est, à moyen et long terme, inférieure à celle de l'épinette noire, 3) que le sapin possède une moins grande vigueur que l'épinette noire (carie...) et 4) qu'il risque d'être fortement touché par les prochaines épidémies de TBE. Les risques d'une augmentation notable du sapin seraient donc passablement moins importants.

### 1.6 Recherches en cours

De l'avis des gens consultés, aucune recherche ne porte actuellement sur le phénomène de l'ensapinage.

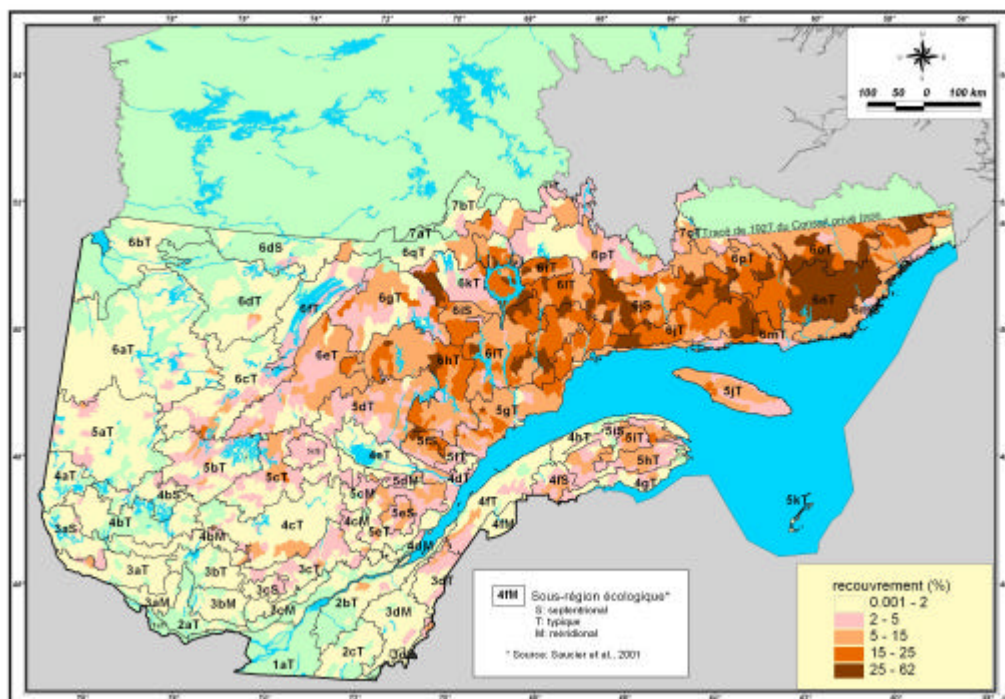


Figure 8. Répartition du groupement d'essences ES (épinette noire et sapin) dans le Québec méridional (selon le deuxième programme d'inventaire décennal du MRNFP). Il s'agit du groupement le plus susceptible à une augmentation du sapin.

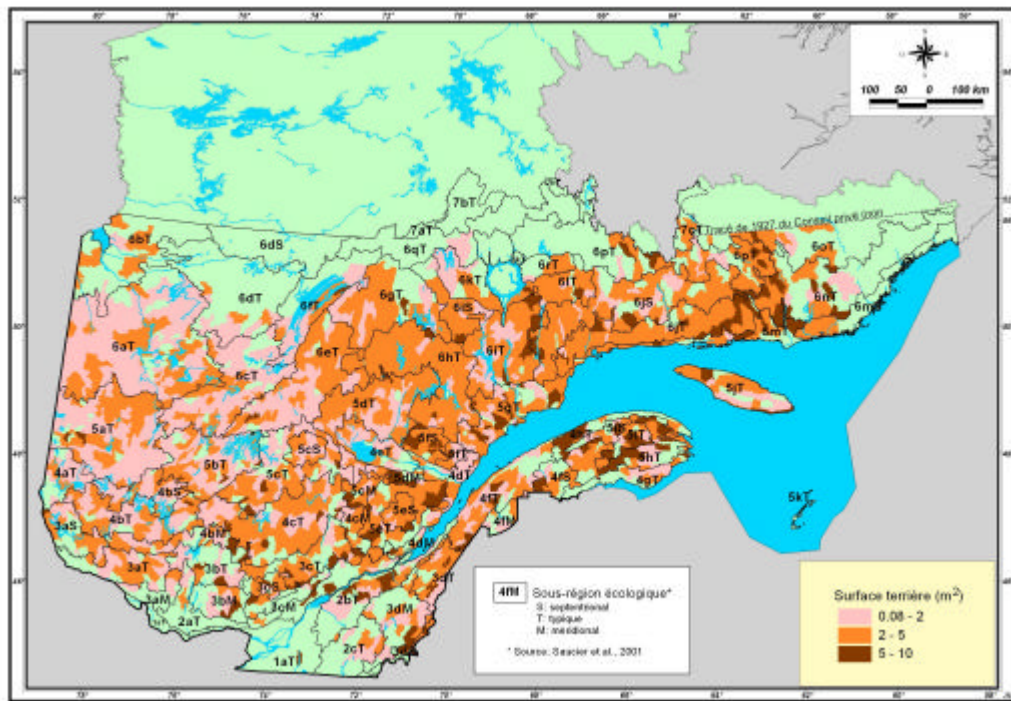


Figure 9. Surface terrière du sapin dans les pessières. L'appréhension d'une augmentation du sapin au détriment de l'épinette noire s'étend à plusieurs régions écologiques du Québec tempéré (domaine 3 : érablière à bouleau jaune et domaine 4 : sapinière à bouleau jaune). Il ne s'agit donc pas d'un problème limité à la forêt boréale.

## 1.7 Remerciements

Nos remerciements s'adressent à Mme Mireille Despots et MM. Langis Beaulieu, René Doucet, Jacques Duval, Hubert Morin et Jean-Claude Ruel pour la révision d'une version préliminaire de ce document. Monsieur David Pothier nous a aimablement fourni les données de la figure 2. Enfin, Mme Lucie Jobin nous a apporté une collaboration précieuse dans la recherche des documents.

## 1.8 Références

ALEXANDER, M.E. et D.L. EULER, 1981. *Ecological role of fire in the uncut boreal mixedwood forest*. In Boreal Mixedwood Symposium. Can. For. Serv. Great Lakes For. Res. Centre. COJRFRC Symposium Proceedings O-P-9 : 42-64.

BASKERVILLE, G.L., 1961. *Response of young fir and spruce to release from shrub competition*. Canada, Department of Forestry, For. Res. Div., Tech. Note No. 98.

- BERGERON, Y. et D. CHARRON, 1994. *Post-fire stand dynamics in southern Boreal forest (Quebec) : a dendroecological approach*. *Ecoscience* 1 : 173-184.
- BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC et S. GAUTHIER, 1999. *Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt*. *For. Chron.* 75 : 55-61.
- BERGERON, Y., A. LEDUC, B.D. HARVEY et S. GAUTHIER, 2002. *Natural fire regime : a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest*. *Silva Fennica* 36 : 81-95.
- 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.
- BOILY, J. et R. DOUCET, 1993. *Croissance juvénile de marcottes d'épinette noire en régénération après récolte du couvert dominant*. *Can. J. For. Res.* 23 : 1396-1401.
- BRUMELIS, G. et T.J. CARLETON, 1988. *The vegetation of postlogged black spruce lowland in central Canada. 1. Trees and tall shrubs*. *Can. J. For. Res.* 18 : 1470-1478.
- CARLETON, T.J. et P. MACLELLAN, 1994. *Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging : A comparative survey in the central Canadian boreal forest*. *Ecoscience* 1 : 141-152.
- CHARRON, I. et D.F. GREENE, 2002. *Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest*. *Can. J. For. Res.* 32 : 1607-1615.
- DOUCET, R., 1986. *La régénération naturelle et l'aménagement des peuplements résineux de la forêt boréale*. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec, Direction de la recherche et du développement. Rapport interne n° 269. 21 p.
- DOUCET, R., 1988. *La régénération préétablie dans les peuplements forestiers naturels au Québec*. *For. Chron.* 64 : 116-120.

- DOUCET, R., 1990. *Long term development of black spruce advance growth released by cutting*. Dans B.D. Titus, M.B. Lavigne, P.F. Newton et W.J. Meades (éds.). The silvics and ecology of boreal spruces. 1989 IUFRO Working Party S1.05-12 Symp. Proc. Newfoundland, 12-17, August 1989. For. Can. Inf. Rep. N-X-271 : 113-121.
- DOUCET, R., 2000. *L'envahissement des parterres de coupe par le sapin est-il inévitable?* L'Aubelle, mars 2000 : 11-13.
- DOUCET, R. et L. BLAIS, 2000. *Comparative growth of balsam fir and black spruce advance regeneration after logging*. Frontiers of forest biology : 235-239.
- DOUCET, R. et J. BOILY, 1995. *Croissance en hauteur de la régénération d'épinette noire et de sapin baumier après coupe*. Ministère des Ressources naturelles, Québec, Direction de la recherche forestière. Note de rech. for. n° 68.
- DUCHESNEAU R. et H. MORIN, 1999. *Early seedling demography in balsam fir seedling banks*. Can. J. For. Res. 29 : 1502-1509.
- FANTIN, N. et H. MORIN, 2002. *Croissance juvénile comparée de deux générations successives de semis d'épinette noire issus de graines après feu en forêt boréale, Québec*. Can. J. For. Res. 32 : 1478-1490.
- FORTIN, S. et R. GAGNON, 2002. *Risque d'envahissement de certaines strates par le tremble, après coupe, en Gaspésie*. Ministère des Ressources naturelles, région du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie, (volet 1). 51 p.
- FRISQUE, G., 1977. *Régénération naturelle de l'épinette noire*. Thèse de doctorat, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.
- FRISQUE, G. et P.E. VÉZINA, 1977. *Reproduction de l'épinette noire (Picea mariana) après coupe à blanc de superficie réduite*. Can. J. For. Res. 7 : 648-655.
- FYE, R.E. et J.B. THOMAS, 1963. *Regeneration of balsam fir and spruce about fifteen years following release by spruce budworm attack*. For. Chron. 39 : 385-397.

- GAGNON, R., 1988. *La dynamique naturelle des peuplements équiennes d'épinette noire*. Dans : Les mécanismes de régénération de l'épinette noire : applications pratiques en aménagement. Cdloque de l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, tenu à Chicoutimi, les 18 et 19 août 1988. 11 p.
- GHENT, A.W., 1958. *Studies of regeneration in forest stands devastated by the spruce budworm*. 11. Age, height, growth and related studies of balsam fir seedlings. For. Sci. 4 : 135-146.
- GHENT, A.W., 1963. *Studies of regeneration in forest stands devastated by the spruce budworm*. 111. Problems of sampling precision and seedling distribution. For. Sci. 9 : 295-310.
- GHENT, A.W., D.A. FRASER et J.B. THOMAS, 1957. *Studies of regeneration of forest stands devastated by the budworm*. 1. Evidence of trends in forest succession during the first decade following budworm devastation. For. Sci. 3 : 184-208.
- GRONDIN, P, J. NOËL, D. HOTTE, P. TARDIF et C. LAPOINTE, 2000. *Croissance potentielle en hauteur et dynamique des espèces forestières sur les principaux types écologiques des régions écologiques 5a et 6a (Abitibi)*. Gouvernement du Québec, Forêt Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 461. 111 p.
- GROOT, A., 1996. *Regeneration and surface condition trends following forest harvesting on peatlands*. Northern Forestry Program, NODA/NFP, Tech. Rep. TR-26. 12 p.
- HARVEY, B.D. et Y. BERGERON, 1989. *Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec*. Can. J. For. Res. 19 : 1458-1469.
- HARVEY, B.D., A. LEDUC, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2002. *Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest*. For. Ecol. Manage. 155 : 369-385.
- HATCHER, R.J., 1960. *Development of balsam fir following a clearcut in Quebec*. Dep. North. Aff. Nat. Res., For. Branch. For. Res. Div., Tech. Note 87.
- HEINSELMAN, M.L., 1981. *Fire and succession in the conifer forests of northern North America*. In D.C. West, H.H. Shugart and D.B. Botkin (ed.). Forest Succession : Concepts and Application. Springer-Verlag, New York.

- IRLAND, L.C., J.B. DIMOND, J.L. STONE, J. FALK et E. BAUM, 1988. *The spruce budworm outbreak in Maine in the 1970's. Assessment and directions for the future*. Maine, Agric. Exp. Stat. Bull. No. 819. 119 p.
- JEGLUM, J., 1979. *Effects of some seedbed types and watering frequencies on germination and growth of black spruce : a greenhouse study*. Can. For. Serv. Inf. Rep. O-X-292.
- JOHNSON, E.A., H. MORIN, K. MIYANISHI, R. GAGNON et D.F. GREENE, en révision. *A process approach to disturbance and forest dynamics for sustainable forestry*. In : Towards Sustainable Management of the Boreal Forest, chapter 8. Edited by V. Adamowicz, P. Burton, C. Messier and D. Smith. Ottawa : NRC Press.
- LEBARRON, R.K., 1939. *The role of forest fires in the reproduction of black spruce*. Minn. Acad. Sci. Proc. 7 : 10-14.
- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire n° 136. 92 p.
- LEVESQUE, F., 1997. *Conséquences de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du Parc national Forillon*. Thèse de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 186 p.
- MITCHELL, S.J. et W.J. BEESE, 2002. *The retention system : reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems*. For. Chron. 78 : 397-403.
- MORIN, H., 1994. *Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec*. Can. J. For. Res. 24 : 730-741.
- MORIN, H. et R. GAGNON, 1992. *Comparative growth and yield of layer and seed-origin black spruce (Picea mariana) stands in Quebec*. Can. J. For. Res. 22 : 465-473.
- MORIN, H. et D. LAPRISE, 1997. *Seedlings bank dynamics in boreal balsam fir forests*. Can. J. For. Res. 27 : 1442-1451.
- MORIN, H., R. GAGNON et G. FRISQUE, 1991. *Évolution de la régénération dans deux vieilles coupes par bande, dans des peuplements d'épinette noire au Québec*. Can. J. For. Res. 21 : 1660-1667.



- NEWTON, P.F., 1990. *Initial size hierarchy development within second-growth black spruce stands*. Can. J. For. Res. 20 : 1720-1731.
- PAQUIN, R. et R. DOUCET, 1991. *Croissance en hauteur à long terme de la régénération préétablie dans des pessières noires boréales régénérées par marcottage, au Québec*. Can. J. For. Res. 22 : 613-621.
- PARENT, S., H. MORIN et C. MESSIER, 2001. *Balsam fir (Abies balsamea [L.] Mill.) establishment dynamics during a spruce budworm (Choristoneura fumiferana [Clem]) outbreak : an evaluation of the impact of aging techniques*. Can. J. For. Res. 31 : 373-376.
- PARENT, S., H. MORIN et C. MESSIER, 2002. *Missing growth rings at the trunk base in suppressed balsam fir saplings*. Can. J. For. Res. 32 : 1776-1783.
- PAYETTE, S., 1992. *Fire as a controlling process in the North American boreal forest*. Dans H.H. Shugart, R. Leemans and G.B. Bonan (éd.). *A systems analysis of the Global Boreal Forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. : 144-169.
- POTHIER, D., 1996. *Évolution de la régénération après la coupe de peuplements récoltés selon différents procédés d'exploitation*. For. Chron. 72 : 519-527.
- POTHIER, D., R. DOUCET et J. BOILY, 1995. *The effect of advance regeneration height on future yield of black spruce stands*. Can. J. For. Res. 25 : 536-544.
- POMINVILLE, P. et J.-C. RUEL, 1995. *Effets de la coupe à blanc et de la coupe par bandes sur la régénération obtenue après 5ans dans des pessières noires du Québec*. Can. J. For. Res. 25 : 329-342.
- RUEL, J.-C., 1989. *Importance de la régénération préexistante dans les forêts publiques du Québec*. Ann. Sci. For. 46 : 345-359.
- RUEL, J.-C., 1992. *Abondance de la régénération 5 ans après la coupe à blanc mécanisée de peuplements d'épinette noire*. Can. J. For. Res. 22 : 1630-1638.

- RUEL, J.-C., F. OUELLET, R. PLUSQUELLEC et C.-H. UNG, 1998. *Évolution de la régénération de peuplements résineux au cours des 30 années après coupe à blanc mécanisée*. For. Chron. 74 : 428-442.
- SARRAZIN, R., 1991. *Dynamique de sapinières et de pessières boréales sur une période de 40 ans après la coupe*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Québec.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 2001. *Cartographie numérique des niveaux supérieurs du système hiérarchique de cartographie écologique et banque des données descriptives des districts écologiques*. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers.
- SCHOOLEY, H.O., 1978. *Effects of spruce budworm on cone production by balsam fir*. For. Chron. 54 : 298-301.
- STANEK, W., 1961. *Natural layering of black spruce in northern Ontario*. For. Chron. 37 : 245-258.
- STANEK, W., 1968. *Development of black spruce layers in Quebec and Ontario*. For. Chron. 44 : 25-28.
- ST-PIERRE, A., 1999. *Évolution des strates forestières après coupe. PGAF 2000-2025, aire commune 2503. Suivi CPRS 4 ans après coupe*. Produits forestiers Donohue inc. Rapport interne. 10 p.
- ST-PIERRE, H., R. GAGNON et P. BELLEFLEUR, 1992. *Régénération après feu de l'épinette noire (Picea mariana) et du pin gris (Pinus banksiana) dans la forêt boréale, Québec*. Can. J. For. Res. 22 : 474-481.
- THIBODEAU, L., P. RAYMOND, C. CAMIRÉ et A. MUNSON, 2000. *Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition and foliar nutrition*. Can. J. For. Res. 30 : 229-238.
- VÉZINA, P.-E., et H. FALARDEAU, 1988. *Le développement des peuplements de conifères sur une période de 50 ans après la coupe*. For. Chron. 64 : 329-333.
- WEDELES, C.H.R., L. VAN DAMME, C.J. DANIEL et L. SULLY, 1995. *Alternative Silvicultural Systems for Ontario's Boreal Mixedwoods : A review of potential options*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service. NODA/NFP Tech. Rep. TR-18.

WILSON, E., 1909. *A forester's work in a northern forest*. Forestry Quarterly. 7 : 1-14.

WILTON, W.C. 1963. *Black spruce seedfall immediately following fire. (technical note)*. For. Chron. 39 : 477-478.



## **2. Raréfaction de l'épinette rouge**

par

Mathieu FORTIN, ing.f., M.Sc.  
Faculté de foresterie et de géomatique  
Université Laval

FORTIN, M., 2003. *Raréfaction de l'épinette rouge*, p. 45 à 66. *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.



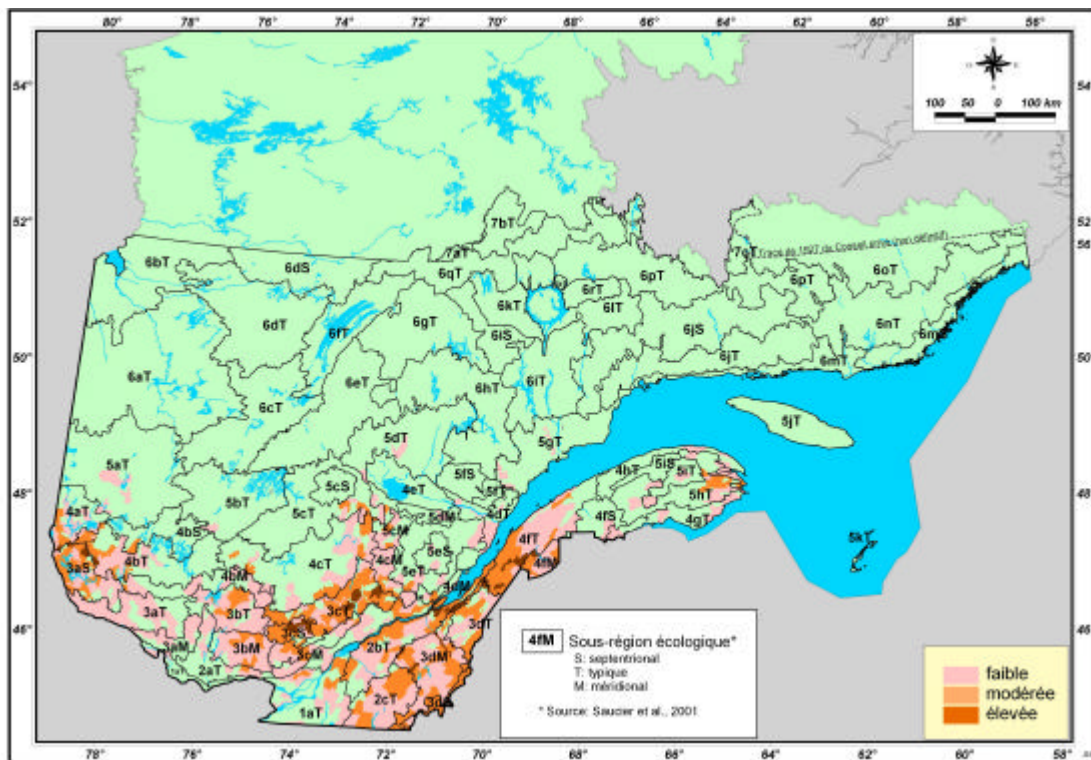
## 2.1 Introduction

Cet enjeu porte sur « la diminution de la proportion d'épinette rouge dans les peuplements résineux et les peuplements mixtes à dominance résineuse de seconde venue ». Deux types écologiques sont analysés, soit celui de la pessière rouge à sapin et celui de la sapinière à bouleau jaune. Par extension, nous considérons que la problématique s'étend également à l'épinette blanche qui accompagne généralement l'épinette rouge sur les stations de la sapinière à bouleau jaune. Enfin, cet enjeu est étroitement lié à ceux traitant de « l'ensapinage (chapitre 1) » et de « l'enfeuillage (chapitre 8) », car la raréfaction de l'épinette rouge à la suite de coupes forestières se fait généralement au profit du sapin baumier, du bouleau blanc, du peuplier faux-tremble et de l'érable à épis (HEIMBURGER 1941; RAY 1941; HATCHER 1959a; SEYMOUR 1992, 1995; FORTIN *et al.* 2003a).

Le portrait actuel des proportions d'épinette rouge au Québec est d'autant plus alarmant que : (i) l'épinette rouge était, dans la forêt tempérée primitive, une espèce abondante à l'échelle du paysage (OOSTING et BILLINGS 1951; BARRETTE 2003; FORTIN *et al.* 2003a) et (ii) le taux d'occupation de cette essence est actuellement estimé à 20 % de ce qu'il était dans la forêt évoluant sous une dynamique naturelle (GORDON 1998). Un siècle d'aménagement mal adapté aux exigences de cette essence serait donc responsable de la diminution drastique des proportions d'épinette rouge (GORDON 1998).

L'épinette rouge est une essence caractéristique de la forêt tempérée (ROWE 1972). Au Québec, elle est présente dans les domaines bioclimatiques de l'érablière à tilleul, de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune (GRONDIN *et al.* 1996, ROBITAILLE et SAUCIER 1998, SAUCIER *et al.* 2001) (Figure 10). Selon les stations forestières et l'historique des perturbations, cette essence s'associe au sapin baumier, au bouleau jaune, au bouleau blanc, à l'érable à sucre, à l'érable rouge et au peuplier faux-tremble pour former des peuplements mixtes ou résineux (HEIMBURGER 1941; RAY 1941; WESTVELD 1953; HATCHER 1959a; GAGNON et MARCOTTE 1980; LALUMIÈRE et THIBAUT 1988; BLUM 1990; SEYMOUR 1992, 1995).

Le but de ce document est de fournir l'information nécessaire pour bien comprendre le phénomène de raréfaction de l'épinette rouge dans les régions mentionnées précédemment. Les objectifs spécifiques sont : (i) de faire état des connaissances actuelles sur l'épinette rouge et sur sa dynamique en peuplement naturel, (ii) d'analyser l'aménagement passé et actuel de ces peuplements et (iii) de proposer des pistes de solution qui s'arriment à l'aménagement écosystémique, c'est-à-dire, un aménagement s'inspirant des perturbations naturelles.



Note : L'importance relative (faible, modérée, élevée) a été déterminée selon le district écologique. À partir de l'ensemble des placettes réalisées lors de l'inventaire écologique du MRNFP, un recouvrement total d'épinette rouge a été calculé selon le district écologique. Par la suite, ce recouvrement a été divisé selon la superficie forestière productive du district. Les résultats obtenus ont été transformés en classes.

Figure 10. Répartition et importance relative de l'épinette rouge dans les domaines bioclimatiques et les régions écologiques du Québec méridional.

## 2.2 Autécologie de l'épinette rouge

Sur le plan de l'évolution, l'épinette rouge est une espèce relativement récente. On estime qu'elle se serait différenciée d'une sous-population d'épinette noire lors de la dernière glaciation (PERRON *et al.* 2000). L'hybridation entre ces deux espèces serait d'ailleurs fréquente dans les forêts du Nouveau-Brunswick (MANLEY 1972). Le bois de l'épinette rouge possède des caractéristiques semblables à celui de l'épinette noire (JESSOME 1977). L'espèce est l'une des plus longévives du Québec. Elle peut atteindre des âges aussi avancés que 400 ans (RAY 1956, BLUM 1990, BUSING et WU 1990, SEYMOUR 1992). Elle tolère particulièrement bien l'ombre (BLUM 1990, SEYMOUR 1992) et réagit fortement aux dégagements jusqu'à des âges tardifs (ROBERTSON 1942, RAY 1956, SEYMOUR 1992). Bien que l'épinette rouge soit vulnérable à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.), à la carie et au chablis, on reconnaît qu'elle y est moins vulnérable que le sapin baumier (MCLINTOCK 1954,



HATCHER 1959b, SEEGRIST et ARNER 1982, SEYMOUR 1992). L'épinette rouge est également l'hôte du dendroctone de l'épinette (*Dendroctonus rufipennis* Kby.) (MARTINEAU 1984).

Les semis d'épinette rouge, comparés à ceux du sapin baumier, sont faiblement représentés. GRONDIN *et al.* (1996) évaluent que cette espèce compte pour au plus 15% du nombre de tiges en régénération dans la sapinière à épinette rouge. Toutefois, les semis d'épinette rouge peuvent survivre pendant plusieurs décennies sous le couvert (FRANK et BJORKBOM 1973, SEYMOUR 1992) et cette situation ne nuit pas à leur croissance à la suite d'un dégagement (SEYMOUR et FAJVAN 2001). La croissance des semis et des gaules augmente avec la disponibilité de la lumière (SALONIUS et BEATON 1997). Cependant, la croissance de l'épinette rouge est toujours inférieure à celle du sapin baumier à l'intérieur des trouées (BATTLES et FAHEY 2000). Comparée au sapin baumier, la croissance de l'épinette rouge semble moins influencée par le dépôt et le drainage (MENG et SEYMOUR 1992, SEYMOUR et FAJVAN 2001, BÉDARD 2002, FORTIN *et al.* 2003b).

Les conditions favorables à l'établissement de la régénération d'épinette rouge et les facteurs qui expliquent la disparité entre son abondance et celle du sapin baumier sont méconnus. Le sol minéral n'est pas reconnu comme un lit de germination favorable par tous les auteurs (DIBBLE *et al.* 1999). La présence de substances allélopathiques dans la litière, l'absence de débris ligneux et la prédation des semences par les petits mammifères pourraient être des facteurs qui limitent l'abondance des semis d'épinette rouge (ABBOTT et HART 1960, KLEIN *et al.* 1991, MCGEE et BIRMINGHAM 1997, DUCHESNE *et al.* 2000). Cette disparité n'apparaît pas comme le résultat d'un aménagement inadéquat, mais semble plutôt faire partie de la dynamique naturelle des peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge. Elle était également présente dans la forêt primitive (FORTIN *et al.* 2003a).

Les peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge comptent parmi les peuplements mixtes les plus productifs (MRN 1994). GAGNON et MARCOTTE (1980) estiment des rendements variant de 4 à 5 m<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>·an<sup>-1</sup> en volume total. À la suite d'une coupe partielle de forte intensité à la rivière Ouareau (prélèvement de 60 % du volume marchand), le rendement moyen en épinette et en sapin était de 4 m<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>·an<sup>-1</sup> en volume marchand sur une rotation de 30 ans (FORTIN *et al.* 2003b). Pour différents régimes de coupe sélective, SOLOMON et FRANK (1983) estiment le rendement entre 2 et 4 m<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>·an<sup>-1</sup>, en volume marchand.

### **2.3 Dynamique de l'épinette rouge dans les peuplements naturels**

Au Québec, l'épinette rouge croît principalement dans les stations de la sapinière à bouleau jaune (type écologique de la sapinière à bouleau jaune auquel se joignent des considérations sur la croissance et les contraintes à l'aménagement) et de la sapinière à épinette rouge. Plusieurs auteurs, dont GAGNON et MARCOTTE (1980) et GRONDIN *et al.* (1996) ont fait la description de ces stations. La sapinière à

bouleau jaune pousse principalement au bas des pentes dans le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est alors qu'elle recouvre bon nombre de coteaux et de collines dans le domaine bioclimatique qui porte son nom. Le régime hydrique y est généralement mésique. Toutefois, certains peuplements peuvent croître dans des conditions subhydriques. Les dépôts caractéristiques sont des tills d'épaisseur variable. En l'absence de perturbations de nature anthropique, les peuplements qui croissent sur ces stations sont des peuplements mixtes de sapin baumier, d'épinette rouge, de bouleau jaune et de bouleau blanc. L'érable rouge, l'érable à sucre et la pruche y sont également présents, mais de façon sporadique.

La station de la sapinière à épinette rouge se développe sur les sites où les conditions édaphiques sont moins favorables à la sapinière à bouleau jaune. Ainsi, on la retrouve d'une part, en terrains plats sur des tills mésiques à forte pierrosité et, d'autre part, dans les pentes abruptes où le dépôt est mince, les affleurements rocheux sont fréquents et le drainage est rapide. En l'absence d'intervention humaine, les peuplements qui croissent sur ces stations sont des peuplements résineux composés de sapin baumier et d'épinette rouge. Le bouleau blanc y est présent de façon sporadique.

Bien que leur composition soit différente, le régime de perturbations naturelles des deux stations forestières est similaire et est décrit comme une succession de trouées de petites dimensions causées par la mort d'un individu ou d'un groupe restreint d'individus (BATTLES et FAHEY 1996, 2000; HÉBERT 2000). Les défoliations causées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, la carie et le chablis comptent parmi les principales sources de mortalité (MCLINTOCK 1954, HATCHER 1959b, SEYMOUR 1992). Comme le sapin est plus vulnérable à la tordeuse, au chablis et à la carie (MCLINTOCK 1954, HATCHER 1959b, SEEGRIST et ARNER 1982, FRANK 1990, SEYMOUR 1992, GRONDIN *et al.* 1996, MACLEAN et MACKINNON 1997, RUEL 2000, MEUNIER *et al.* 2002), la dynamique naturelle semble (i) limiter son abondance dans le couvert dominant, (ii) favoriser le développement d'une structure d'âge à plusieurs cohortes et (iii) favoriser le développement d'une structure diamétrale irrégulière telle que définie par SMITH *et al.* (1997). À l'échelle du paysage, on présume que ces peuplements atteignent une composition et une structure relativement stables en l'absence de perturbation anthropique et de catastrophes naturelles (SEYMOUR 1992). La composition des peuplements de la forêt primitive atteindrait un équilibre entre la longévité des épinettes rouges et la régénération abondante du sapin baumier.

La récurrence des feux et des chablis de grande superficie est un sujet peu documenté dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune au Québec (GRONDIN *et al.* 1996). Ailleurs dans la forêt acadienne, le cycle de feu et l'intervalle de récurrence des chablis de grande superficie sont estimés à plus de 700 ans (LORIMER 1977, FAHEY et REINERS 1981), appuyant l'hypothèse que les trouées constituent le type de perturbation prédominant des peuplements de la forêt primitive (LORIMER 1977,

FAHEY et REINERS 1981, FOSTER et REINERS 1983, SEYMOUR 1992). Même si le feu et les chablis ne constituent pas des perturbations fréquentes dans la forêt primitive, on reconnaît que les chablis de grande superficie étaient plus fréquents sur les stations associées à la sapinière à épinette rouge en raison des dépôts minces et de l'enracinement superficiel (SEYMOUR 1992).

Après une perturbation majeure tels un chablis, un feu ou une coupe à blanc, les peuplements de seconde venue exhibent généralement une structure diamétrale régulière (en forme de cloche) propre aux structures d'âge à une seule cohorte (équienne). La composition de ces peuplements dépend de la nature de la perturbation (intensité, sévérité, superficie) et des caractéristiques de la végétation avant la perturbation (Figure 11). Si la régénération en sapin demeure abondante après une perturbation, cette essence domine le peuplement lorsque celui-ci atteint sa maturité. À l'inverse, si la régénération résineuse préétablie est peu abondante avant la perturbation ou si celle-ci est éliminée lors de la perturbation, les feuillus de lumière s'installent rapidement. À maturité, ces peuplements sont principalement composés de peuplier faux-tremble, de bouleau à papier, d'épinette rouge et de sapin. Certains auteurs émettent également l'hypothèse que l'épinette rouge peut s'établir après feu et former des pessières rouges matures. Celles-ci sont généralement très bien régénérées en sapins et se transforment peu à peu en sapinières à épinette rouge (GRONDIN *et al.* 1996). Dans tous les cas, la dynamique de trouées, contrôlée par la sénescence des arbres et les épidémies de TBE, devient tôt ou tard prépondérante. À long terme, les peuplements de seconde venue retrouvent donc une structure diamétrale irrégulière et une composition typique de la sapinière à épinette rouge primitive.

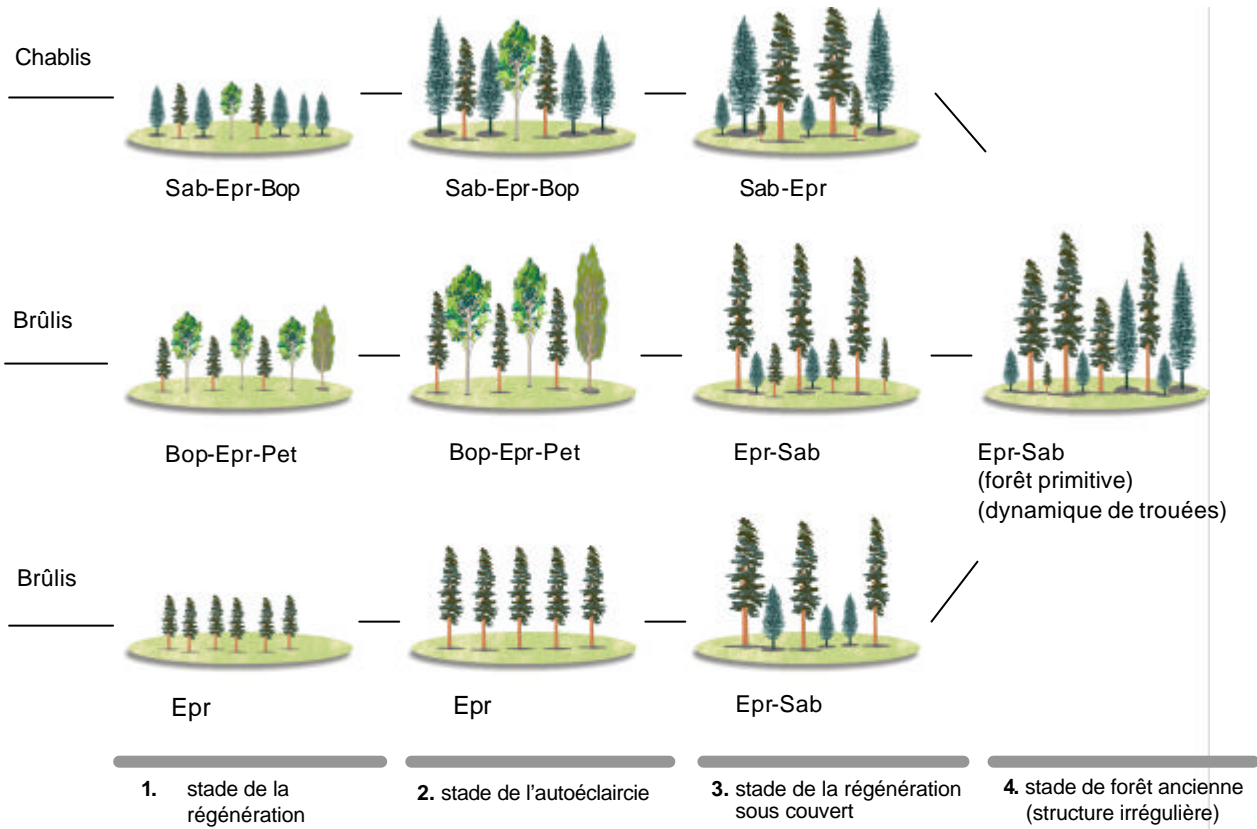
## **2.4 Dynamique de l'épinette rouge dans les peuplements aménagés**

### **2.4.1 La sylviculture jusqu'aux années 1960**

Offrant un potentiel élevé pour le bois d'œuvre, les peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge ont été exploités dès le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle au Québec (HEIMBURGER 1941, RAY 1941). L'essor de l'industrie des pâtes et papier au début du XX<sup>e</sup> siècle a eu pour effet d'intensifier leur récolte. Les coupes d'intensité légère pratiquées jusque-là ont été graduellement remplacées par des coupes à diamètre limite et des coupes à blanc (HEIMBURGER 1941; RAY 1941, 1956). Les premières coupes à blanc sont apparues très tôt dans les années 1900 (SEYMOUR 1992).

Les effets de la coupe à blanc sur ces peuplements sont aujourd'hui connus. Lorsque la régénération préétablie est insuffisante, les conditions qui se développent après la coupe freinent l'établissement et le développement des semis résineux (FRANK et BJORKBOM 1973, SEYMOUR 1995). Il s'ensuit un envahissement par une végétation compétitive (RAY 1941, SEYMOUR 1995, ARCHAMBAULT *et al.* 1997), composée essentiellement d'arbustes et de feuillus de lumière. En présence d'une régénération

DYNAMIQUE NATURELLE



DYNAMIQUE APRES COUPE

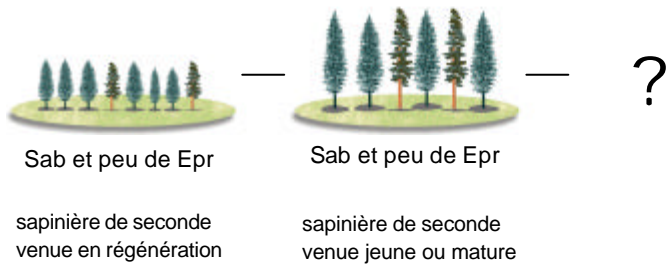


Figure 11. Dynamique de l'épinette rouge sur les stations de la sapinière à épinette rouge. La raréfaction de l'épinette rouge se matérialise dans les peuplements de seconde venue (après coupe). On peut se demander si les interventions et les traitements sylvicoles ne devraient pas viser à recréer des peuplements à maturité de structure irrégulière.

résineuse abondante, le nombre de semis de sapin surpasse celui de l'épinette rouge (RAY 1941; SEYMOUR 1992, 1995; GRONDIN *et al.* 1996). Les peuplements de seconde venue contiennent donc une faible proportion d'épinette rouge (RAY 1941, SEYMOUR 1992). Par ailleurs, la coupe à blanc a un effet marqué sur la structure d'âge des peuplements puisqu'elle homogénéise l'âge des tiges (SEYMOUR 1992). Les peuplements issus de cette intervention ont généralement une structure d'âge équiennne (OLIVER et LARSON 1996, SMITH *et al.* 1997).

Durant les années 1950, des forestiers ont misé sur la coupe sélective et la coupe à diamètre limite variable pour mettre en place une sylviculture adaptée à la structure inéquienne des sapinières à épinette rouge. Ces interventions seraient mieux adaptées à une dynamique naturelle de trouées que la coupe à blanc (OLIVER et LARSON 1996). De plus, elles permettraient de conserver une structure irrégulière ou étagée tout en favorisant l'établissement et la croissance de la régénération résineuse (WESTVELD 1953, MCLINTOCK 1954, RAY 1956, HATCHER 1959a, BALDWIN 1977, FRANK et BLUM 1978, SEYMOUR 1992, BRISSETTE 1996). Dans certains cas, elles permettraient d'augmenter les proportions d'épinette rouge (MÉNARD 1999).

Malgré ces avantages, SEYMOUR et HUNTER (1999) évoquent la principale difficulté rencontrée à cette époque lors de l'implantation de ce régime de coupes partielles : la pression financière accentuée le prélèvement des tiges de fortes dimensions. Ainsi, les traitements ont parfois été mal exécutés et les résultats obtenus ont discrédité l'utilisation des coupes partielles dans les peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge. En raison de ces mauvais résultats, la coupe à diamètre limite variable et la coupe sélective ont été pratiquées de façon très marginale au Québec dans les années 1950 et 1960. Lors de la mécanisation des opérations forestières durant les années 1960, la coupe à blanc est donc devenue l'intervention la plus courante dans ces peuplements au Québec.

#### 2.4.2 Les effets de certaines coupes partielles

Des exemples de coupes partielles réalisées par le passé permettent de juger de l'effet de certaines modalités sur la structure et la composition des peuplements de seconde venue. Une coupe à diamètre limite dont le diamètre de récolte à la souche était fixé à 18 cm (7 pouces) pour les essences résineuses a été étudiée sur l'aire d'observation de la rivière Ouareau (FORTIN *et al.* 2003a, 2003b). En moyenne, 60 % du volume marchand a été récolté lors de cette intervention sur les stations de la sapinière à bouleau jaune (HATCHER 1954). Dans ce cas, la coupe partielle a permis de recréer des structures diamétrales semblables à celles observées avant la coupe, sans toutefois maintenir les proportions d'épinette rouge (FORTIN *et al.* 2003a). Sur les stations de la sapinière à épinette rouge, l'intensité du prélèvement s'est élevée à 50 % (HATCHER 1954) et les proportions d'épinette ont été maintenues (FORTIN *et al.* 2003b).

Une coupe à diamètre limite variable a été expérimentée au milieu des années 1950 dans la forêt expérimentale du lac Édouard (Parc national de la Mauricie). Le diamètre de récolte à la souche était variable selon l'essence, soit 40 cm (16 pouces) pour l'épinette rouge et le bouleau jaune et 20 cm (8 pouces) pour le sapin baumier (RAY 1956, HATCHER 1959a). En moyenne, de 30 à 35 % du volume marchand a été récolté sur les stations forestières de la sapinière à bouleau jaune (HATCHER 1959a). Le traitement a permis d'augmenter les proportions d'épinette rouge, de maintenir la production résineuse et d'éviter un envahissement par la végétation compétitive (MÉNARD 1999, ARCHAMBAULT *et al.* 2003).

À la forêt expérimentale de Penobscot, au Maine, des essais de jardinage et de coupes à diamètre limite ont également été menés au cours des années 1950 (FRANK et BLUM 1978). La coupe sélective et certaines coupes à diamètre limite parviendraient à rehausser les proportions d'épinette rouge (FRANK et BLUM 1978). On signale cependant que ces interventions réduiraient la diversité de la structure d'âge (SEYMOUR et KENEFIC 1998). Les interventions de trop faible intensité inhiberaient l'apparition des nouvelles cohortes, de sorte que la répétition du traitement conduirait graduellement les peuplements vers des structures étagées (SEYMOUR 1992).

#### 2.4.3 L'aménagement « postmécanisation »

Mis à part une protection accrue de la régénération et des sols, le Québec n'a toujours pas modifié sa stratégie d'aménagement pour ces peuplements. La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est l'intervention préconisée (MRN 1997). L'application de ce traitement laisse prévoir les mêmes résultats que ceux obtenus à la suite des coupes à blanc réalisées avant la mécanisation des opérations forestières : une homogénéisation de la structure d'âge, une diminution des proportions d'épinette rouge et un envahissement des parterres de coupe par une végétation compétitive lorsque la régénération préétablie résineuse est insuffisante (RUEL *et al.* 1998).

Au Maine, la coupe progressive est actuellement préconisée afin de maintenir les proportions d'épinette rouge au sein des peuplements mixtes (SEYMOUR 1992). Cette intervention favoriserait l'établissement de la régénération de cette essence (BALDWIN 1977). Entre les coupes, des interventions comme l'éclaircie précommerciale et le dégagement sont proposées afin de régulariser la composition des peuplements et de stimuler la haute régénération de l'épinette (SEYMOUR 1995). Une structure étagée est généralement obtenue à la suite de cette intervention (SEYMOUR 1992).

Les effets d'un siècle d'exploitation forestière sont aujourd'hui perceptibles dans la composition des peuplements des stations forestières de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à épinette rouge. Les études de ces stations dans la forêt primitive démontrent que l'épinette rouge était à l'origine une

essence très abondante (POSTING et BILLINGS 1951, LEAK et GRABER 1974, FOSTER et REINERS 1983, FORTIN *et al.* 2003a) (Figure 12). Leurs végétations potentielles que l'on désigne sous le nom de « sapinière à bouleau jaune » et de « sapinière à épinette rouge » (GRONDIN *et al.* 1996, GOSSELIN *et al.* 1998) sont en partie le résultat de l'aménagement du XX<sup>e</sup> siècle. En fait, ces végétations potentielles devaient, à l'origine, être constituées d'une composante d'épinette rouge beaucoup plus importante que celle actuellement présumée.

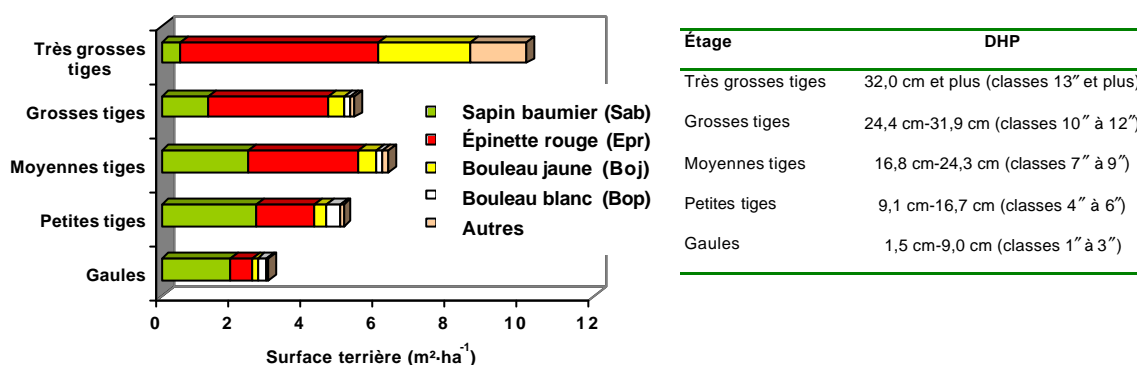


Figure 12. Structure et composition de la sapinière à bouleau jaune primitive à la rivière Ouareau (source : FORTIN 2001).

## 2.5 Pistes de solution afin de limiter la raréfaction de l'épinette rouge

Les pistes de solution seront abordées séparément selon le type de station forestière. Ces recommandations s'inspirent du portrait de la forêt primitive. Dans les peuplements où l'épinette rouge est toujours présente et relativement abondante, elles visent donc : (i) à rehausser les proportions d'épinette rouge jusqu'à un niveau similaire à celui de la forêt primitive et, (ii) à favoriser la formation de structure diamétrale irrégulière, structure typique de la forêt primitive.

L'enjeu est de taille dans les peuplements où l'épinette rouge est aujourd'hui très peu abondante, voire même absente. Comme la régénération de cette essence est peu abondante, plusieurs décennies peuvent être nécessaires avant que les proportions d'épinette rouge permettent un aménagement tel que celui proposé. La préparation de terrain, la plantation et l'enrichissement pourraient accélérer cette succession. Toutefois, on connaît mal les conditions optimales de l'établissement et de la croissance des semis d'épinette rouge (DIBBLE *et al.* 1999).

### 2.5.1 La sapinière à bouleau jaune

Les résultats obtenus des dispositifs du lac Édouard et de la rivière Ouareau montrent qu'il est possible de maintenir ou d'augmenter les proportions d'épinette rouge. Cette essence ne devrait se récolter que lorsque le diamètre à hauteur de poitrine (dhp) est supérieur à 30 cm. Le sapin baumier devrait être récolté lorsqu'il atteint 18 cm (MÉNARD 1999, ARCHAMBAULT *et al.* 2003, FORTIN *et al.* 2003a). L'intensité du prélèvement ne devrait pas dépasser 30-35 % en volume marchand total (toutes essences).

Dans le contexte actuel, le jardinage par pied d'arbre (MRN 1997) pourrait s'avérer le meilleur traitement sylvicole pour les peuplements inéquiennes. Seules les tiges jugées moribondes devraient être récoltées quand leur diamètre est inférieur à 30 cm. Les tiges de plus de 30 cm ainsi que celles des autres espèces devraient être l'objet d'une coupe de jardinage typique. Il s'agit donc d'une coupe de jardinage qui préconise une protection accrue aux tiges d'épinette rouge.

Pour les peuplements équiennes, la coupe progressive irrégulière comme celle pratiquée au Maine devrait être recommandée. Les tiges de sapin, plus vulnérables à la tordeuse, au chablis et à la carie seront récoltées en priorité. La création de trouées permet un recrutement de sapin et d'épinette rouge et entraîne généralement la formation d'un deuxième étage de végétation. L'éclaircie précommerciale est alors suggérée dans le sous-étage afin de favoriser l'épinette rouge. Tout comme pour la coupe de jardinage, le prélèvement ne devrait pas excéder 30-35 %. Les objectifs de la coupe progressive irrégulière devraient être de rehausser les proportions d'épinette rouge et de créer des trouées qui favoriseraient le recrutement de l'épinette rouge au sein de la régénération résineuse et l'établissement de peuplements de structure irrégulière. La coupe progressive irrégulière devrait donc s'inscrire dans un scénario sylvicole qui mènera des peuplements de structure régulière vers un aménagement inéquienne.

### 2.5.2 La sapinière à épinette rouge

Les résultats de la rivière Ouareau et du lac Édouard ont démontré qu'il est possible de maintenir les proportions d'épinette rouge. Tout comme les stations précédentes, le jardinage par pied d'arbre pourrait être une alternative intéressante à la CPRS. Le diamètre limite en dessous duquel les tiges d'épinette rouge sont protégées pourrait être abaissé à 18 cm, tout en conservant les mêmes objectifs mentionnés précédemment.



L'exemple de la rivière Ouareau suggère qu'il est possible d'envisager des prélèvements supérieurs à 35 % en volume marchand sans diminuer les proportions d'épinette rouge dans les peuplements résiduels (FORTIN *et al.* 2003b). Une coupe progressive irrégulière avec un prélèvement de l'ordre de 50 % pourrait être un traitement sylvicole prometteur. Lors de l'intervention, les tiges de sapin baumier devraient être récoltées en priorité. Une éclaircie précommerciale dans le sous-étage permettrait une meilleure régularisation de la composition.

## 2.6 Recherches en cours

Au Québec, des recherches sont actuellement en cours sur les dispositifs du lac Édouard et de la rivière Ouareau. Les thèmes étudiés sont les suivants :

- dynamique forestière;
- productivité après coupe partielle;
- évolution de la structure diamétrale, de la structure d'âge et de la composition après coupe partielle;
- caractérisation de la structure d'âge, de la structure diamétrale et de la composition de la forêt primitive;
- évolution du potentiel faunique à la suite de coupes partielles;
- évaluation des conditions nécessaires à l'installation et à la croissance de la régénération de l'épinette rouge.

L'équipe de recherche se compose de quatre chercheurs, un professionnel de recherche et trois étudiants gradués : Louis Archambault, chercheur (Service canadien des forêts), Martin Barrette, étudiant à la maîtrise (Université Laval), Jean Bégin, chercheur (Université Laval), Louis Bélanger, chercheur (Université Laval), Marcel Darveau, chercheur (Université Laval), Claude Delisle, professionnel de recherche (Service canadien des forêts), Mathieu Fortin, étudiant au doctorat (Université Laval) et Rémi Hébert, étudiant au doctorat (Université Laval).

Deux dispositifs plus récents traitent également du problème de la raréfaction de l'épinette rouge : les dispositifs du lac Belette et du lac en Croix. Ces dispositifs étudient la régénération selon différentes variantes de la coupe progressive. Le Centre d'enseignement et de recherche en foresterie du cégep de Sainte-Foy (CERFO) et la Direction de la recherche forestière mènent les recherches sur ces dispositifs. Messieurs Donald Blouin du CERFO et Vincent Roy de la DRF sont les chercheurs associés à ce projet.

Des travaux de recherche afférents à la régénération naturelle et à la croissance de l'épinette rouge dans les peuplements mixtes sous aménagement sont présentement en cours à la Direction de la recherche forestière (Forêt Québec). Ces études, menées par MM. Marcel Prévost et Daniel Dumais, comprennent trois volets :

- dispositif d'Armagh (Chaudière-Appalaches) et de Duchesnay (Québec) – sylviculture des peuplements mélangés (BjR, EoR, FtR, RBj) et effets des coupes partielles sur la régénération, la croissance, la végétation compétitive et les conditions microenvironnementales (en cours de réalisation depuis 1997);
- dispositif d'Armagh et de Duchesnay – étude architecturale du développement de la régénération (gaules) préétablie d'épinette rouge et de sapin baumier dans deux bétulaies jaunes résineuses à la suite de la récolte partielle du couvert dominant (en cours de réalisation depuis l'automne 2002);
- dispositif de Duchesnay – étude écophysiological du développement de semis naturels d'épinette rouge et de sapin baumier à la suite d'une coupe partielle dans une bétulaie jaune résineuse.

Les résultats de ces travaux de recherche permettront de dire si la coupe partielle avec protection de la régénération est une méthode sylvicole valable et applicable aux peuplements dont l'épinette rouge est une composante majeure. Ces recherches s'inscrivent à travers d'autres projets qui visent le développement d'une sylviculture mieux adaptée aux caractéristiques des peuplements mélangés de la forêt mixte.

## **2.7 Conclusion**

La raréfaction de l'épinette rouge à la suite de la coupe forestière constitue un problème rapporté depuis fort longtemps. Au Québec, les travaux de HEIMBURGER (1941) et de RAY (1941) faisaient état de cette raréfaction dès les années 1940. Ces peuplements ont une longue histoire d'exploitation forestière. Certains sont actuellement exploités pour la quatrième fois. Le portrait des peuplements sur les stations forestières de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à épinette rouge est aujourd'hui très différent de ce qu'il était dans la forêt primitive. En plus d'une raréfaction, on doit reconnaître que les feuillus de lumière et le sapin baumier sont beaucoup plus abondants qu'ils ne l'étaient jadis sur ces stations.

L'avènement des types écologiques dans la cartographie du troisième programme d'inventaire décennal nous permet aujourd'hui de localiser plus aisément ces stations. Il est maintenant possible de définir plusieurs séries d'aménagement selon le degré d'altération des peuplements qui croissent sur ces

stations. C'est précisément l'élaboration de ces séries d'aménagement qui représentent tout un défi. En effet, les pistes de solution abordées dans ce texte s'adressent principalement à des peuplements dont le caractère primitif a été peu altéré ou moyennement altéré. Nous disposons toutefois de très peu d'information pour aménager les peuplements où ce caractère primitif a été très altéré. Dans les peuplements aujourd'hui composés de feuillus de lumière et où l'épinette rouge est quasi absente, nous ignorons réellement comment réintroduire cette essence. Connaître les conditions favorisant l'établissement et la croissance de la régénération d'épinette rouge est sans aucun doute le facteur clé dans l'élaboration de séries d'aménagement adaptées aux peuplements « très altérés ». La présence de gros débris ligneux est considérée par plusieurs comme un élément indispensable au maintien et à la réintroduction de l'épinette rouge. Il est actuellement impératif d'améliorer nos connaissances à ce sujet.

## 2.8 Remerciements

L'auteur remercie les réviseurs de ce document (Mme Patricia Raymond et MM. Martin Barrette et Luc Lavoie) pour leurs suggestions ainsi que M. Jean Noël pour la conception des figures 10 et 11.

## 2.9 Références

- ABBOTT, H.G. et A.C. HART, 1960. *Mice and voles prefer spruce seeds*. USDA For. Serv. Stat. Pap. NE 157. 11 p.
- ARCHAMBAULT, L., J. MORISSETTE et M. BERNIER-CARDOU, 1997. *Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada*. For. Ecol. Manag. 102 : 61-74.
- ARCHAMBAULT, L., J. BÉGIN, C. DELISLE et M. FORTIN, 2003. *Dynamique forestière après coupe partielle dans la Forêt expérimentale du lac Édouard, Parc de la Mauricie, Québec*. For. Chron. (accepté pour publication).
- BALDWIN, V.C., 1977. *Regeneration following shelterwood cutting in a New Brunswick softwood stand*. Can. For. Serv. Inf. Rep. M-X-76. 23 p.
- BARRETTE, M., 2003. *Caractérisation du paysage primitif de l'érablière à bouleau jaune de l'est : outil de gestion pour le Parc national du Canada de la Mauricie*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval (en rédaction).

- BATTLES, J.J. et T.J. FAHEY, 1996. *Spruce decline as a disturbance event in the subalpine forests of the northeastern United States*. Can. J. For. Res. 26 : 408-421.
- BATTLES, J.J. et T.J. FAHEY, 2000. *Gap dynamics following forest decline : A case study of red spruce forests*. Ecol. Appl. 10 : 760-774.
- BÉDARD, S., 2002. *L'estimation du potentiel de croissance des stations forestières : exemple du sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec*. Mémoire de recherche forestière n° 140. 36 p.
- BLUM, B.M., 1990. *Red Spruce*. In *Silvics of North America*, Vol. 1. USDA Agriculture Handbook No. 654.
- BRISSETTE, J.C., 1996. *Effects of intensity and frequency of harvesting on abundance, stocking and composition of natural regeneration in the Acadian forest of Eastern North America*. Silva Fennica 30 : 301-314.
- BUSING, R.T. et X. WU, 1990. *Size specific mortality, growth, and structure of a Great Smoky Mountains red spruce population*. Can. J. For. Res. 20 : 206-210.
- DIBBLE, A.C., J.C. BRISSETTE et M.L. HUNTER, 1999. *Putting community data to work : some understory plants indicate red spruce regeneration habitat*. For. Ecol. Manag. 114 : 275-291.
- DUCHESNE, L.C., D.G. HERR, S. WETZEL, I.D. THOMPSON et R. READER, 2000. *Effect of seed predation, shade and soil organic matter on the early establishment of eastern white pine and balsam fir seedling*. For. Chron. 76 : 759-765.
- FAHEY, T.J. et W.A. REINERS, 1981. *Fire in the forests of Maine and New Hampshire*. Bull. Torrey Bot. Club 108 : 362-373.
- FORTIN, M., 2001. *Les peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge de la région du mont Tremblant et leur évolution après coupe partielle*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. 73 p.
- FORTIN, M., J. BÉGIN et L. BÉLANGER, 2003a. *Évolution de la structure diamétrale et de la composition des peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge de la forêt primitive après une coupe à diamètre limite sur l'Aire d'observation de la rivière Ouareau*. Can. J. For. Res. 33 : 691-704.

- FORTIN, M., J. BÉGIN et L. BÉLANGER, 2003b. *La coupe à diamètre limite : une alternative à la coupe à blanc dans les peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge en termes de rendement*. For. Chron. (soumis).
- FOSTER, J.R. et W.A. REINERS, 1983. *Vegetation patterns in a virgin subalpine forest at Crawford Notch, White Mountains, New Hampshire*. Bull. Torrey Bot. Club 110 : 141-153.
- FRANK, R.M., 1990. *Balsam fir*. In *Silvics of North America*, Vol. 1. USDA Agriculture Handbook No. 654.
- FRANK, R.M. et J.C. BJORKBOM, 1973. *A silvicultural guide for spruce-fir in the Northeast*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE-6. 29 p.
- FRANK, R.M. et B.M. BLUM, 1978. *The selection system of silviculture in spruce-fir stands – procedures, early results, and comparisons with unmanaged stands*. USDA For. Serv. Res. Pap. NE-425. 15 p.
- GAGNON, G. et G. MARCOTTE, 1980. *Description des types écologiques et de leur productivité dans la section forestière laurentienne de Rowe (L-4a)*. Ministère des Ressources naturelles du Québec. Mémoire de recherche forestière n° 61. 456 p.
- GORDON, A.G., 1998. *The sweep of the boreal in time and space, from forest formations to genes, and implications for management*. For. Chron. 72 : 19-30.
- GOSSELIN, J., P. GRONDIN et J.-P. SAUCIER, 1998. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers. 169 p.
- GRONDIN, P., C. ANSSEAU, L. BÉLANGER, J.-F. BERGERON, Y. BERGERON, A. BOUCHARD, J. BRISSON, L. DE GRANDPRÉ, G. GAGNON, C. LAVOIE, G. LESSARD, S. PAYETTE, P.J.H. RICHARD, J.-P. SAUCIER, L. SIROIS et L. VASSEUR, 1996. *Écologie forestière*. Dans *Manuel de foresterie*. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy. p. 133-279.
- HATCHER, R.J., 1954. *A report on the establishment of observation area No. 12 on the limits of the Consolidated Paper Corporation Ouareau River, P.Q. 1953*. Can. For. Serv. Project Q-54. 31 p.

- HATCHER, R.J., 1959a. *Partial cutting with diameter limit control in the Lake Edward Experimental Forest, Quebec, 1950 to 1956*. Can. For. Serv. Project Q-44. 8 p.
- HATCHER, R.J., 1959b. *Mortality and regeneration following partial cutting of spruce-balsam fir-hardwood stands at lake Edward, P.Q.* Can. For. Serv. Project Q-44. 13 p.
- HÉBERT, R., 2000. *Importance du processus naturel de régénération de la forêt mature mixte pour l'alimentation du lièvre d'Amérique, de l'orignal et de l'ours noir*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. 87 p.
- HEIMBURGER, C.C., 1941. *Forest site classification and soil investigation in the Lake Edward Forest Experimental Area*. Can. For. Serv. Silv. Res. Note No. 66. 60 p.
- JESSOME, A.P., 1977. *Résistance et propriétés connexes des bois indigènes au Canada*. Forintek Canada Corp., Publication SP-514F, Sainte-Foy, Qc. 37 p.
- KLEIN, R.M., T.D. PERKINS, J. TRICOU, A. OATES et K. CUTLER, 1991. *Factors affecting red spruce regeneration in declining areas of Camel's Hump Mountain, Vermont*. Ame. J. Bot. 78 : 1191-1198.
- LALUMIÈRE, R. et M. THIBAUT, 1988. *Les forêts du Parc national de la Mauricie au Québec. Étude écologique n° 11*. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy. 495 p.
- LEAK, W.B. et R.E. GRABER, 1974. *Forest vegetation related to elevation in the White Mountains of New Hampshire*. USDA For. Serv. Res. Pap. NE-299. 7 p.
- LORIMER, C.G., 1977. *The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine*. Ecol. 58 : 139-148.
- MACLEAN, D.A. et W.E. MACKINNON, 1997. *Effects of stand and site characteristics on susceptibility and vulnerability of balsam fir and spruce to spruce budworm in New Brunswick*. Can. J. For. Res. 27 : 1859-1871.
- MANLEY, S.A.M., 1972. *The occurrence of hybrid swarms of red and black spruces in central New Brunswick*. Can. J. For. Res. 2 : 381-391.
- MARTINEAU, R., 1984. *Insect harmful to forest trees*. Multiscience publications Limited. 261 p.

- MCGEE, G.G. et J.P. BIRMINGHAM, 1997. *Decaying logs as germination sites in Northern hardwood forests*. North. J. Appl. For. 14 : 178-182.
- MCLINTOCK, T.F., 1954. *Factors affecting wind damage in selectively cut stands of spruce and fir in Maine and northern New Hampshire* USDA For. Serv. Northeastern Forest Exp. Stn., Sta. Pap. No. 70. 17 p.
- MÉNARD, B., 1999. *Dynamique naturelle des forêts mixtes de la station expérimentale du lac Édouard, au Parc national de la Mauricie*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. 87 p.
- MENG, X. et R.S. SEYMOUR, 1992. *Influence of soil drainage on early development and biomass production of young, herbicide-released fir-spruce stands in north central Maine*. Can. J. For. Res. 22 : 955-967.
- MEUNIER, S., J.-C. RUEL, G. LAFLAMME et A. ACHIM, 2002. *Résistance comparée de l'épinette blanche et du sapin baumier au renversement*. Can. J. For. Res. 32 : 642-652.
- MRN, 1994. *Une stratégie. Aménager pour mieux protéger les forêts*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des relations publiques. 197 p.
- MRN, 1997. *Manuel d'aménagement forestier*. 3<sup>e</sup> édition. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des relations publiques. 122 p.
- OLIVER, C.D. et B.C. LARSON, 1996. *Forest stand dynamics. Update edition*. John Wiley & Sons Éd. New York. 520 p.
- OOSTING, H.J. et W.D. BILLINGS, 1951. *A comparison of virgin spruce-fir forest in the northern and southern Appalachian system*. Ecology 32 : 84-103.
- PERRON, M., D.J. PERRY, C. ANDALO et J. BOUSQUET, 2000. *Evidence from sequence-tagged-site markers of a recent progenitor-derivative species pair in conifers*. Proc. Natl. Acad. Sci. 97 : 11331-11336.
- RAY, R.G., 1941. *Site-types and rate of growth*. Can. For. Serv. Silv. Res. Note No. 65. 63 p.

- RAY, R.G., 1956. *Site-types, growth and yield at Lake Edward Experimental Area Quebec*. Can. For. Serv. Tech. Note No. 27. 53 p.
- ROBERTSON, W.M., 1942. *Some growth characteristics of red spruce*. Can. For. Serv. Silv. Res. Note No. 70. 7 p.
- ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Ministère des Ressources naturelles du Québec. 213 p.
- ROWE, J.S., 1972. *Les régions forestières du Canada*. Ministère de l'Environnement du Canada, Can. For. Serv. Pub. n° 1300F. 172 p.
- RUEL, J.-C., 2000. *Factors influencing windthrow in balsam fir forests : from landscape studies to individual tree studies*. For. Ecol. Manage. 135 : 169-178.
- RUEL, J.-C., F. OUELLET, R. PLUSQUELLEC et C.-H. UNG, 1998. *Évolution de la régénération de peuplements résineux et mélangés au cours des 30 années après coupe à blanc mécanisée*. For. Chron. 74 : 428-443.
- SALONIUS, P. et K. BEATON, 1997. *Restoring shade tolerants in an Acadian mixedwoods site of degraded species diversity*. In Proceedings of the IUFRO interdisciplinary uneven-aged management symposium. Corvallis, Oregon. p. 247-258.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 2001. *Cartographie numérique des niveaux supérieurs du système hiérarchique de cartographie écologique et banque des données descriptives des districts écologiques*. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers.
- SEEGRIST, D.W. et S.L. ARNER, 1982. *Mortality of spruce and fir in Maine in 1976-1978 due to spruce budworm outbreak*. USDA For. Serv. Res. Pap. NE-491. 3 p.
- SEYMOUR, R.S., 1992. *The red spruce-balsam fir forest of Maine : Evolution of silvicultural practice in response to stand development patterns and disturbances*. In The ecology and silviculture of mixed-species forests, M.J. Kelty *et al.* (eds.). Kluwer Publishers, Norwell, MA. p. 217-244.
- SEYMOUR, R.S., 1995. *The northeastern region*. In Regional silviculture of the United States, J.W. Barrett. 3<sup>rd</sup> Ed. (ed.). p. 31-79.



- SEYMOUR, R.S. et M.A. FAJVAN, 2001. *Influence of prior growth suppression and soil on red spruce site index*. North. J. Appl. For. 18 : 55-62.
- SEYMOUR, R.S. et M.L. HUNTER, 1999. *Principles of ecological forestry. In Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge Univ. Press. p. 23-61.
- SEYMOUR, R.S. et L.S. KENEFIC, 1998. *Balance and sustainability in multiaged stands – A northern conifer case study*. J. Forestry 96 : 12-17.
- SOLOMON, D.S. et R.M. FRANK, 1983. *Growth response of managed uneven-aged northern conifer stand* USDA. For. Serv. Res. Pap. NE-517. 17 p.
- SMITH, D.M., B.C. LARSON, M.J. KELTY et P.M.S. ASHTON, 1997. *The practice of silviculture : applied forestry ecology. Ninth edition*. John Wiley & Sons Ed. 537 p.
- WESTVELD, M., 1953. *Ecology and silviculture of the spruce-fir forests of eastern North America*. J. Forestry 51 : 422-430.



#### 4. Raréfaction de l'épinette blanche dans les sapinières de la forêt boréale

par

Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc.

Jean NOËL, techn.for.

et

Denis HOTTE, techn.for.

Direction de la recherche forestière  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs

GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE, 2003. *Raréfaction 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.



## 4.1 Introduction

Le problème porte sur la « raréfaction de l'épinette blanche dans les peuplements résineux (ex. : SS) ou mélangés à sapin (ex. : SBb, BbS) après coupe dans la forêt boréale ». Plus spécifiquement, cet enjeu peut se définir ainsi :

- l'épinette blanche est une espèce représentative de la sapinière à bouleau blanc primitive, c'est-à-dire de sapinières dont l'évolution se fait de façon naturelle sous l'influence des épidémies de TBE;
- la régénération de cette espèce soulève des problèmes dans les sapinières de seconde venue (issues de coupe), notamment celles pourvues d'une strate herbacée importante ou d'une forte proportion de feuillus. Ainsi, le ratio épinette/sapin de la régénération de la sapinière vierge (semis) était de 1 : 19, alors qu'il n'est plus que de 1 : 49 dans les sapinières de seconde venue (CÔTÉ et BÉLANGER 1991). Même en présence des semenciers d'épinette blanche, ces problèmes de régénération subsistent et sont attribuables à la faible disponibilité des lits de germination (sol minéral, bois en décomposition) causée par le raccourcissement des révolutions forestières (50 ans). Si ces dernières étaient allongées (70 ans et plus), les conditions favorables à la régénération de l'épinette blanche (chablis de sapin, mise à nu du sol minéral...) seraient probablement satisfaites. Plusieurs sapinières de seconde venue sont également mal régénérées en sapin, ce qui favorise l'envahissement de ces sites par les feuillus après la coupe (voir le chapitre 8 sur l'enfeuillement).

Le but de ce texte est de documenter l'enjeu relatif à la raréfaction de l'épinette blanche dans les sapinières boréales (type écologique de la sapinière à bouleau blanc [MS2]). Le problème de la raréfaction de l'épinette blanche sur les stations de la sapinière à bouleau jaune et de la bétulaie jaune résineuse (zone tempérée) est considéré dans le chapitre 8 qui porte sur l'enfeuillement. Par ailleurs, la raréfaction de l'épinette blanche sur les sites propices à la sapinière à bouleau jaune est intégrée au chapitre 2 portant sur l'épinette rouge.

## 4.2 Autécologie de l'épinette blanche

La régénération et la croissance des espèces forestières sont largement conditionnées par 1) la disponibilité des semences, 2) les caractéristiques des lits de germination, 3) la quantité de lumière qui parvient au sol et 4) la rapidité d'envahissement des sites perturbés (feu, coupe...) par la végétation de compétition ainsi que par les espèces désirées (FOX *et al.* 1984). Le texte qui suit est largement inspiré de RAYMOND (1998) et de RAYMOND *et al.* (2000).

#### 4.2.1 Disponibilité des semences

L'épinette blanche produit une quantité importante de semences vers l'âge de 30 ans, en milieu naturel (SUTTON 1967, DOBBS 1972, NIENSTAEDT et ZASADA 1990). Cette production devrait atteindre son optimum aux environs de 40 ans (ZASADA 1971). Le nombre de graines produites par des peuplements purs d'épinette blanche serait de 1,5 à 2,5 millions de semences viables/ha, lors d'une année moyenne. Ce nombre s'élèverait à près de 8 millions lors des très bonnes années semencières (WALDRON 1965, RAYMOND *et al.* 2000). La plupart des graines tombent en septembre, mais leur dispersion se poursuit sur la neige jusqu'au début du printemps suivant (WALDRON 1965, DOBBS 1976, RAYMOND *et al.* 2000). La distance effective de la dispersion des semences est de l'ordre de 20 à 30 m (STEWART *et al.* 1996). Des distances aussi élevées que 300 m (DOBBS 1976) et 2000 m (GALIPEAU *et al.* 1997) ont été notées. Le déplacement des graines sur la neige expliquait la dispersion sur une si grande distance. La germination des semences d'épinette blanche a lieu en juin mais elle peut être retardée jusqu'au mois d'août si les conditions ne sont pas propices (WALDRON 1969). Les bonnes années semencières surviennent habituellement à des intervalles de 2 à 6 ans, avec des productions de graines plus faibles entre ces intervalles (SUTTON 1973).

#### 4.2.2 Lits de germination

L'épinette blanche produit de petites graines de sorte que la croissance des semis est faible au cours de la première année (PLACE 1955, EIS 1965, WALDRON 1969, DOBBS 1972, ZASADA 1990). Afin d'éviter le dessèchement lors des périodes estivales chaudes, les racines de ces nouvelles recrues doivent bénéficier d'un sol constamment humide (DOBBS 1972, TEAR *et al.* 1982). Les lits de germination les plus propices sont : le sol minéral exposé à la suite de chablis, les mélanges de sols minéral et organique et les débris ligneux en décomposition qui proviennent d'anciens chablis ou d'épidémies de TBE (DOBBS 1972, WAGG 1964, WALDRON 1969, LEES 1970, CÔTÉ et BÉLANGER 1991, LIEFFERS *et al.* 1996). Ces substrats couvrent probablement une superficie plus élevée dans les sapinières primitives que dans les sapinières de seconde venue. BRUNET (2002) note que les arbres morts déracinés ou partiellement déracinés comptent pour 22% des arbres morts ou des sapinières primitives. Afin de comparer la réceptivité des lits de germination, des auteurs ont montré que seulement 5 à 30 graines sont suffisantes pour produire un semis d'épinette blanche sur sol minéral, alors qu'il en faut jusqu'à 1 000 sur une litière non perturbée (EIS 1967, NIENSTAEDT et ZASADA 1990). RUEL et PINEAU (2002) ont observé que les semis d'épinette blanche étaient 50 fois plus nombreux sur les microsites perturbés par le soulèvement des racines lors des chablis que sur les sites non perturbés. Par ailleurs, les grandes accumulations de la litière de feuillus nuisent à l'établissement des semis résineux, notamment : 1) en faisant obstacle à la

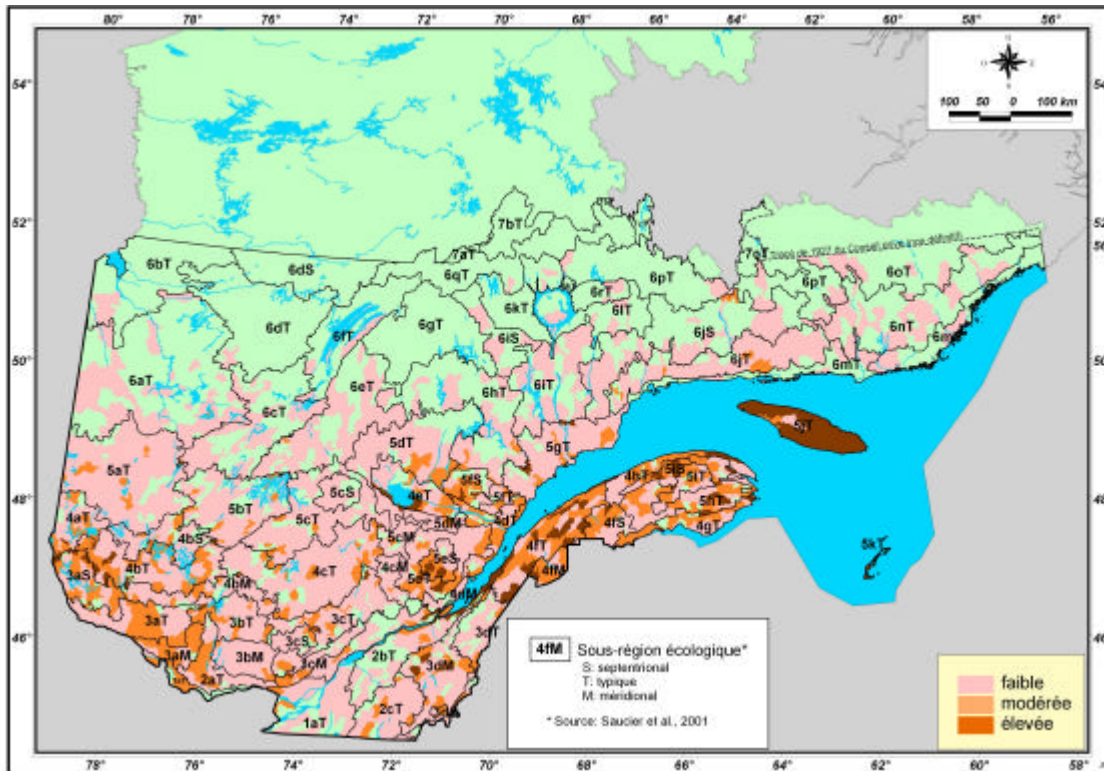
pénétration des racines dans le sol et 2) en écrasant les jeunes pousses pendant l'hiver (KOROLEFF 1954, HOLT *et al.* 1965, WALDRON 1969, CÔTÉ et BÉLANGER 1991, DELONG *et al.* 1997). Enfin, les buttes formées par le scarifiage sont reconnues comme de piètres lits de germination pour l'épinette blanche. D'une part, leur niveau d'humidité est trop bas et, d'autre part, la structure de leur sol minéral est trop lâche pour soutenir la régénération (LEES 1963, WALDRON 1969).

#### 4.2.3 Exigences de lumière

Les semences d'épinette blanche peuvent germer dans des conditions de lumière assez restreintes, soit sous un couvert n'ayant que 15 % de pleine lumière (HANNAH 1988). Par contre, une luminosité insuffisante est reconnue comme un facteur prédisposant à l'affaiblissement et à la mortalité des semis d'épinette blanche (DOBBS 1972). Ainsi, les semis d'épinette blanche ne survivent pas plus de 2 à 4 ans sous une couverture forestière de plus de 80 % (JABLANCZY 1967). Ils sont plus vigoureux dans les ouvertures créées dans le couvert (LEES 1963). Les conditions de luminosité optimale varient selon les auteurs mais elles se situent généralement entre 40 et 60 % de plein ensoleillement (GUSTAFSON 1943, EIS 1967, LOGAN 1969, STIELL 1981). Il semble donc que la germination et l'établissement initial de l'épinette blanche soient avantagés en milieu ombragé alors que la survie et la croissance à plus long terme (10 ans et plus) soient optimales à découvert (EIS 1967, WALDRON 1969). Par ailleurs, une trop forte luminosité, à l'exemple de celle observée parmi les déchets de coupe, est mauvaise pour les recrues car la température du sol devient trop élevée (WAGG 1964; RUEL 1989, 1992). Enfin, JOBIDON (2000) note qu'après 5 ans, des différences appréciables de croissance en hauteur et principalement en diamètre s'établissent entre les plants d'épinette blanche sans compétition feuillue, comparativement à des plants subissant divers niveaux d'ombrage de la part de la végétation de compétition.

### 4.3 Répartition de l'épinette blanche

Au Québec, l'épinette blanche s'observe essentiellement au sud du 50<sup>e</sup> degré de latitude nord (Figure 13). Plus précisément, elle croît dans la section sud de la pessière à mousses ainsi que dans tous les domaines bioclimatiques de latitudes inférieures. Tout comme le souligne WURTZ et ZASADA (2001), elle préfère cependant les régions pluvieuses (Réserve faunique des Laurentides) et maritimes, notamment le Bas-Saint-Laurent et la Gaspésie. L'île d'Anticosti est le territoire où l'on rencontre les plus fortes concentrations d'épinette blanche. Cela est largement dû aux habitudes alimentaires du cerf de Virginie qui broute abondamment le sapin en régénération, au profit des épinettes noires et blanches.



Note : L'importance relative (faible, modérée, élevée) a été déterminée par district écologique. À partir de l'ensemble des placettes d'échantillonnage réalisées lors de l'inventaire écologique du MRNFP, un recouvrement total d'épinette blanche a été calculé par district écologique. Par la suite, ce recouvrement a été divisé par la superficie forestière productive du district. Les résultats obtenus ont été transformés en classes.

À l'intérieur d'une région donnée, l'épinette blanche se développe dans des écosystèmes ou types écologiques particuliers. Les types écologiques de l'érablière (FE3), de la sapinière à bouleau jaune (MS1) et de la sapinière à bouleau blanc (MS2) recèlent une bonne quantité d'épinette blanche alors que cette espèce est pratiquement absente des types écologiques de la pessière (RE2). Chacun de ces types peut s'observer sur du roc (ex. : RE20), du sable (ex. : RE21), du till de drainage mésique (ex. : RE22), du till de drainage subhydrique (ex. : RE25) ou sur des sols organiques (ex. : RE39).

Figure 13. Répartition et importance relative de l'épinette blanche dans les domaines bioclimatiques et les régions écologiques du Québec méridional.

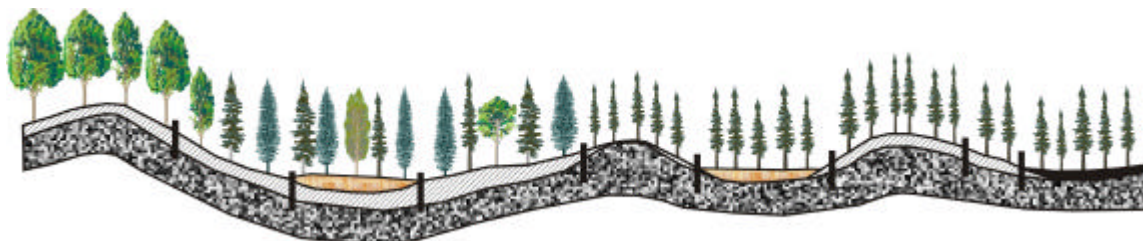


#### 4.4 Sociologie de l'épinette blanche et répartition dans le paysage

L'épinette blanche s'observe en compagnie de plusieurs autres espèces dont l'importance varie selon les régimes de perturbations (feu, TBE) et le temps écoulé depuis ces dernières. Ces espèces sont principalement des feuillus de lumière, notamment le peuplier faux-tremble (Pet), le bouleau blanc (Bop) ainsi que le sapin (Sab) (CARLETON et MAYCOCK 1978, GRONDIN *et al.* 1999). L'épinette blanche est rarement présente dans les peuplements dominés par l'épinette noire ou par le pin gris. Aux termes du système hiérarchique de la classification écologique du MRNFP, l'épinette blanche est un bon indicateur des sites appartenant à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2). Cette végétation potentielle rassemble des peuplements apparentés autant en regard des espèces forestières que de la flore du sous-bois. Les principales espèces forestières dont il est question sont le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc, le sapin et l'épinette blanche. L'importance relative de ces espèces varie selon le temps écoulé depuis le dernier feu ou la dernière épidémie de TBE. Le cortège du sous-bois se compose surtout de fougères (ex. : *Dryopteris spinulosa*), de diverses latifoliées (ex. : *Maianthemum canadense*), d'érable à épis et d'if du Canada. Les mousses abondent dans les stations les plus fermées alors que les éricacées sont rares ou absentes. Lorsque l'épinette blanche est observée avec le bouleau jaune, ces sites sont référés à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau jaune (MS1). Dans les situations où l'érable à sucre côtoie l'épinette blanche, ces sites sont classifiés dans les types écologiques de l'érablière, notamment l'érablière à bouleau jaune (FE32). La figure 14 montre l'importance de l'épinette blanche à l'intérieur des principaux types écologiques dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune, de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière noire à mousses. L'épinette blanche s'observe en proportions équivalentes (2,5 à 4 m<sup>2</sup>/ha de surface terrière moyenne) dans les trois domaines. En d'autres termes, une sapinière à bouleau blanc dans le domaine du même nom ne contient pas davantage d'épinette blanche qu'une sapinière à bouleau blanc dans le domaine de la pessière. Il faut toutefois retenir que le type écologique de la sapinière à bouleau blanc est beaucoup plus abondant dans le domaine de la sapinière que dans celui de la pessière.

#### 4.5 Dynamique de l'épinette blanche dans les peuplements naturels

Afin de mieux suivre le développement de l'épinette blanche, le modèle empirique présenté à la figure 15 est utilisé. Ce modèle porte sur la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2). Tout au long de l'évolution, l'importance des feuillus de lumière s'amointrit au profit des espèces résineuses. Parmi ces dernières, le sapin domine nettement l'épinette blanche ainsi que l'épinette noire. Les deux espèces d'épinette s'observent dans des proportions similaires. Par ailleurs, le rapport entre l'importance relative du sapin et chacune des épinettes est de l'ordre de 4 : 1 (Figure 16).



4	FE32	MS12	MS21	MS22	RE20	RE21	RE22	RE25	RE39
Boj	31,7	9,9	0,7	4,0					
Bop	17,3	20,4	25,8	27,8	13,4	5,9	4,9	2,6	0,4
Epb	5,5	8,8	8,1	13,9	0,4	2,1	0,3	0,4	
Epn	0,4	2,4	15,4	5,5	76,2	72,9	82,6	94,9	99,6
Epr	0,8	1,5	0,3	0,5			0,1		
Pet	16,6	15,3	22,7	19,2	2,8	9,8	7,7	0,5	
Sab	27,6	41,6	27,1	29,0	7,3	9,3	4,3	1,6	0,05
n	340	1114	26	95	4	38	34	10	13

5	FE32	MS12	MS21	MS22	RE20	RE21	RE22	RE25	RE39
Boj	21,2	16,7	0,09	0,1					
Bop	26,0	31,9	35,3	29,3	1,9	4,2	5,2	2,2	0,6
Epb	9,2	7,7	6,0	8,1	0,9	0,5	0,2	0,1	0,9
Epn	2,7	3,1	11,2	5,7	90,4	89,3	86,1	89,3	92,1
Epr	1,7	0,05	0,01	0,04					
Pet	15,2	6,9	11,4	10,0	1,3	1,8	3,8	1,3	
Sab	23,9	33,6	35,9	46,7	5,4	4,2	4,6	7,1	6,3
n	47	543	908	2610	127	551	752	230	219

6	FE32	MS12	MS21	MS22	RE20	RE21	RE22	RE25	RE39
Boj									
Bop			29,3	25,6	1,1	1,2	1,4	0,3	0,2
Epb			7,1	7,3	0,1	0,04	0,05		
Epn			8,6	10,0	93,8	94,4	94,1	92,5	96,4
Epr									
Pet			12,3	4,5	0,2	0,5	0,6	0,9	0,01
Sab			42,6	52,5	4,9	3,8	3,9	6,1	3,4
n	0	0	87	88	45	553	787	200	231

n : nombre de placettes

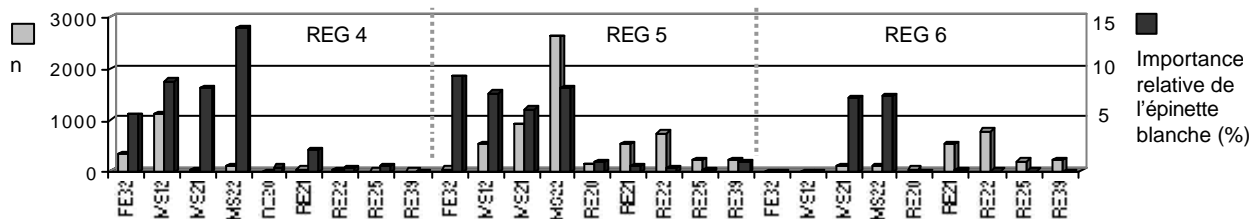
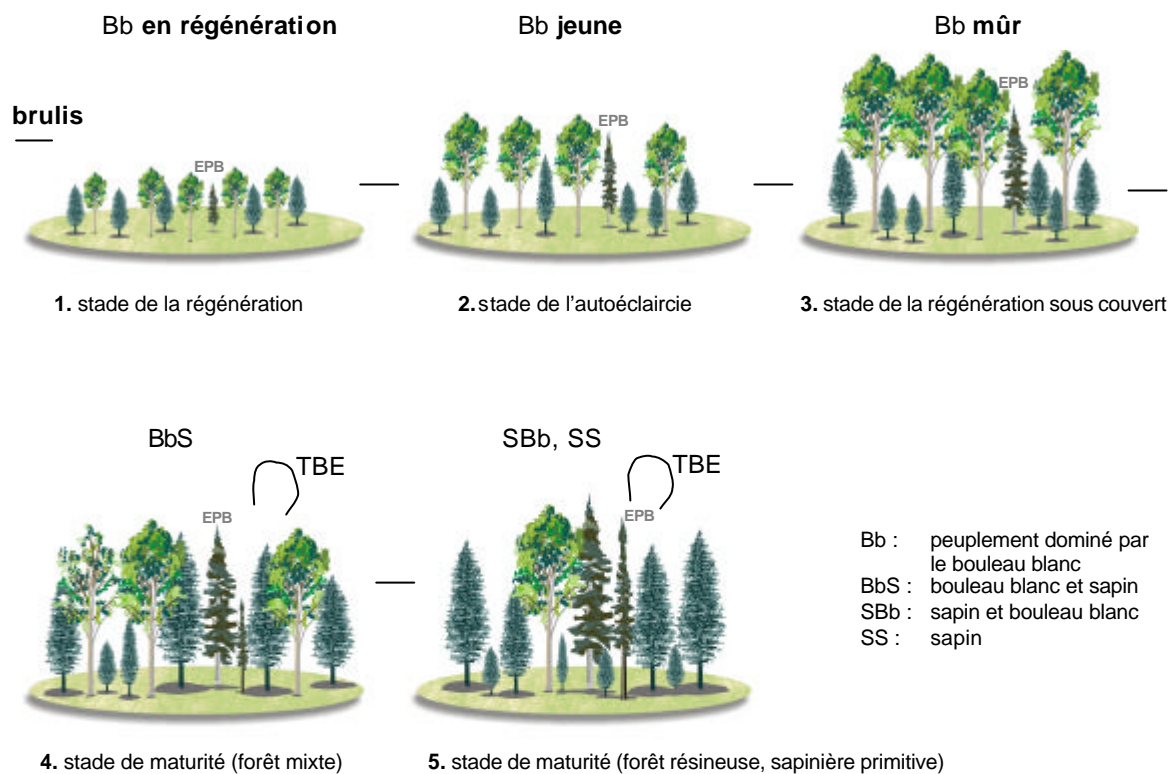


Figure 14. Importance relative en surface terrière de quelques espèces forestières, dont l'épinette blanche (Epb), à l'intérieur de quelques types écologiques (FE32...) des domaines bioclimatiques de la pessière à mousses (6), de la sapinière à bouleau blanc (5) ainsi que dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est (4) (selon les placettes du troisième programme d'inventaire décennal du MRNFP. Pour la signification des codes, voir les figures 13 et 16).

## DYNAMIQUE NATURELLE



## DYNAMIQUE APRÈS COUPE DE LA SAPINIÈRE PRIMITIVE

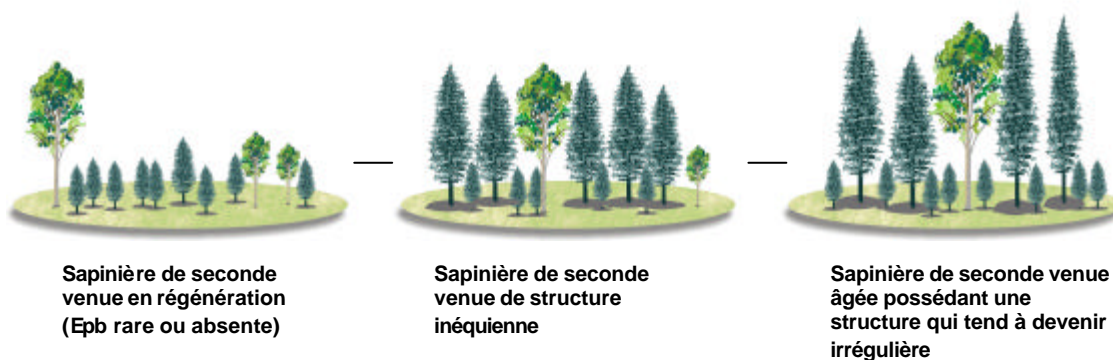
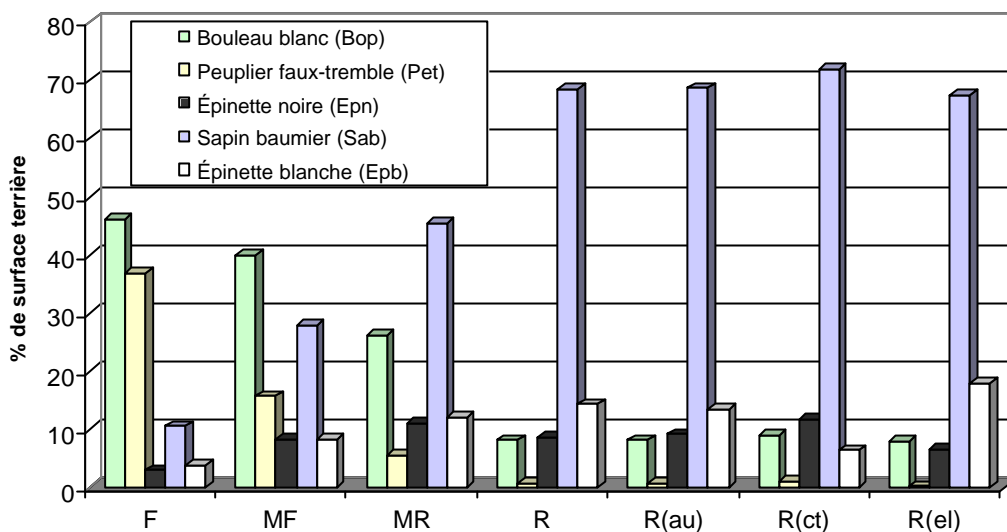


Figure 15. Dynamique de l'épinette blanche sur les sites propices à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2). Cette végétation rassemble des peuplements de composition apparentée (Bop-Pet-Sab-Epb-Epn). La raréfaction de l'épinette blanche se réalise dans les peuplements de seconde venue. Elle est surtout liée au manque de sites propices à sa régénération (sol minéral mis à nu par les chablis, gros débris de bois en décomposition).



Type de peuplement	n	Essence				
		Bop	Pet	Epn	Sab	Epb
F (Bb...)	2 632	46,1	36,7	2,9	10,4	3,8
MF (BbS...)	1 701	39,8	15,7	8,3	27,9	8,1
MR (SBb...)	1 375	26,2	5,4	11,0	45,5	11,9
R (SS...)	2 354	8,1	0,6	8,6	68,5	14,2
R(au)	1 537	8,0	0,7	9,2	68,7	13,3
R(ct)	113	8,9	0,9	11,8	72,0	6,4
R(el)	704	8,0	0,2	6,7	67,5	17,9

n : Nombre de placettes réalisées lors du troisième programme d'inventaire décennal du MRNFP

F : Peuplements feuillus, Bb : peuplements dominés par le bouleau blanc

MF : Peuplements mélangés à tendance feuillue, BbS : peuplements dominés par le bouleau blanc et le sapin

MR : Peuplements mélangés à tendance résineuse, SBb : peuplements dominés par le sapin et le bouleau blanc

R : Peuplements résineux, SS : peuplements dominés par le sapin

(au) : Peuplements non affectés par la coupe ou par les épidémies de TBE

(ct) : Peuplements dont l'origine est une coupe totale

(el) : Peuplements affectés par la dernière épidémie de TBE

Figure 16. Importance relative en surface terrière de quelques espèces forestières à l'intérieur de peuplements appartenant à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2) dans les domaines bioclimatiques de la pessière à mousses, de la sapinière à bouleau blanc ainsi que dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est. L'épinette blanche est présente dans tous les types de peuplements et son importance relative en surface terrière augmente depuis les peuplements feuillus (F) vers les peuplements résineux (R). Parmi les peuplements résineux, la surface terrière relative est plus élevée dans les peuplements non affectés par la coupe (R, au) ou affectés par les épidémies de TBE (R, el) que dans les peuplements issus de coupe (R, ct).

L'épinette blanche est généralement reconnue comme une espèce de fin de succession (SIMS *et al.* 1990) puisque c'est dans ce type de forêt qu'elle prend sa pleine expansion (en hauteur et en surface terrière). Par contre, son patron de colonisation est similaire à celui d'une espèce de début de succession (GALIPEAU *et al.* 1997, GREENE *et al.* 1999). Cela signifie qu'il est possible de l'observer dans les jeunes forêts issues d'une perturbation majeure, à l'exemple du feu. Les graines ayant permis aux épinettes de s'installer proviennent nécessairement d'individus parvenus à maturité et qui ont été épargnés des feux. Elles ne peuvent venir d'épinettes blanches incendiées puisque ces dernières ne possèdent pas de cônes sérotineux leur permettant de résister aux feux. De plus, l'ensemencement des parterres incendiés au printemps ne pourra se faire qu'à partir de l'automne lorsque les cônes auront atteint leur maturité. La période d'ensemencement est courte, c'est-à-dire de 1 à 4 ans (PURDY *et al.* 2002). À la fin de cette période, les lits de germination propices à la germination sont déjà envahis par les espèces forestières, les espèces arbustives et herbacées du sous-bois ou par l'humus forestier. D'autre part, les graines d'épinette blanche sont peu abondantes (comparativement au sapin) de sorte que cette essence demeure faiblement représentée sur les parterres forestiers soumis à une dynamique naturelle. Dans plusieurs cas (après feu par exemple), les semis sont disséminés à l'intérieur de peuplements dominés par les feuillus de lumière, notamment le peuplier faux-tremble ou le bouleau blanc (Figure 15).

Les opinions sur les stratégies de colonisation de l'épinette blanche sont partagées. GALIPEAU *et al.* (1997) montrent, à partir d'études rétrospectives (épinettes à maturité), que de nouvelles épinettes s'installent de façon continue depuis le feu de 1923 survenu en Abitibi. Par ailleurs, d'autres écologistes se demandent si ces épinettes ne pouvaient pas s'être installées de façon synchrone immédiatement après le feu. Cette dernière hypothèse découle d'études réalisées sur l'épinette noire (DESROCHERS et GAGNON 1997), le sapin (PARENT *et al.* 2000) et l'épinette blanche (VERNON *et al.* 2002). Ces études portent sur une analyse très rigoureuse des cernes de croissance présents jusqu'à la base véritable de l'arbre (collet) tout en accordant une attention particulière aux cernes manquants. Elles démontrent que l'âge réel des arbres correspond à l'âge de la perturbation d'origine (feu, épidémie de TBE).

Avec le temps, les épinettes blanches et les autres espèces de la forêt postfeu (bouleau blanc, peuplier faux-tremble) s'accroissent en hauteur et en diamètre et atteignent l'âge de la production de cônes et de graines. C'est au cours de cette période que les espèces sont soumises au processus naturel d'autoéclaircie (SIMS *et al.* 1990, OLIVER et LARSON 1996). Ce processus définit la position sociale qu'occuperont les individus lors de l'évolution ultérieure du peuplement. Certains résineux atteindront une hauteur similaire à celle des feuillus de lumière alors que les autres demeureront en sous-étage. Plus tard dans l'évolution, les individus en sous-étage profiteront des trouées provoquées par le chablis des individus parvenus à maturité pour se développer (BERGERON et CHARRON 1994). Ce stade peut favoriser l'installation d'une régénération sous couvert (sapin, épinette blanche) si certaines conditions sont

respectées (graines, lits de germination, luminosité). L'épinette blanche semble se régénérer en faible quantité puisque peu de lits de germination (sol minéral, débris ligneux) sont propices à son développement à ce stade-ci.

Après une période évaluée à plus de 200 ans, les résineux prendront de plus en plus d'importance dans les peuplements et les paysages (LEDUC *et al.* 1995, GAUTHIER *et al.* 1996) (Figure 15). Dans les sapinières primitives, l'épinette blanche constitue une essence secondaire qui compte pour environ 20 % de la surface terrière totale selon les compilations de LEBLANC et BÉLANGER (2000) réalisées à la forêt Montmorency. Les placettes du troisième programme d'inventaire décennal du MRNFP montrent que la proportion d'épinette blanche varie de 10 à 20 % dans les peuplements résineux appartenant à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2). En raison de la mortalité du sapin, la proportion en surface terrière de l'épinette blanche est plus élevée dans les peuplements récemment touchés par la TBE (plus de 15 %) que dans ceux qui ne l'ont pas été (moins de 15 %) (Figure 16).

La dynamique des peuplements résineux est prise en charge par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette et les chablis qui en résultent. Une plus grande luminosité du parterre forestier, résultat du passage des épidémies, ainsi que de nouveaux lits de germination créés par les chablis (gros débris ligneux et sol minéral mis à nu) favoriseront 1) la croissance de la banque de semis de sapin et d'épinette blanche jusqu'alors opprimés sous un couvert trop dense et 2) l'installation d'une nouvelle cohorte de sapin et d'épinette blanche initiée par les arbres à maturité qui ont survécu à l'épidémie (JOHNSON *et al.*, en révision). Cette dernière cohorte devrait cependant demeurer opprimée jusqu'à la prochaine épidémie de TBE (JOHNSON *et al.*, en révision). Les chablis, en formant des microsites favorables à l'installation et à la croissance de l'épinette blanche (sol minéral mis à nu, gros débris ligneux) et en augmentant la lumière au sol, assurent donc le renouvellement, à long terme, de l'épinette (RUEL et PINEAU 2002). La figure 17 confirme que les peuplements résineux de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc se régénèrent bien et de façon continue en épinette blanche. La quantité de gaules (tiges de 2 à 8 cm de dhp) d'épinette blanche est relativement importante. Cette essence est également présente dans les diamètres supérieurs, mais en nombre nettement inférieur à celui des gaules.

Sous l'effet d'une dynamique relativement complexe, les sapinières primitives âgées ou surannées adoptent une structure verticale irrégulière (multicohortes) (WEBB 1957; BASKERVILLE 1975; BLAIS 1983; MACLEAN 1988; DESPONT *et al.* 2002). Dans les peuplements échantillonnés par le MRNFP, les épinettes blanches adoptent une structure de forme exponentielle négative (structure inéquienne). Les sapins sont toujours plus nombreux que les épinettes blanches dans l'ensemble des classes de diamètre. Les différences sont particulièrement importantes dans la strate des gaules (Figure 17). La structure

horizontale de ces peuplements, c'est-à-dire celle que l'on observe le long d'un transect en forêt, est également très diversifiée, notamment en raison de la présence de trouées et de petits peuplements d'âge et de hauteur diverses. Cette hétérogénéité de petits peuplements produit des paysages dominés par une mosaïque que certains qualifient de « mosaïque fine » (LEBLANC et BÉLANGER 2000, BRUNET 2002).

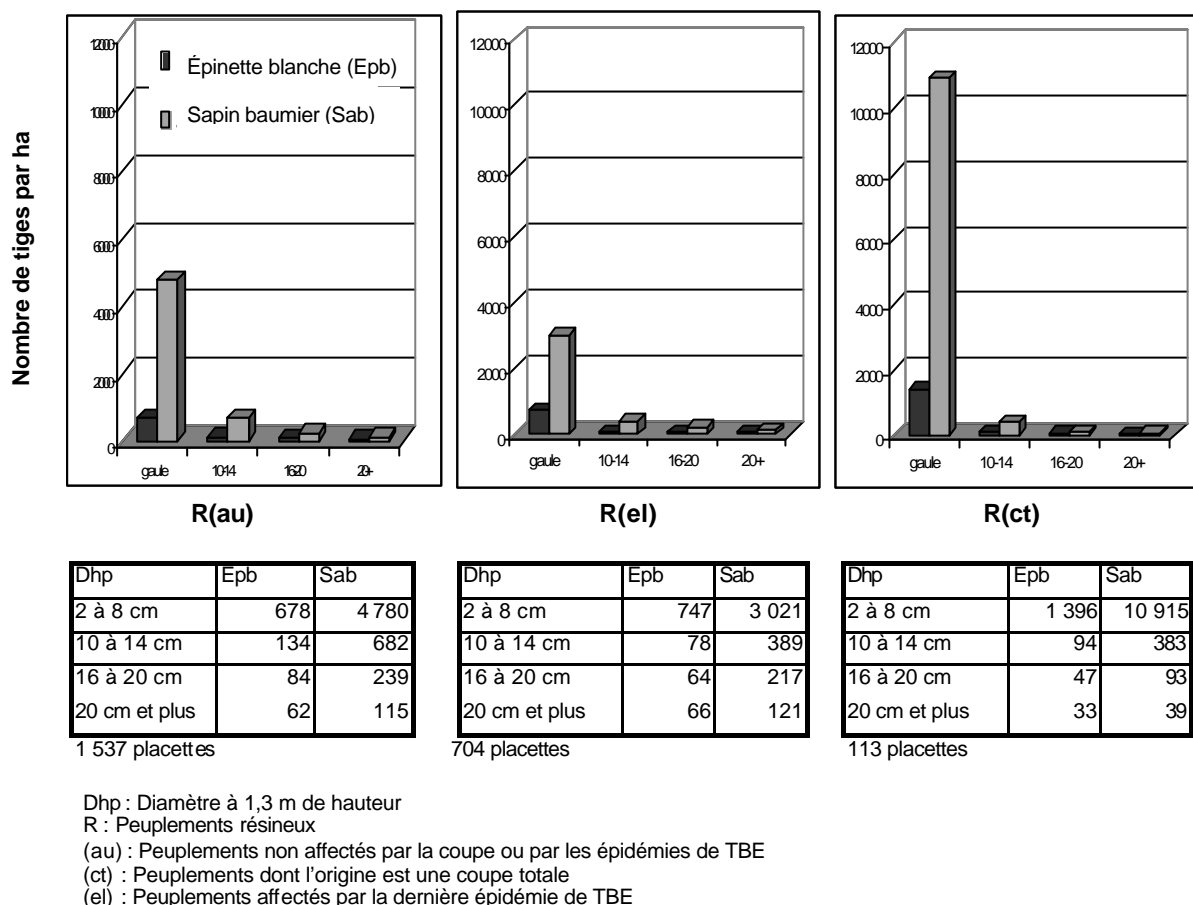


Figure 17. Structure diamétrale des peuplements résineux appartenant à la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2) dans les domaines bioclimatiques de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc, ainsi que dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est.

Enfin, l'on doit tenir compte du fait que l'importance de l'épinette blanche semble avoir considérablement diminué dans certaines régions du Québec, et tout particulièrement en Gaspésie, en comparaison de ce qu'elle était au début du siècle (LEVESQUE 1997, BRUNET 2002). Selon BRUNET (2002),

ceci est attribuable à deux épidémies d'insectes. La première, celle du dendroctone de l'épinette, a eu lieu entre 1930 et 1934 (RILEY et SKOLKO 1942). La deuxième épidémie, celle de la mouche à scie européenne (ou diprion européen de l'épinette), s'est produite entre 1934 et 1940. Selon RILEY et SKOLKO (1942), la mortalité associée à ces deux épidémies s'élevait à près de 75 % pour l'épinette blanche et 43 % pour l'épinette noire en 1940. Ces épidémies auraient transformé la composition du couvert, d'une part en réduisant le nombre d'épinettes blanche et noire et, d'autre part, en favorisant l'établissement et la croissance du sapin par l'ouverture du couvert. Selon les peuplements, le volume de l'épinette avant les épidémies variait de 36 à 41 % et celui du sapin de 38 à 52 %. Depuis lors, le volume de l'épinette blanche ne semble pas avoir repris son importance d'aut refois.

#### **4.6 Dynamique de l'épinette blanche dans les peuplements aménagés**

HATCHER (1960), dans une étude des peuplements coupés au cours des années 1940 à la forêt Montmorency, semble être le premier à diagnostiquer des problèmes de régénération de l'épinette blanche dans les peuplements de seconde venue : « Il est peu probable que l'épinette constitue de nouveau une aussi forte proportion du peuplement qu'avant coupe ». Plusieurs autres études présentent des conclusions similaires. Ces études ont été réalisées à la forêt Montmorency ou dans ses environs (BÉLANGER *et al.* 1989, CÔTÉ et BÉLANGER 1991, MARCHAND 1991), en Gaspésie (BRUNET 2002) ainsi qu'aux îles de Mingan (GRONDIN et MELANÇON 1980). Ces deux derniers auteurs notent que les îles de l'archipel de Mingan, soumises à des coupes forestières de la part des gens de Havre-Saint-Pierre, sont nettement déficientes en épinette blanche, lorsque comparées aux sapinières primitives dominant les îles épargnées par les coupes. Le phénomène est également rapporté au Maine (OSAWA 1986) et en Ontario (YANG et FRY 1981).

Les coupes réalisées dans les sapinières vierges depuis plus d'un siècle auraient donc eu pour effet de créer des sapinières de seconde venue qui, une fois parvenues à maturité, possèdent une forte homogénéité quant à la composition, à la structure et à la densité. Il s'agit essentiellement de sapinières pures, équiennes et relativement denses. De plus, les débris ligneux sont rares (DESPONTS *et al.* 2002). Avec le temps, on croit qu'un faible nombre de peuplements de seconde venue surannés puissent adopter, sous l'influence des chablis, certains traits structuraux typiques des forêts anciennes et favoriser la présence d'espèces végétales et fauniques rares (DESPONTS *et al.* 2002).

La faible représentativité de l'épinette blanche dans les sapinières de seconde venue matures semble liée à la rareté des lits de germination dans les forêts soumises, soit à des coupes réalisées en hiver ou soit à l'usage d'une machinerie peu perturbatrice du sol, à l'exemple du F4-Dion utilisé à la forêt Montmorency. Dans de nombreux cas, il s'agissait également de coupes effectuées à l'aide de chevaux



(période 1930-1950). Aujourd'hui, ces sapinières de seconde venue, coupées une première fois il y a une cinquantaine d'années, font l'objet d'une nouvelle coupe. L'épinette blanche en régénération y est très rare. Par exemple, les 300 hectares de jeunes sapinières récemment inventoriées à la forêt Montmorency présentent un coefficient de distribution de seulement 5% en épinette blanche (Paul Boulianne, comm. pers.).

Les placettes réalisées par le MRNFP dans les peuplements résineux à maturité de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2) montrent que la proportion d'épinette blanche (en surface terrière) se situe tout près de 5% dans les peuplements issus de coupe (Figure 16). L'épinette blanche est donc moins abondante dans les peuplements aménagés (R,ct) que dans les peuplements naturels. Par contre, l'analyse de la structure de diamètre des peuplements résineux d'origine de coupe (Figure 17) révèle : 1) une plus forte proportion de gaules d'épinette blanche (700 tiges/ha) que dans les autres peuplements résineux (aucune origine notée lors de l'inventaire, origine d'épidémie de TBE) et 2) un rapport 1 : 4 entre le nombre de gaules d'épinette blanche et de sapin. Ces résultats supposent que la déficience en régénération d'épinette blanche n'est peut-être pas si importante que ce qui avait été énoncé précédemment. Des analyses plus approfondies seront nécessaires afin de comprendre pourquoi le nombre de gaules d'épinette blanche semble plus important dans les placettes (n=113) du troisième programme d'inventaire décennal. Ces placettes sont localisées principalement dans la sapinière à bouleau blanc de l'est (régions écologiques 5e, 5f, 5h, 5i) où les coupes ont surtout été réalisées entre 1970 et 1985. Il est possible qu'une partie de la réponse soit liée au mode et à la période de coupe. Effectivement, les coupes, en perturbant le sol minéral, peuvent avoir avantagé l'épinette blanche. Bien que l'on ne puisse pas comparer le rapport 1 : 49 des semis d'épinette blanche et de sapin (CÔTÉ et BÉLANGER 1991) au rapport 1 : 4 des gaules (Figure 17), ces derniers résultats semblent démontrer qu'une sylviculture appropriée (scarifiage du sol, présence de semenciers, éclaircie précommerciale...) pourrait éventuellement augmenter le nombre d'épinette blanche dans les peuplements à venir.

#### **4.7 Pistes de solution afin de perpétuer la présence de l'épinette blanche**

Trois types de peuplements nous préoccupent : les sapinières primitives et les sapinières sénescentes de seconde venue (structure irrégulière) ainsi que les sapinières de seconde venue mûres (structure régulière).

##### **4.7.1 Sapinières primitives et sapinières surannées de seconde venue (structure irrégulière)**

LEBLANC et BÉLANGER (2000) précisent que la coupe progressive irrégulière représente une alternative intéressante afin de conserver les caractéristiques de structure et de composition des sapinières de structure irrégulière. Cette coupe, apparentée à la coupe progressive régulière, propose

qu'une proportion des tiges marchandes soit laissée sur pied lors de la coupe finale (SEYMOUR 1992, SMITH *et al.* 1997, MITCHELL et BEESE 2002). La coupe progressive irrégulière se démarque donc des coupes progressives traditionnelles par l'absence d'une coupe finale où tous les arbres à maturité sont récoltés. L'intervention proposée s'apparente à ce que BASKERVILLE (1960) a dénommé : « *Conversion to periodic selection management in a fir, spruce and birch forest* » et dont les pratiques ressemblent à la coupe de jardinage. La coupe progressive irrégulière permet de créer une structure verticale relativement bien développée (SEYMOUR et HUNTER 1992) et, ainsi, reproduire les perturbations partielles fréquentes de la sapinière. Elle devrait également favoriser une plus grande diversité horizontale et le maintien d'une mosaïque forestière fine. La coupe progressive irrégulière ressemble également aux coupes partielles réalisées dans la sapinière par la *Donnacona Paper Company* durant les années 1950 (TREMBLAY 1952, HATCHER 1961, CORRIVEAU 1971). La *Quebec North Shore Paper Company* avait également obtenu des résultats satisfaisants avec des coupes similaires réalisées dans des sapinières au début des années 1950 (LAFOND 1964). Les peuplements traités peuvent cependant subir des dommages occasionnés par le chablis (HATCHER 1961, CORRIVEAU 1971). Il est par conséquent proposé de réaliser ce type de traitement dans les peuplements les moins vulnérables à cette perturbation.

La préservation de forêts primitives devrait être considérée à l'échelle du paysage et faire l'objet de stratégies d'aménagement. Des peuplements d'au moins 100 hectares devraient être protégés ou aménagés avec beaucoup de minutie. Ces superficies permettraient de conserver des peuplements soumis à un régime de perturbations par trouées et pourvus d'une structure irrégulière. Globalement, une certaine proportion de sapinières surannées (naturelles ou aménagées) devrait également être maintenue. Cette proportion pourrait être de l'ordre de 15 à 20 % de l'unité d'aménagement (DESPONTS *et al.* 2002), ce qui correspondrait au tiers de la proportion d'origine de ce stade de développement (LEBLANC et BÉLANGER 2000). Une portion des sapinières surannées pourrait être conservée via les refuges biologiques.

#### 4.7.2 Sapinières de seconde venue mûres (structure régulière)

RAYMOND (1998) ainsi que RAYMOND *et al.* (2000) étudient la problématique des sapinières de seconde venue mûres. Selon ces auteurs, le système de régénération par coupe progressive régulière constitue une méthode efficace pour favoriser l'installation de la régénération et améliorer la composition du peuplement à venir dans les sapinières riches de seconde venue (HATCHER 1961, LEES 1963, JABLANZCY 1967, VÉZINA et PAILLÉ 1969, WALDRON 1969, LEES 1970, FRANK et BJORKBOM 1973, BALDWIN 1977, CHILDS et FLINT 1987, ZASADA et WURTZ 1990). Une étude réalisée dans ce sens à la forêt Montmorency (RAYMOND 1998, RAYMOND *et al.* 2000) démontre que les propriétés du lit de germination sont le facteur le plus important dans l'installation des recrues de sapin et d'épinette blanche. La

combinaison de la réduction de la surface terrière de 25-30 % et de la perturbation du sol jusqu'à l'horizon minéral a produit les meilleures densités de régénération. Il est conseillé de conserver des arbres dominants et codominants. Par ailleurs, un taux de récolte trop élevé pourrait engendrer des problèmes de chablis. Les peuplements traités dans l'étude de RAYMOND (1998) ainsi que dans celle de RAYMOND *et al.* (2000) étaient âgés de 45 à 50 ans. Un délai de 10 ans a été prévu avant la coupe finale. Celui-ci devrait permettre à la régénération de bien s'établir et d'augmenter ses chances de survie suite aux opérations de récolte et à la compétition subséquente.

L'ensemencement artificiel ou la plantation d'épinettes blanches peut devenir nécessaire si l'ensemencement naturel ne suffit pas (LEES 1963, HUGHES 1967, RICHARDSON 1975, ZASADA 1990). Par contre, l'efficacité d'un reboisement en épinette blanche sous couvert pourrait être remise en question puisqu'aucune étude ne démontre que les plants d'épinette blanche ont la capacité de s'acclimater physiologiquement à l'ombre. Enfin, dans les paysages où les sapinières de structure irrégulière sont rares, on pourrait étudier la possibilité de transformer des peuplements équiennes en des peuplements de structure irrégulière (éclaircies précommerciale et commerciale).

#### **4.8 Recherches en cours**

Nous considérons que l'enjeu de la raréfaction de l'épinette blanche sur les sites propres à la sapinière à bouleau jaune (MS1) est couvert par les projets de recherche décrits dans le chapitre sur la raréfaction de l'épinette rouge. Des recherches de même type ont été réalisées par les auteurs précités (RAYMOND 1998, RAYMOND *et al.* 2000, ...) dans la sapinière à bouleau blanc. D'autres études devraient éventuellement être initiées et poursuivre les objectifs suivants :

- 1- caractériser la régénération présente dans les peuplements aménagés en fonction des types de coupes et des perturbations afférentes du sol. Il est possible que la rareté de l'épinette blanche dans les sapinières de seconde venue soit due aux faibles perturbations provoquées par les coupes (vers 1940 par exemple). Étant donné l'absence ou la rareté des semenciers, il est normal que l'épinette blanche demeure rare une fois les sapinières de seconde venue récoltées (depuis 1990 par exemple);
- 2- définir la dynamique de l'épinette blanche dans les peuplements naturels et aménagés. Par exemple, l'épinette blanche s'installe-t-elle de façon relativement continue, comme le suggère GALIPEAU *et al.* (1997) ou provient-elle d'une régénération spontanée liée à des événements particuliers qui surviennent dans la vie des peuplements (ex. : TBE), comme c'est le cas pour le sapin (JOHNSON *et al.*, en révision);

- 3- élaborer des scénarios sylvicoles permettant un développement adéquat de l'épinette blanche dans l'ensemble des stades de développement où l'on observe cette essence. Par exemple, on pourrait définir un ensemble de traitements qui permettront de transformer une bétulaie blanche bien régénérée en sapin en sapinières de structure régulière ou irrégulière avec une quantité satisfaisante d'épinette blanche.

#### **4.9 Conclusion**

L'épinette blanche est une espèce associée à des végétations particulières, notamment celles de la sapinière à bouleau jaune (MS1) et la sapinière à bouleau blanc (MS2). Le type MS1 s'observe essentiellement dans la zone tempérée nordique du Québec alors que le type MS2 se rencontre surtout en forêt boréale. L'abondance de MS2 diminue de façon significative depuis le domaine de la sapinière à bouleau blanc vers le domaine de la pessière à mousses. À l'intérieur des deux végétations potentielles précitées, l'épinette blanche est une espèce compagne de la majorité des peuplements, peu importe si ces derniers sont dominés par les feuillus de lumière ou par le sapin.

La stratégie de reproduction de l'épinette blanche est intimement liée à la présence de semences, à la qualité des lits de germination (sol minéral exposé, bois en décomposition) et à la luminosité. Dans un contexte d'aménagement forestier, les coupes, exécutées l'hiver et à l'aide de chevaux durant plusieurs décennies, pourraient avoir nui considérablement à sa régénération. Certains indices, notamment la présence d'une bonne régénération dans les placettes du troisième programme d'inventaire décennal du MRNFP, laissent supposer que la situation s'est améliorée depuis l'avènement des coupes mécanisées.

#### **4.10 Remerciements**

Nos sincères remerciements s'adressent aux personnes qui ont accepté de commenter une version préliminaire de ce document. Madame Patricia Raymond nous a fourni plusieurs références et a révisé minutieusement le document. Ce dernier a également été revu par Mme Mireille Despots, MM. Louis Archambault, Paul Boulianne, Jacques Blouin, Stéphane Déry, René Doucet, Jacques Duval, Hubert Morin et Jean-Claude Ruel. Enfin, Mme Lucie Jobin nous a apporté une aide précieuse dans la recherche de la documentation.

#### **4.11 Références**

BALDWIN, V.C. Jr., 1977. *Regeneration following shelterwood cutting in a New Brunswick softwood stand*  
Can. For. Serv. Inf. Rep. M-X-76. 23 p.

- BASKERVILLE, G.L., 1960. *Conversion to periodic selection management in a fir, spruce and birch forest*. Department of Northern affairs and national resources, forestry branch. Forest Research Division, Tech. Note No. 86.
- BASKERVILLE, G.L., 1975. *Spruce budworm : Super silviculturist*. 62 : 339-347.
- BÉLANGER, L., P. BOULIANNE et M. PINEAU, 1989. *Problématique de la sapinière boréale de seconde venue : l'expérience de la forêt Montmorency, la forêt d'enseignement de l'Université Laval*. Dans Textes des conférences présentées au colloque sur la sapinière boréale. Forêt Montmorency, 21-22 septembre 1989. Colloque organisé par l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec.
- BERGERON, Y. et D. CHARRON, 1994. *Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec) : a dendroecological approach*. *Ecoscience* 1 : 173-184.
- 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.
- BRUNET, G., 2002. *Reconstitution historique de la sapinière à bouleau blanc vierge de la Côte-de-Gaspé*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 113 p.
- CARLETON, T.J. et P.F. MAYCOCK, 1978. *Dynamics of the boreal forest south of James Bay*. *Can. J. Bot.* 56 : 1157-1173.
- CHILDS, S.W. et L.E. FLINT, 1987. *Effect of shadeboards, shelterwoods and clearcuts on temperature and moisture environments*. *For. Ecol. Manage.* 18 : 205-217.
- CORRIVEAU, A., 1971. *L'intensité de l'éclaircie, ses effets sur un peuplement de sapin baumier de 40 ans*. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de recherche forestière des Laurentides. Rapport d'information Q-F-X-20.
- CÔTÉ S. et L. BÉLANGER, 1991. *Variations de la régénération préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leur caractéristiques écologiques*. *Can. J. For. Res.* 21 : 1779-1795.

- DELONG, H.B., V.J. LIEFFERS et P.V. BLENIS, 1997. *Microsite effects on first-year establishment and overwinter survival of white spruce in aspen-dominated boreal mixedwoods*. Can. J. For. Res. 27 : 1452-1457.
- DESPONTS, M., A. DESROCHERS, L. BÉLANGER et J. HUOT, 2002. *Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes vasculaires*. Can. J. For. Res. 32 : 2077-2093.
- DESROCHERS, A. et R. GAGNON, 1997. *Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age?* Can. J. For. Res. 27 : 1263-1267.
- DOBBS, R.C., 1972. *Regeneration of white and Engelman spruce : literature review with special reference to the British Columbia interior*. Can. For. Serv., Pac. For. Res. Cent., Inf. Rep. BC-X-69.
- DOBBS, R.C., 1976. *White spruce seed dispersal in central British Columbia interior*. For. Chron. 52 : 225-228.
- ES, S., 1965. *Development of white spruce and alpine fir seedlings on cutover areas in the central interior of British Columbia*. For. Chron. 41 : 419-431.
- ES, S., 1967. *Establishment and early development of white spruce in the interior of British Columbia*. For. Chron. 43 : 174-177.
- FOX, J.D., J.C. ZASADA, A.F. GASBANO et R. VAN VELDHUIZEN, 1984. *Monte Carlo simulation of white spruce regeneration after logging in interior Alaska*. Can. J. For. Res. 14 : 617-622.
- FRANK, R.M. et J.C. BJORKBOM, 1973. *A silvicultural guide for spruce-fir in the Northeast*. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE -6. 22 p.
- GALIPEAU, C., D. KNEESHAW et Y. BERGERON, 1997. *White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire*. Can. J. For. Res. 27 : 139-147.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC et Y. BERGERON, 1996. *Forest dynamics modelling under natural fire cycles : a tool to define natural mosaic diversity for forest management*. Environ. Monit. Assess. 39 : 417-434.

- GREENE, D.F., J.C. ZASADA, L. SIROIS, D. KNEESHAW, H. MORIN, I. CHARRON et M.-J. SIMARD, 1999. *A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species*. Can. J. For. Res. 29 : 824-839.
- GRONDIN, P. et M. MELANÇON, 1980. *Étude phyto-écologique de la Grosse Île au Marteau et de l'île à Samuel, archipel de Mingan, Québec*. Études écologiques 2, Lab. d'écologie forestière, Université Laval, Québec. 227 p.
- GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE, 1999. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 220 p.
- GUSTAFSON, F.G., 1943. *Influence of light upon tree growth*. J. For. 41 : 212-213.
- HANNAH P.R., 1988. *The shelterwood method in Northeastern forest types : a literature review*. Northern J. Appl. For. 5: 70-77.
- HATCHER, R.J., 1960. *Croissance du sapin baumier après une coupe rase dans le Québec*. Ministère du Nord canadien et des Ressources nationales, Direction des forêts, Division des recherches sylvicoles. Mémoire technique n° 87.
- HATCHER, R.J., 1961. *Partial cutting balsam fir stands on the Epaule River watershed, Quebec*. Canadian Department of Forestry, Forest Research Branch, Tech. Note No. 105. 29 p.
- HOLT, L., A. LINTEAU, P.H. TREMBLAY et W.L. JOHNSON, 1965. *Some aspects of balsam fir management : a symposium*. Woodland Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada. July : 322-338.
- HUGHES, E.L., 1967. *Studies in stand and seedbed treatment to obtain spruce and fir reproduction on the mixedwood slope type of northwestern Ontario. Canada*. Department of forestry and rural development, Forestry branch. Publication No. 1189. 139 p.
- JABLANCZY, A., 1967. *A generalized scheme for the natural regeneration of old-field spruce*. Can. Dep. For. Rur. Dev., For. Res. Lab., Maritimes Reg., Inf. Rep. M-X-11.

- JOBIDON, R., 2000. *Density-dependent effects of northern hardwood competition on selected environmental resources and young white spruce (Picea glauca) plantation growth, mineral nutrition, and stand structural development – a 5-year study*. For. Ecol. Manage. 130 : 77-97.
- JOHNSON, E.A., H. MORIN, K. MIYANISHI, R. GAGNON et D.F. GREENE, en révision. *A process approach to disturbance and forest dynamics for sustainable forestry*. In: Towards Sustainable Management of the Boreal Forest, chapter 8. Edited by V. Adamowicz, P. Burton, C. Messier and D. Smith. Ottawa: NRC Press.
- KOROLEFF, A., 1954. *Leaf litter as a killer*. J. For. 52 : 178-182.
- LAFOND, A., 1964. *Partial cutting in balsam fir stands*. Woodlands review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada, November : 444-449.
- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire n° 136. 92 p.
- LEDUC, A., S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 1995. *Prévision de la composition d'une mosaïque forestière naturelle soumise à un régime de feu : proposition d'un modèle empirique pour le nord-ouest du Québec*. Dans Domon, G. et J. Falardeau (édit.). Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du territoire, p. 197-203. Quatrième congrès de la Société canadienne d'écologie et d'aménagement du paysage, juin 1994, Université Laval, Québec.
- LEES, J.C., 1963. *Partial cutting with scarification in Alberta spruce-aspen stand*. Environment Canada, Department of Forestry, Forest Research Branch. Publication No. 1001. 18 p.
- LEES, J.C., 1970. *Natural regeneration of white spruce under spruce-aspen shelterwood, B-18a Forest Section, Alberta*. Department of Fisheries and Forestry. Publication No. 1274.
- LEVESQUE, F., 1997. *Conséquences de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du Parc national Forillon*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.
- LIEFFERS, V.J., K.J. STADT et S. NAVRATIL, 1996. *Age structure and growth of understory white spruce under aspen*. Can. J. For. Res. 26 : 1002-1007.



- LOGAN, K.T., 1969. *Growth of tree seedlings as affected by light intensity. IV. Black spruce, white spruce, balsam fir and eastern white cedar.* Can. Dept. Fish. For., Can. For. Serv. Publication No. 1256. 13 p.
- MACLEAN, D.A., 1988. *Effects of spruce budworm outbreaks on vegetation, structure and succession of balsam fir forests on Cape Breton Island, Canada.* In Plant form and vegetation structure. Edited by M.J.A. Werger, P.J.M. Vander Aart, H.J. During and J.T.A. Verhoeven, SPB Academic Publishing, TheHague, The Netherland : 253-261.
- MARCHAND, S., 1991. *Dynamique de la régénération naturelle de jeunes sapinières boréales du centre du Québec.* Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 79 p.
- MITCHELL, S.J. et W.J. BEESE, 2002. *The retention system : reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems.* For. Chron. 78 : 397-403.
- NIENSTAEDT, H. et J.C. ZASADA, 1990. *Picea glauca (Moench) Voss. White spruce.* In Silvics of North America. Edited by R.H. Burns and B.H. Honkala. Vol. 1. Conifers. Handbook 654. U.S. Dep. Agric. For. Serv. : 204-226.
- OLIVER, C.D. et B.C. LARSON, 1996. *Forest stand dynamics (update edition).* John Wiley & Sons, Inc. 520 p.
- OSAWA, A., 1986. *Patch dynamics of spruce-fir forests during a spruce budworm outbreak in Maine.* Ph.D. thesis, Yale Univ. 128 p.
- PARENT, S., H. MORIN et C. MESSIER, 2000. *Effects of adventitious roots on age determination in balsam fir (Abies balsamea [L.] Mill.) regeneration.* Can. J. For. Res. 30 : 513-518.
- PLACE, I.C.M., 1955. *The influence of seed bed conditions on the regeneration of spruce and balsam fir.* Can. Dept. of northern affairs and wat. Res. For. Br. Bull. 117.
- PURDY, B.G., S.E. MACDONALD et M.R.T. DALE, 2002. *The regeneration niche of white spruce following fire in the mixed-wood boreal forest.* Silva Fennica 36 : 289-305.

- RAYMOND, P., 1998. *Efficacité du système de régénération par coupes progressives dans les sapinières boréales riches : résultats 5 ans après la coupe d'ensemencement*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 188 p.
- RAYMOND, P., J.-C. RUEL et M. PINEAU, 2000. *Effet d'une coupe d'ensemencement et du milieu de germination sur la régénération des sapinières boréales riches de seconde venue*. For. Chron. 76 : 643-652.
- RICHARDSON, J., 1975. *Regeneration after disturbance in Newfoundland forests : patterns, problems and prescriptions*. Newfoundland Research Center. Information Report N-X-130. 35 p.
- RILEY, C.G. et A.J. SKOLKO, 1942. *Rate of deterioration of Spruce killed by the European Spruce Sawfly*. Pulp and Paper Magazine of Canada. Juin : 521-524.
- RUEL, J.-C., 1989. *Importance de la régénération préexistante dans les forêts publiques du Québec*. Ann. Sci. For. 46 : 345-359.
- RUEL, J.-C., 1992. *Impact de l'exploitation forestière mécanisée sur la régénération naturelle*. Colloque sur les opérations mécanisées de récolte. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Saint-Félicien, 17-18 juin 1992. 30 p.
- RUEL, J.-C. et M. PINEAU, 2002. *Windthrow as an important process for white spruce regeneration*. For. Chron. 78 : 732-738.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 2001. *Cartographie numérique des niveaux supérieurs du système hiérarchique de cartographie écologique et banque des données descriptives des districts écologiques*. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers.
- SEYMOUR, R.S., 1992. *The red spruce-balsam fir of Maine : Evolution of silvicultural practice in response to stand development patterns and disturbances*. In M.J. Kelty (ed.), *The ecology and silviculture of mixed-species forests* : 217-244.
- SEYMOUR, R.S. et M.L. HUNTER Jr., 1992. *New Forestry in Eastern Spruce-Fir Forests : Principles and applications to Maine*. Miscellaneous Publication No. 716.

- SIMS, R.A., H.M. KERSHAW et G.M. WICKWARE, 1990. *The autecology of major tree species in the North Central Region of Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay. Publication No. 5310.
- SMITH, D.M., B.C. LARSON, M.J. KELTY et P.M.S. ASHTON, 1997. *The practice of silviculture : applied forestry ecology*. Ninth edition. John Wiley & Sons Ed. 537 p.
- STEWART, J.D., E.H. HOGG, P.A. HURDLE, K.J. STADT, P. TOLLESTRUP et V.J. LIEFFERS, 1996. *Dispersal of white spruce (Picea glauca [Moench] Voss) seed in mature aspen stands*. Proceedings of the 14<sup>th</sup> North American Biology Workshop. Forest Management Impacts on Ecosystems Processes. June 16-20, 1996. Université Laval, Québec, Canada.
- STIELL, W.M., 1981. *L'épinette blanche : régénération artificielle au Canada*. Canada, ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts. Rapport d'information FMR-X-85F.
- SUTTON, R.F., 1967. *Silvics of white spruce (Picea glauca [Moench] Voss)*. Can. Dep. Fish. For. Can. For. Branch Publ. 1250.
- SUTTON, R.F., 1973. *Histoire naturelle de l'épinette blanche*. Environnement Canada, Service canadien des forêts. Publication n° 1250f. 63 p.
- TEAR, F.C., K.O. HIGGINBOTHAM et J.M. MAYER, 1982. *Effects of drying soils on survival of young Picea glauca seedlings*. Can. J. For. Res. 12 : 1005-1009.
- TREMBLAY, J.P., 1952. *Special management plan, Block «E », Jacques Cartier division, Donnacona Paper Company, Limited, Québec*. 124 p.
- VERNON, S.P., S.E. MACDONALD et M.R.T. DALE, 2002. *Aging discrepancies of white spruce affect the interpretation of static age structure in boreal mixedwoods*. Can. J. For. Res. 32 : 1496-1501.
- VÉZINA, P.-É. et G. PAILLÉ, 1969. *Aménagement intensif des sapinières mûres et surannées à la forêt Montmorency*. Contribution n° 14, Fonds de recherches forestières de l'Université Laval, Québec, Canada. 47 p.
- WAGG, J.W.B., 1964. *White spruce regeneration on the Peace and Slave river lowlands Canada*. Department of Forestry, Forest research Branch. Publication No. 1069.

- WALDRON, R.M., 1965. *Cone production and seedfall in a mature white spruce stand*. For. Chron. 41 : 314-329.
- WALDRON, R.M., 1969. *La régénération naturelle de l'épinette blanche en sol amandé dans la région d'expérimentation de Riding Mountain (Manitoba)*. Canada, ministère des Pêches et Forêts, Direction générale des forêts. Publication n° 1169F. 46 p.
- WEBB, L.S., 1957. *The growth and development of balsam fir in Gaspé*. Woodlands Review Section, Pulp and Paper Magazine of Canada. September : 206-213.
- WURTZ, T.L. et J.C. ZASADA, 2001. *An alternative to clear-cutting in the boreal forest of Alaska: a 27-year study of regeneration after shelterwood harvesting*. Can. J. For. Res. 31 : 999-1011.
- YANG, R.C. et R.D. FRY, 1981. *Natural succession following harvesting in the boreal mixedwood forest*. In Whitney, R.D. et K.M. McClain. Proceedings of a symposium sponsored by the Ontario Ministry of Natural Resources and the Great Lakes forest research centre under the auspices of the Canada-Ontario joint forestry research committee, Thunder Bay, Ontario, 16-18 September, 1980 : 65-77.
- ZASADA, J.C., 1971. *Natural regeneration of interior Alaska forests-seed, seedbed and vegetation reproducton considerations*. Proceedings, Fire in the Northern Environment - A Symposium, 13-14 Apr. 1971. College (Fairbanks), Alaska : 231-245.
- ZASADA, J.C., 1990. *Developing silvicultural alternatives for the boreal forest : an Alaskan perspective on regeneration of white spruce*. Forest industry lecture No. 25. Forest Industry Lecture Series Forestry Program. Faculty of Agriculture and Forestry, University of Alberta. 43 p.
- ZASADA, J.C. et T.L. WURTZ, 1990. *Natural regeneration of white spruce on an upland site in interior Alaska*. Forest Research Development Agreement (FRDA). Victoria, B.C. Canadian Forestry Service. Report No. 109 : 84-85.

## 6. Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière

par

Zoran MAJCEN, ing.f., *Ph.D.*  
Direction de la recherche forestière  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs

MAJCEN, Z., 2003. *Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière*, p. 93 à 102. 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.



## 6.1 Introduction

Les érablières se composent de plusieurs groupements végétaux à dominance d'érable à sucre. L'érable est souvent associé au hêtre à grandes feuilles, une espèce très agressive et la seule, parmi les feuillus, à pouvoir présenter une concurrence sérieuse à l'érable à sucre. Le bouleau jaune a été jadis plus abondant dans les érablières, mais sa présence se serait amenuisée à la suite des coupes d'écrouissage successives. Aujourd'hui, le bouleau jaune et plusieurs autres espèces compagnes des érablières seraient moins abondantes qu'autrefois. En plus de la surexploitation, les maladies ou leur faible agressivité par rapport à celle de l'érable à sucre et du hêtre expliquent cette diminution. Devant certains fléaux naturels, comme les maladies qui ont décimé l'orme d'Amérique et plus récemment le noyer cendré, l'homme n'a pas trouvé encore de remèdes efficaces. Par contre, il peut favoriser plusieurs autres espèces compagnes avec des traitements sylvicoles appropriés.

Le maintien de la diversité végétale des forêts feuillues (strates ER, ERBj, ERFT principalement) exige une planification forestière qui tient compte des espèces compagnes présentes dans ces forêts. Actuellement, plusieurs peuplements forestiers comprenant une proportion importante d'espèces compagnes (chênes, bouleaux, frênes, hêtres, etc.) sont englobés dans de grands massifs d'érables lors de la planification forestière. Ainsi, l'objectif d'aménagement assigné à ces massifs se résume souvent à la production de l'érable à sucre. C'est donc cette essence dominante qui fait l'objet d'une obligation de rendement soutenu. La stratégie d'aménagement forestier sera donc axée vers le maintien dans le temps et dans l'espace de la production de l'érable à sucre. Par conséquent, les essences compagnes présentes dans le massif forestier ne feront pas l'objet de stratégies particulières pour maintenir leur présence ou l'augmenter. Toutefois, lorsqu'elles ont une valeur économique importante, ces espèces compagnes sont quand même récoltées sans que l'exploitant ait l'obligation minimale d'assurer leur présence dans l'avenir en quantité équivalente.

Le maintien de la biodiversité des érablières devrait tenir compte de divers autres aspects que la raréfaction des espèces compagnes. Il s'agit notamment du maintien d'attributs des érablières surannées (ex. : gros arbres) et à une diversité de peuplements à l'échelle du paysage (tremblaies, érablières à feuillus de lumière, érablières). Ces éléments sont traités dans un document récent élaboré par le Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier (CCS 2003)

## 6.2 Brève présentation des espèces

### 6.2.1 Bouleau jaune

#### *Contexte*

Comme le bouleau jaune a une grande valeur commerciale, il est fréquemment le premier visé pour la coupe dans les forêts feuillues. C'est une essence semi-tolérante à l'ombre qui demande plus de lumière que l'érable à sucre et le hêtre. De plus, il a besoin d'un lit de germination qui assure une humidité constante à ses semis. Dans les forêts feuillues vierges, le bouleau jaune s'est régénéré dans les petites trouées créées après le chablis d'arbres individuels. Les troncs d'arbres morts et les fractions du sol minéral découvertes par la chute des gros arbres ont servi de lits de germination.

Les anciennes coupes d'écrémage et tout récemment, les coupes de jardinage par pied d'arbre de faible intensité, surtout celles réalisées en hiver, ont nui à la régénération du bouleau jaune. Les lits propices à la régénération du bouleau jaune (troncs morts et le sol minéral à la surface) n'ont pas été créés. Les semis grêles de bouleau jaune ne sont pas en mesure de percer la couche de litière omniprésente dans les érablières. Les grandes surfaces coupées à blanc soumises aux périodes de sécheresses estivales peuvent éliminer les semis de bouleau jaune, déjà fortement concurrencés par la régénération des espèces non commerciales. Il faut noter aussi que les concentrations importantes des semis de bouleau jaune attirent les chevreuils qui peuvent anéantir la régénération établie par leur broutement successif.

#### *Piste de solution*

Combiner la coupe de jardinage par pied d'arbre avec celle par petites trouées, ces dernières sont formées après le prélèvement des bouquets d'arbres en automne. Les petites trouées procurent la lumière nécessaire aux semis de bouleau jaune, elles ne sont pas exposées à l'assèchement et constituent un bon lit de germination à la suite du scarifiage créé par le passage de la machinerie. Le succès de la régénération dépend aussi de la présence des semenciers du bouleau jaune bien répartis dans le peuplement et d'une bonne année semencière, au moment de la coupe ou de l'année qui la suit.



### *Processus de suivi*

Expérimenter les coupes de jardinage d'intensité de 30 à 35 %, lesquelles forment en soi les ouvertures propices au bouleau jaune, et la coupe de jardinage par trouées de diverses grandeurs. Comparer la régénération après la coupe de jardinage par trouées de diverses grandeurs. Comparer la régénération de la coupe automnale avec celle de la coupe réalisée en hiver et suivie d'un scarifiage ordonné du sol après la fonte des neiges.

### *Impact d'une non-intervention*

La diminution des réserves du bouleau jaune au profit de l'érable à sucre et du hêtre.

## 6.2.2 Cerisier tardif

### *Contexte*

Cette espèce est disséminée ou se retrouve en petits groupes dans les érablières méridionales. Les concentrations des tiges de cerisier tardif apparaissent dans les peuplements perturbés par les chablis. Cette essence exige beaucoup de lumière pour son développement. Les semis apparaissent régulièrement autour des arbres adultes, mais meurent au bout de quelques années s'ils ne sont pas exposés à la lumière.

### *Pistes de solution*

Couper des bouquets d'arbres dans le but de former des trouées autour des semenciers de cerisier tardif. Le diamètre des trouées atteint la hauteur des arbres dominants. Les coupes de régénération et l'aménagement équienné lui conviennent bien.

### *Processus de suivi*

Expérimenter les coupes par trouées et les coupes progressives de diverses grandeurs. Examiner la résistance des gaules à la dégradation fréquente causée surtout par le nodule noir (*Apiosporina morbosus*) et par le chancre (*Necteria galligena*). Essayer l'enrichissement des trouées non régénérées par la plantation de cerisier tardif.

### *Impact d'une non-intervention*

Comme il s'agit d'une essence semi-héliophile, sa présence sera réduite dans les érablières où les chablis ne surviennent pas et où il n'y a pas de coupes qui créent les ouvertures.

### 6.2.3 Frêne d'Amérique

#### *Contexte*

Cette espèce est limitée aux domaines de l'érablière à caryer cordiforme et de l'érablière à tilleul. C'est une espèce dioïque qui demande la présence de quelques arbres mâles et femelles à l'hectare pour que la pollinisation et la production des samares soient assurées. Les semis et les gaules tolèrent l'ombre, mais l'arbre devient moins tolérant en grandissant. Cette essence est recherchée pour la grande qualité de son bois. Comme il pousse naturellement par pied d'arbre isolé ou par groupes de quelques individus entre les érables, son renouvellement est menacé dans les peuplements où il est coupé systématiquement.

#### *Pistes de solution*

Assurer la présence d'au moins une dizaine d'arbres à l'hectare. Si leur nombre est en deçà de cette limite, proscrire la coupe des frênes d'Amérique. La croissance des semis et des gaules est stimulée par la coupe de jardinage mixte par pied d'arbre et par trouées. Il se reproduit bien aussi à la suite des coupes de régénération lorsqu'il y a un nombre suffisant de semenciers.

#### *Processus de suivi*

Consacrer plus d'attention aux traitements sylvicoles dans les érablières à tilleul et les érablières à caryer où le frêne d'Amérique est bien représenté. Essayer aussi l'enrichissement des trouées avec des plants de frêne d'Amérique.

### *Impact d'une non-intervention*

La diminution ou même la disparition de cette essence de plusieurs peuplements où elle poussait naturellement avant le début des coupes commerciales.

#### 6.2.4 Chêne rouge

##### *Contexte*

Le chêne rouge se développe surtout sur les sommets des collines du Québec méridional, où il se régénère souvent à la suite du feu. C'est une essence semi-héliophile qui peut se régénérer dans l'ombre, mais dont les semis et les gaules ne peuvent pas survivre longtemps dans les peuplements fermés. Le chêne peut se régénérer et se développer sans intervention sur les stations rocheuses et très sèches où les peuplements sont plus ouverts et la concurrence d'érable à sucre est moins vigoureuse. Sur les stations plus riches, l'érable à sucre s'étend au détriment du chêne rouge, mais les individus de chêne peuvent vivre longtemps dans les peuplements grâce à leur longévité. Ils n'ont pas cependant la possibilité de se reproduire sous l'ombre des érables à sucre.

Les années semencières du chêne rouge sont espacées. Ses glands sont convoités par les rongeurs, les oiseaux et les insectes. De plus, les semis de chêne rouge poussent plus lentement que ceux des essences concurrentes. Sans intervention, ils meurent quelques années après leur apparition. Exposés au soleil, ils sont facilement surpassés par la régénération de l'érable à sucre, de l'ostryer et des espèces non commerciales. Pour ces raisons, et en absence de feu, la majorité des chênaies se transforment avec le temps en érablières dans lesquelles peuvent subsister quelques chênes isolés.

##### *Pistes de solution*

Une coupe dans les peuplements où est apparue, à la suite d'une bonne année semencière, une régénération prometteuse de chêne rouge constituerait l'un des meilleurs traitements. La coupe progressive ou la coupe de jardinage par trouées sont les traitements recommandés dans ce cas. Les trouées seront établies dans les sections du peuplement où la régénération du chêne rouge est abondante. En l'absence de la régénération souhaitée, ce qui est souvent le cas, on pourrait pratiquer aussi les coupes progressives ou la coupe de jardinage par trouées. Le diamètre des trouées atteindra les hauteurs des arbres voisins. La coupe devrait être suivie d'un scarifiage du sol dans les trouées. La plantation de chênes dans les trouées est envisageable si la régénération naturelle ne donne pas les résultats escomptés. Le dépressage sera souvent nécessaire dans le but de libérer les jeunes chênes des espèces concurrentes. Comme le chêne doit souvent sa présence aux feux, on pourrait prescrire aussi les feux de surface dirigés car ils détruisent la régénération concurrente, stimulent les rejets du chêne rouge en plus de créer un lit de germination propice à cette essence. Bien que les feux dirigés soient efficaces, ce qui est confirmé par les expériences américaines, ils demeurent risqués en raison de la possibilité de propagation des feux.

## 6.2.5 Tilleul d'Amérique

### *Contexte*

Le tilleul accompagne fréquemment l'érable à sucre dans les domaines de l'érablière à caryer cordiforme, de l'érablière à tilleul et dans la partie méridionale de l'érablière à bouleau jaune. Les graines de tilleul sont abondantes pratiquement chaque année, mais elles ont aussi un faible taux de germination. Les semis, généralement disséminés entre les jeunes érables, supportent l'ombre et poussent bien dans les ouvertures créées par le chablis ou par la coupe. Le tilleul se régénère aussi par les rejets qui entourent souvent la tige principale. Comme le bois de cette essence est peu utilisé, le tilleul se rencontre régulièrement dans les érablières. On ne peut pas considérer que le tilleul est en danger avec les traitements actuels (coupes de jardinage, coupes de régénération).

## 6.2.6 Ostryer de Virginie

C'est une essence compagne des érablières, très fréquente dans l'érablière à caryer cordiforme et dans l'érablière à tilleul. Elle se rencontre aussi dans l'érablière à bouleau jaune, surtout sur les stations à dépôt bien drainé, et accompagne même l'érable à sucre sur les sommets des collines dans le domaine de la bétulaie jaune à sapin. Très tolérant à l'ombre, l'ostryer se régénère et se développe sans problèmes dans son milieu naturel. Comme son bois est peu utilisé, il n'est aucunement en danger dans les forêts feuillues, peu importe les méthodes de coupe utilisées.

## 6.2.7 Orme d'Amérique

Cette essence, qui peut atteindre des dimensions impressionnantes de hauteur et de diamètre, est pratiquement disparue de plusieurs de ses stations naturelles, en raison de la maladie hollandaise de l'orme (*Ceratocystis ulmi*). Dans les forêts feuillues du Québec, on peut trouver souvent des ormes de jeune âge, dont les dimensions dépassent rarement 20 cm au dhp. Les jeunes ormes ne sont pas touchés par cette maladie, mais la subissent en grandissant. Pour l'instant, aucun traitement sylvicole ne peut freiner cette maladie meurtrière. Tout au plus, les coupes de jardinage ou les coupes de régénération permettent le développement de jeunes ormes qui peuvent produire une semence viable avant de mourir. Les pathologistes forestiers espèrent que des individus résistants à la maladie puissent apparaître avec le temps. Mais combien de temps faudra-t-il pour que les ormes résistants repeuplent leurs anciennes stations?

### 6.2.8 Noyer cendré

L'essence, rare dans les érablières méridionales, se rencontre parfois aussi autour des maisons, dans les champs abandonnés et en bordure des forêts. Cette espèce est sérieusement menacée par un champignon du nom de *Siroccocus clavigignenti – juglandacearum*. La maladie se manifeste d'abord par l'assèchement de certaines branches et, souvent, les arbres touchés meurent au bout de quelques années. Cette maladie est apparue d'abord aux États-Unis où elle a fait beaucoup de dégâts. Elle s'est ensuite étendue à l'Ontario et elle est vraisemblablement à l'origine de la mort des noyers dans la vallée de la Gatineau. Le noyer cendré est en train de subir un sort semblable à celui de l'orme d'Amérique. L'espoir repose, tout comme pour l'orme, sur des individus génétiquement résistants. Mais combien restera-t-il de noyers après les dégâts causés par cette maladie meurtrière?

### 6.3 Références

CCS (COMITÉ CONSULTATIF SCIENTIFIQUE DU MANUEL D'AMÉNAGEMENT FORESTIER), 2003. *Aménagement de peuplements de structure inéquienne pour la production du bouleau jaune : Avis scientifique*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. 158 p.



## **7. Envahissement des parterres de coupe par les éricacées**

par

Nelson THIFFAULT, ing.f.

et

Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc.

Direction de la recherche forestière  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs

THIFFAULT, N. et P. GRONDIN, 2003. *Envahissement des parterres de coupe par les éricacées*, p. 103 à 130. *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.





## 7.1 Introduction

Cet enjeu porte sur « l’envahissement des parterres de coupes par les éricacées au détriment (i) de pessières dominées par les mousses et (ii) de paysages formés surtout de forêts continues ». Plus spécifiquement, cet enjeu peut se définir ainsi :

- les paysages de pessières noires continues de la forêt boréale, formées d’une juxtaposition de pessières noires à mousses et de pessières noires à éricacées, se sont historiquement renouvelés sous une dynamique naturelle dominée par les feux. Les caractéristiques des peuplements préfeu et des lits de germination présents après le passage du feu ont joué un rôle important dans cette dynamique;
- la dynamique sous aménagement, dominée par les coupes, pourrait provoquer une prolifération des éricacées (famille *Ericaceae* Juss.) nettement supérieure à celle observée sous la dynamique naturelle. La présence importante d’éricacées, et tout particulièrement du *Kalmia* (*Kalmia angustifolia* L.), pourrait nuire à l’établissement et à la croissance des conifères en régénération. La croissance ultérieure des peuplements serait également influencée. Dès lors, il faut se demander si l’aménagement des écosystèmes engendre des problèmes de résilience, autant à l’échelle du peuplement que du paysage.

L’objectif de ce chapitre est de présenter succinctement l’état des connaissances actuelles relativement (i) à la dynamique des éricacées dans les forêts résineuses naturelles, (ii) à l’interférence des éricacées et plus particulièrement du *Kalmia* à l’endroit des conifères en régénération, (iii) à la dynamique des éricacées après coupe, (iv) à la sylviculture utilisée afin d’assurer la résilience des peuplements et des paysages de pessières continues, (v) à la répartition géographique des éricacées, et (vi) aux projets de recherche relatifs à ce problème, en cours au Québec.

## 7.2 Dynamique des éricacées dans les peuplements naturels

La dynamique des éricacées sous un régime de perturbations naturelles, notamment le feu, semble peu connue. Nous posons l’hypothèse que leur développement est étroitement lié à la quantité de lumière qui parvient sur le parterre forestier. Ainsi, les peuplements issus de feux qui ne présentent pas de problème de régénération en épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP) devraient être favorables à la formation éventuelle d’un couvert résineux relativement dense établi sur un parterre dominé par les mousses. Cette dynamique n’exclut cependant pas un stade après feu dans lequel les éricacées sont fort bien représentées. À l’inverse, les peuplements issus de feux et mal régénérés devraient former des

pessières ouvertes caractérisées par un parterre dense d'éricacées, voire de lichens (CÔTÉ 2003). La colonisation, par l'épinette noire, des territoires incendiés serait donc liée à deux éléments : (i) la disponibilité de graines d'épinette noire viables et (ii) les caractéristiques des lits de germination. Ces deux facteurs influencent directement la densité des épinette et indirectement, l'abondance des éricacées.

Les graines sont disponibles lorsque les feux surviennent dans des peuplements où les épinettes sont suffisamment âgées pour produire des cônes. Ces graines sont normalement viables, à moins qu'elles soient parasitées ou qu'elles aient été affectées lors d'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clem.]). Par exemple, PAYETTE *et al.* (2000) ont montré, dans les hauts sommets de la région écologique des Hautes collines du lac Jacques-Cartier 5e-S (SAUCIER *et al.* 2001), que la conjonction épidémie de tordeuse – feu pouvait créer l'ouverture d'un peuplement et son envahissement éventuel par les lichens (essentiellement *Cladina* spp.). Les graines contenues dans les cônes sérotineux agglomérés dans la partie supérieure des épinettes brûlées (BELLEFEUILLE 1935, WILTON 1963) germent sur le sol minéral mis à nu lors du feu. ST-PIERRE *et al.* (1992) et GAGNON et MORIN (1992) ont démontré que l'épinette noire s'installe immédiatement à la suite d'un feu, sur une période ne dépassant guère 5 ans. Les parterres bien régénérés en épinette se transforment éventuellement en peuplements de structure équienne. Si les feux ne surviennent pas, certains peuplements pourraient évoluer vers une structure irrégulière ou inéquienne. Ces peuplements sont particulièrement bien représentés dans le domaine de la pessière à mousses de l'est (BOUCHER *et al.* 2003). Si l'installation de l'épinette ne s'effectue pas rapidement après la perturbation, le parterre forestier est alors envahi par les espèces présentes dans les environs, notamment les éricacées, les lichens et les feuillus de lumière. Lorsque ces accidents de régénération se produisent, des peuplements préfeu de bonne densité (pessières à mousses) peuvent se transformer en peuplements ouverts (pessières à éricacées, pessières à lichens). Une fois le peuplement ouvert, les conditions de croissance déficientes et la faible densité des épinettes noires font en sorte que la restauration naturelle de la densité initiale est improbable (PAYETTE *et al.* 2000). Cette dynamique est illustrée à la figure 18.

La composition et l'abondance en éricacées varie selon le drainage et le régime nutritif de la station (GRONDIN *et al.* 1999). Sur les stations les plus sèches (sable, roc, types écologiques RE21 et RE20), les lichens du genre *Cladina* se joignent souvent aux éricacées. Dans ces conditions, le *Kalmia* et les *Vaccinium* spp. sont les éricacées les plus abondantes (groupe *Kalmia-Cladina*). Sur les stations mésiques (type écologique RE22), le *Kalmia* et *Ledum groenlandicum* Oeder vivent généralement en association. L'abondance du *Ledum* augmente au fur et à mesure que les conditions de drainage se détériorent (VITT et SLACK 1975). Aux endroits où le drainage est déficient, les sphaignes (*Sphagnum* spp.) se joignent aux espèces précitées pour former l'un des groupes d'espèces indicatrices le plus

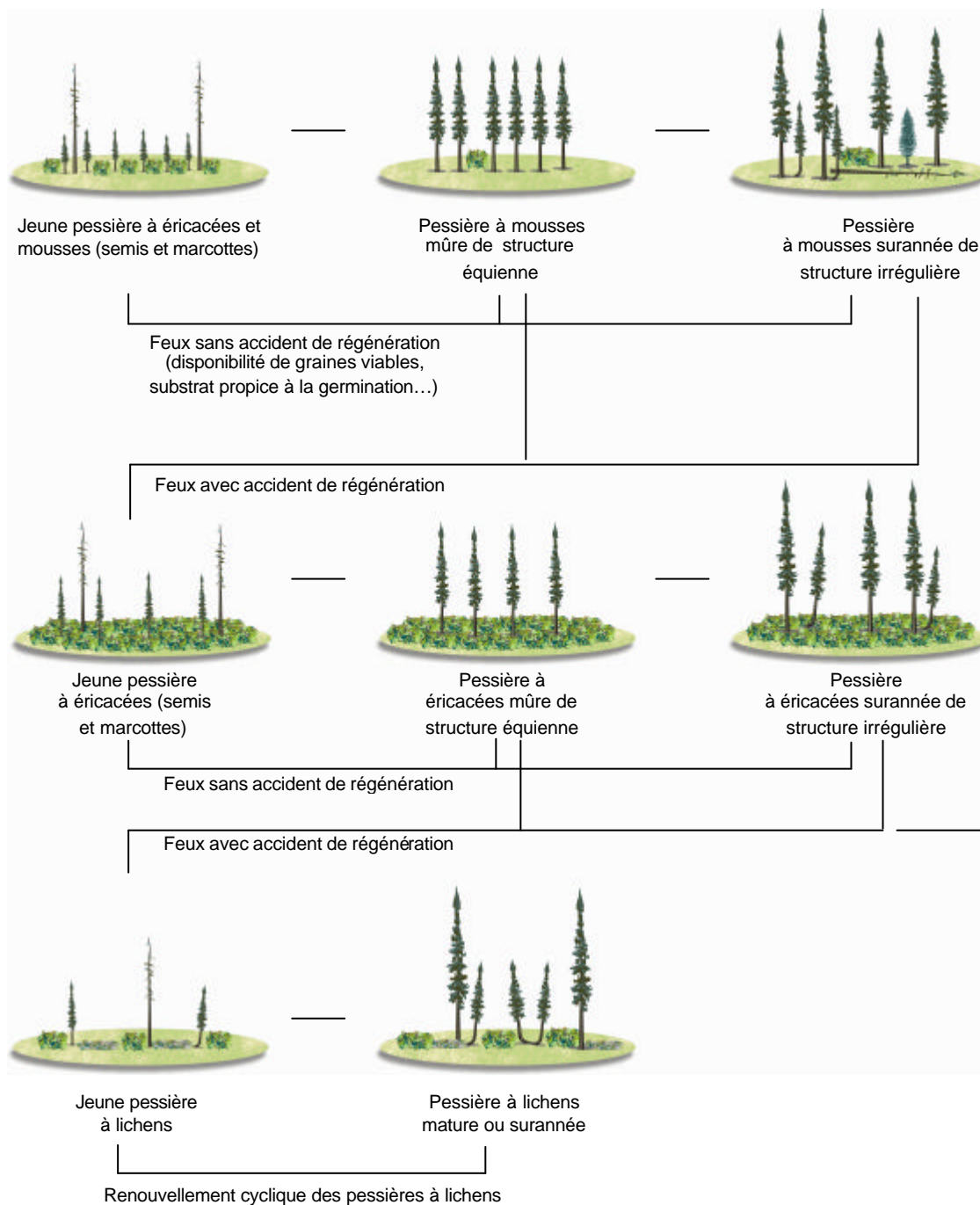


Figure 18. Dynamique naturelle des éricacées dans les pessières noires. L'abondance des éricacées semble fortement associée à l'ouverture des peuplements forestiers. Cette ouverture serait directement liée aux caractéristiques des peuplements préfeu (âge, disponibilité des graines...) et aux lits de germination après feu. Une fois que le stade de pessière à éricacées ou de la pessière à lichens est atteint, le retour au stade de la pessière noire à mousses semble compromis. Concernant la pessière à lichens, voir le chapitre 9.

fréquent des forêts résineuses humides de la zone boréale québécoise (groupe *Kalmia-Ledum-Sphaignes*). Enfin, les zones les moins bien drainées (sols organiques, ex. : type écologique RE37) sont surtout associées à la combinaison *Ledum groenlandicum*, *Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench et *Sphagnum* spp. Ces divers groupes d'espèces indicatrices (groupe *Kalmia-Cladina* ou groupe *Ledum-Chamaedaphne-Sphaignes*) correspondent à autant de types écologiques qui définissent des conditions particulières en regard de l'installation, de la croissance de l'épinette noire et de certains éléments de la dynamique forestière. Par exemple, les sites à *Kalmia* et *Cladina* spp., associés aux types écologiques de la pessière noire à lichens (RE1), présenteraient des limitations en regard de la croissance de l'épinette noire. BLAIS (2000) et GRONDIN *et al.* (2000a) ont démontré que la croissance sur les sites à *Kalmia-Cladina* est inférieure à celle observée sur les stations où l'on trouve d'autres groupes d'espèces indicatrices. La figure 19 présente une estimation de la possibilité d'invasion par les éricacées à la suite d'une coupe. Les principaux types écologiques de la forêt boréale y sont présentés. Ces types mettent en évidence les quatre éléments suivants :

- 1) la pessière à mousses ou à éricacées (RE2) et la pessière à sphaignes (RE3);
- 2) les pessières à lichens (RE1);
- 3) les pessières à sapin ou à feuillus de lumière (RS2);
- 4) les sapinières régies par la TBE (MS2).

Chacune de ces entités peut être décomposée en fonction du milieu physique (ex. : 0 : roc).

### 7.3 Interférences du *Kalmia* à l'endroit des conifères

Parmi les principales éricacées rencontrées en forêt boréale québécoise (*Kalmia*, *Ledum*, *Vaccinium* spp., *Chamaedaphne*), le *Kalmia* est celle qui a reçu le plus d'attention de la part des chercheurs en raison des étroites relations qu'il entretient avec l'épinette noire. La figure 20 résume ces relations. L'importance relative des phénomènes d'interférence observés varie en fonction des caractéristiques stationnelles et donc du type écologique (YAMASAKI *et al.* 2002). Ces phénomènes s'articuleraient autour de quatre grands pôles, soient (i) la formation d'un humus récalcitrant à la décomposition, (ii) la présence de pseudo-mycorhizes, (iii) l'allélopathie et (iv) la compétition pour les ressources environnementales.

#### 7.3.1 Diminution de la disponibilité des éléments minéraux du sol

La présence de *Kalmia* causerait une déficience nutritive à l'épinette en immobilisant d'une façon biochimique l'azote minéral du sol (DAMMAN 1971; BRADLEY *et al.* 1997, 2000; YAMASAKI *et al.* 2002). La minéralisation des litières se trouve ralentie et ce phénomène s'accroît dans les conditions d'acidité de la forêt boréale (JOBIDON 1995). Il en résulte une accumulation d'humus brut dans lequel les éléments nutritifs, notamment l'azote, sont séquestrés sous des formes difficilement disponibles pour les conifères en régénération.

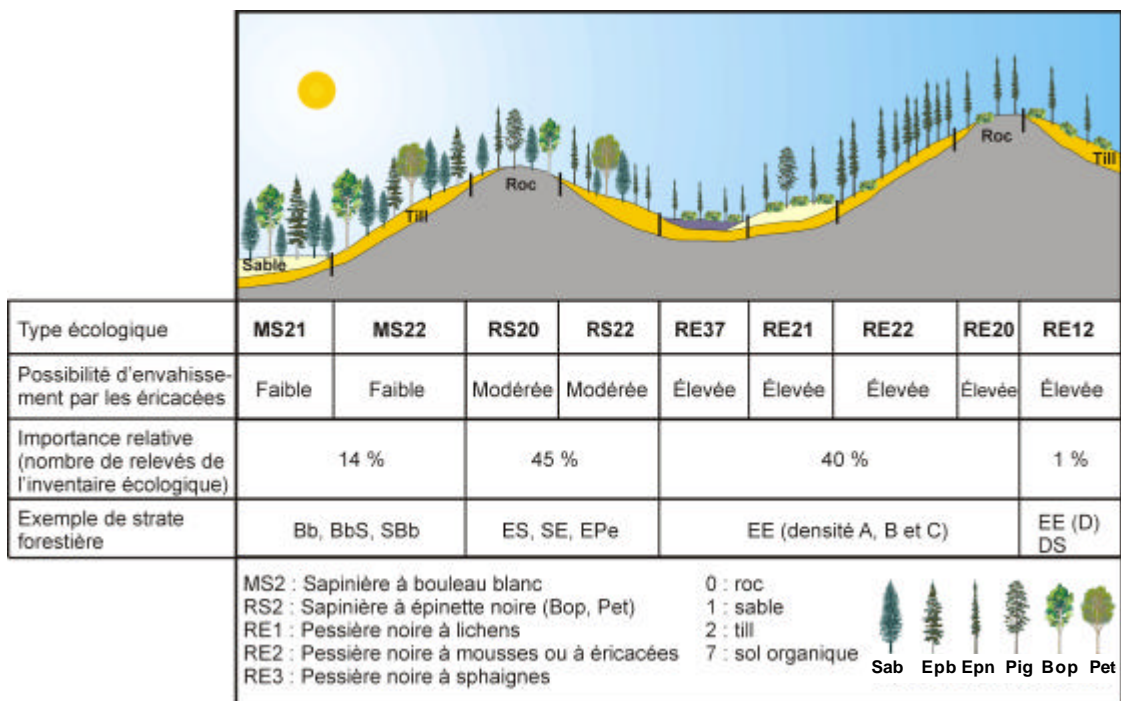


Figure 19. Représentation schématique des principaux types écologiques du domaine de la pessière noire à mousses de l'est et d'une évaluation préliminaire de leur susceptibilité à l'envahissement par les éricacées après un feu ou une coupe forestière.

### 7.3.2 Formation de pseudo-mycorhizes sur les racines de l'épinette noire

Les mycorhizes sont des associations symbiotiques entre un champignon et les racines d'une plante. La plante hôte voit sa capacité d'absorption des éléments nutritifs améliorée grâce au réseau d'hyphes fongiques et le champignon obtient directement des composés carbonés synthétisés par la plante (HARLEY et SMITH 1983). La présence de *Kalmia* favorise, sur les radicelles de l'épinette noire, la formation d'un type de mycorhize non bénéfique au conifère hôte (YAMASAKI *et al.* 1998). Ce type est appelé « pseudo-mycorhize ». Ces mycorhizes nuisent à la nutrition de l'épinette noire car elles limitent le pouvoir d'association des semis avec les mycorhizes bénéfiques, ce qui procurerait aux semis une meilleure nutrition et, en définitive, une meilleure croissance.

### 7.3.3 Libération de substances dans l'environnement (allélopathie)

À ce jour, les preuves expérimentales de l'occurrence de phénomènes allélopathiques en milieu naturel ne sont pas suffisantes pour affirmer que l'interférence du *Kalmia* à l'endroit des conifères implique de tels processus (INDERJIT et MALLIK 2002). La démonstration des phénomènes allélopathiques

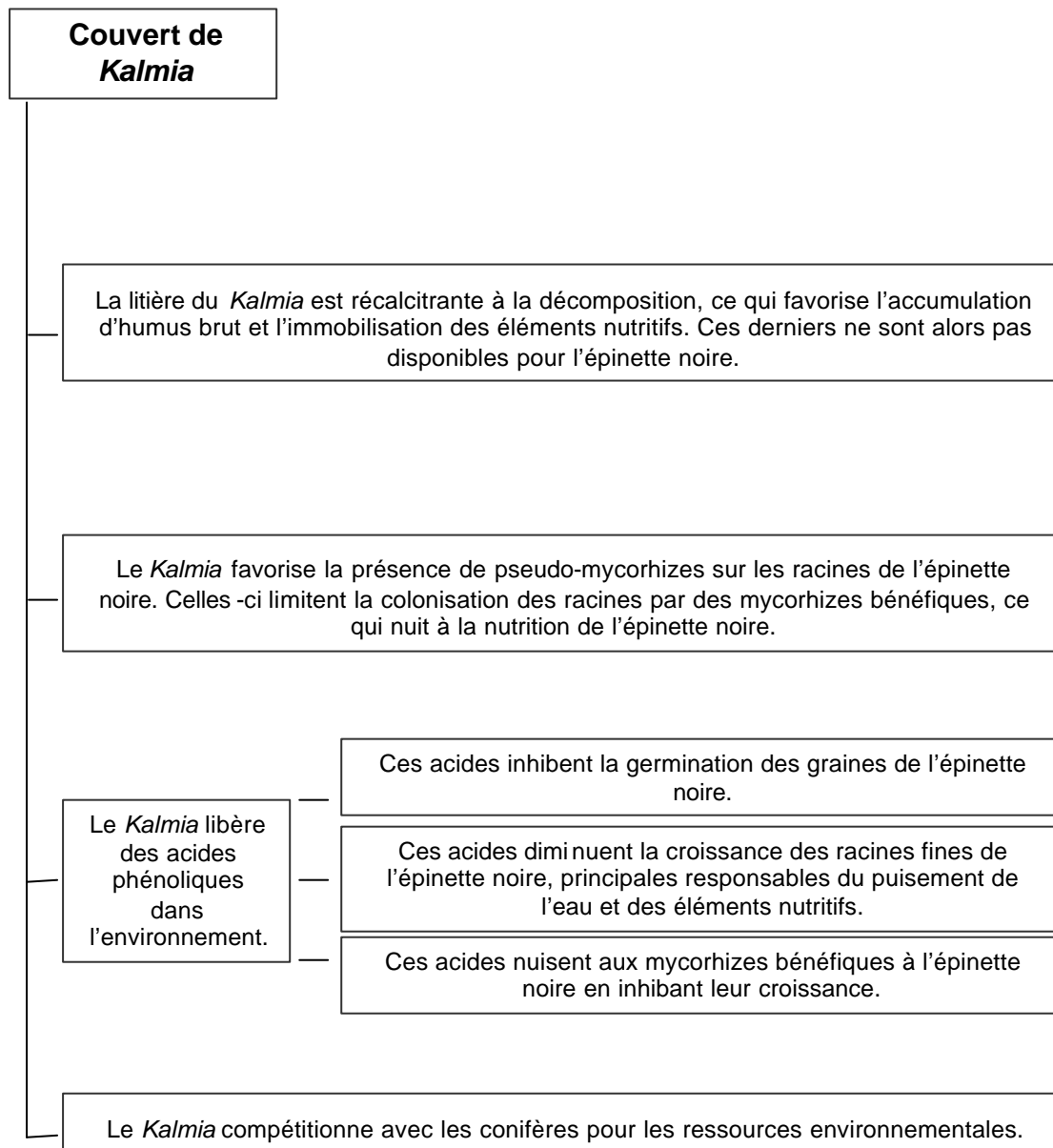


Figure 20. Relations entre le *Kalmia* et l'épinette noire (adaptée de JOBIDON [1995] et THIFFAULT [2001]).

en milieu naturel demeure, la plupart du temps, peu convaincante en raison des contraintes de la méthodologie inhérente à l'isolation de ces phénomènes des autres formes d'interférences (WEIDENHAMER 1996). Néanmoins, des résultats obtenus en laboratoire font croire que le *Kalmia* a effectivement un potentiel allélopathique à l'endroit des conifères. L'allélopathie serait particulièrement importante sur les stations les plus pauvres (YAMASAKI *et al.* 2002), à l'exemple des pessières noires de dépôts de texture grossière (RE21), de dépôts mal drainés (RE37) ou reposant sur le roc (RE20) (Figure 19).

#### 7.3.3.1 Inhibition de la germination de l'épinette noire

Le *Kalmia* est responsable d'une certaine inhibition de la germination de l'épinette noire (TITUS *et al.* 1995). Une expérience en serre a démontré que l'ajout de feuilles broyées de *Kalmia* sur la surface du sol minéral empêche la germination des graines d'épinette noire (OLSEN 1975 dans TITUS *et al.* 1995). Quarante-six jours après le début de l'expérience, le pourcentage de germination, sous l'influence de feuilles broyées de *Kalmia*, est inférieur d'au moins 12,5 % à celui du témoin sans litière de *Kalmia*. L'effet inhibiteur de la litière de *Kalmia* sur la germination des graines d'épinette noire s'accroît au fur et à mesure que la quantité de litière ajoutée s'élève. L'inhibition observée serait le résultat de la libération d'acides phénoliques à partir des feuilles de *Kalmia*. Ces acides empêcheraient la germination des graines d'épinette noire (OLSEN 1975 dans TITUS *et al.* 1995).

#### 7.3.3.2 Limitation de la croissance des racines de l'épinette noire

Les acides phénoliques libérés par le *Kalmia* limitent la croissance des racelles de l'épinette noire dans des conditions de laboratoire (ZHU et MALLIK 1994). Bien que ceci n'ait pas encore été démontré au champ, il apparaît possible que le même phénomène puisse se produire en terrain forestier. Nous formulons l'hypothèse que les épinettes noires croissant sur une station envahie par le *Kalmia* possèdent moins de racelles que celles établies sur une station exempte d'éricacées. Les racelles sont responsables de 90 % du puisement de l'eau et des éléments nutritifs (CHUNG et KRAMER 1975). L'absorption des éléments minéraux du sol par l'épinette se trouverait donc réduite en présence de *Kalmia*, ce qui se traduirait par une réduction de croissance. De plus, en plantation, la diminution de la capacité des plants à puiser l'eau du sol est susceptible d'aggraver le stress hydrique qu'ils subissent à la suite de leur mise en terre. Le stress hydrique est une cause fréquente de la mortalité des plants nouvellement mis en terre (MARGOLIS et BRAND 1990).

### 7.3.3.3 Interférence dans les processus de mycorhization de l'épinette noire

Les acides phénoliques agissent sur la mycorhization du système racinaire de l'épinette noire en inhibant la croissance de certains des champignons mycorhizateurs bénéfiques pour l'espèce (ZHU et MALLIK 1990). En prenant en compte l'importance des mycorhizes dans la nutrition minérale, notamment sur les stations où les éléments nutritifs sont peu abondants, l'interférence du *Kalmia* dans les processus de mycorhization de l'épinette noire est susceptible de limiter la croissance des plants, qu'ils soient naturels ou artificiellement mis en terre.

### 7.3.4 Compétition importante pour les ressources environnementales

Les phénomènes de compétition apparaissent lorsque deux individus doivent utiliser les mêmes ressources environnementales et que ces ressources sont présentes en quantités limitées (KIMMINS 1987). Grâce à un système racinaire rhyzomateux de grande envergure et une masse importante de racines fines (MALLIK 1993), le *Kalmia* serait en mesure de puiser efficacement l'eau et les éléments nutritifs du sol. De plus, l'association du *Kalmia* avec des mycorhizes éricoïdales lui permettrait probablement de puiser efficacement l'azote sous forme organique (LEAKE et READ 1989). Des travaux récents mettent en évidence que la compétition du *Kalmia* pour les éléments nutritifs serait particulièrement importante sur les stations à éricacées les plus riches (ex. : RE22), par rapport aux plus pauvres (ex. : RE21, RE37) (YAMASAKI *et al.* 2002).

Il est intéressant de noter que le problème de la régénération des conifères en présence d'éricacées n'est pas unique au Québec. Par exemple, à la suite des coupes forestières pratiquées sur la côte ouest du Canada, l'invasion des stations par l'éricacée *Gaultheria shallon* Pursh. est souvent synonyme d'échec de régénération. L'interférence de la *Gaultheria* à l'endroit de l'épinette de Sitka (*Picea sitchensis* [Bong.] Carr.), de la pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla* [Raf.] Sarg.) et du thuya géant (*Thuja plicata* Donn ex D. Don) varie d'une simple diminution de la croissance jusqu'à la mort des semis, en passant par la chlorose des feuilles (FRASER *et al.* 1993, FRASER *et al.* 1995, PRESCOTT 1996). Tout comme le *Kalmia*, la *Gaultheria* occupe rapidement de larges espaces à la suite de la diminution du couvert forestier (HUFFMAN *et al.* 1994), l'intensité lumineuse ayant un effet marqué sur la croissance de cette espèce (MESSIER 1992). Les stress nutritifs (MESSIER et KIMMINS 1990, FRASER *et al.* 1995) et les phénomènes allélopathiques inhérents à la libération de tannins (PRESTON 1996) sont responsables de l'inhibition de la croissance des conifères par la *Gaultheria*. Des phénomènes similaires ont également été constatés dans d'autres écosystèmes, notamment en Scandinavie, en présence d'*Empetrum hermaphroditum* Hagerup (NILSSON et ZACKRISSON 1992, NILSSON *et al.* 1993) et *Calluna vulgaris* (L.) Hull (MALLIK 1995).



#### 7.4 Dynamique des éricacées dans les peuplements aménagés

À la suite d'une coupe, nous formulons l'hypothèse qu'un grand nombre de stations préalablement occupées par les pessières à mousses ou par les pessières à éricacées sont envahies par les éricacées (BRUMELIS et CARLETON 1989, MALLIK 1995, YOUNGBLOOD et TITUS 1996). Ces dernières, et tout particulièrement le *Kalmia*, possèdent diverses stratégies de régénération qui facilitent l'envahissement du parterre de coupe. Le marcottage, les rejets à la base de la tige et la croissance des rhizomes sont les principales (MALLIK 1992). Tel qu'exposé précédemment, le *Kalmia* pourrait alors influencer la germination de nouveaux semis de conifères. Ces semis s'installent surtout aux endroits mis à nu lors des opérations forestières (par exemple, les chemins de débardage, pour autant que la densité apparente du sol ne soit pas devenue un obstacle, à la suite de la compaction). De plus, le *Kalmia* et les autres éricacées semblent inhiber la minéralisation de la litière, en diminuant les apports nutritifs nécessaires à la nutrition et à la croissance de l'épinette noire. Cette insuffisance d'éléments nutritifs pourrait empêcher la régénération de s'établir en nombre suffisant et limiter la production forestière (JOBIDON 1995). BERGERON *et al.* (1999) argumentent que la coupe telle que pratiquée aujourd'hui (avec protection de la régénération et des sols – CPRS) se compare davantage, en regard de l'intensité, aux perturbations occasionnées par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette – au cours desquelles le sol est peu perturbé – qu'aux feux de forêt. Dans les sentiers de débardage des CPRS (où la perturbation est importante), HARVEY et BRAIS (2002) notent que la densité des éricacées diminue à la suite de la coupe, mais seulement de façon temporaire. Certaines pessières à mousses sont toutefois colonisées après coupe par des espèces présentes en faible quantité dans les forêts avant coupe, notamment le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) (GAGNON *et al.* 1998). Cette situation, qui relève de l'enjeu sur l'enfeuillage, s'observe principalement sur les sols de texture fine de l'Abitibi et de la Gaspésie (GRONDIN *et al.* 2000b; FORTIN et GAGNON 2000, 2001, 2002). On peut par contre s'interroger sur les modifications de la dynamique forestière et du régime nutritif qu'entraînent les feuillus sur les stations où ceux-ci s'entremêlent aux éricacées. En définitive, le nombre de marcottes et les quelques semis installés après coupe suggèrent que les sites ayant fait l'objet de coupe ont le potentiel de reproduire des forêts exploitables (STANEK 1968, FRISQUE *et al.* 1978, GROOT 1984, RUEL 1987, DOUCET 1988, MORIN et GAGNON 1991). L'appréhension en regard de la biodiversité demeure donc centrée sur les sites mal régénérés et les paysages qui demeurent dominés par une végétation arbustive pendant plusieurs décennies.

Dans une pessière de seconde venue (principalement issue de marcottes), BLAIS (2000) note que l'indice de qualité de station (IQS; défini par la hauteur des arbres dominants et codominants à un âge donné) des pessières à éricacées sur till mésique est inférieur à celui des pessières à mousses sur till mésique (type écologique RE22). Cette différence se maintient sur les dépôts fluvio-glaciaires dominés

par les mousses ou les éricacées (RE21) ou par les lichens (RE11). La différence de croissance entre les mousses et les éricacées ne ressort cependant pas sur le till humide (RE25) (Figure 21). Ces données suggèrent que, sur certains types écologiques, la croissance demeure influencée par les groupes d'espèces indicatrices (mousses – éricacées).

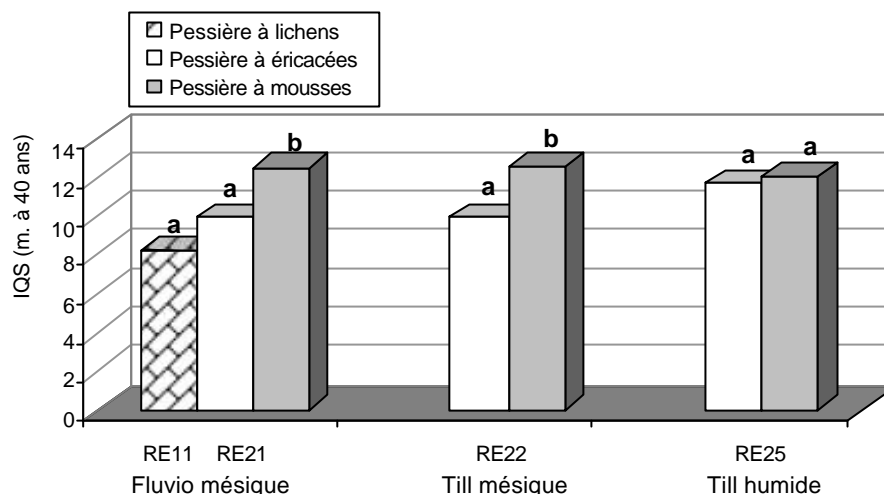


Figure 21. Indices de qualité de station (IQS) moyens pour certains types écologiques (adapté de BLAIS 2000). Une même lettre indique qu'il n'y a pas de différence significative de l'IQS. On note que pour un même type écologique (RE21, RE22, RE25), l'IQS de l'épinette noire varie en fonction du groupe d'espèces indicatrices (éricacées, mousses).

### 7.5 Pistes de solution afin de limiter l'envahissement par les éricacées

La section qui suit présente un aperçu des différentes options sylvicoles envisagées (et documentées) jusqu'à ce jour afin de mitiger les effets négatifs du *Kalmia* et d'assurer le succès d'établissement de la régénération sur les stations soumises à son envahissement. Nous privilégions les approches préventives qui favorisent le maintien d'une ambiance forestière par l'utilisation de la régénération naturelle. Toutefois, si la régénération naturelle est déficiente en regard de sa quantité, de sa répartition ou de sa qualité, le succès de ces approches peut être compromis. Nous croyons alors que le recours à des stratégies de mitigation, tel le reboisement jumelé à des travaux adéquats de préparation du terrain, s'avère nécessaire.

### 7.5.1 Coupes destinées à la conservation du couvert forestier

La coupe avec protection des petites tiges marchandes (RIOPEL *et al.* 2000) pourrait faire l'objet d'une évaluation à titre de traitement sylvicole qui limite l'envahissement des éricacées (CCS 2002). Également, les coupes progressives irrégulières pourraient constituer une approche sylvicole intéressante en regard de la biodiversité. Deux objectifs fondamentaux distinguent ces coupes des autres systèmes sylvicoles : (i) une diversité structurale à long terme des peuplements et (ii) une distribution spatiale hétérogène des arbres et des îlots boisés dans le but de conserver les attributs d'un écosystème forestier régit par la dynamique naturelle (MITCHELL et BEESE 2002). L'objectif à moyen terme est de façonner des peuplements de structure irrégulière en assurant la présence permanente d'un certain couvert et d'un approvisionnement continu de matière ligneuse. Les effets de telles coupes sur la dynamique des éricacées ne sont pas documentés, comme ils le sont en partie pour la CPRS (HARVEY et BRAIS 2002), mais nous croyons que le maintien d'arbres de bonnes dimensions, tout en atténuant la quantité de lumière qui parvient sur le parterre forestier, limiterait l'expansion du *Kalmia*. Toutefois, nous ne disposons d'aucune information qui nous permettrait de préciser la densité du couvert à maintenir pour empêcher la prolifération des éricacées.

L'exposition du sol minéral par la machinerie forestière pourrait, dans une certaine mesure, restreindre la croissance végétative des éricacées (simulation du scarifiage) tout en stimulant la régénération de l'épinette noire. Ce scénario de coupes destinées à la conservation du couvert forestier pourrait donc être reconnu comme une action préventive au problème de l'envahissement des éricacées et à la formation de vastes paysages dominés par une végétation arbustive récalcitrante à l'établissement de la régénération coniférienne. La localisation des pessières de structure irrégulière devrait varier dans l'espace et dans le temps afin de lutter contre le phénomène de la paludification. Ce dernier processus se définit comme l'accumulation graduelle de l'humus forestier depuis le dernier feu. Cette augmentation d'épaisseur de la matière organique pourrait entraîner une baisse de la productivité. L'utilisation du brûlage dirigé ou d'un scarifiage intense serait des moyens de contrer ce phénomène.

### 7.5.2 Fertilisation

À la suite des résultats obtenus lors d'une étude réalisée dans un peuplement de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) de la partie sud de la forêt boréale, PRESCOTT *et al.* (1995) proposent une fertilisation répétée en azote comme moyen de contrôle du *Kalmia* sur les stations perturbées. En effet, leur étude met en évidence que la fréquence et l'abondance des éricacées (*Kalmia* et *Vaccinium angustifolium* Ait.) sont réduites de façon significative à la suite de l'application répétée de fertilisants (un minimum de 112 kg N ha<sup>-1</sup>, appliqué à six reprises, sur une période de 9ans). De plus, les mêmes résultats sont

toujours apparents 14 ans depuis la dernière fertilisation. Une étude récente démontre que la croissance de semis d'épinette noire, plantés sur un site dominé par le *Kalmia*, bénéficie d'un traitement de fertilisation (B. Titus, comm. pers.). Cependant, le taux de survie des semis s'en trouve diminué. Ainsi, l'auteur recommande l'utilisation d'une fertilisation par enfouissement de fertilisants à dissipation lente près du trou de plantation plutôt qu'une fertilisation à la volée. Cette technique a d'ailleurs donné des résultats intéressants dans d'autres types d'écosystèmes (KISKILA et VAN EERDEN 1999, BLEVINS et PRESCOTT 2002). Les premiers résultats relatifs à l'utilisation de cette technique sur des stations à *Kalmia* de la Côte-Nord sont également prometteurs (THIFFAULT 2003).

### 7.5.3 Brûlage et phytocides

MALLIK (1991) démontre que la coupe et le brûlage stimulent la reproduction végétative du *Kalmia*. L'application de ces méthodes à grande échelle serait déconseillée, à moins de procéder à un brûlage dirigé de forte intensité, lequel nécessite un temps sec et beaucoup de combustible au sol (D. Robitaille, comm. pers.). L'utilisation de glyphosate combiné à un surfactant (qui permet au phytocide d'être absorbé, malgré l'épaisse cuticule sur les feuilles du *Kalmia*) permet de maîtriser efficacement le *Kalmia* pendant au moins 5 ans suivant le traitement (ENGLISH et TITUS 2000). Toutefois, compte tenu des recommandations de la Stratégie de protection des forêts (MRN 1994) qui ont mené à l'arrêt de l'utilisation de phytocides chimiques en milieu forestier depuis 2001, d'autres modes de gestion du *Kalmia* doivent être envisagés. Le « Bialaphos », un herbicide issu de synthèses microbiennes, donne des résultats intéressants dans le contrôle du *Kalmia* (JOBIDON 1991), sans pour autant provoquer d'effets néfastes sur les plants d'épinette noire (SY *et al.* 1994a, 1994b). Ce produit présente donc un intérêt certain, mais son utilisation n'est pas homologuée au Canada.

### 7.5.4 Scarifiage et plantation

Comme méthode de gestion du *Kalmia*, plusieurs auteurs (RICHARDSON 1981, MALLIK 1994, TITUS *et al.* 1995, YAMASAKI *et al.* 2002, THIFFAULT 2003) recommandent une préparation mécanique intense du terrain qui mélange la matière organique au sol minéral, tôt après la coupe et suivie immédiatement d'un reboisement. Une intervention hâtive à la suite de la récolte du peuplement est justifiée puisqu'elle limitera la période de temps propice à l'envahissement des éricacées. Le reboisement hâtif permettra aux plants mis en terre de profiter d'une meilleure disponibilité de l'azote du sol, tout en évitant la réduction du taux de minéralisation provoquée par la présence du *Kalmia* (YAMASAKI *et al.* 2002). L'exposition du sol minéral qui résulte du scarifiage semble créer une barrière à l'expansion du *Kalmia* à partir de ses rhizomes (TITUS *et al.* 1995). Ainsi, un scarifiage adéquat pourrait fournir aux plants de conifères des microsites exempts de l'influence du *Kalmia* tout en simulant l'effet des feux sans accident de régénération. Le défi est de trouver des stratégies qui permettent aux plants de croître le plus longtemps

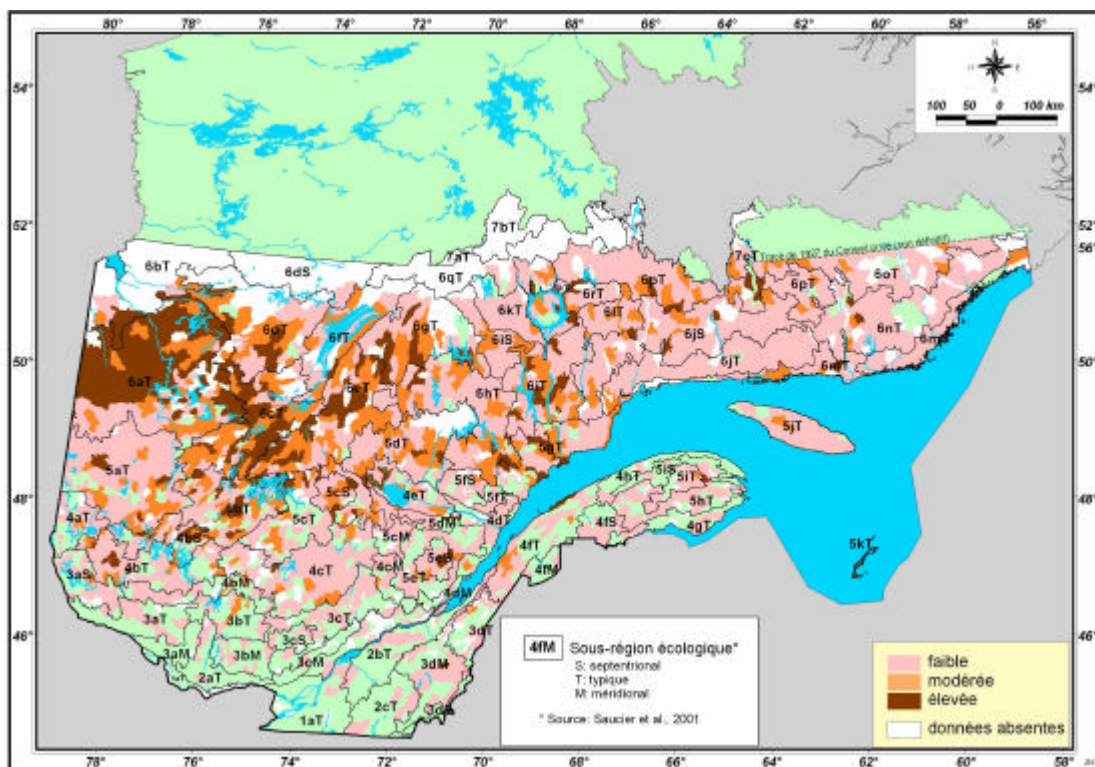
possible, hors de l'influence des éricacées, et de favoriser une fermeture rapide du couvert forestier. Ceci réduirait graduellement le couvert d'éricacées et procurerait une bonne croissance de l'épinette noire. Le scarifiage à simple, et plus encore, à passage croisé, permet de réduire l'envahissement des éricacées au moment de la mise en terre des plants sur une station à dépôt grossier et humus mince de l'est de l'Abitibi (THIFFAULT *et al.* 2001). De même, le scarifiage à disques accroît la distance entre les plants mis en terre et ceux de *Kalmia* les plus proches (THIFFAULT *et al.* 2001). Cet effet est susceptible d'améliorer la croissance des épinettes (YAMASAKI *et al.* 1998). L'effet bénéfique du scarifiage sur le contrôle du *Kalmia* était encore présent 3 ans (PRÉVOST 1996) et 5 ans (PRÉVOST 1997) après l'application du traitement dans des pessières noires à mousses de la forêt boréale québécoise.

## 7.6 Répartition géographique des éricacées

La figure 22, élaborée à partir de l'inventaire écologique du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, illustre la répartition des éricacées dans le Québec méridional. Cette information met en évidence que la pessière à mousses de l'ouest, mieux pourvue de sols hydriques (section nord-ouest) ou plus fortement affectée par les feux, recèle une plus grande quantité d'éricacées. De plus, nous notons une augmentation des éricacées depuis la partie sud de la pessière à mousses vers la pessière à lichens. La figure 23 illustre la progression des coupes. La comparaison des figures 22 et 23 permet de constater que les coupes forestières progressent vers les zones bien pourvues en éricacées et, par conséquent, propices à l'envahissement par ces dernières. Nous considérons que la problématique des éricacées est vouée à devenir de plus en plus préoccupante.

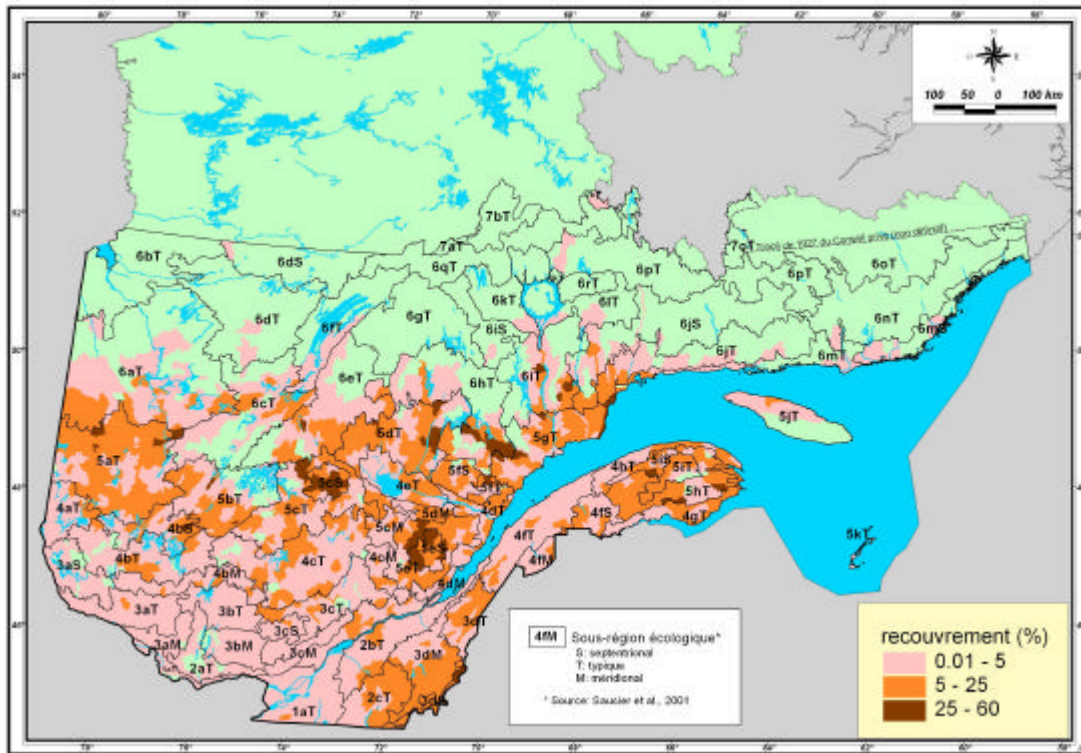
## 7.7 Recherches en cours

Des équipes de recherche tentent de documenter les contraintes à l'installation de la régénération après feu en forêt boréale nordique (Sirois *et al.*, dispositifs à l'étude), et d'évaluer la productivité et la résilience des peuplements à la suite de perturbations naturelles et anthropiques (Brais *et al.*, dispositifs à l'étude). Leurs travaux permettront notamment (i) de modéliser l'évolution du potentiel de la régénération du pin gris et de l'épinette noire en fonction du temps écoulé depuis le dernier incendie; (ii) d'établir la relation qui existe entre le potentiel et le succès de régénération de ces espèces en fonction de la longueur de l'intervalle de feu; (iii) de décrire et quantifier les mécanismes impliqués dans la résilience des écosystèmes à la suite d'une perturbation naturelle, et (iv) d'évaluer de quelle manière les interventions forestières influencent ces processus.



Note : L'importance relative (faible, modérée, élevée) a été déterminée selon le district écologique. À partir de l'ensemble des placettes d'échantillonnage réalisées lors de l'inventaire écologique du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP), un recouvrement total d'éricacées a été calculé selon le district écologique. Par la suite, ce recouvrement a été divisé par la superficie forestière productive du district. Les résultats obtenus ont été transformés en classes.

Figure 22. Répartition et densité des éricacées dans les districts écologiques selon l'inventaire écologique du MRNFP. Les éricacées sont très bien représentées dans la pessière à mousses de l'ouest (région 6a à 6g, cycle de feu relativement court, abondance de sites humides). On les observe également dans la pessière à mousses de l'est (région 6h et plus), dans la sapinière à bouleau blanc (5) ainsi que dans la sapinière à bouleau jaune (4).



Note : La superficie des coupes a été évaluée à l'aide des données du deuxième programme d'inventaire du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP) (données SIFORT). La sommation des coupes a été réalisée selon le district écologique. Le résultat obtenu a été divisé par la superficie forestière de chacun des districts.

Figure 23. Répartition et recouvrement des coupes totales selon le district écologique et les données du deuxième programme d'inventaire décennal du MRNFP. Ce portrait est celui qui prévalait vers 1985-1990. Les coupes s'effectuent de plus en plus dans les régions nordiques, c'est-à-dire sur des territoires bien pourvus en éricacées. On pose l'hypothèse que plusieurs sites (pessière à mousses) ayant fait l'objet de coupes présenteront un portrait similaire à celui des feux avec accidents de régénération (pessière à éricacées, figure 18).

Des études sur la remise en production de stations dominées par le *Kalmia* viendront parfaire nos connaissances fondamentales et appliquées. Munson *et al.* (dispositifs à l'étude) mènent un projet pour évaluer les pertes probables de productivité forestière associées à l'envahissement des parterres par le *Kalmia*. Leurs travaux devraient permettre d'évaluer l'effet de l'ombrage et de la fertilisation sur les caractéristiques de la litière du *Kalmia*, de documenter le lien entre la qualité de la litière et la productivité forestière, et de comprendre le rôle des tannins dans l'immobilisation des éléments nutritifs du sol.

Sur le plan sylvicole, une étude amorcée en 1991 dans la région de Baie-Comeau permettra d'évaluer les effets de différents modes de scarifiage, de l'espèce mise en terre ainsi que leurs interactions sur la croissance des plants (THIFFAULT *et al.*, soumis). Les résultats préliminaires de ces travaux indiquent que les épinettes plantées dans les parcelles scarifiées croissent plus rapidement que celles mises en terre dans les parcelles non scarifiées (VEILLEUX et LÉVESQUE 1997). Une autre étude (Thiffault et Jobidon, dispositifs à l'étude) réalisée dans le même secteur vise à quantifier l'effet de la mise en terre de « plants améliorés » (du point de vue de leur concentration tissulaire en éléments nutritifs) d'épinette noire sur leur croissance et leur nutrition dans des stations dominées par le *Kalmia*. Ces travaux visent également à quantifier l'effet du scarifiage et son intensité sur (i) la croissance et la nutrition des semis, (ii) la disponibilité saisonnière en éléments nutritifs dans le sol minéral et (iii) le réenvahissement des microsites de plantation par le *Kalmia* ou d'autres espèces. Finalement, ce projet vise à quantifier l'influence de la fertilisation des plants au moment de leur mise en terre sur leur croissance et leur nutrition.

Un projet est en cours dans l'ouest de la province (région de l'Abitibi) et vise, à l'instar de l'étude précédente, à évaluer l'effet du scarifiage et de la fertilisation au moment de la mise en terre sur l'établissement de conifères sur les stations dominées par le *Kalmia* (THIFFAULT *et al.*, en préparation).

## **7.8 Conclusion**

La présence abondante d'éricacées est susceptible d'inhiber la germination des semences de conifère et de ralentir la croissance des semis et des plants. La compétition pour les ressources (essentiellement les éléments nutritifs), le ralentissement de la minéralisation des litières, de même que les effets sur la mycorhization semblent expliquer une partie de l'interférence observée. Le rôle des processus allélopathiques ne fait pas l'unanimité dans la communauté scientifique, en raison des difficultés méthodologiques liées à leur isolation par rapport à la compétition pour les ressources. Néanmoins, l'envahissement des parterres de coupe par les éricacées pourrait nuire à la croissance de l'épinette noire et retarder la maturité de la prochaine forêt. Cela équivaut à une perte de la capacité de résilience des écosystèmes. Plus concrètement, on pourrait assister à une baisse de la productivité



forestière. La sylviculture vise à mitiger cet effet en assurant l'établissement de la régénération. Certaines pistes de solutions existent à l'échelle des peuplements (scarifiage, fertilisation), mais les paramètres de leur utilisation demeurent à définir. À l'instar des fondements des interférences observées, elles font actuellement l'objet d'études.

À notre avis, il n'est pas possible pour l'instant de proposer des scénarios sylvicoles qui garantiront, par nos aménagements, la résilience des peuplements propices à l'envahissement par les éricacées. À notre connaissance, l'impact des coupes sur la dynamique des éricacées à l'échelle du paysage n'a pas été étudié dans le contexte de la forêt boréale québécoise. De plus, des questions demeurent en suspens à propos des mécanismes écologiques qui font qu'une pessière coupée se transforme en pessière à éricacées et non en pessière dense. Les mêmes questions se posent à propos des processus écologiques qui sont à la base du développement des éricacées en milieu naturel. Nous concluons que la problématique de l'envahissement des parterres de coupes par les éricacées est un enjeu important, autant en regard de la productivité forestière que de la biodiversité.

## 7.9 Remerciements

Nous remercions sincèrement les personnes qui ont accepté de relire et de commenter en entier ou en partie des versions préliminaires de ce document. Il s'agit notamment de MM. Jean-François Boucher, Stéphane Déry, Daniel Dumais, Jean-Martin Lussier, Hubert Morin, Jean-Claude Ruel et Stephen Yamasaki. Merci également à MM. Guillaume Cyr, Brian Harvey et Robert Bradley pour leur contribution à la description des projets de recherche en cours. Monsieur Jean Noël a édité les figures alors que M. Denis Hotte et Mme Lucie Jobin ont respectivement collaboré à l'édition de la liste des références et à la recherche bibliographique.

## 7.10 Références

- BELLEFEUILLE, R., 1935. *La reproduction des peuplements d'épinette noire dans les forêts du Nord-Québec*. For. Chron. 11 : 323-340.
- BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC et S. GAUTHIER, 1999. *Forest management guidelines based on natural disturbance : stand - and forest-level considerations*. For. Chron. 75 : 49-54.
- BLAIS, M.-J., 2000. *Qualité de station pour l'épinette noire en relation avec les caractéristiques stationnelles et végétales*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 51 p.

- BLEVINS, L.L. et C. PRESCOTT, 2002. *Salal Cedar Hemlock Integrated Research Program : Research Update #2*. University of British Columbia, Vancouver. 62 p.
- BOUCHER, D., L. DE GRANDPRÉ et S. GAUTHIER, 2003. *Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec*. Can. J. For. Res. 79 : 1-11.
- BRADLEY, R.L., B.D. TITUS et J.W. FYLES, 1997. *Nitrogen acquisition and competitive ability of Kalmia angustifolia L., paper birch (Betula papyrifera Marsh.) and black spruce (Picea mariana [Mill.] B.S.P.) seedlings grown on different humus forms*. Plant Soil 195 : 209-220.
- BRADLEY, R.L., B.D. TITUS et C.P. PRESTON, 2000. *Change to mineral N cycling and microbial communities in black spruce humus after additions of (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and condensed tannins extracted from Kalmia angustifolia and balsam fir*. Soil Biol. & Biochem. 32 : 1227-1240.
- BRUMELIS, G. et T.J. CARLETON, 1989. *The vegetation of post-logged black spruce lowlands in central Canada. II. Understorey vegetation*. J. Appl. Ecol. 26 : 321-339.
- CHUNG, H.H. et P.J. KRAMER, 1975. *Absorption of water and P<sup>32</sup> through suberized and unsuberized roots of loblolly pine*. Can. J. For. Res. 5 : 229-235.
- CCS (COMITÉ CONSULTATIF SCIENTIFIQUE DU MANUEL D'AMÉNAGEMENT FORESTIER), 2002. *Coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) : Avis scientifique*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. 146 p.
- CÔTÉ, D., 2003. *Expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses*. p. 173 à 188. Dans : Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière, P. Grondin et A. Cimon, éditeurs. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier.
- DAMMAN A.W.H., 1971. *Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site*. Ecol. Monogr. 41 : 253-270.
- DOUCET, R., 1988. *La régénération préétablie dans les peuplements forestiers naturels au Québec*. For. Chron. 64 : 116-120.

- ENGLISH B. et B.D. TITUS, 2000. *Controlling Kalmia with a Vision<sup>®</sup> + Sylgard<sup>®</sup> 309 mixture*. Silviculture Notebook No. 50. Newfoundland Forest Service, Corner Brook. 12 p.
- FORTIN, S. et R. GAGNON, 2000. *Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble, en Gaspésie*. Rapport de recherche. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier – volet 1 (expérimentation). Ministère des Ressources naturelles. 68 p.
- FORTIN, S. et R. GAGNON, 2001. *Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble, en Gaspésie : II Expansion du tremble après perturbation*. Rapport de recherche. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier – volet 1 (expérimentation). Ministère des Ressources naturelles. 87 p.
- FORTIN, S. et R. GAGNON, 2002. *Risque d'envahissement de certaines strates par le tremble, après coupe, en Gaspésie*. Rapport de recherche. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier – volet 1 (expérimentation). Ministère des Ressources naturelles. 51 p.
- FRASER, L.H., C.P. CHANWAY et R. TURKINGTON, 1995. *The competitive role of Gaultheria shallon on planted western hemlock and western red cedar saplings on northern Vancouver Island* For. Ecol. Manage. 75 : 27-39.
- FRASER, L.H., R. TURKINGTON et C.P. CHANWAY, 1993. *The biology of Canadian weeds. 102. Gaultheria shallon Pursh*. Can. J. Plant. Sci. 73 : 1233-1247.
- FRISQUE, G., G.F. WEETMAN et E. CLEMMER, 1978. *Analyse, 10 ans après coupe de bois à pâte, des problèmes de régénération dans l'est du Canada*. Institut canadien de recherches en génie forestier (FERIC), Pointe-Claire. Rapport technique RT-23. 67 p.
- GAGNON, R. et H. MORIN, 1992. *Establishment period of black spruce (Picea mariana) after fire*. In Proc. Tree Rings and Environment. International Dendrochronological Symposium. Edité par T.S. Bartholin, B.E. Berlung, D. Eckstien et F.H. Schweingruber. Lundqua Rep. No. 34. Lund University, Lund, Sweden. p. 112-114.
- GAGNON, R., J. POTVIN et E. GAGNÉ, 1998. *Les bases écologiques de fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay–Lac-Saint-Jean–Chibougamau–Chapais (Québec) : vers un aménagement forestier durable*. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 28 p.

- GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE, 1999. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec. 220 p.
- GRONDIN, P, J. NOËL, D. HOTTE, P. TARDIF et C. LAPOINTE, 2000a. *Croissance potentielle en hauteur et dynamique des espèces forestières sur les principaux types écologiques des régions écologiques 5a et 6a (Abitibi)*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. 95 p.
- GRONDIN, P., J. NOËL, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2000b. *Relations entre la végétation, le milieu physique, les perturbations naturelles et le climat dans le sud-ouest de la forêt boréale québécoise*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. Rapport interne n° 472. 141 p.
- GROOT, A., 1984. *Stand and site conditions associated with abundance of advance growth in the Northern Clay section of Ontario*. Canadian Forest Service, Great Lakes Forestry Center, Sault Ste. Marie. Information Report O-X-358. 15 p.
- HARLEY, J.L. et S.E. SMITH, 1983. *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, London. 483 p.
- HARVEY, B. et S. BRAIS, 2002. *Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest*. Can. J. For. Res. 32 : 653-666.
- HUFFMAN, D.W., J.C. TAPPEINER II et J.C. ZASADA, 1994. *Regeneration of salal (Gaultheria shallon) in the central Coast Range forests of Oregon*. Can. J. Bot. 72 : 39-51.
- INDERJIT et A.U. MALLIK, 2002. *Can Kalmia angustifolia interference to black spruce (Picea mariana) be explained by allelopathy?* For. Ecol. Manage. 160 : 75-84.
- JOBIDON, R., 1991. *Control of Kalmia with Bialaphos, a microbially produced phytotoxin*. North. J. Appl. For. 8 : 147-149.
- JOBIDON, R., 1995. *Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec*. *Revue de littérature*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. Mémoire de recherche forestière n° 117. 180 p.

- KIISKILA, S. et E.V. VAN EERDEN, 1999. *Fertilization at time-of-planting northern boreal spruce*. In IUFRO Subject Group 3.02.00 Meeting : The Interactions Between Nursery Management and Silvicultural Operations. Auburn, 27-30 septembre. p. 17.
- KIMMINS, J.P., 1987. *Forest Ecology*. Macmillan, New York. 531 p.
- LEAKE, J.R. et D.J. READ, 1989. *The effects of phenolic compounds on nitrogen mobilisation by ericoid mycorrhizal systems*. Agric. Ecosys. Env. 29 : 225-236.
- MALLIK, A.U., 1991. *Cutting, burning, and mulching to control Kalmia : results of a greenhouse experiment*. Can. J. For. Res. 21 : 417-420.
- MALLIK, A.U., 1992. *Ecology of a forest weed of Newfoundland: vegetative regeneration strategy of Kalmia angustifolia*. Can. J. Bot. 71 : 161-166.
- MALLIK, A.U., 1993. *Ecology of a forest weed of Newfoundland: vegetative regeneration strategy of Kalmia angustifolia*. Can. J. Bot. 71 : 161-166.
- MALLIK, A.U., 1994. *Autecological response of Kalmia angustifolia to forest types and disturbance regimes*. For. Ecol. Manage. 65 : 231-249.
- MALLIK, A.U., 1995. *Conversion of temperate forests into heaths : role of ecosystem disturbance and ericaceous plants*. Environ. Manage. 19 : 675-684.
- MARGOLIS, H.A. et D.G. BRAND, 1990. *An ecophysiological basis for understanding plantation establishment*. Can. J. For. Res. 20 : 375-390.
- MESSIER, C., 1992. *Effects of neutral shade and growing media on growth, biomass allocation, and competitive ability of Gaultheria shallon*. Can. J. Bot. 70 : 2271-2276.
- MESSIER, C. et J.P. KIMMINS, 1990. *Nutritional stress in Picea sitchensis plantations in coastal British Columbia (Canada) : The effects of Gaultheria shallon and declining site fertility*. Water Air Soil Poll. 54 : 257-267.

- MITCHELL, S.J. et W.J. BEESE, 2002. *The retention system : reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems*. For. Chron. 78 : 397-403.
- MORIN, H. et R. GAGNON, 1991. *Structure et croissance de peuplements d'épinette noire issus de régénération préétablie, une quarantaine d'années après coupe au Lac-Saint-Jean, Québec*. For. Chron. 67 : 275-283.
- MRN (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES), 1994. *Une stratégie : Aménager pour mieux protéger les forêts*. Publication n° FQ94-3051. 197 p.
- NILSSON, M.-C. et O. ZACKRISSON, 1992. *Inhibition of scots pine seedling establishment by Empetrum hermaphroditum*. J. Chem. Ecol. 18 : 1857-1870.
- NILSSON, M.-C., P. HÖGBERG, O. ZACKRISSON et W. FENGYOU, 1993. *Allelopathic effects by Empetrum hermaphroditum on development and nitrogen uptake by roots and mycorrhizae of Pinus silvestris*. Can. J. Bot. 71 : 620-628.
- OLSEN, O.A., 1975. *Ecology, morphology and physiology of Kalmia angustifolia L. in Newfoundland*. Newfoundland Forestry Center Kalmia Project Progress Report for 1974. Natural Resources Canada, Newfoundland and Labrador Region, File Report 112. 55 p.
- PAYETTE, S., N. BHIRY, A. DELWAIDE et M. SIMARD, 2000. *Origin of lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada : the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest*. Can. J. For. Res. 30 : 288-305.
- PRESCOTT, C.E., 1996. *Salal Cedar Hemlock Integrated Research Program : Research Update #1*. University of British Columbia, Vancouver. 49 p.
- PRESCOTT, C.E., J.W. KUMI et G.F. WEETMAN, 1995. *Long-term effects of repeated N fertilization and straw application in a jack pine forest. 2. Changes in the ericaceous ground vegetation*. Can. J. For. Res. 25 : 1984-1990.
- PRESTON, C., 1996. *Condensed tannins in salal and humus*. In Salal Cedar Hemlock Integrated Research Program : Research Update #1. Édité par C.E. Prescott, University of British Columbia, Vancouver. p. 36-40.

- PRÉVOST, M., 1996. *Effets du scarifiage sur les propriétés du sol et l'ensemencement naturel dans une pessière noire à mousses de la forêt boréale québécoise*. Can. J. For. Res. 26 : 72-86.
- PRÉVOST, M., 1997. *Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce (Picea mariana) stand*. For. Ecol. Manage. 94 : 219-231.
- RICHARDSON, J., 1981. *Black spruce research by the Canadian Forestry Service in Newfoundland*. Canadian Forest Service, Newfoundland Forest Research Center, St. John's. Inf. Rep. N-X-206. 36 p.
- RIOPEL, M., J. BÉGIN, et J.-F. GINGRAS, 2000. *Une option pour la récolte en forêt boréale : la coupe avec protection des petites tiges marchandes. Rapport Avantage*. Institut canadien de recherches en génie forestier (FERIC), Pointe-Claire. 8 p.
- RUEL, J.-C., 1987. *Effets de différents procédés de récolte de la matière ligneuse sur la régénération préétablie*. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la recherche et du développement, Québec. Rapport interne n° 282. 14 p.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 2001. *Cartographie numérique des niveaux supérieurs du système hiérarchique de cartographie écologique et banque des données descriptives des districts écologiques*. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers.
- STANEK, W., 1968. *Development of black spruce layers in Quebec and Ontario*. For. Chron. 44 : 25-28.
- ST-PIERRE, H., R. GAGNON et P. BELLEFLEUR, 1992. *Régénération après feu de l'épinette noire (Picea mariana) et du pin gris (Pinus banksiana) dans la forêt boréale, Québec*. Can. J. For. Res. 22 : 474-481.
- SY, M., R. JOBIDON et H.A. MARGOLIS, 1994a. *Differential tolerance of coniferous species to the microbially produced herbicide bialaphos. I. Morphological and growth effects*. Can. J. For. Res. 24 : 2191-2198.
- SY, M., H.A. MARGOLIS, D. YUE, R. JOBIDON et L.P. VÉZINA, 1994b. *Differential tolerance of coniferous species to the microbially produced herbicide bialaphos. II. Metabolic effects*. Can. J. For. Res. 24 : 2199-2207.

- THIFFAULT, N., 2001. *Sur l'interférence des éricacées à l'endroit des conifères en régénération*. Association québécoise de la gestion de la végétation. D'une feuille à l'autre, n° d'été : 3-6.
- THIFFAULT, N., 2003. *Performance de l'épinette noire sur des stations à Kalmia : influence du contenu en N et de la fertilisation*. Colloque : La filière de production de plants du Québec : de la semence à la plantation. Colloque en marge du Carrefour de la recherche forestière, 20 février 2003, Centre des Congrès, Québec. ISBN2-550-40690-7.
- THIFFAULT, N., A.D. MUNSON et R. JOBIDON, 2001. *Efficacité du scarifiage à disques pour la gestion du Kalmia angustifolia sur un site d'Abitibi récemment coupé*. Dans 8<sup>e</sup> congrès annuel de l'Association québécoise de gestion de la végétation : Le dynamisme de la végétation : Comprendre pour mieux intervenir. Bécancour, 23-24 octobre.
- THIFFAULT, N., G. CYR, G. PRÉSENT, R. JOBIDON et L. CHARETTE, soumis. *Régénération artificielle des pessières noires à éricacées : effets du scarifiage, de la fertilisation et du type de plant après 10 ans*. For. Chron.
- THIFFAULT, N., B.D. TITUS et A.D. MUNSON, en préparation. *Three-year conifer response to scarification and fertilization on a Kalmia-dominated site of Northwestern Québec (Canada)*.
- TITUS, B.D., S.S. SIDHU et A.U. MALLIK, 1995. *A summary of some studies on Kalmia angustifolia L. : a problem species in Newfoundland forestry*. Inf. Rep. N-X-296. Canadian Forest Service, Newfoundland Forest Research Center, St. John's. 68 p.
- VEILLEUX, J.-M. et Y. LÉVESQUE, 1997. *Régénération artificielle de la pessière noire sur sols minces : Résultats quinquennaux préliminaires des plantations de 1991*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. Rapport interne n° 426. 34 p.
- VITT, D.H. et N.G. SLACK, 1975. *An analysis of the vegetation of Sphagnum-dominated kettle-hole bogs in relation to environmental gradients*. Can. J. Bot. 53 : 332-359.
- WEIDENHAMER, J.D., 1996. *Distinguishing resource competition and chemical interference : overcoming the methodological impasse*. Agron. J. 88 : 866-875.
- WILTON, W.C., 1963. *Black spruce seedfall immediately following fire*. For. Chron. 26 : 477-479.



- YAMASAKI, S.H., J.W. FYLES, K.N. EGGER et B.D. TITUS, 1998. *The effect of Kalmia angustifolia on the growth, nutrition and ectomycorrhizal symbiont community of black spruce*. For. Ecol. Manage. 105 : 197-207.
- YAMASAKI, S.H., J.W. FYLES et B.D. TITUS, 2002. *Interactions among Kalmia angustifolia, soil characteristics, and the growth and nutrition of black spruce seedlings in two boreal Newfoundland plantations of contrasting fertility*. Can. J. For. Res. 32 : 2215-2224.
- YOUNGBLOOD, A. et B.D. TITUS, 1996. *Clearcutting — a regeneration method in the boreal forest*. For. Chron. 72 : 31-36.
- ZHU, H. et A.U. MALLIK, 1990. *Selection of ectomycorrhizal fungi to overcome Kalmia allelopathy on black spruce in Newfoundland*. Research Progress Rep., IRAP, Conseil national de recherche du Canada, St. John's. 31 p.
- ZHU, H. et A.U. MALLIK, 1994. *Interactions between Kalmia and black spruce : isolation and identification of allelopathic compounds*. J. Chem. Ecol. 20 : 407-421.



## 8. Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuillage)

par

Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc.<sup>1</sup>

Louis BÉLANGER, ing.f., *Ph.D.*<sup>2</sup>

Vincent ROY, ing.f., D.Sc.<sup>1</sup>

Jean NOËL, techn.for.<sup>1</sup>

et

Denis HOTTE, techn.for.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Direction de la recherche forestière  
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

<sup>2</sup> Faculté de foresterie et de géomatique  
Université Laval

GRONDIN, P., L. BÉLANGER, V. ROY, J. NOËL et D. HOTTE, 2003. *Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuillage)*, p. 131 à 174. *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.



## 8.1 Introduction

Cet enjeu porte sur le phénomène de l'enfeuillement, défini comme « l'augmentation des espèces arborescentes ou arbustives feuillues par rapport au peuplement d'origine, menant à la conversion d'une forêt résineuse en forêt mélangée ou feuillue, ou la conversion d'une forêt mélangée en forêt feuillue » (DÉRY 1995; DÉRY *et al.* 2000, modifié). L'enfeuillement est soulevé dans le récent rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-1999 (MRNFP 2002). On y note que l'importance relative de la superficie des feuillus est passée de 14 à 17 % au cours des dernières décennies (1970-1990) alors que celle des peuplements mélangés s'est accrue de 26 à 31 %. Les domaines bioclimatiques les plus touchés sont la sapinière à bouleau jaune (forêt tempérée) ainsi que la sapinière à bouleau blanc (forêt boréale). Plus spécifiquement, cet enjeu peut être présenté comme suit :

- Les régimes des perturbations naturelles ont façonné des mosaïques forestières dans lesquelles la proportion de feuillus semble fonction du temps écoulé depuis la dernière perturbation (feu, épidémie d'insectes). Par exemple, la proportion des peuplements feuillus est plus grande dans la forêt boréale de l'ouest (sapinière et pessière), caractérisée par un cycle de feu de l'ordre de 150 ans, que dans la forêt boréale de l'est, où le cycle des feux atteint environ 500 ans. Ces différences sont liées à plusieurs phénomènes, dont une augmentation des précipitations de l'ouest vers l'est.
- Sous une dynamique d'aménagement forestier (coupes, feux d'origine anthropique), il semble que les proportions de feuillus de lumière augmentent dans certaines situations, ce qui provoque de « l'enfeuillement ». Ce processus est fortement lié 1) au type de récolte (ex. : chevaux contre machinerie), 2) à la composition forestière avant coupe (présence de feuillus), 3) à la régénération (type et abondance) et 4) à la fréquence des interventions. L'enfeuillement excéderait les proportions observées dans les mosaïques naturelles. Il ne peut plus être reconnu comme un stade de transition (dynamique naturelle), mais comme un stade d'expansion (dynamique sous aménagement). Les peuplements les plus propices à l'enfeuillement sont : 1) les sapinières (à bouleau blanc et à bouleau jaune) et les bétulaies jaunes résineuses, 2) les pessières noires à sapin sur till de texture moyenne, 3) les pessières noires sur dépôts de texture fine avec peuplier faux-tremble ainsi que 4) les pessières noires à aulne.

Le but de ce texte est de documenter l'enjeu relatif à l'enfeuillement. Dans les paragraphes qui suivent, nous 1) définirons la dynamique des feuillus de lumière dans les forêts naturelles, 2) analyserons les effets de l'aménagement forestier, 3) explorerons des pistes de solution afin de minimiser l'enfeuillement et 4) ferons état de la répartition spatiale du problème anticipé.

## 8.2 Dynamique des feuillus de lumière dans les peuplements naturels

En raison de la grande diversité des peuplements affectés par la dynamique de l'enfeuillage en forêts boréale et tempérée, il nous est apparu important de définir certaines entités qui se distinguent par l'importance du phénomène et les espèces en cause (feuillus de lumière, érable à épis, aulne). Chacune des entités est étroitement liée à un ou plusieurs types écologiques appartenant à la classification écologique en vigueur au MRNFP (voir l'introduction).

### 8.2.1 Les sapinières (à bouleau blanc ou à bouleau jaune), les bétulaies jaunes résineuses et les peuplements associés (Bb, BbS...)

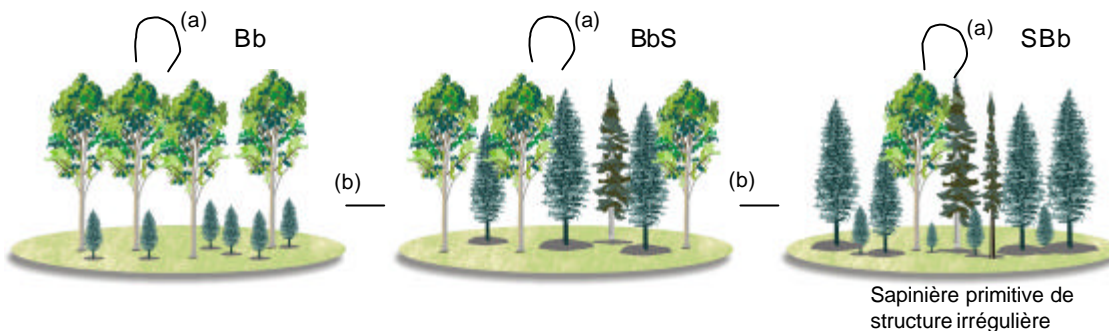
Plusieurs auteurs posent l'hypothèse que la proportion de peuplements feuillus et mélangés à feuillus de lumière présente dans les paysages naturels est étroitement associée aux régimes des perturbations, notamment celui des feux (LELUC *et al.* 1995, GAUTHIER *et al.* 1996) et des épidémies d'insectes, notamment la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (RUEL 1989, MARCHAND 1991, RUEL et HUOT 1993). Les attributs de ces régimes de perturbations (intensité, sévérité, superficie) se modifient au rythme des changements qui surviennent dans les conditions climatiques ainsi que dans les variables du milieu physique. Ainsi, les peuplements feuillus et mélangés sont plus abondants dans les régions dont le cycle de feu est court (inférieur à 200 ans), à l'exemple du sud-ouest de la forêt boréale (régions du Réservoir Gouin et de l'Abitibi), que dans les secteurs à long cycle de feu, comme la Gaspésie, la Réserve faunique des Laurentides et la Côte-Nord (GAUTHIER *et al.* 2001). Se basant sur l'analyse de vieilles photographies aériennes (1929), LEBLANC et BÉLANGER (2000) estiment que près de 75 % de la forêt Montmorency, du sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est, était majoritairement recouverte de vieilles sapinières avant le début des opérations forestières (1930-1940). À l'inverse, les vastes superficies occupées par des bétulaies blanches ainsi que par des bétulaies blanches résineuses et localisées à l'ouest de La Tuque, entre le 47 et le 48<sup>e</sup> degré de latitude (sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest), proviennent d'anciens feux. Ces distinctions entre les régimes de perturbation vont de pair avec la segmentation de la forêt boréale et de la forêt tempérée en sous-domaines bioclimatiques (SAUCIER *et al.* 2001). Les sous-domaines de l'est de la sapinière à bouleau jaune, de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière à mousses se caractérisent par une bonne représentativité de sapin (strates ES, SE, SS) et une pluviosité élevée, contrairement aux sous-domaines de l'ouest, relativement plus secs, et dans lesquels les feuillus de lumière abondent (GRONDIN *et al.* 1996, SAUCIER *et al.* 1998, POTHIER 2001). Par ailleurs, même si de longs cycles de feu caractérisent les sous-domaines de l'est, cela ne veut pas dire que les feux y sont absents. Par exemple, d'importantes concentrations de peuplier faux-tremble de la Gaspésie sont localisées dans les bassins

des rivières York-Pabos-Bonaventure et Saint-Jean. Elles sont le résultat de feux survenus à plusieurs reprises depuis les 200 dernières années, notamment en 1938 et en 1941 (GAGNON 1973, FORTIN et GAGNON 2002).

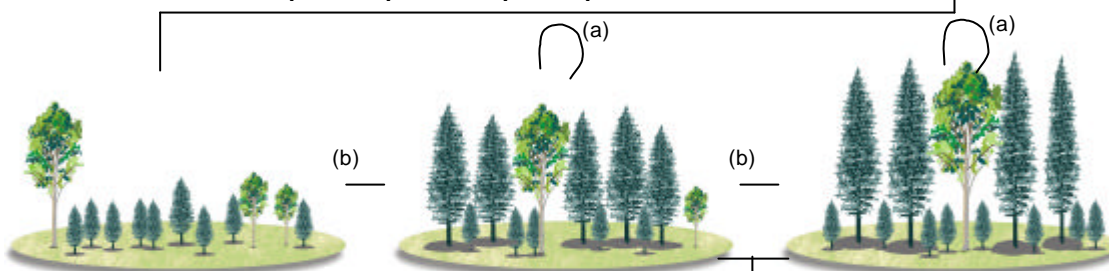
Compte tenu de la dispersion des perturbations naturelles dans le temps et dans l'espace, les paysages forestiers se composent d'une mosaïque de peuplements à divers stades de leur évolution (PICKETT et WHITE 1985). Sur un même site, la composition et la structure d'un peuplement peuvent se modifier avec le temps (LERTZMAN et FALL 1997). Par contre, à l'échelle du paysage, les proportions des divers stades évolutifs et la structure d'âge peuvent demeurer sensiblement les mêmes à l'intérieur d'une période climatique homogène (situation d'équilibre), à moins que ne survienne une perturbation catastrophique, à l'exemple des feux du début des années 1920. Les auteurs qui se prononcent en faveur de tels énoncés appuient généralement le concept de « la succession des types forestiers » sur un site donné. Le processus est lié au temps écoulé depuis le dernier feu (WEAVER et CLEMENTS 1938, LUTZ 1956, LAFOND et LADOUCEUR 1968, BARNES *et al.* 1998, GRONDIN *et al.* 1999, HARVEY *et al.* 2002). Dans ce contexte, les peuplements feuillus et mélangés sont reconnus comme des stades d'évolution de début ou de mi-succession qui font la transition vers des peuplements résineux ou mélangés (stades de fin de succession), notamment des sapinières à bouleau blanc (LEDUC *et al.* 1995, Figure 24A) ou, en situation plus méridionale, des sapinières à bouleau jaune (BLOUIN et GRANDTNER 1971) ou des bétulaies jaunes résineuses (Figure 24B). Quelques études démontrent que le processus de succession des types forestiers se produit véritablement. Par exemple, BERGERON et CHARRON (1994) ont découvert, sous l'humus d'une tremblaie de l'Abitibi, des débris de sapins et de thuyas qui appartenaient à la forêt résineuse préfeu (sapinière à bouleau blanc et thuya) incendiée au début des années 1920. Une période de temps relativement longue (de l'ordre de 200 ans) devrait cependant être nécessaire afin que la tremblaie soit remplacée par une sapinière.

Certains écologistes ont tendance à appuyer d'autres hypothèses que celle de la succession forestière, notamment celle du maintien, à un endroit donné, d'un même type de peuplement. Ces derniers sont davantage des fervents de la « dynamique cyclique » (DIX et SWAN 1971, DAMMAN 1964, JOHNSON et ROWE 1977, COGBILL 1984, HOOK *et al.* 1984, GAGNON 1989, PAYETTE 1992, GAGNON *et al.* 1998). Par exemple, FORTIN et GAGNON (2000, 2001) ont montré que les gaules de sapin en sous-étage des peupliers faux-trembles pouvaient être fortement touchés par les épidémies de TBE. Ces gaules de sapin meurent et un nouvel étage de peuplier se forme sous le couvert dominant. De tels sites devraient demeurer sous la dominance du peuplier faux-tremble sur une longue période. Lorsque les peupliers actuellement à maturité atteindront leur sénescence, ils seront remplacés par une cohorte de la même espèce actuellement en sous-étage, à condition que cette cohorte survive longtemps en sous-étage, ce qui n'est pas démontré.

A - Sapinière à bouleau blanc  
 évolution naturelle



évolution après coupe de la sapinière primitive

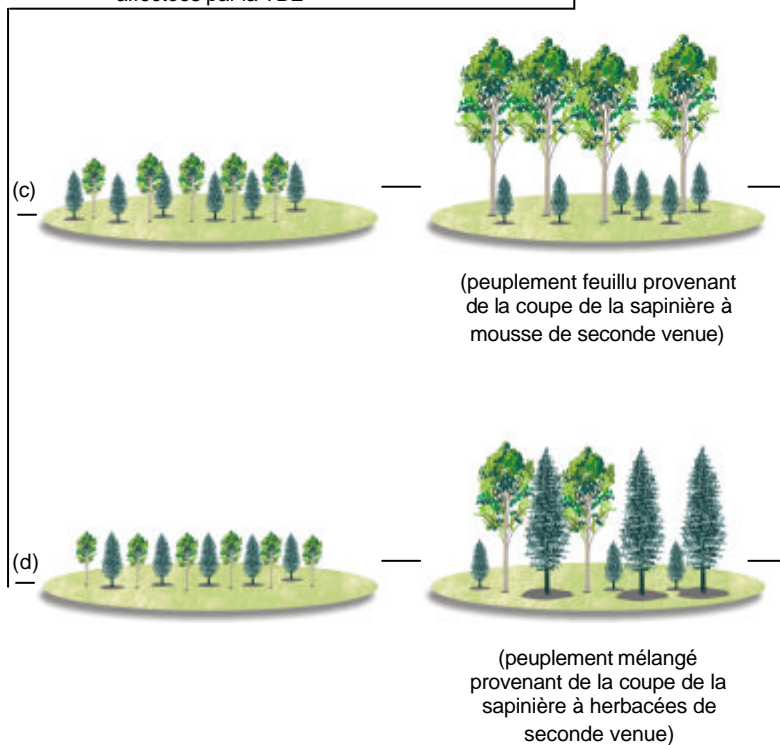


Sapinières immatures coupées ou affectées par la TBE

Sapinière de seconde venue, immature (< 60 ans) et mal régénérée

Sapinière de seconde venue, à maturité (> 60 ans) et bien régénérée

**Note :** En raison des coupes dans les sapinières de seconde venue immatures et des épidémies de TBE qui surviennent dans de tels peuplements, on pose l'hypothèse que le domaine de la sapinière à bouleau blanc est plus enfeuillé que ce qu'il était à l'origine.



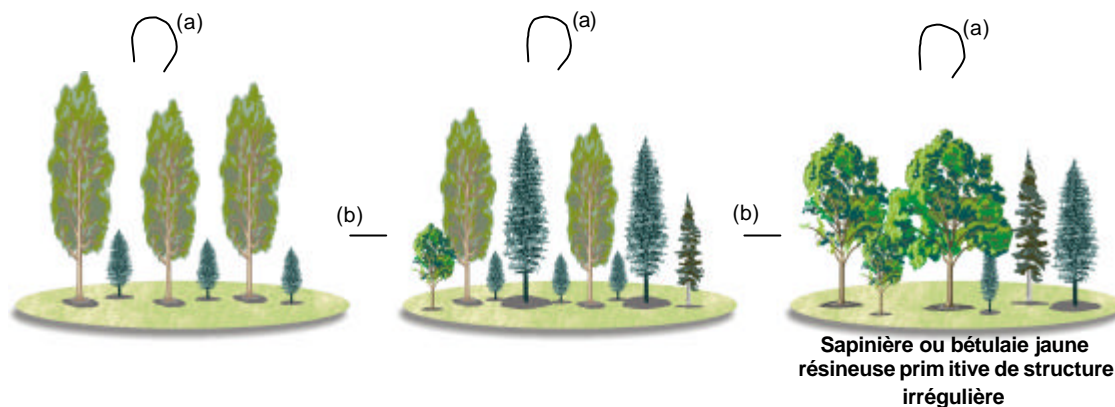
- (a) le modèle « cyclique » (feu, TBE, chablis)  
(retour au même type de peuplement)
- (b) le modèle de la « succession forestière »  
(évolution d'un peuplement feuillu vers un peuplement résineux après une perturbation majeure)
- (c) le modèle « pendulaire »  
(alternance d'un peuplement feuillu avec un peuplement résineux sous l'effet de la TBE)
- (d) le modèle « mélangé à bouleau blanc »  
(alternance d'un peuplement mixte avec un peuplement résineux sous l'effet de la TBE)  
(nomenclature provenant surtout de MARCHAND 1991 et LÉVESQUE 1997)

Figure 24A. Dynamique de l'enfeuillage.

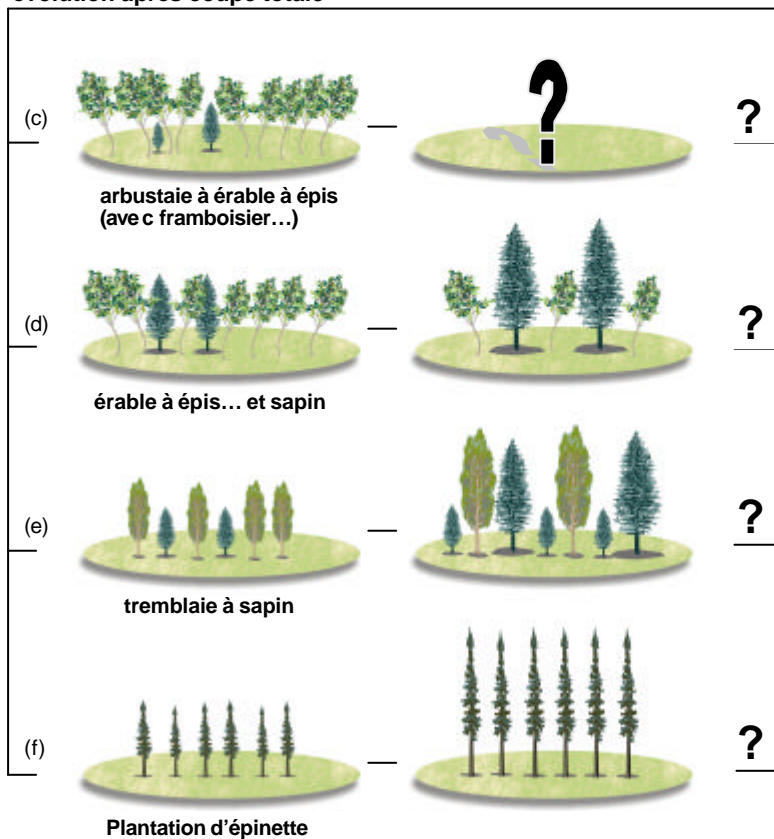


## B - Sapinière à bouleau jaune et bétulaie jaune résineuse

### évolution naturelle



### évolution après coupe totale



**NOTE** : Plusieurs stations propices à la sapinière à bouleau jaune et à la bétulaie jaune résineuse s'enfeuillent après coupe totale. Le retour aux peuplements d'origine semble compromis dans plusieurs situations. Actuellement, on réalise, surtout sur ces sites, des éclaircies pré-commerciales (sites d, e, f) afin d'assurer la croissance des résineux (sapin, épinettes...). Nous croyons qu'il serait urgent de définir une sylviculture qui permettrait d'assurer le maintien des attributs de composition et de structure de la forêt primitive, sous une dynamique d'aménagement forestier.

- (a) le modèle « cyclique » (feu, TBE)
- (b) le modèle de la « succession forestière »
- (c) le modèle « feuillu à érable à épis »
- (d) le modèle « mélangé à érable à épis » (peuplements dégradés)
- (e) les feuillus de lumière (tremblaie, bétulaie)
- (f) la plantation d'épinette

Figure 24B. Dynamique de l'enfeuillage.

Le concept de la « succession cyclique » ou du « système autorégulateur », c'est-à-dire de peuplements qui se renouvellent par eux-mêmes tout en gardant une composition forestière similaire, a également été utilisé par les écologistes ayant travaillé sur la dynamique des sapinières affectées par les épidémies de TBE. Dans ce cas, le renouvellement des sapinières serait stimulé par une importante régénération résineuse préétablie sous le couvert des peuplements matures (HATCHER 1960; BASKERVILLE 1975; CARLETON et MAYCOCK 1978; MACLEAN 1984; RUEL 1989; MORIN 1990, 1994; DÉRY *et al.* 2000). L'ouverture du couvert par les épidémies de TBE et par les chablis permettrait le développement de la cohorte de sapins opprimés et l'installation de feuillus de lumière (RUEL 1989, RUEL et HUOT 1993). Les perturbations successives (TBE, chablis) provoqueraient l'apparition d'une mosaïque forestière dominée par des sapinières de structure irrégulière et plus ou moins bien pourvues de bouleaux blancs en raison du dépérissement inégal et progressif de la forêt (LEBLANC et BÉLANGER 2000). BRUNET (2002) démontre que les peuplements inéquiennes à maturité occupaient une proportion importante (près de 45 %) dans les paysages de la Côte-de-Gaspé. Ces peuplements s'entremêlaient à ceux d'autres types de structure (équienne, biétagée), et d'autres âges, de manière à former une mosaïque de petits peuplements (mosaïque fine) qui couvrent, en moyenne, 2,6 ha.

Plusieurs autres études devront cependant être réalisées afin de mieux comprendre la dynamique qui lie les sapinières et les autres peuplements qui leur sont associés (Bb, BbS...). Il est possible que les deux grands processus dynamiques se manifestent de façon conjuguée : la dynamique de succession et la dynamique cyclique. Il s'agit de préciser les conditions dans lesquelles chacune d'elles devient effective. Peu importe les divergences d'opinion sur la dynamique, les divers peuplements générés par la dynamique naturelle sont intégrés, aux termes du système de la classification écologique du MRNFP, à l'intérieur de la végétation potentielle de la sapinière à bouleau blanc (MS2), de la sapinière à bouleau jaune (MS1) ou de la bétulaie jaune à sapin (MJ1) (GRONDIN *et al.* 1999).

#### 8.2.2 Les pessières noires et les pessières noires à sapin sur till de texture moyenne

On croit, dans le contexte de la dynamique naturelle, que les pessières sur till de texture moyenne, ponctuées de bouleau blanc, sont peu influencées par les processus d'enfeuillement (Figure 24C). Celles-ci sont bien représentées dans les domaines de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière à mousses. À la suite d'un feu, on assiste à un réchauffement du sol et à une remise en circulation des minéraux, ce qui conduit à une augmentation des éléments nutritifs disponibles dans le sol (BRUMELIS et CARLETON 1988, YOUNGBLOOD et TITUS 1996). Cet enrichissement du sol favorise le développement de quelques feuillus, à condition que des semenciers soient présents dans le paysage. L'hypothèse est que, peu à peu, les éléments minéraux contenus dans le sol deviennent moins disponibles pour les espèces forestières en raison de l'accumulation d'un humus relativement pauvre composé surtout d'aiguilles d'épinette noire et de la présence d'éricacées (voir le document portant sur cet enjeu). Ces modifications de l'écosystème font en sorte que les bouleaux blancs croissent lentement et montrent des signes de

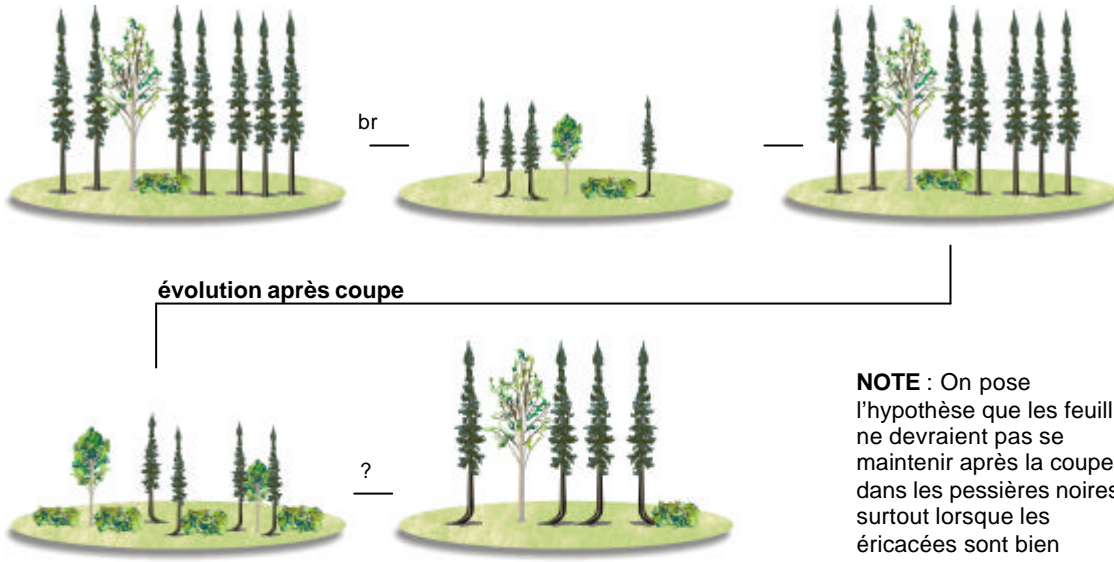
dépérissement. Ils sont graduellement surpassés en hauteur et en diamètre par les épinettes noires adjacentes. Ainsi, de nombreuses pessières noires à mousses et des pessières noires à éricacées à maturité sont parsemées de bouleaux blancs morts ou de faible vigueur. Aux termes de la classification du MRNFP, ces divers peuplements composent la végétation potentielle de la pessière noire (RE2).

Une dynamique légèrement différente caractérise les pessières noires à sapin ainsi que les sapinières à épinette noire et nous posons l'hypothèse qu'elles font l'objet d'un enfeuillage modéré. Ces forêts contiennent généralement de l'épinette noire, du sapin ainsi que des feuillus de lumière (bouleau blanc, peuplier faux-tremble). Le sol de ces communautés mixtes est souvent recouvert de latifoliées (*Cornus canadensis*, *Diervilla lonicera*...) ou d'un mélange de latifoliées et d'éricacées (*Diervilla lonicera* et *Kalmia angustifolia*). Lorsque présentes, les communautés résineuses (épinette noire, sapin) sont relativement denses et présentent un parterre forestier dominé par les mousses (*Pleurozium schreberi*). Ces divers éléments montrent que ces forêts composées d'épinette noire, de sapin et de feuillus de lumière, sont différentes de la pessière noire pure. Nous associons cette composition à un régime nutritif de meilleure qualité et à un plus fort potentiel à l'enfeuillage, surtout lorsque le peuplier faux-tremble est présent (Figure 24D). Aux termes de la classification du MRNFP, ces divers peuplements sont regroupés avec la végétation potentielle de la sapinière à épinette noire (RS2).

### 8.2.3 Les pessières sur dépôts de texture fine avec peupliers faux-trembles

Les pessières qui croissent sur des dépôts de texture fine (argile glacio-lacustre, till, altération) et en présence de peupliers faux-trembles présentent également une dynamique différente des peuplements décrits précédemment (Figure 24E). L'hypothèse est à l'effet que ces forêts sont susceptibles à un enfeuillage prononcé après coupe. De telles pessières s'observent principalement en Gaspésie et en Abitibi (GRONDIN *et al.* 2000; FORTIN et GAGNON 2000, 2001, 2002). Dans une dynamique où le cycle des feux est relativement long (de l'ordre de 200 ans), les pessières ponctuées de peupliers faux-trembles pourraient se renouveler de façon cyclique. Dans ces situations, le temps entre deux feux successifs devrait être suffisamment long pour causer le dépérissement des peupliers sénescents et éviter leur prolifération après feu (GAUTHIER *et al.* 2003). Des intervalles relativement courts (moins de 200 ans) auront possiblement pour effet de favoriser le drageonnement des peupliers faux-trembles à maturité, à moins que les feux soient très intenses et réussissent à tuer les racines des peupliers faux-trembles. Dans les situations où le drageonnement du peuplier prolifère, on devrait assister à une expansion du peuplier au détriment de l'épinette noire (GAGNON *et al.* 1998). Cette dynamique complexe n'est pas encore complètement comprise. Elle conduit cependant à des mosaïques forestières où s'entremêlent des pessières noires pures, des pessières noires ponctuées de peupliers faux-trembles (individus isolés issus de graines et parfois très âgés) et des îlots de peupliers faux-trembles (drageons) de dimensions fort variables (100 m<sup>2</sup> à plusieurs km<sup>2</sup>). Aux termes de la classification du MRNFP, ces divers peuplements sont regroupés avec la végétation potentielle de la tremblaie à épinette noire (ME1).

C - Pessière noire sur sol de texture moyenne (till)  
 évolution naturelle



D –Pessière noire à sapin sur sol de texture moyenne (till)  
 évolution naturelle

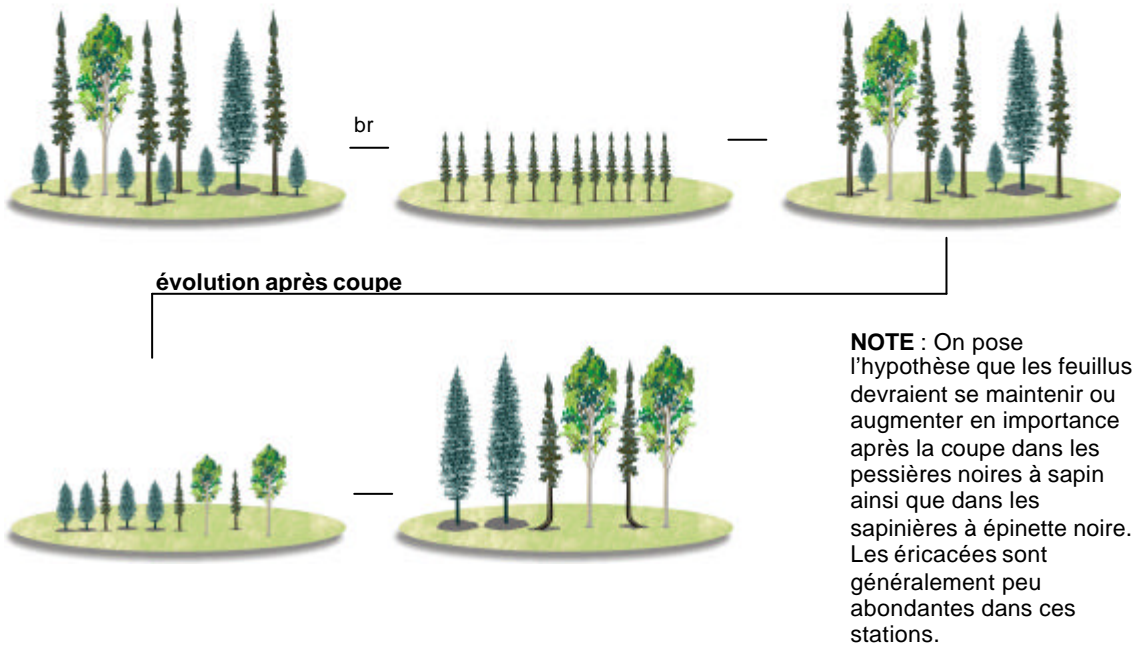
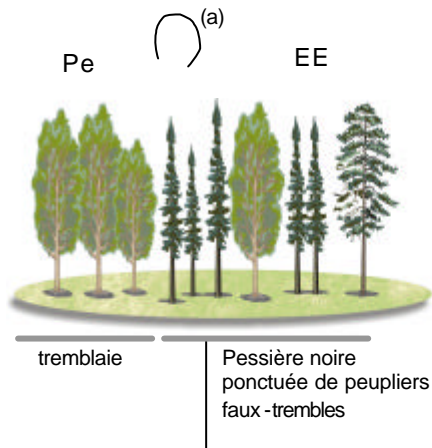


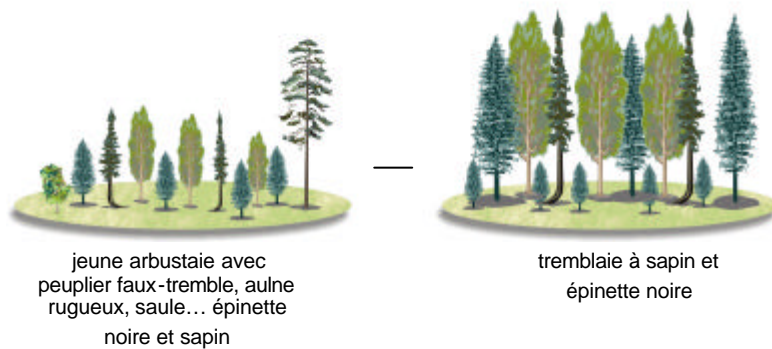
Figure 24C et D. Dynamique de l'enfeuillage.

E - Pessière noire sur sol de texture fine et présence de peupliers faux-trembles (Abitibi, Gaspésie)

évolution naturelle



évolution après coupe de la pessière noire ponctuée de peupliers faux-trembles



**NOTE :** Les pessières noires sur dépôts de texture fine et ponctuées de peupliers faux-trembles sont très sujettes à l'enfeuillement. On les observe surtout en Abitibi (argile), dans le Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie (till ou altération de texture fine).

(a) le modèle « cyclique » (feu)

Figure 24E. Dynamique de l'enfeuillement.

8.2.4 Les pessières noires à aulne

Les pessières à aulne s'observent sur des sols hydriques riches (minérotrophes). À l'échelle du Québec, ces peuplements sont rares. Par contre, ils sont fréquents en Abitibi, et leur forte propension à l'enfeuillement par l'aulne rugueux font en sorte qu'on ne peut les ignorer. Aux termes de la classification du MRNFP, ces divers peuplements sont regroupés avec le type écologique de la pessière noire minérotrophe (RE38) et de la sapinière à épinette noire minérotrophe (RS38).

### 8.3 Dynamique des feuillus de lumière dans les peuplements aménagés

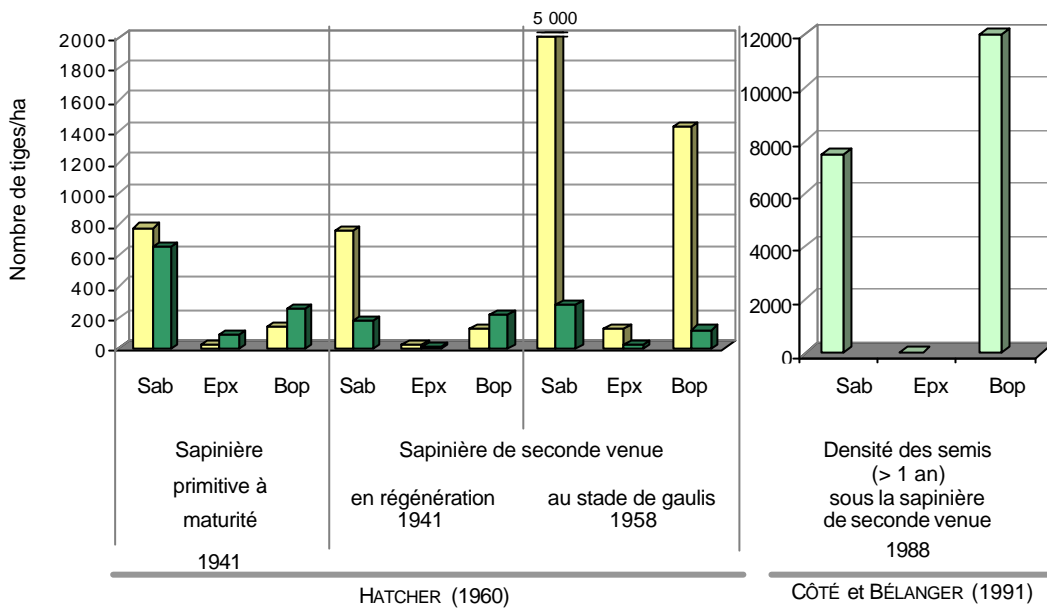
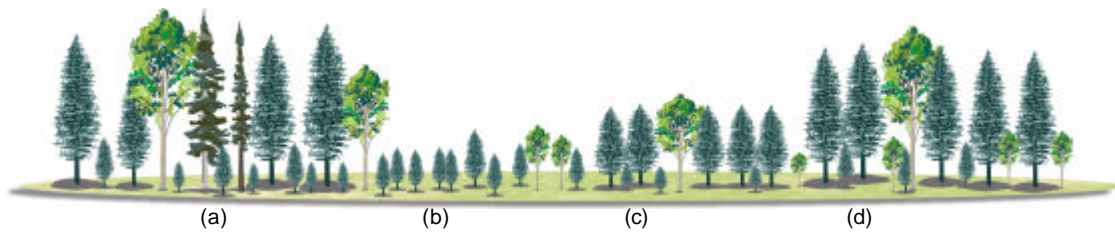
Les auteurs qui ont comparé la dynamique naturelle avec la dynamique sous aménagement soulignent de fortes différences entre ces deux processus (ELLIS et MATTICE 1974; FRISQUE *et al.* 1978; YANG et FRY 1981; JEGLUM 1982; LUSSIER 1983; HARVEY et BERGERON 1989; CARLETON et MACLELLAN 1994; TANGUAY 1995; FORTIN et GAGNON 2000, 2001, 2002; GRONDIN *et al.* 2000). Par exemple, dans un contexte de coupes forestières, la dynamique naturelle des pessières noires ponctuées de peupliers faux-trembles est fortement compromise au profit de peuplements mélangés dominés par le peuplier faux-tremble. Ainsi, bon nombre de peuplements feuillus ou mélangés à feuillus de lumière ne constituent pas des peuplements de transition vers des peuplements résineux, mais définissent plutôt un phénomène « d'expansion » de peuplements qui profitent largement des conditions qui prévalent sous aménagement forestier (coupes et feux d'origine anthropique) (FORTIN et GAGNON 2000).

#### 8.3.1 Les sapinières (à bouleau blanc ou à bouleau jaune) et les bétulaies jaunes résineuses

##### 8.3.1.1 Sapinière à bouleau blanc (forêt boréale)

Le problème de l'enfeuillage après coupe dans les peuplements à dominance de sapin est signalé par HATCHER (1960) à la forêt Montmorency dans une étude portant sur des peuplements coupés en 1941 et échantillonnés à nouveau en 1958 (Figure 25). Cette phrase résume bien la pensée de l'auteur : « Le bouleau à papier, non touché par le dépérissement à son stade actuel de croissance, est presque assuré de former des peuplements de bois mêlés en association avec l'épinette et le sapin, dans les stations plus riches ». Ces stations les plus riches correspondent aux sapinières à herbacées. Ces idées sont reprises dans HATCHER 1964a, 1964b et 1969.

BÉLANGER *et al.* (1989) observent, toujours à la forêt Montmorency, un certain envahissement des feuillus. Les inventaires de régénération réalisés en 1962, alors que l'exploitation se déroulait principalement à l'intérieur de sapinières primitives, montrent que près de 10 % des aires exploitées correspondaient à des peuplements mélangés en régénération. De 1965 à 1975, alors que l'on exploite surtout des sapinières de seconde venue, le pourcentage de jeunes peuplements mélangés s'élevait à 55 %. Cette invasion est d'autant plus préoccupante que le bouleau semble être en mesure d'occuper rapidement une position de dominance sur les bons sites et opprimer ainsi la régénération résineuse.



■ Gaulles  
■ Tiges marchandes  
■ Semis  
 Epx : Épinette blanche ou épinette noire

Figure 25. Évolution du nombre de tiges (parcelles permanentes) de diverses essences forestières à l'intérieur de la sapinière à herbacées à la forêt Montmorency (HATCHER 1960, CÔTÉ et BÉLANGER 1991). Avant la coupe de 1941, la sapinière primitive à maturité et de structure irrégulière (a) était bien régénérée en sapin baumier, ce qui a favorisé le développement d'une sapinière de seconde venue nettement dominée par le sapin (b, c, d). La régénération sous la sapinière de seconde venue âgée de près de 50 ans (d) laisse présager, après la prochaine coupe, une forêt de troisième venue de composition mélangée (sapin, bouleau blanc). Afin d'éviter cet « enfeuillage », l'un des moyens proposés est d'allonger la période de révolution afin de permettre une meilleure installation de la régénération résineuse sous un couvert forestier de plus faible densité. La qualité des lits de germination (sol minéral, bois en décomposition) doit également être considérée. On peut également noter une diminution de l'épinette blanche le long de la chronologie.

CÔTÉ et BÉLANGER (1991) s'interrogent sur la déficience en régénération résineuse des sapinières à herbacées (présence de bouleau blanc) de la forêt Montmorency, par rapport aux autres types de sapinières, notamment les sapinières à mousses et les sapinières à mousses et herbacées (sèches, mésiques, humides) dans lesquelles le bouleau blanc est pratiquement absent. Leur étude, réalisée dans le même dispositif que celui de HATCHER (1960), conclut que la densité des peuplements ainsi que les épidémies de TBE ne semblent pas être les responsables de la faible régénération. Par contre, tout comme l'avaient fait KOROLEFF (1954), HOLT *et al.* (1965), WALDRON (1969) et DOBBS (1972), CÔTÉ et BÉLANGER (1991) posent l'hypothèse que la litière de feuillus pourrait constituer un mauvais lit de germination pour le sapin parce que 1) les graines n'arrivent pas à germer sur les feuilles en raison des forts écarts de température et d'humidité dont elles font l'objet, 2) les recrues ne peuvent s'établir sur la litière de feuillus car leurs racines ont de la difficulté à percer la couche de feuilles et 3) les semis sont endommagés et affaiblis par la litière de feuillus, car ils sont l'objet de blessures mécaniques, d'un ombrage excessif ou d'un étouffement. De leur côté, JOHNSON *et al.* (en révision) complètent les observations de CÔTÉ et BÉLANGER (1991) en signalant que le manque de lumière et l'absence de débris de bois sur le sol doivent également être considérés afin d'expliquer le manque de régénération en sapin en forêt boréale. En définitive, les lits de germination de la sapinière à mousses et de la sapinière à mousses et herbacées (présence de bois mort) seraient plus favorables à l'établissement de la régénération du sapin que celui de la sapinière à herbacées (dominance de feuilles au sol) (PLACE 1955). Dans l'éventualité où une coupe serait réalisée dans des sapinières à herbacées jeunes ou en début de maturité (forte densité et abondance de feuilles), des problèmes d'envahissement par la compétition de feuillus doivent également être anticipés.

L'étude de MARCHAND (1991) s'inscrit dans la même lignée que celle de CÔTÉ et BÉLANGER (1991), soit l'analyse des sapinières mésiques et des sapinières riches issues de coupe. La première est bien pourvue de plantes herbacées, à l'exemple de *Dryopteris spinulosa*. La seconde contient, de plus, les espèces indicatrices de drainage oblique, dont l'érable à épis. Le territoire d'étude couvre la forêt Montmorency et le parc de la Jacques-Cartier. MARCHAND (1991) note qu'un grand nombre de microplacettes de régénération réalisées dans les sapinières mésiques immatures comporte un feuillu qui domine le reste de la strate en régénération alors que, dans les sapinières riches, les bouleaux dominants sont de même hauteur que les sapins dominants. Si ces positions sociales sont maintenues, ce qui devrait être le cas (RUEL 1992a), le bouleau blanc dominera le sapin dans les sapinières mésiques alors que le bouleau blanc partagera le couvert avec le sapin dans les sapinières riches. Ces résultats concordent avec ceux observés dans les sapinières de la Côte-Nord (LAFOND 1960) et dans certaines sapinières de Terre-Neuve (MEADES et SCHOOLEY 1981) et du Nouveau-Brunswick (MACLEAN 1984). Ce type de dynamique est qualifié de « modèle pendulaire », lorsque les bouleaux dominent et de « modèle mélangé » lorsque les bouleaux et les sapins forment une même strate de hauteur. Ces processus



s'appliqueraient aux jeunes sapinières à mousses mésiques ainsi qu'aux jeunes sapinières riches du domaine de la sapinière à bouleau blanc issues de coupes (1930-1940) et ravagées par la TBE (1975-1985). Ces sapinières passeraient par un autre stade de transition (feuillu ou mélangé) avant de se renouveler en sapinières pures (Figure 24A).

DÉRY *et al.* (2000) poussent l'expertise plus loin en explorant le secteur de Charlevoix et en réalisant une synthèse des travaux de DÉRY (1995) et de leurs prédécesseurs qui ont étudié les forêts de seconde venue (MARCHAND 1991, CÔTÉ et BÉLANGER 1991). Ces auteurs concluent en la présence de quatre scénarios dynamiques :

- 1- Dans la sapinière à bouleau blanc de l'est, certaines sapinières subissent une mortalité partielle par la TBE (de l'ordre de 50 %). Cette éclaircie naturelle produirait une banque de semis très dense qui serait garante du retour de la sapinière lors d'une épidémie subséquente. Cette situation est semblable à celle qui prévalait dans les sapinières primitives (modèle cyclique).
- 2- Dans le même sous-domaine bioclimatique, d'autres sapinières font l'objet d'une mortalité totale. Ces sapinières formeraient des peuplements biétagés constitués d'une strate dominante de bouleau blanc et d'une strate sous-dominante de sapin (modèle pendulaire). Selon RUEL (1992b), le bouleau blanc devrait maintenir sa position de dominance.
- 3- Une portion de ces dernières sapinières affectées par une forte mortalité, soit les sapinières riches, se régénèrent en une strate codominante de sapin baumier et de bouleau blanc. Le framboisier joue un rôle important, d'une part, en limitant l'établissement du sapin baumier et du bouleau blanc et, d'autre part, en ralentissant la croissance des espèces forestières. La succession semble se diriger vers une bétulaie blanche à sapin (modèle mélangé à bouleau blanc).
- 4- Dans la sapinière à bouleau jaune de l'est (voir section 8.3.1.2), l'ouverture des sapinières a comme effet de favoriser le développement de l'érable à épis et du sorbier d'Amérique. À la suite du passage de l'épidémie de TBE, les sapinières adoptent une structure irrégulière triétagée, formée d'une strate arborescente de bouleaux blancs et de quelques résineux rémanents, d'une strate arbustive haute et dense d'érables à épis et de sorbiers d'Amérique et d'une strate arbustive basse de sapins. De telles communautés pourraient se maintenir sur plus de 25 ans (BASKERVILLE 1965, MACLEAN et MORGAN 1983) (modèle feuillu ou mélangé à érable à épis).

LEVESQUE (1997) poursuit le même genre d'étude que ses prédécesseurs en ce qui a trait à la dynamique des sapinières, mais ajoute un important volet historique. Cet auteur s'intéresse au Parc national Forillon ainsi qu'à l'ensemble de la péninsule gaspésienne. Ces territoires étaient jadis dominés par un couvert résineux. Le chablis constituait alors la principale perturbation naturelle. Selon les divers inventaires consultés, les résineux occupaient de 47 à 100 % du couvert. De 1948 à 1993, le pourcentage de peuplements résineux aurait chuté de près de 50 % à seulement 10 %. L'exploitation forestière serait le principal responsable de cette diminution. Par ailleurs, les épidémies de TBE des années 1950 et de la fin des années 1970 auraient également contribué à l'enfeuillement de la péninsule gaspésienne. Au cours de la période 1975 à 1993, l'importance spatiale des peuplements feuillus serait passée de 17 à 28 %. Ces données sont conformes à celles de plusieurs auteurs, notamment RUEL (1989) et RUEL et HUOT (1993) qui notent une augmentation de feuillus après le passage de la TBE. LEVESQUE (1997) estime que la composition forestière actuelle à l'échelle du paysage du Parc national Forillon et de ses environs, dominée par des peuplements mélangés, se situe à l'extérieur de la variabilité naturelle. On ne croit pas à un retour à la mosaïque forestière primitive, à l'exception de territoires protégés (parc Forillon). À l'échelle du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'est, on appréhende donc un enfeuillement progressif conséquent à un rajeunissement considérable des sapinières depuis l'expansion de l'industrie forestière au cours des années 1910 à 1930. Ce rajeunissement est maintenu par l'utilisation de révolutions forestières relativement courtes, d'environ 50 ans, ce qui est nettement inférieur aux révolutions écologiques typiques de la sapinière primitive. Afin d'illustrer la dynamique des sapinières, LEVESQUE (1997) reconnaît essentiellement les mêmes scénarios dynamiques que ses prédécesseurs (Figure 24A). On peut retenir également que le territoire étudié par LEVESQUE (1997) portait l'empreinte d'exploitations forestières réalisées depuis le milieu des années 1800. De petits îlots de pessières noires à pin blanc résiduels suggèrent que ce type forestier y était présent et qu'il se serait transformé en sapinière sous l'impact des exploitations forestières (voir le document sur l'ensapinage). Cela suppose que certaines sapinières de seconde venue étaient à l'origine des pessières (Sylvain Fortin, comm. pers.). Enfin, de telles analyses n'ont pas été réalisées dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, mais on pose l'hypothèse qu'une dynamique similaire s'y effectue.

#### *8.3.1.2 Sapinière à bouleau jaune (forêt tempérée nordique)*

Les sites mésiques du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune sont occupés par plusieurs types de peuplements, dont des peuplements de fin de succession composés principalement de bouleau jaune, de sapin baumier, d'épinette blanche et d'épinette rouge (sapinière à bouleau jaune et bétulaie jaune résineuse). Dans ce domaine, l'enfeuillement des sapinières et des bétulaies jaunes résineuses se produit après une ouverture importante du couvert (Figure 24B). En effet, sur de

nombreuses aires de coupe de la sous-zone de la forêt mélangée (ou forêt mixte tempérée), les activités de récolte ont consisté à prélever les tiges résineuses et feuillues de qualité, laissant sur pied des peuplements clairsemés envahis par les feuillus de lumière et l'érable à épis. Bon nombre de ces sites présentent une régénération résineuse et feuillue d'ombre déficiente et le qualificatif de «peuplement dégradé » leur est attribué. Les feuillus de lumière, comme le peuplier faux-tremble, possèdent des mécanismes de régénération qui leur permettent de profiter de l'ouverture du couvert forestier, ce qui peut nuire considérablement à la régénération et à la croissance des espèces désirées. De son côté, l'érable à épis est une espèce adaptée à vivre sous couvert (LEAK 1974, SUTTON 1993) qui peut devenir dominante à la suite de la coupe et supprimer les épinettes et le sapin (VINCENT 1965), puisque son feuillage étalé intercepte une grande partie du rayonnement utile à la photosynthèse (MESSIER et BELLEFLEUR 1988). Ainsi, à la suite de coupes forestières, l'érable à épis peut envahir les stations pour une période de 30 à 60 ans. Cette compétition exercée par le couvert arbustif dense ralentit la croissance des résineux (BASKERVILLE 1961, MACLEAN et MORGAN 1983, RUEL 1992a). Le retour au peuplement d'origine est alors compromis (ARCHAMBAULT *et al.* 1998). L'étude de 79 bétulaies jaunes résineuses issues de coupes partielles de forte intensité, et ayant été effectuées il y a plus de 10 ans, a démontré que l'ouverture du couvert a entraîné une forte domination de l'érable à épis dans la strate gaulis (ROY et PRÉVOST 2002a). De plus, la régénération résineuse en gaules est faible (stocking de 30 %) et, en l'absence de source de semences d'épinette, la composante résineuse du sous-étage est largement dominée par le sapin. Les prochains peuplements risquent de comporter une quantité importante de feuillus, avec dominance du bouleau blanc et des autres espèces de compétition sur le bouleau jaune, alors que la composante d'épinettes blanche et rouge aura disparue. Ce dernier volet est abordé dans la section portant sur la raréfaction de l'épinette rouge (chapitre 2).

### 8.3.2 Les pessières et les pessières à sapin sur till de texture moyenne

Quelques auteurs notent une augmentation des feuillus peu de temps après la coupe dans les pessières sur till (RUEL 1992b, POTHIER 1996, RUEL *et al.* 1998). POTHIER (1996) a étudié la régénération de 289 aires de coupe réparties dans la zone des forêts mixtes et résineuses du Québec. Il démontre que la proportion d'espèces feuillues a tendance à s'accroître à la suite d'une coupe, par rapport au peuplement d'origine, ce qui se traduit par une augmentation du coefficient de distribution de la régénération (CDR) entre 1 et 5 ans après coupe sur l'ensemble des peuplements étudiés (PgPg, PgE, EPg, EE, ES, SE, SS). Par contre, le CDR diminue entre 5 et 10 ans après coupe dans les strates dominées par l'épinette noire ou par le pin gris (PgPg, PgE, EPg, EE) alors qu'il demeure constant dans les strates dominées ou sous-dominées par le sapin (ES, SE, SS) (POTHIER 1996 et Figure 2 du document sur l'enjeu de l'ensapinage). Ces résultats laissent croire que ces trois derniers types de

peuplements (ES, SE, SS) pourraient s'enfeuiller. Ainsi, la strate ES pourrait faire autant l'objet d'un « enfeuillage » que d'un « ensapinage » (voir le document sur l'ensapinage).

RUEL (1992b) a réalisé une analyse de la régénération présente, 5 ans après la coupe, dans 128 placettes permanentes installées avant la récolte dans des pessières noires. Selon cet auteur, la présence de feuillus sur des sites préalablement dominés par l'épinette noire serait liée aux quatre éléments suivants : 1) la localisation géographique (domaine de la sapinière à bouleau blanc), 2) des humus relativement minces (sols bien drainés), 3) la présence de TBE et 4) l'abondance de semenciers de feuillus de lumière dans les environs ou sur les parterres de coupe. L'auteur ne fait cependant aucune hypothèse sur l'évolution de la végétation, en raison du grand nombre de variables impliquées et de leurs interactions complexes. RUEL *et al.* (1998) ont étudié quinze aires d'études éparpillées au nord du golfe Saint-Laurent, depuis le domaine de l'érablière à bouleau jaune jusqu'au domaine de la pessière noire à mousses. Quatre pessières noires font partie du dispositif. Avant coupe, ces pessières comportaient une quantité négligeable de feuillus (moins de 1 m<sup>2</sup>/ha). Toutefois, au cours des 5 à 10 premières années qui ont suivi la coupe, il y a eu une explosion des feuillus, notamment du bouleau blanc. Par la suite, leur nombre a chuté de façon radicale de sorte qu'on a assisté à une forte diminution du coefficient de distribution dans trois des quatre aires étudiées. Seule une pessière noire de drainage modéré a conservé un coefficient de distribution relativement élevé (60 %). Dans cette aire d'étude, les feuillus commerciaux ne représentent toutefois que 4 % de la surface terrière totale, 30 ans après la coupe. Les auteurs concluent que l'abondance des feuillus serait temporaire dans les pessières étudiées. Nous croyons que ces résultats sont conformes à ceux de POTHIER (1996), à savoir que les pessières sur till n'ont pas tendance à s'enfeuiller après coupe. Néanmoins, nous continuons de soutenir la possibilité d'enfeuillage des pessières noires à sapin (strate ES) et des sapinières à épinette noire (SE), surtout lorsque ces peuplements sont ponctués de peupliers faux-trembles. De telles strates sont présentes dans l'ensemble de l'aire de répartition du peuplier faux-tremble, à l'exemple du nord de Baie-Comeau. Un suivi de ces strates après coupe serait important (J. Duval, comm. pers.).

### 8.3.3 Les pessières sur dépôts fins avec peupliers faux-trembles

La dynamique de l'enfeuillage sur les sols de texture fine est passablement différente de celle sur les autres types de dépôts de surface. En effet, le peuplier faux-tremble montre une agressivité particulière à se propager sur un tel substrat. Le phénomène a principalement été démontré pour les argiles marines de la ceinture argileuse de la Baie-James, ainsi que pour les tills et les dépôts d'altération de texture fine du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie.

Quelques auteurs ontariens font état de la transformation de peuplements résineux en des peuplements bien pourvus de feuillus après coupe, notamment le peuplier faux-tremble (BRUMELIS et CARLETON 1988, CARLETON et MACLELLAN 1994). BRUMELIS et CARLETON (1988), dans une étude portant sur 122 peuplements issus de coupe et âgés de 0 à 56 ans, établissent une relation entre l'arrivée des coupes mécanisées et une plus forte proportion de peupliers faux-trembles après coupe. Les coupes réalisées à l'aide de chevaux perturbaient faiblement le sol minéral et affectaient peu les racines des peupliers faux-trembles, ce qui avait pour effet de ne pas stimuler le développement de cette espèce très propice au drageonnement. Les stations soumises à des perturbations majeures du sol voient diminuer considérablement leur rapport C/N, ce qui entraîne une prolifération des feuillus de lumière, et tout particulièrement du peuplier faux-tremble. Pour ces auteurs, le peuplier est associé aux stations riches (rapport C/N bas) et l'épinette noire aux stations pauvres (rapport C/N élevé).

CARLETON et MACLELLAN (1994) ont effectué, dans la ceinture argileuse de la Baie James (Ontario), une étude comparative de 250 placettes (pessières) issues de feu et de 140 placettes issues de coupe. Les proportions de sapin et de peuplier faux-tremble étaient relativement faibles dans les peuplements d'origine naturelle. Après la coupe, le peuplier faux-tremble est devenu l'espèce la plus abondante. Son recouvrement atteignait près de 40 % dans les strates de hauteurs supérieures à 4m. Le peuplier faux-tremble, le peuplier baumier et l'aulne rugueux, auxquels on pourrait ajouter les sorbiers, les saules, les amélanchiers et l'érable à épis, faisaient en sorte que les stations étaient dominées par une végétation feuillue. Le sapin baumier était le résineux le plus abondant. Il était présent dans près de 60 % des stations et son recouvrement variait de près de 5% (< 4 m de hauteur) à 30 % (> 4 m). L'épinette noire demeurait faiblement représentée (Figure 26). Des analyses multivariées démontrent que le type de perturbation (feu contre coupe), le mode d'exploitation (chevaux contre coupe mécanisée), l'âge des peuplements et les caractéristiques du milieu physique sont les variables les plus importantes qui expliquent les changements survenus dans la végétation. Les peuplements issus de coupes faites à l'aide de chevaux (perturbation modérée du sol) présentent beaucoup plus d'affinités avec la forêt préfeu que ceux régénérés à la suite de coupes mécanisées plus récentes (forte perturbation du sol).

En territoire québécois, HARVEY et BERGERON (1989) ont étudié le phénomène de l'enfeuillage de la forêt du lac Duparquet (près de Rouyn) (Figure 27). Le passage de divers types de peuplements bien régénérés en essences résineuses avant coupe à une végétation mixte ou feuillue après coupe est évidente. Plusieurs types de dépôts de surface ont été échantillonnés. Les argiles mésiques et subhydriques constituent les dépôts qui occasionnent les plus sérieux problèmes d'enfeuillage. Le peuplier faux-tremble y demeure l'espèce la plus abondante. Les autres types de dépôts sont surtout envahis par le bouleau blanc. La régénération en épinette noire n'est jamais abondante (moins de 30 % de coefficient de distribution) et se concentre sur les sols les plus pauvres, notamment les sables, les sites humides et le roc.

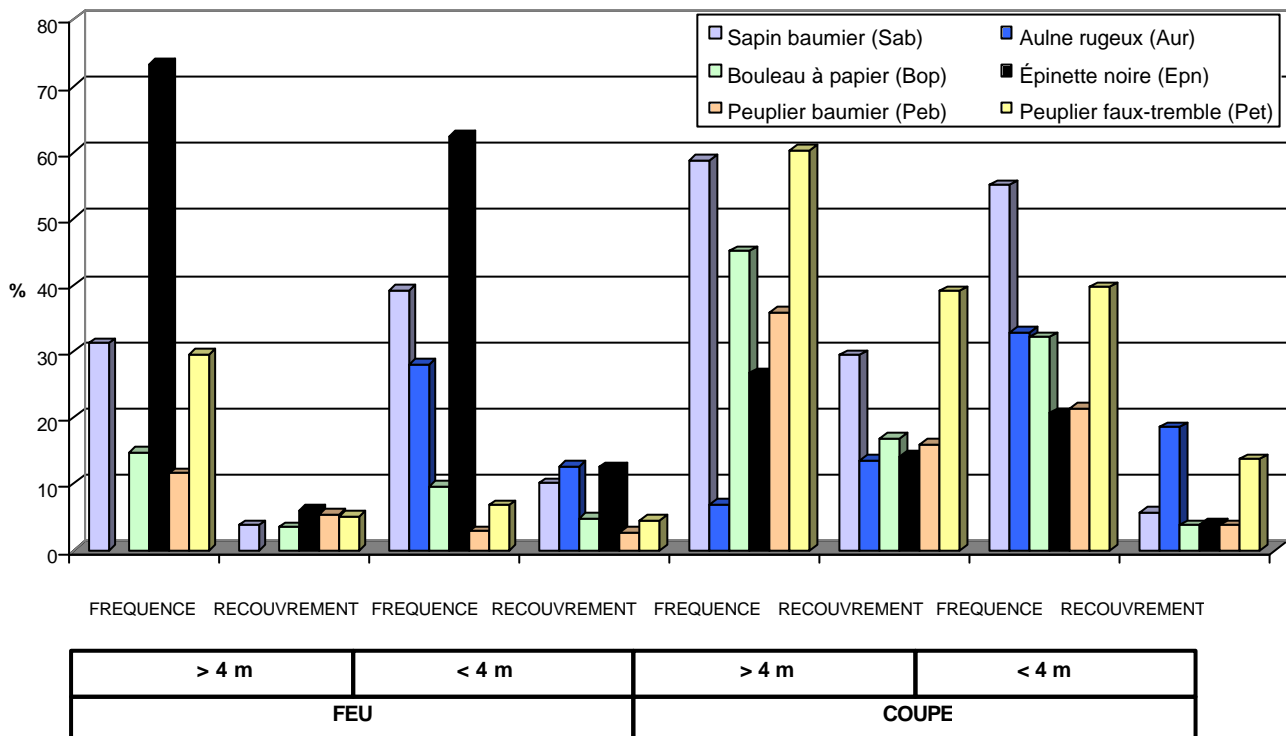
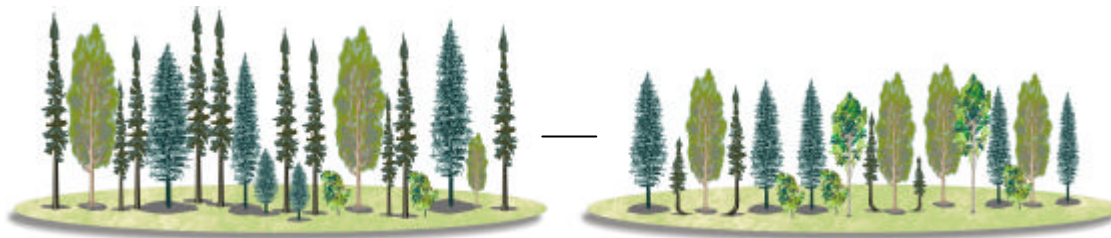


Figure 26. Comparaison de la composition des pessières noires naturelles (origine de feu) avec celles de la coupe mécanisée (dominance de peuplier, de sapin et de bouleau à papier), dans la ceinture argileuse de la Baie-James, Ontario (CARLETON et MACLELLAN 1994).

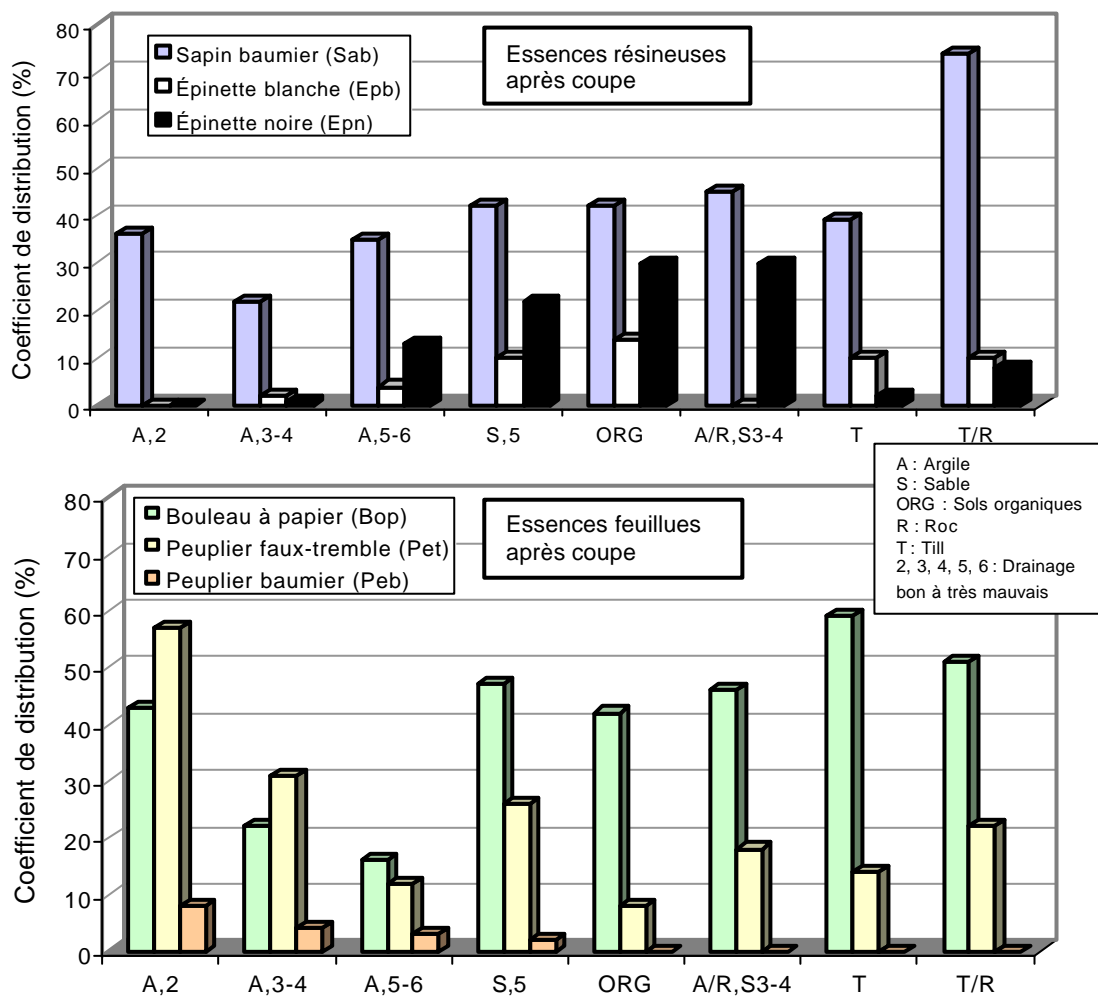
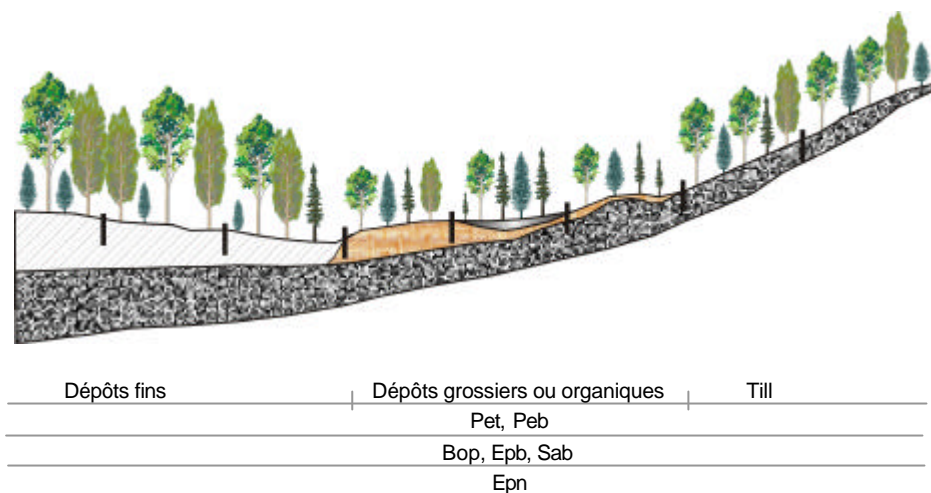


Figure 27. Coefficients de distribution après coupe en fonction des combinaisons dépôt-drainage en Abitibi. L'enfeuillage se produit sur toutes les stations. Il est surtout lié au peuplier faux-tremble sur l'argile et au bouleau blanc sur les autres substrats (HARVEY et BERGERON 1989).

Le problème de l'enfeuillement par le peuplier faux-tremble doit également être pris en compte dans le Bas-Saint-Laurent et la Gaspésie. FORTIN et GAGNON (2001) ont montré que certains peuplements de conifères, ne comportant que quelques tiges de peuplier faux-tremble bien réparties, peuvent être envahis par cette espèce à la suite d'une coupe (Figure 28). Cette étude suppose que les peuplements résineux dans lesquels le volume du peuplier faux-tremble est supérieur à 5 % du volume total avant coupe font partie de la catégorie « à risque d'enfeuillement ». Ces résultats vont de pair avec ceux de DOUCET (1979) qui signalait qu'une bonne régénération du peuplier faux-tremble peut être obtenue après coupe avec aussi peu que 5m<sup>2</sup>/ha de surface terrière, à condition que l'espacement entre les tiges ne dépasse pas 8 à 10 m. Plus de 50 % des strates à dominance d'épinette noire satisfont les critères avancés par FORTIN et GAGNON (2001). Cela représente près de 170 000 ha de forêt, majoritairement localisés dans le territoire touché par les feux des rivières York-Pabos-Bonaventure et Saint-Jean. Cette superficie compte pour près de 20 % de toutes les strates de plus de 7 m de la forêt publique gaspésienne. L'envahissement éventuel de ces strates ou d'une partie de celles-ci par le peuplier entraînerait une diminution de la possibilité en résineux dans la région. FORTIN et GAGNON (2002) montrent que cet enfeuillement est prévisible puisque les stations envahies sont généralement dans le voisinage immédiat de tremblaies ou de peuplements mélangés dans lesquels le tremble occupe une place importante. Le modèle d'envahissement est assez simple. Dès que l'on retrouve quelques tiges de tremble dans un peuplement, on peut s'attendre à ce qu'après coupe, elles drageonnent et envahissent le site. FORTIN et GAGNON (2000, 2001) ont montré qu'un tremble drageonnait sur un rayon moyen d'une vingtaine de mètres, soit une superficie de 1 250 m<sup>2</sup> (un huitième d'hectare). Il suffirait donc, en théorie, de huit trembles bien répartis à l'hectare pour envahir un site. Par ailleurs, la répartition des trembles n'est pas toujours uniforme. Cela fait en sorte que, dans certains cas, une partie de l'aire de coupe sera envahie alors que la voisine ne le sera pas. L'enfeuillement pourrait éventuellement apparaître sur de nouveaux territoires, là où le peuplier est actuellement rare ou absent. Les chemins forestiers nouvellement construits constituent la porte d'entrée du peuplier faux-tremble (régénération par semis). Il y a une bonne relation entre les anciens chemins forestiers et la présence du peuplier à l'intérieur de nombreuses aires de coupe. Lors de la prochaine récolte, ces peupliers augmenteront leur abondance par le biais du drageonnement.

#### 8.3.4 Les pessières noires à aulne

Enfin, l'enfeuillement par l'aulne est important en Abitibi. Après la coupe, des étendues jadis peuplées de pessières noires à aulne se transforment en vastes aulnaies. Deux opinions s'opposent cependant quant à leur dynamique. La première soutient que l'aulne ne nuit pas à la croissance de l'épinette noire et du sapin. La seconde prétend le contraire et s'appuie sur la littérature (BRUMELIS et CARLETON 1988). Les vastes aulnaies de l'Abitibi, qui cachent les souches de la forêt préexistante et une régénération éparse d'épinette noire et de sapin, appuient davantage la seconde hypothèse. Cette question mérite donc une recherche plus approfondie.



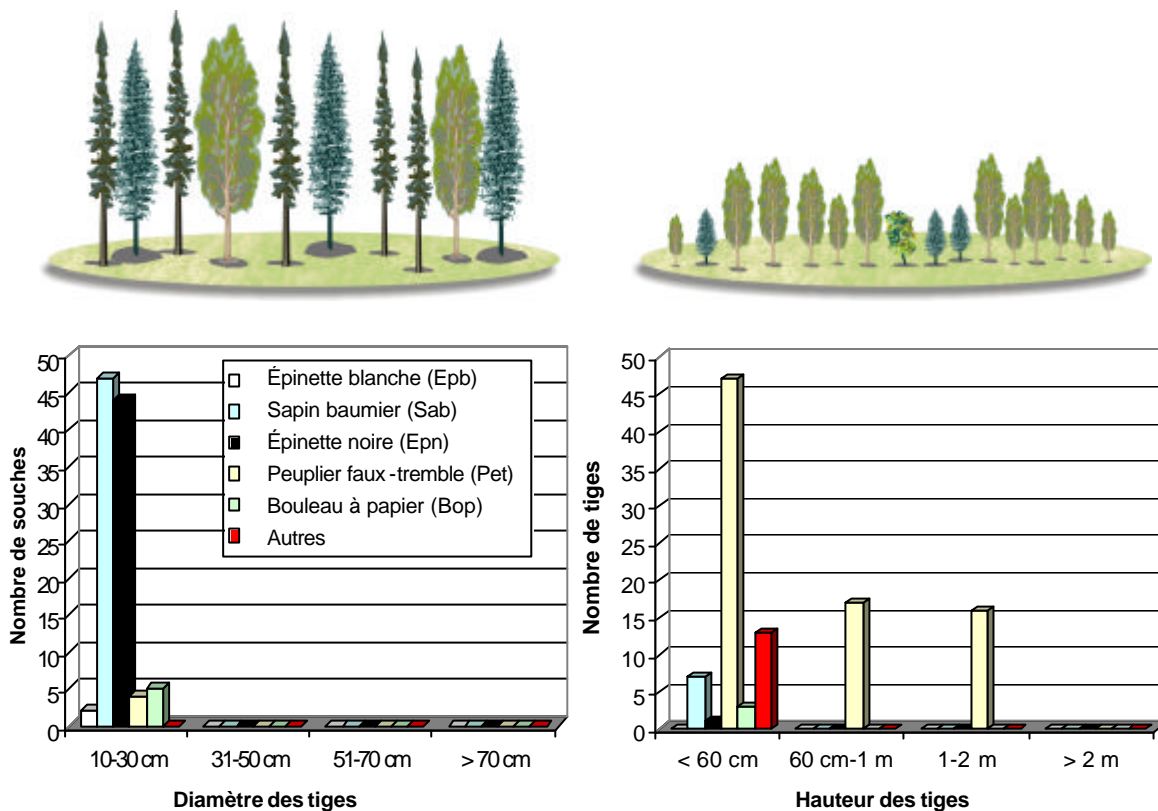


Figure 28. Changement de composition forestière d'une placette réalisée en Gaspésie. Le peuplement résineux avant coupe se transforme en peuplement feuillu après coupe. Le nombre de peupliers est faible (4) dans les peuplements avant coupe, comparativement à celui après coupe (80) (FORTIN et GAGNON 2002).

#### 8.4 Pistes de solution afin de limiter l'envahissement par les feuillus de lumière

##### 8.4.1 Les sapinières (à bouleau blanc ou à bouleau jaune) et les bétulaies jaunes résineuses

Afin d'éviter l'enfeuillement des sapinières du domaine de la sapinière à bouleau blanc, la coupe finale devrait être réalisée à l'âge de maturité (de l'ordre de 60 ans et plus) afin que la régénération résineuse soit la plus abondante possible. On présume qu'après une coupe, 30 années sont nécessaires pour mettre en place la banque de semis et 30 autres années afin que les semis occupent les microsites disponibles. Les faibles densités résineuses en régénération dans les jeunes peuplements denses confirment le danger d'envahissement par les feuillus si une coupe totale, même avec protection de la régénération, est réalisée (CÔTÉ et BÉLANGER 1991, DÉRY *et al.* 2000). Par contre, aucune étude ne confirme que le délai fixé précédemment (60 ans) permettra à la régénération de s'établir convenablement. La dynamique d'envahissement des peuplements par de nouvelles cohortes de même

que les processus qui les régissent sont peu connus. Plusieurs éléments montrent que l'implantation de nouvelles populations se produit d'une manière saccadée sans aucun patron défini, plutôt que de façon prévisible (Sylvain Fortin, comm. pers.).

Une autre solution serait de réaliser des coupes progressives dont les objectifs sont de bien régénérer les stations (RAYMOND 1998, RAYMOND *et al.* 2000). Cette pratique, tout en limitant l'ouverture du couvert, permet à la fois d'obtenir une régénération résineuse suffisante, d'atténuer l'implantation des feuillus de lumière (BALDWIN 1977, DOUCET *et al.* 1996) et d'accroître le volume des arbres résiduels (BALDWIN 1977). Le système de coupes progressives comporte trois interventions, soit la coupe d'ensemencement, la coupe secondaire et la coupe finale. La coupe d'ensemencement vise à favoriser la fructification et à obtenir l'éclaircissement propice à la germination et à l'établissement des espèces désirées dans le peuplement en devenir. La coupe secondaire permet de récolter les semenciers affaiblis ou endommagés et de poursuivre l'installation des semis aux endroits où elle tarde. La coupe finale élimine les arbres résiduels tout en protégeant les semis en place (DOUCET *et al.* 1996). Enfin, un scénario permettant de façonner des sapinières de structure irrégulière serait certainement approprié dans les cas où la stratégie sylvicole consiste à conserver des paysages apparentés à ceux façonnés par la dynamique naturelle.

Afin d'éviter l'envahissement des sapinières à bouleau jaune et des bétulaies jaunes résineuses par l'érable à épis ou par les feuillus de lumière (peuplier faux-tremble, cerisier de Pennsylvanie et bouleau blanc), il serait judicieux de mettre en place une sylviculture adaptée à la structure et à la composition forestière de ces peuplements (Figure 24B). Ainsi, les coupes progressives irrégulières pourraient être considérées pour les peuplements à structure irrégulière. Pour les peuplements de structure inéquienne qui contiennent une bonne quantité de petites tiges marchandes de bouleau jaune et d'épinettes (10-20 cm de diamètre), le potentiel de croissance est encore très grand. Il est donc logique de penser que, dans ce type de peuplement, le processus de régénération devrait d'abord miser sur le capital forestier déjà en place. Or, il est reconnu que les coupes de faible intensité imitent les processus naturels et modifient peu la composition de ces peuplements, alors que des études ont prouvé que la coupe totale conduit à l'envahissement du parterre de coupe par les espèces compétitrices (ARCHAMBAULT *et al.* 1998, LAFLÈCHE *et al.* 2000). Ainsi, l'utilisation de coupes partielles, dont l'intensité reste à déterminer, doit être envisagée comme un moyen de conserver et de faire fructifier le capital que représentent les tiges d'avenir, tout en maintenant la structure du peuplement et en évitant sa dégradation par la prolifération des espèces compétitrices (PRÉVOST *et al.* 2003).

Pour les peuplements qui ont déjà fait l'objet d'une coupe et qui sont bien régénérés, on pourrait évaluer la possibilité de pratiquer un ensemble d'éclaircies dont le but serait de restaurer des sapinières à bouleau jaune et des bétulaies jaunes résineuses de structure irrégulière. Il faudrait apporter le plus grand soin au bouleau jaune de manière à stimuler son développement vers des peuplements d'âge mûr.

La pratique de l'éclaircie commerciale mixte à feuillus tolérants devrait possiblement être revue et encouragée. En définitive, une réflexion devrait être faite afin de mieux jumeler les objectifs de la « production prioritaire » (production SEPM...) à ceux de « l'aménagement écosystémique » (maintien de la composition et de la structure aux échelles du peuplement et du paysage).

Les forêts dégradées mal régénérées occupent des sites très fertiles qu'il faut remettre en production avec des essences de valeur. L'approche opérationnelle habituellement utilisée pour remettre en production les peuplements dégradés a souvent été la conversion de ces peuplements en monoculture résineuse. Bien que ce modèle de foresterie intensive soit encore souhaitable dans certaines conditions, les valeurs de la société changent et d'autres méthodes sylvicoles plus près de la dynamique naturelle des peuplements mélangés sont maintenant proposées depuis quelques années au Canada (MACDONALD 1995, BERGERON 1997). Les essences en présence, la distribution des tiges et leur état général de même que la nature de la compétition sous couvert seront des facteurs déterminants qu'il faudra considérer. Ces peuplements résiduels sont très fragmentés et ils sont caractérisés par une forte compétition. Ils présentent une variabilité spatiale importante, passant de grandes trouées à des portions de peuplements intacts. Le couvert résiduel pourrait servir de base à l'installation de la régénération, mais la forte compétition déjà en place empêche toute régénération de s'établir ou de croître. En effet, lorsque l'érable à épis domine, cette situation peut se maintenir pendant des décennies (ARCHAMBAULT *et al.* 1998). Ainsi, diverses formes de préparation de terrain doivent être envisagées afin de contribuer à limiter cette compétition et créer des lits de germination favorables. La composition du couvert résiduel des bétulaies jaunes résineuses dégradées offre généralement peu de semenciers résineux, ceux-ci ayant été récoltés lors de la dernière coupe ou perdus lors des épidémies de tordeuse. Le retour de la composante résineuse dans ces peuplements par la régénération artificielle devrait donc être envisagé. À cet effet, le Manuel d'aménagement forestier prévoit l'aménagement de plantations dans des grandes trouées (0,25 ha et plus), les aires de croissance, afin d'assurer le maintien de la composante résineuse dans les peuplements mélangés. Également, les plantations à faible densité permettant l'installation d'essences compagnes feuillues font l'objet d'études (Pierre Belleau, comm. pers.; ROY et PRÉVOST 2002b). La remise en production des bétulaies jaunes à sapin dégradées pourrait avoir des conséquences bénéfiques pour la biodiversité si elle ramène la structure de ces peuplements à l'intérieur de leurs limites historiques de variabilité (DARVEAU *et al.* 2002).

Dans les peuplements actuellement dominés par le peuplier faux-tremble ou par le bouleau blanc et bien régénérés en résineux, il faudrait privilégier des coupes partielles limitant la quantité de lumière au sol. Sinon, les feuillus de lumière proliféreront. Les travaux de PRÉVOST et POTHIER (2003) indiquent que des coupes partielles de forte intensité (65 % de prélèvement) réduisent la présence du peuplier et offrent les meilleures conditions pour l'établissement des épinettes si on y effectue du scarifiage.

Avant de récolter les pessières issues de plantations (et positionnées sur des stations propices à la sapinière à bouleau jaune ou à la bétulaie jaune résineuse), on devrait s'interroger sur l'importance spatiale et la répartition des nouvelles plantations. L'analyse devrait se faire en tenant compte du concept de la triade. Certaines stations pourraient être graduellement restaurées en sapinière à bouleau jaune (GRONDIN 2002). Enfin, toute cette réflexion d'aménagement devrait se faire en tenant compte de l'ensemble des peuplements observés sur les types écologiques de la sapinière à bouleau jaune (MS1) et de la bétulaie jaune résineuse (MJ2).

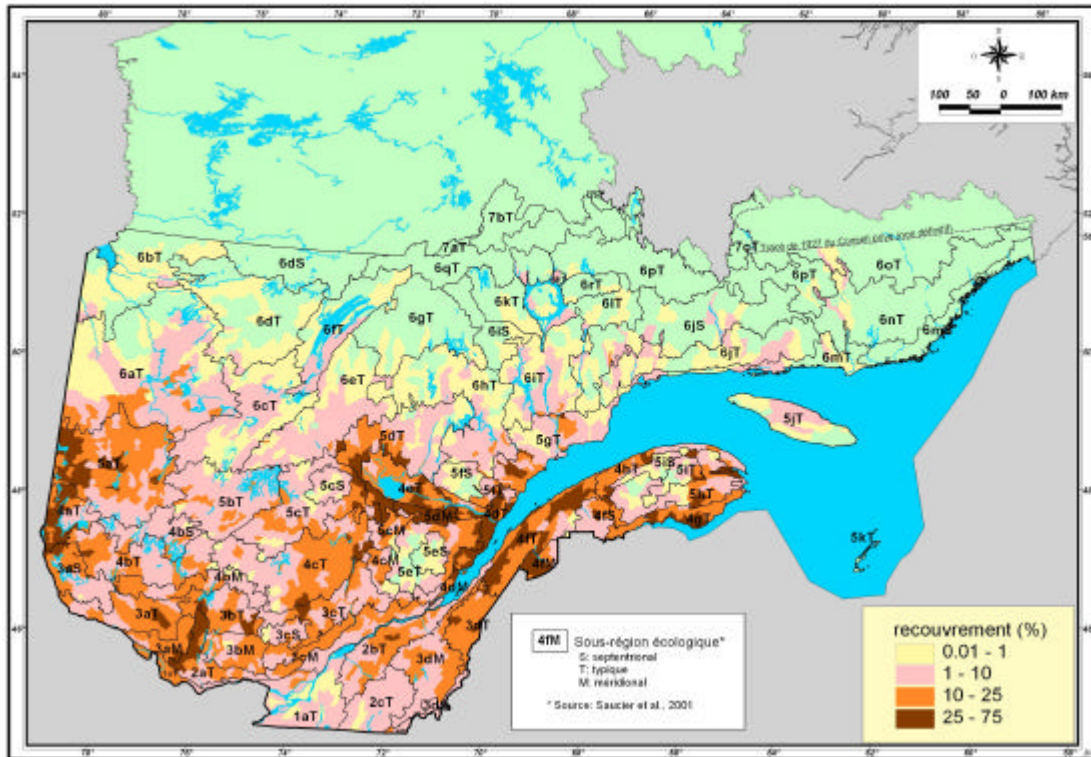
#### 8.4.2 Les pessières

Les méthodes sylvicoles visant à limiter l'enfeuillage des territoires recouverts de pessières noires ponctuées de peupliers faux-trembles, des pessières à sapin sur till avec bouleau blanc et des pessières à aulne doivent être mises en place. En Gaspésie, il est recommandé de garder une zone tampon autour des peuplements où le tremble occupe une place importante (FORTIN et GAGNON 2001). Ce type de coupe n'a cependant pas encore été pratiqué. En Abitibi, ainsi qu'à plusieurs autres endroits au Québec, la lutte contre l'enfeuillage s'effectue principalement lors de l'éclaircie précommerciale, alors que la protection de l'épinette noire et du sapin est prioritaire. Étant donné que les éclaircies ne couvrent pas l'ensemble des territoires coupés, le phénomène de l'enfeuillage demeure important.

### 8.5 Répartition géographique des feuillus

La figure 29 montre les territoires où le peuplier faux-tremble a la possibilité de provoquer un enfeuillage. Il s'agit notamment a) du domaine de l'érablière à bouleau jaune (essentiellement sur les stations de la sapinière à bouleau jaune et de la bétulaie jaune résineuse), b) du domaine de la sapinière à bouleau jaune (et tout particulièrement dans le Bas-Saint-Laurent ainsi que sur le pourtour de la Gaspésie), c) de l'Abitibi (régions 4a et 5a) et d) du pourtour du lac Saint-Jean ainsi que dans Charlevoix. Le phénomène mérite également d'être analysé dans tous les territoires où le peuplier est bien représenté dans les pessières noires (Figure 30). Il s'agit notamment de l'Abitibi (régions 5a et 6a, Figure 31), mais également de l'arrière-pays de Rimouski, de la section est de la Gaspésie ainsi que l'ensemble de la forêt boréale comprise entre l'Abitibi et les tributaires du Réservoir Manicouagan.

Le problème de l'enfeuillage par le bouleau caractérise tout le territoire couvert par la pessière noire à sapin (strate ES) (Figure 32). L'importance du peuplier faux-tremble et du bouleau dans ces pessières apparaît aux figures 33 et 34. Ces territoires sont les plus vulnérables à l'enfeuillage. Enfin, l'enfeuillage par l'aulne est surtout critique en Abitibi (Figure 35).



- 1- Érablière à caryer cordiforme
- 2- Érablière à tilleul
- 3- Érablière à bouleau jaune
- 4- Sapinière à bouleau jaune
- 5- Sapinière à bouleau blanc
- 6- Pessière noire à mousses
- 7- Pessière noire à lichens

Figure 29. Répartition des groupements d'essences dominés par le peuplier faux-tremble (selon les données du deuxième programme d'inventaire décennal du MRNFP, SIFORT2). Cette carte montre que l'enfeuillage par le peuplier faux-tremble se produit surtout en Abitibi, sur le pourtour du lac Saint-Jean, dans Charlevoix, dans le Bas-Saint-Laurent ainsi qu'en Gaspésie, soit un ensemble de secteurs habités. On croit que cet enfeuillage est associé aux coupes forestières et aux feux d'origine anthropique.

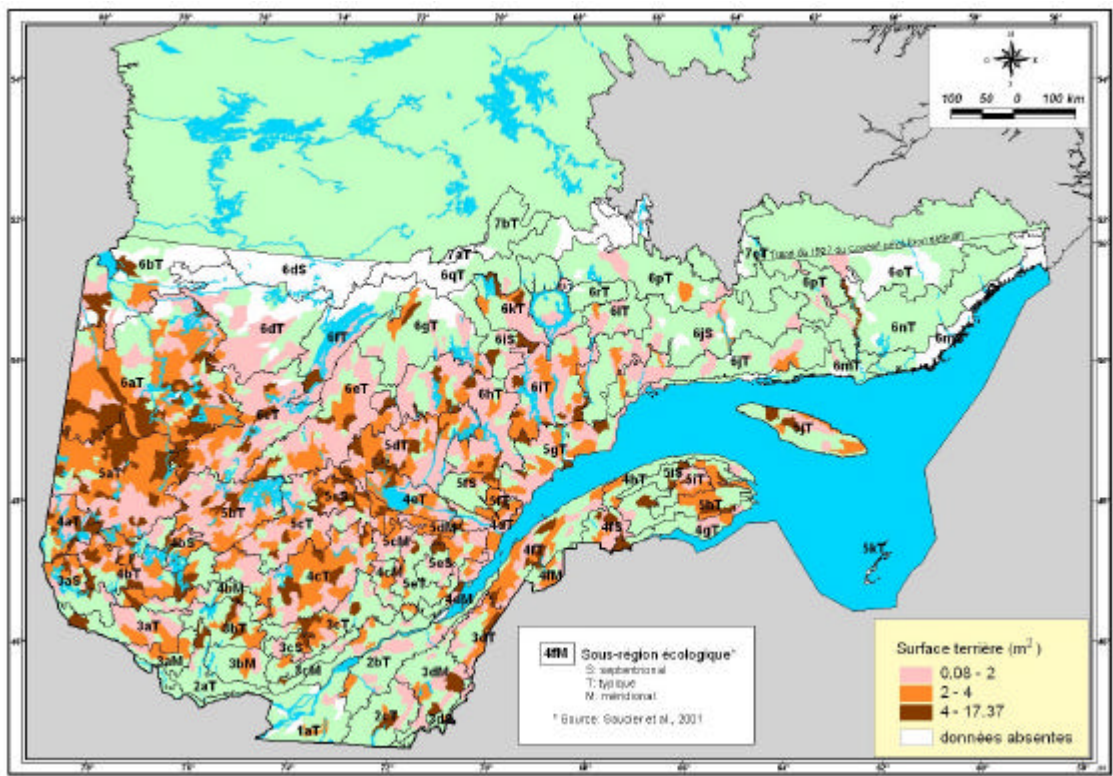


Figure 30. Importance du peuplier, en surface terrière, dans les pessières (selon les placettes temporaires d'inventaire du MRNFP). Les pessières ponctuées de peupliers faux-trembles risquent de s'enfeuiller après la coupe. Celles-ci se retrouvent surtout en Abitibi, sur le pourtour du lac Saint-Jean, dans le Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie (grand brûlé des rivières York-Pabos-Bonaventure et Saint-Jean).

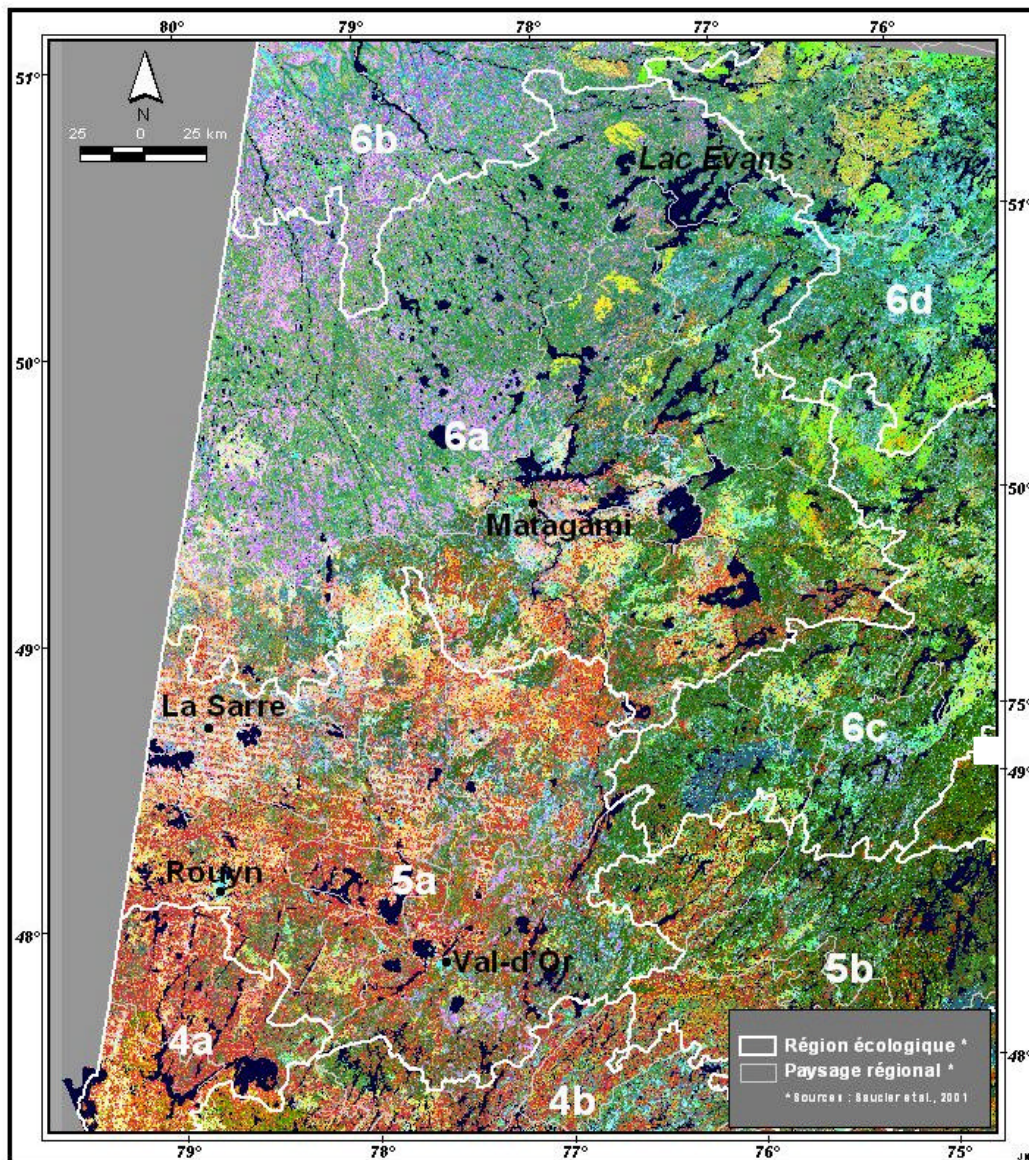


Figure 31. Image satellitaire montrant la végétation actuelle dans les régions écologiques 5a et 6a (Abitibi). Ces deux régions sont fortement affectées par l'enfeuillage. On pose l'hypothèse qu'historiquement, le domaine de la sapinière atteignait sa limite nord dans le secteur de Rouyn et de Val-d'Or (relief de coteaux). Sous l'effet des coupes et des feux anthropiques survenus dans la vaste plaine de l'Abitibi, une végétation à dominance de résineux (pessières noires ponctuées de peupliers faux-trembles) a fait place à une végétation feuillue et mélangée (Pet, Sab). Cette végétation, que l'on associe à celle du domaine de la sapinière, s'étend maintenant jusqu'à la limite nord de la région 5a. Sous l'effet des coupes récentes, l'enfeuillage ainsi que l'expansion du domaine de la sapinière à bouleau blanc devraient se poursuivre au nord de La Sarre (jusqu'à la région des tourbières) ainsi que dans le secteur des grands lacs (Matagami, au Goéland, Waswanipi). On estime que l'enfeuillage devrait s'étendre tant que le peuplier est bien représenté dans les pessières, soit jusqu'au lac Evans.

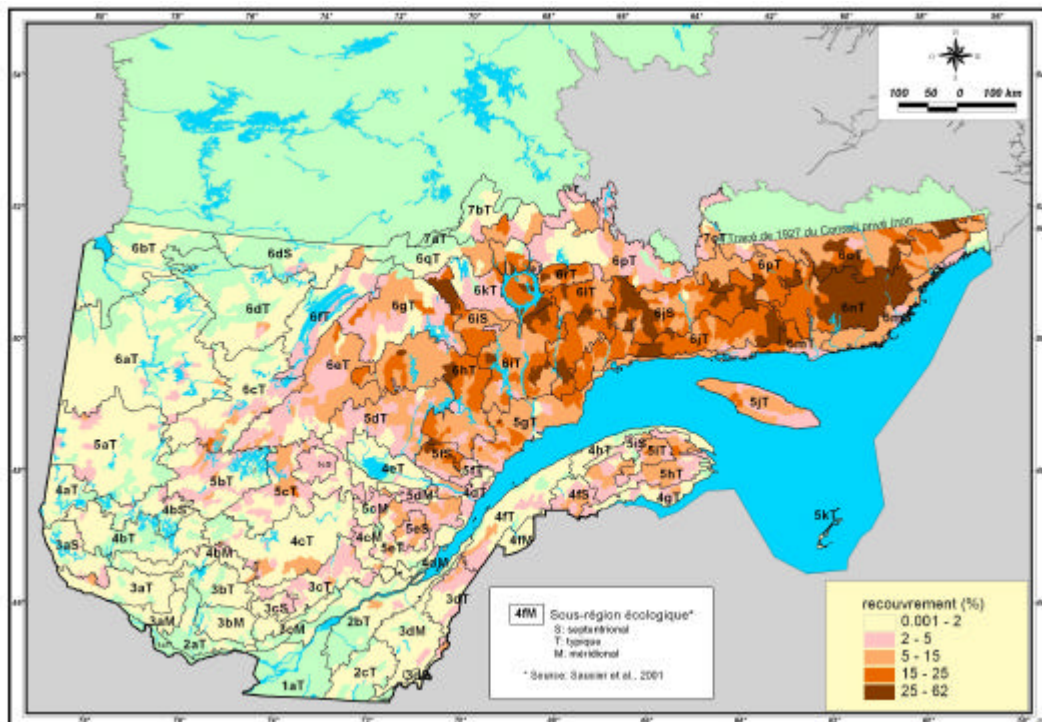


Figure 32. Répartition des pessières noires à sapin selon le second programme d'inventaire du MRNFP (SIFORT2). On estime qu'une certaine proportion de ce type de peuplement pourrait s'enfeuiller.

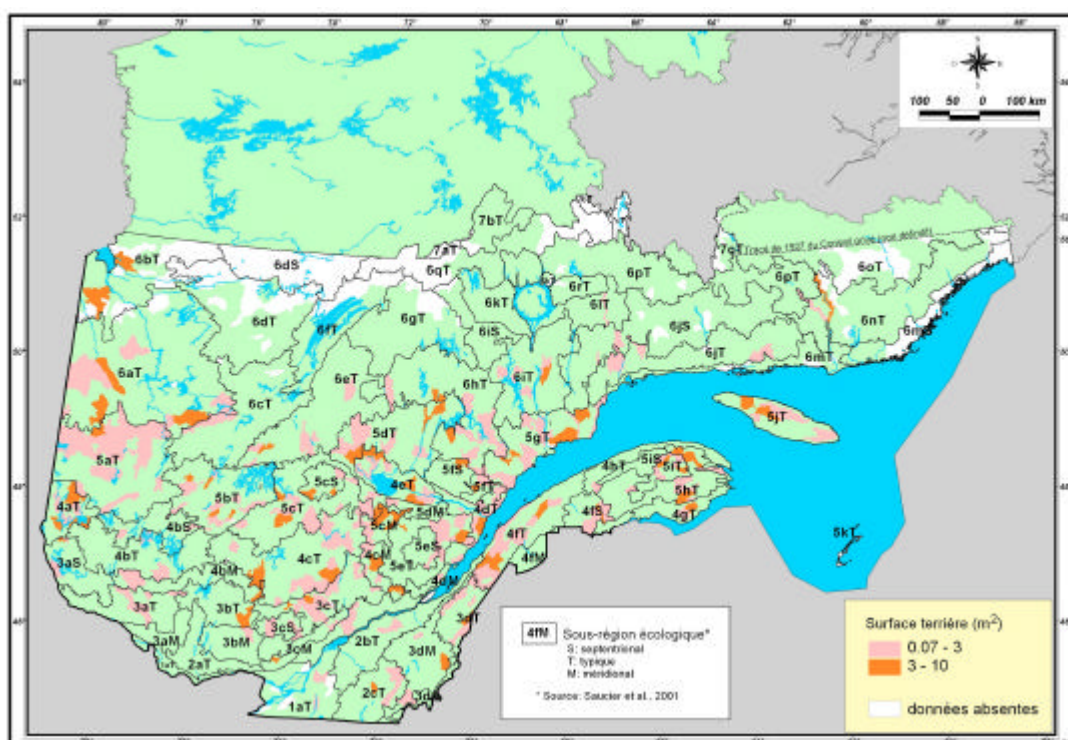


Figure 33. Répartition du peuplier dans les pessières noires à sapin selon SIFORT2. En raison de sa faible abondance, le peuplier devrait jouer un rôle mineur dans l'enfeuillage de ce type forestier.



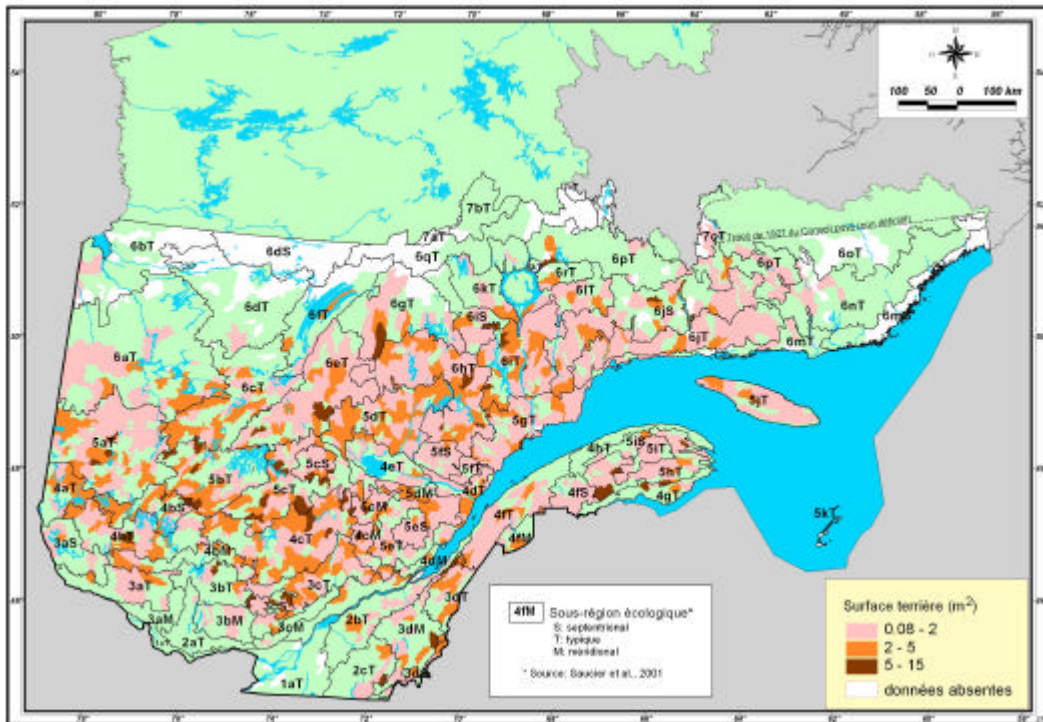


Figure 34. Répartition du bouleau blanc dans les pessières noires à sapin selon SIFORT2. Compte tenu de sa grande production de graines, cette espèce pourrait jouer un rôle important dans l'enfeuillement, surtout sur les sites faiblement pourvus en éricacées.

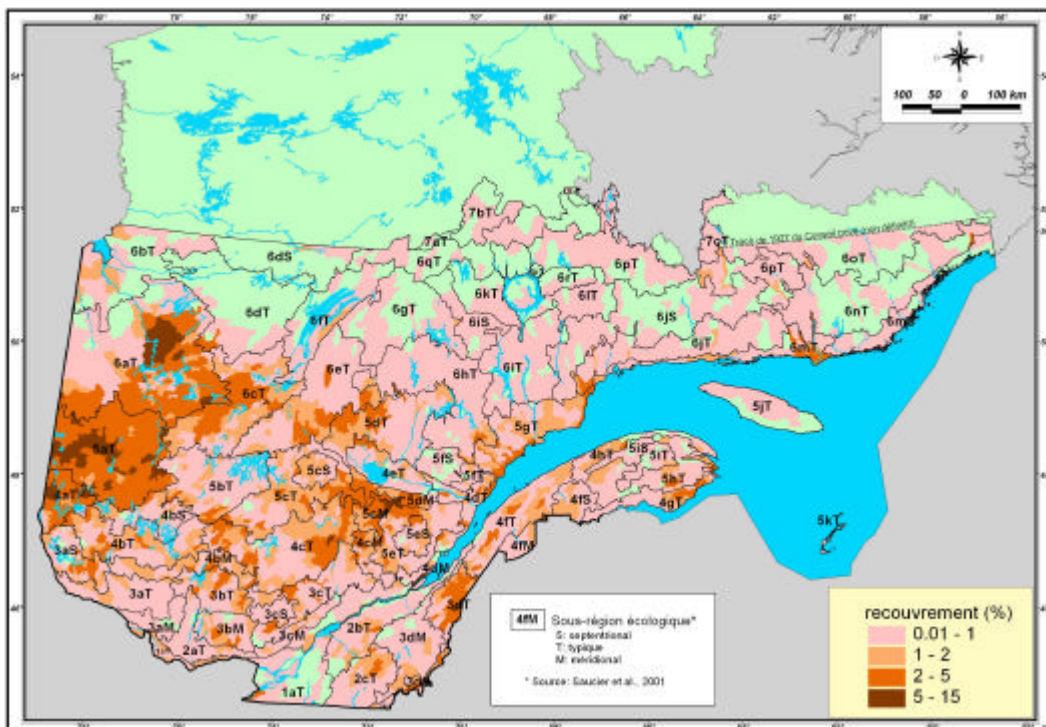


Figure 35. Répartition de l'aulne rugueux selon SIFORT2. Celui-ci s'observe surtout en Abitibi, où il est responsable d'un certain enfeuillement après la coupe.

## 8.6 Recherches en cours

Dans le cadre de ses travaux, le Groupe d'action sur la forêt mixte a identifié la sylviculture des bétulaies jaunes résineuses comme une avenue de recherche prioritaire. Cette démarche a mené à la mise en œuvre du projet SSAM (Système sylvicole adapté à la forêt mixte). Le projet SSAM est un projet de recherche multidisciplinaire impliquant des équipes de recherche des gouvernements fédéral et provincial, de plusieurs universités québécoises et de l'industrie. Sur des stations de la région de Portneuf, le projet combine et compare divers traitements sylvicoles (coupes partielles, trouées, parquets, scarifiage) pour l'aménagement des bétulaies jaunes résineuses de belle venue et la remise en production des bétulaies jaunes résineuses dégradées à la suite des interventions forestières des années antérieures (ÉQUIPE SSAM 2000, ÉQUIPE SSAM 2002).

La Direction de la recherche forestière a également procédé à l'installation d'un dispositif expérimental d'envergure dans le cadre du projet de recherche sur la remise en production des bétulaies jaunes résineuses dégradées du domaine de la sapinière à bouleau jaune. Ce dispositif expérimental comprend l'expérimentation de quatre intensités de coupe et trois différentes méthodes de préparation de terrain sur une superficie de 16 ha (ROY et PRÉVOST 2002b).

Une recherche pour mieux comprendre la dynamique de l'enfeuillage a été initiée à l'été 2002 en Abitibi (HARVEY *et al.* 2002). Diverses méthodes de coupe seront testées afin d'analyser le comportement du peuplier. L'une d'entre elles consiste à anneler les peupliers isolés dans la pessière et, quelques années plus tard, à procéder à une coupe sélective des épinettes dans le but de favoriser la régénération des épinettes. Éventuellement, ces peuplements pourraient être aménagés au moyen d'un système irrégulier de coupes partielles. Plusieurs variantes du projet testeront également des coupes à rétention variable (FRANKLIN *et al.* 1997, MITCHELL et BEESE 2002).

Afin d'éviter l'envahissement du peuplier à la suite de la coupe, deux projets sont actuellement en cours en Gaspésie. Ceux-ci sont réalisés par M. Sylvain Fortin et son équipe (cégep de Gaspé). Le premier projet consiste à anneler les peupliers faux-trembles avant coupe et de les couper à l'intérieur d'une période de 2 à 4ans après l'annelage. Le second projet consiste à dégager les peupliers faux-trembles après la coupe, à différentes périodes de l'année, ainsi qu'à différentes hauteurs (Sylvain Fortin, comm. pers.).

## 8.7 Conclusion

La dynamique de l'enfeuillement est complexe et variée et nous sommes loin d'en comprendre les multiples facettes. Pour aborder ce problème, il est important de définir le contexte physique (relief, dépôts de surface) et bioclimatique dans lequel se situent les peuplements à l'étude. De plus, il faut bien comprendre les différences entre la dynamique forestière naturelle et la dynamique après coupe. Essentiellement, l'enfeuillement semble lié à l'exploitation de peuplements mûrs en ce qui a trait à la récolte forestière, mais relativement jeunes sur la base de la dynamique forestière. La récolte de peuplements dans lesquels les feuillus de lumière (pet, bop) sont encore en pleine croissance ou au tout début de leur sénescence font en sorte que ces derniers se régénèrent en abondance. La même situation se produit dans les sapinières de seconde venue, récoltées avant que la régénération soit bien établie. L'espace disponible pour la régénération feuillue est alors important. Ainsi, en encourageant les révolutions courtes, on favorise l'enfeuillement. D'un côté, on essaie de prévenir certains problèmes (mortalité par la TBE), alors que, de l'autre, on provoque de l'enfeuillement. Évidemment, ces changements dans la composition risquent d'avoir des impacts sur la production forestière. Le *producteur-feuillu* se voit donc avantagé au détriment du *producteur-résineux*. Certains traitements, à l'exemple de l'EPC (suivi de regarni si nécessaire), devraient permettre d'atténuer le problème. Sur le plan de la biodiversité, le changement est assez important puisque l'on assiste graduellement à la perte de paysages résineux ou mélangés à feuillus d'ombre au profit de paysages dominés par les feuillus ou par des peuplements mélangés à feuillus de lumière. Enfin, nous concluons que l'enfeuillement semble effectif dans 1) les sapinières (à bouleau blanc et à bouleau jaune) et les bétulaies jaunes résineuses, 2) les pessières noires à sapin sur till de texture moyenne, 3) les pessières noires sur dépôts de texture fine et peuplier faux-tremble ainsi que 4) les pessières noires à aulne. Les études et les essais sylvicoles devraient se dérouler surtout dans ces peuplements. Enfin, nous insistons pour que l'analyse se réalise également sur l'ensemble des peuplements observés dans les divers types écologiques propices à l'enfeuillement et qu'elle englobe trois niveaux de perception : le peuplement, le type écologique et le paysage.

## 8.8 Remerciements

Nos sincères remerciements s'adressent à Mme Mireille Desponts, MM. Louis Archambault, Jacques Blouin, Stéphane Déry, René Doucet, Jacques Duval, Sylvain Fortin et Jean-Claude Ruel pour leurs commentaires de la version préliminaire de ce document. Madame Lucie Jobin nous a apporté une aide précieuse dans la recherche de la documentation.

## 8.9 Références

- ARCHAMBAULT, L., J. MORISSETTE et M. BERNIER-CARDOU, 1997. *Succession forestière après feu dans la sapinière à bouleau jaune du Bas-Saint-Laurent, Québec*. For. Chron. 73 : 702-710.
- ARCHAMBAULT, L., J. MORISSETTE et M. BERNIER-CARDOU, 1998. *Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada*. For. Ecol. Manage. 102 : 61-74.
- BALDWIN, V.C. Jr., 1977. *Regeneration following shelterwood cutting in a New Brunswick softwood stand*. Canadian Forestry Service, Department of Fisheries and the Environment, 23 p.
- BARNES, B.V., D.R. ZAK, S.R. DENTON et S.H. SPURR, 1998. *Forest ecology*. 4<sup>th</sup> Ed. John Wiley & Sons. 774 p.
- BASKERVILLE, G., 1961. *Response of young fir and spruce to release from shrub competition*. Forest Research Division. Dep. of Forestry, Canada. Tech. Note No. 98 : 5-14.
- BASKERVILLE, G.L., 1965. *Deterioration and replacement in two overmature forest stands*. Can. Dep. For. Publ. 1125.
- BASKERVILLE, G.L., 1975. *Spruce budworm : super silviculturist*. For. Chron. 51 : 138-140.
- BÉLANGER, L., P. BOULIANNE et M. PINEAU, 1989. *Problématique de la sapinière boréale de seconde venue : l'expérience de la forêt Montmorency, la forêt d'enseignement de l'Université Laval*. Dans Textes des conférences présentées au colloque sur la sapinière boréale. Forêt Montmorency, 21-22 septembre 1989. Colloque organisé par l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec.
- BERGERON, Y. et D. CHARRON, 1994. *Post-fire stand dynamics in southern boreal forest (Québec) : A dendroecological approach*. Ecoscience 1 : 173-184.
- BERGERON, Y. et B. HARVEY, 1997. *Basing silviculture on natural ecosystem dynamics : an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec*. For. Ecol. Manage. 92 : 235-242.

- BLOUIN, J.-L. et M.M. GRANDTNER, 1971. *Étude écologique et cartographie de la végétation du comté de Rivière-du-Loup*. Gouvernement du Québec, ministère des Terres et Forêts, Service de la recherche. Mémoire n° 6. 370 p.
- BRUMELIS, G. et T.J. CARLETON, 1988. *The vegetation of postlogged black spruce lowlands in Central Canada. 1. Trees and tall shrubs*. Can. J. For. Res. 18 : 1470-1478.
- BRUNET, G., 2002. *Reconstitution historique de la sapinière à bouleau blanc vierge de la Côte-de-Gaspé*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 113 p.
- CARLETON, T.J. et P.F. MAYCOCK, 1978. *Dynamics of the boreal forest south of James Bay*. Can. J. Bot. 56 : 1157-1173.
- CARLETON, T.J. et P. MACLELLAN, 1994. *Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging : a comparative survey in the central Canadian boreal forest*. Ecoscience 1 : 141-152.
- COGBILL, C.V., 1984. *Dynamics of the boreal forests of the laurentian highlands, Canada*. Can. J. For. Res. 15 : 252-261.
- CÔTÉ, S. et L. BÉLANGER, 1991. *Variations de la régénération préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques*. Can. J. For. Res. 21 : 1779-1795.
- DAMMAN, A.W.H., 1964. *Some forest types of central Newfoundland and their relation to environmental factors*. Forest Service. Monograph No. 8.
- DARVEAU, M., C. GIRARD, J. HUOT et J.-P. SAVARD, 2002. *Développement durable de la sapinière à bouleau jaune : la faune et la remise en production des peuplements forestiers dégradés*. Compte-rendu du 3<sup>e</sup> Atelier SSAM, 17 janvier 2002, p.15-16.
- DÉRY, S., 1995. *Dynamique de l'enfeuillement après coupe de la sapinière boréale de seconde venue*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.
- DÉRY, S., L. BÉLANGER, S. MARCHAND et S. CÔTÉ, 2000. *Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Choristoneura fumiferana) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue*. Can. J. For. Res. 30 : 801-816.

- DIX, R.L. et J.M.A. SWAN, 1971. *The roles of disturbance and succession in upland forest at Candle Lake, Saskatchewan*. Can. J. Bot. 49 : 657-676.
- DOBBS, R.C., 1972. *Regeneration of white and engelmann spruce : literature review with special reference to the British Columbia interior*. Pacific Forest Research Centre, Canadian Forestry Service, Victoria, B.C. Inf. Rep. BC-X-69. 77 p.
- DOUCET, R., 1979. *Méthode de coupe et de préparation du terrain pour favoriser la régénération naturelle de quelques tremblaies de l'est du Québec*. For. Chron. 55 : 133-136.
- DOUCET, R., M. PINEAU, J.-C. RUEL et G. SHEEDY, 1996. *Sylviculture appliquée*. Dans Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval et l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Chapitre 22 : 965-995.
- ELLIS, R.C. et C.R. MATTICE, 1974. *Stand development following harvesting at the Experimental Lakes Area in northwestern Ontario*. Environ. Canada, C.F.S., Inf. Rep. O-X-207.
- ÉQUIPE SSAM, 2000. *De la recherche à la pratique*. SSAM (Systèmes sylvicoles adaptés à la forêt mélangée). 2<sup>e</sup> Atelier SSAM. 6-7 juin 2002. Duchesnay, Québec. 64 p.
- ÉQUIPE SSAM, 2002. *Sylviculture adaptée aux bétulaies jaunes résineuses dégradées*. 3<sup>e</sup> Atelier SSAM. 17 janvier 2002. Québec. 35 p.
- FORTIN, S. et R. GAGNON, 2000. *Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble, en Gaspésie*. Rapport de recherche dans le cadre du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1 (expérimentation), ministère des Ressources naturelles. 68 p.
- FORTIN, S. et R. GAGNON, 2001. *Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble, en Gaspésie : II Expansion du tremble après perturbation*. Rapport de recherche dans le cadre du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1 (expérimentation), ministère des Ressources naturelles. 87 p.
- FORTIN, S. et R. GAGNON, 2002. *Risque d'envahissement de certaines strates par le tremble, après coupe, en Gaspésie*. Rapport de recherche dans le cadre du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1 (expérimentation), ministère des Ressources naturelles. 51 p.

- FRANKLIN, J.F., D.R. BERG, D.A. THORNBURGH et J.C. TAPPEINER, 1997. *Alternative silvicultural approaches to timber harvesting : variable retention harvest systems*. Dans *Creating a Forestry for the 21<sup>st</sup> Century*. Edited by Kohm, A. et J.F. Franklin : 111-139.
- FRISQUE, G.J., G.F. WEETMAN et E. CLEMMER, 1978. *Reproduction and trial projected yields 10 years after cutting 36 pulpwood stands in eastern Canada*. Tech. Rep. No. TR-23, Forest Engineering Res. Inst. Can.
- GAGNON, J.D., 1973. *Le grand brûlé de 1938-1941 de la rivière York : son histoire, son évolution naturelle et sa restauration forestière*. Environnement Canada. Rapport d'information n° LAU-X-7.
- GAGNON, R., 1989. *Maintien après feu des limites abruptes entre des peuplements d'épinette noire (Picea mariana) et des formations de feuillus intolérants (Populus tremuloides et Betula papyrifera) dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec)*. Le naturaliste canadien 116 : 117-124.
- GAGNON, R., J. POTVIN et E. GAGNÉ, 1998. *Les bases écologiques de fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay-Lac-Saint-Jean — Chibougamau-Chapais (Québec) : vers un aménagement forestier durable*. Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 28 p.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC et Y. BERGERON, 1996. *Forest dynamics modelling under natural fire cycles : a tool to define natural mosaic diversity for forest management*. Environ. Monit. Assess. 39 : 417-434.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU, 2001. *Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique*. Le naturaliste canadien 125 : 10-17.
- GAUTHIER, S., T. NGUYEN, Y. BERGERON, A. LEDUC, P. DRAPEAU et P. GRONDIN, 2003. *Developing forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec, Canada*. In Buse et Perrera, Chapter 18 : Emulating natural forest disturbances : concepts and application, Columbia University Press.
- GRONDIN, P., 2002. *Maintien des objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage, du type écologique et du peuplement : une analyse orientée vers l'éclaircie précommerciale : Annexe 7*. Dans : Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier, 2002. *Le traitement d'éclaircie précommerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM*. Avis scientifique. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, p. 85-106.

- GRONDIN, P., C. ANSSEAU, L. BÉLANGER, J.-F. BERGERON, Y. BERGERON, A. BOUCHARD, J. BRISSON, L. DE GRANDPRÉ, G. GAGNON, C. LAVOIE, G. LESSARD, S. PAYETTE, P.J.H. RICHARD, J.-P. SAUCIER, L. SIROIS et L. VASSEUR, 1996. *Écologie forestière. Dans Manuel de foresterie*. Les presses de l'Université Laval et l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Chapitre 3 : 133-279.
- GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE, 1999. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 198 p.
- GRONDIN, P., J. NOËL, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2000. *Relations entre la végétation, le milieu physique, les perturbations naturelles et le climat dans le sud-ouest de la forêt boréale québécoise*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 472. 141 p.
- GRONDIN, P., J. NOËL, Y. BERGERON et S. GAUTHIER, 2002. *Les mosaïques forestières du sud-ouest de la forêt boréale québécoise*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière. 41 p.
- HARVEY, B. et Y. BERGERON, 1989. *Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec*. Can. J. For. Res. 19 : 1458-1469.
- HARVEY, B., A. LEDUC, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2002. *Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest*. For. Ecol. Manage. 155 : 369-385.
- HATCHER, R.J., 1960. *Croissance du sapin baumier après une coupe rase dans le Québec*. Canada, Min. Nord Can. et Ress. Nation., Div. Rech. Sylv., Mém. tech. n° 87. 24 p.
- HATCHER, R.J., 1964a. *Balsam fir advance growth after cutting in Quebec*. For. Chron. 40 : 86-92.
- HATCHER, R.J., 1964b. *Spruce budworm damage to balsam fir in immature stands Québec*. For. Chron. 40 : 372-383.
- HATCHER, R.J., 1969. *Rotation of second-growth balsam fir-spruce stands – a compromise decision?* Pulp and Paper Magazine of Canada. 70 : 83-85.



- HOLT, L., A. LINTEAU, P.H. TREMBLAY et W.L. JOHNSON, 1965. *Some aspects of balsam fir management : a symposium*. Woodland review section, Pulp and Paper Magazine of Canada. July : 322-338.
- HOOK, D.D. et autres, 1984. *Forest ecology*. In *Forestry Handbook*, Society of american foresters, John Wiley & sons, New York. 1 342 p.
- JEGLUM, J.K., 1982. *Changes in tree species composition in naturally regenerating strip clearcuts in shallow-soil upland black spruce*. In *Ressources and dynamics of the boreal zone*. Proceedings of a conference held at Thunder Bay, Ontario, August 1982. Edited by R.W. Wein, R.R. Rieve and I.R. Methven. Association of Canadian Universities for Northern Studies : 180-193.
- JOHNSON, E.A. et J.S. ROWE, 1977. *Incendies et changements floristiques dans l'ouest de la zone subarctique*. Ministère des affaires indiennes et du Nord, Direction des ressources naturelles et de l'environnement du Nord. RYTA 75-76-61. 58 p.
- JOHNSON, E.A., H. MORIN, K. MIYANISHI, R. GAGNON et D.F. GREENE, en révision. *A process approach to disturbance and forest dynamics for sustainable forestry*. In : *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*, chapter 8. Edited by V. Adamowicz, P. Burton, C. Messier et D. Smith. Ottawa : NRC Press.
- KOROLEFF, A., 1954. *Leaf litter as a killer*. J. For. 52 : 178-182.
- LAFLECHE, V., J.-C. RUEL et L. ARCHAMBAULT, 2000. *Évaluation de la coupe avec protection de la régénération et des sols comme méthode de régénération de peuplements mélangés du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec, Canada*. For. Chron. 76 : 653-663.
- LAFOND, A., 1960. *Notes sur l'identification des types forestiers des concessions de la Quebec North Shore Paper Company*. Quebec North Shore Paper Company, Baie-Comeau. 93 p.
- LAFOND, A. et G. LADOUCEUR, 1968. *Les groupements forestiers de la province de Québec*. Ministère des Terres et Forêts du Québec. Rapport interne n° 28. 728 p.
- LEAK, W.B. 1974. *Some effects of forest preservation*. USDA For. Serv. Res. Note NE -186.
- LEBLANC, M., 1998. *La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.

- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire n° 136. 92 p.
- LEDUC, A., S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 1995. *Prévision de la composition d'une mosaïque forestière soumise à un régime de feu : proposition pour un modèle empirique pour le nord-ouest du Québec*. Dans Domon, G. et J. Falardeau (édit.). *Méthodes et réalisations de l'écologie du paysage pour l'aménagement du territoire*. Quatrième congrès de la Soc. can. d'écolog. et d'amén. du paysage, juin 1994. Université Laval, Québec : 197-203.
- LERTZMAN, K. et J. FALL, 1997. *From forest stands to landscapes : spatial scales and the roles of disturbances*. Dans *Ecological scale : theory and applications*. Columbia University Press, New York : 340-367.
- LEVESQUE, F., 1997. *Conséquences de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du Parc national Forillon*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.
- LUSSIER, L.-J., 1983. *Coup d'œil sur les principaux problèmes forestiers du Québec*. Dans *Le secteur forestier : bilan et perspective*. L'éditeur officiel du Québec, Québec : 201-203.
- LUTZ, H.J., 1956. *Ecological effects of forest fires in interior Alaska* USDA Forest Service, Alaska Research Center Tech. Bull. No. 1133. 121 p.
- MACDONALD, G.B., 1995. *The case for boreal mixedwood management : an Ontario perspective* For. Chron. 71 : 725-734.
- MACLEAN, D.A. et M.G. MORGAN, 1983. *Long-term growth and yield response of young fir to manual and chemical release from shrub competition*. For. Chron. 59 : 177-183.
- MACLEAN, D.A., 1984. *Effects of spruce budworm outbreaks on the productivity and stability of balsam fir forests*. For. Chron. 60 : 273-279.

- MARCHAND, S., 1991. *Dynamique de la régénération naturelle de jeunes sapinières boréales du centre du Québec*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 79 p.
- MEADES, W.J. et H.O. SCHOOLEY, 1981. *Future stands*. Dans Review of the spruce budworm outbreak in Newfoundland. –Its control and forest management implications. Can. For. Serv., Newfoundland For. Res. Cent., Inf. Rep. N-X-205 : 50-54.
- MESSIER, C. et P. BELLEFLEUR, 1988. *Light quantity and quality on the forest floor of pioneer and climax stages in a birch – beech – sugar maple stand*. Can. J. For. Res. 18 : 615-622.
- MITCHELL, S.J. et W.J. BEESE, 2002. *The retention system : reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems*. For. Chron. 78 : 397-403.
- MORIN, H., 1990. *Analyse dendroécologique d'une sapinière issue d'un chablis dans la zone boréale, Québec*. Can. J. For. Res. 20 : 1753-1758.
- MORIN, H., 1994. *Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec*. Can. J. For. Res. 24 : 730-741.
- MRN, 2002. *Rapport sur l'état des forêts québécoises 1995-2002*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la planification et des communications. 272 p.
- PAYETTE, S., 1992. *Fire in North American boreal forest*. Dans A system analysis of the global boreal forest édité par H.H. Shugart, R. Leemans et G.B. Bonan. Cambridge University Press, New York : 144-169.
- PICKETT, S.T.A. and P.S. WHITE, 1985. *Patch dynamics : A synthesis*. In The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Edited by S.T.A. Pickett et P.S. White, Academic Press, inc. Chapitre 21 : 371-384.
- PLACE, I.C.M., 1955. *The influence of seed-bed conditions on the regeneration of spruce and balsam fir*. Canada, Dep. North. Aff. Nat. Res., For. Res. Div. Bull. No. 117. 87 p.
- POTHIER, D., 1996. *Évolution de la régénération après la coupe de peuplements récoltés selon différents procédés d'exploitation*. For. Chron. 72 : 519-527.

- POTHIER, D., 2001. *Portrait de la forêt boréale québécoise*. Le naturaliste canadien 125 : 5-9.
- PRÉVOST, M. et D. POTHIER, 2003. *Partial cuts in trembling aspen - conifer stand : effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics*. Can. J. For. Res. 33 : 1-15.
- PRÉVOST, M., V. ROY et P. RAYMOND, 2003. *Sylviculture et régénération des forêts mixtes*. Actes des Colloques du Carrefour, Carrefour de la recherche forestière, p. 51-58.
- RAYMOND, P., 1998. *Efficacité du système de régénération par coupes progressives dans les sapinières riches : résultats 5 ans après la coupe d'ensemencement*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec. 188 p.
- RAYMOND, P., J.-C. RUEL et M. PINEAU, 2000. *Effet d'une coupe d'ensemencement et du milieu de germination sur la régénération des sapinières boréales riches de seconde venue*. For. Chron. 76 : 643-652.
- RUEL, J.-C., 1989. *Importance de la régénération préexistante dans les forêts publiques du Québec*. Ann. Sci. For. 46 : 345-359.
- ROY, V. et M. PRÉVOST, 2002a. *Caractérisation des bétulaies jaunes résineuses potentiellement dégradées de la sapinière à bouleau jaune*. Compte-rendu du 3<sup>e</sup> Atelier SSAM, 17 janvier 2002, p.10-14.
- ROY, V. et M. PRÉVOST, 2002b. *Expérimentation de traitements sylvicoles pour la remise en production des BJR dégradées*. 70<sup>e</sup> Congrès de l'ACFAS, 15 mai 2002.
- RUEL, J.-C. 1992a. *Impact de la compétition exercée par le framboisier (Rubus idaeus L.) et les feuillus de lumière sur la croissance du sapin (Abies balsamea [L.] Mill.) en régénération*. Can. J. For. Res. 22 : 1408-1416.
- RUEL, J.-C., 1992b. *Abondance de la régénération 5 ans après la coupe à blanc mécanisée de peuplements d'épinette noire (Picea mariana)*. Can. J. For. Res. 22 : 1630-1638.

- RUEL, J.-C. et M. HUOT, 1993. *Impact de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Christoneura fumiferana [Clem.]) sur la régénération des sapinières après la coupe à blanc*. For. Chron. 69 : 163-172.
- RUEL, J.-C., F. OUELLET, R. PLUSQUELLEC et C.-H. UNG, 1998. *Évolution de la régénération de peuplements résineux au cours des 30 années après coupe à blanc mécanisée*. For. Chron. 74 : 428-442.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. *Les régions écologiques du Québec méridional (3<sup>e</sup> version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec*. L'Aubelle, février-mars 1998.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 2001. *Cartographie numérique des niveaux supérieurs du système hiérarchique de cartographie écologique et banque des données descriptives des districts écologiques*. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers.
- SUTTON, R.F., 1993. *Species composition in two boreal mixedwood before and 10 years after hexazinone treatment for establishing underplanted Picea glauca (Moench) Voss*. For. Ecol. Manage. 57 : 201-212.
- TANGUAY, M., 1995. *Méthodologie d'utilisation du réseau d'échantillonnage permanent du ministère des Ressources naturelles*. Gouv. du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. 31 p.
- VINCENT, A.B., 1965. *Growth habits of mountain maple in the Ontario clay belt*. For. Chron. 41 : 330-344.
- WALDRON, R.M., 1969. *La régénération naturelle de l'épinette blanche en sol amendé dans la région d'expérimentation forestière de Riding Mountain (Manitoba)*. Canada, ministère des Pêches et Forêts, Direction générale des forêts. Publication n° 1169F. 46 p.
- WEAVER, J.E. et F.E. CLEMENTS, 1938. *Plant ecology*. McGraw Hill, New York. 602 p.
- YANG, R.C. et R.D. FRY, 1981. *Natural succession following harvesting in the boreal mixedwood forest*. Environ. Canada, C.F.S., Proc. O-P.9 : 65-77.

YOUNGBLOOD, A. et B. TITUS, 1996. *Clearcutting : a regeneration method in the boreal forest*. For. Chron.  
72 : 31-36.

## **9. Expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses**

par

Damien CÔTÉ biol.

Direction régionale du Saguenay–Lac-Saint-Jean

Ministère des Ressources naturelles,

de la Faune et des Parcs

CÔTÉ, D., 2003. *Expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses*, p. 175 à 190. *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.





## 9.1 Introduction

Cet enjeu porte sur l'expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine des forêts fermées d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP) à la suite de perturbations en rafales (feux, épidémies d'insectes, etc.). Des travaux récents démontrent que les forêts du domaine de la pessière à mousses pourraient être, localement, sujettes à une ouverture lorsque des perturbations successives surviennent dans une courte période de temps. Les feux et les épidémies de TBE (*Choristoneura fumiferana* Clem.) seraient notamment à la base de cette transformation. Selon les connaissances actuelles, l'expansion du couvert de lichens, dans les milieux récemment ouverts, constitue un stade de développement qui succède à un premier stade au cours duquel les éricacées forment la principale partie du couvert végétal. En ce sens, cette dynamique se trouve intimement liée à celle de l'expansion des éricacées dans les parterres de coupe et les milieux mal régénérés à la suite d'un feu (voir le chapitre 7 sur les éricacées). Ce processus risque de se poursuivre à court et moyen terme, même sous un régime climatique légèrement différent du régime actuel. Il nous apparaît donc important de mieux documenter l'étendue du phénomène et des processus afférents.

Le but de ce texte est tout d'abord de présenter l'état des connaissances sur les processus liés à l'expansion des milieux ouverts à lichens dans la sous-zone de la forêt boréale continue. Il accorde une attention particulière à la relation entre la régénération des forêts d'épinette noire et les lichens. Enfin, il propose des méthodes sylvicoles permettant de minimiser l'impact de ce phénomène.

## 9.2 Processus liés à l'expansion des milieux ouverts

Dans le domaine de la pessière noire à mousses, on trouve des secteurs d'étendue variable où la composition végétale se compare à celle rencontrée dans la pessière à lichens et même dans la toundra forestière (Figure 36A, MORNEAU et PAYETTE 1989, RIVERIN et GAGNON 1996). Ces milieux se composent de deux strates principales : une strate arborescente où l'épinette noire domine et une strate lichénique dont les lichens du genre *Cladina* sont les principaux constituants (PAYETTE 1992). Comme pour les milieux ouverts que l'on observe plus au nord, on a souvent associé leur présence, dans le domaine de la pessière à mousses, aux effets combinés des feux et du climat froid. Ce phénomène semble entraîner la régression des forêts d'épinette noire (HUSTICH 1965, 1966; LAVOIE et SIROIS 1998). Selon BERGERON *et al.* (2001), les changements climatiques observés depuis le milieu du XIX<sup>e</sup> siècle semblent avoir induit un climat moins propice aux incendies forestiers dans la portion est de la forêt boréale canadienne. Si cette situation se confirme, elle pourrait réduire la progression du phénomène d'ouverture identifié dans la pessière à mousses.

Des travaux récents semblent démontrer que la régression des forêts fermées est plutôt liée à une succession de perturbations qui empêche l'établissement de la régénération (PAYETTE 1999; CÔTÉ, en préparation; CÔTÉ et GAGNON 2002). La présence, côte à côte, de secteurs de forêts ouvertes et de forêts fermées sur les mêmes dépôts et dans des conditions climatiques et topographiques identiques sont autant d'éléments qui appuient cette nouvelle vision (Figure 36). Selon BROOKS *et al.* (1998), la croissance de l'épinette noire est favorisée par des conditions climatiques plus froides et plus humides partout sur son aire de distribution. Les travaux de ces mêmes auteurs indiquent également que les variations latitudinales du sud vers le nord n'influencent pas la croissance des individus.

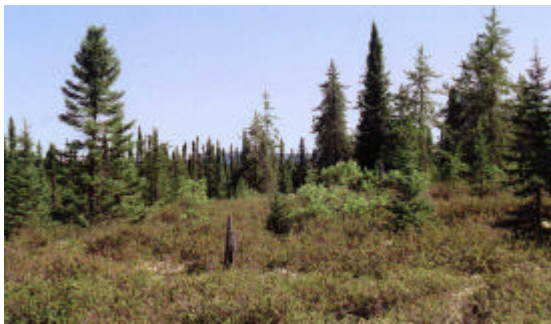


Figure 36a. Forêt ouverte d'épinette noire de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean.



Figure 36b. Massif de forêt équienne d'épinette noire de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean.

En raison de ce qui précède, les milieux ouverts à lichens constituent donc une forme régressive de la pessière à mousses (PAYETTE 1992, GAGNON 1998).

### 9.3 Régénération de l'épinette noire

De façon générale, l'épinette noire est reconnue comme une espèce possédant une bonne capacité de régénération. On l'a même quelquefois présentée comme une espèce dépendante du feu, tel le pin gris, principalement en raison des grands massifs de forêt équienne issus de feux que l'on observe en forêt boréale. Malgré cela, la capacité de l'épinette noire de se régénérer à la suite de perturbations peut, dans certains cas, être très déficiente et entraîner une régression du couvert forestier et un envahissement subséquent par les éricacées et les lichens. Il est donc important de bien comprendre les différents mécanismes de régénération de cette espèce pour être en mesure de réagir adéquatement lorsque surviennent des perturbations, et ainsi contrer des phénomènes indésirables autant sur le plan de la production forestière que sur le plan de la biodiversité.

### 9.3.1 Régénération végétative

Dans certaines circonstances, notamment en l'absence de feu, la régénération des peuplements d'épinette noire se fera en majorité de façon végétative à même le développement de marcottes issues des branches basses des individus déjà présents sur le site. Ce phénomène est particulièrement visible dans les peuplements de densité moyenne à faible, ce qui permet le maintien de branches vivantes jusqu'à la base de l'arbre. Les branches basses de l'arbre entrent en contact avec le sol et sont graduellement recouvertes par les mousses. Un système racinaire autonome se développe et les marcottes alors créées assurent le renouvellement du peuplement (VIERECK et JOHNSON 1990, ZASADA *et al.* 1979, GAGNON 1998). Selon DOUCET (1988), une grande proportion de la régénération préétablie dans les peuplements vierges d'épinette noire provient de cette source. Le marcottage constitue ainsi le principal mécanisme permettant à l'épinette noire de s'établir sous son propre couvert (LUSSIER 1996). Ce mode de régénération représente une avenue intéressante pour le maintien des peuplements d'épinette noire lorsque la reproduction par graines est affectée par les épidémies d'insectes, la coupe ou le chablis.

### 9.3.2 Régénération par graines

Même si l'épinette noire est reconnue pour sa grande capacité à coloniser des milieux très variés et à s'y développer (LE BARON 1939, WILTON 1963, VIERECK et JOHNSON 1990, BUSSIÈRE 1992), la régénération par graines de cette espèce dépend d'un ensemble de facteurs liés tantôt à l'environnement, tantôt aux caractéristiques intrinsèques de l'espèce (ZASADA *et al.* 1979).

Selon plusieurs auteurs (ZASADA 1979, SKEATES et HAAVISTO 1987, HAAVISTO et SKEATES 1995), la production efficace de semences pour l'épinette noire débute, dans de bonnes conditions de croissance, entre 25 et 50 ans. Cette production sera de plus influencée par la situation géographique (latitude et altitude), le climat et les conditions météorologiques qui prévaudront à différentes périodes du développement des graines, de la floraison à la dissémination. La prédation et le parasitisme des cônes et des graines peuvent également avoir un impact sur le succès de régénération. Ainsi, certaines espèces d'insectes vont parasiter les cônes ou, tout simplement, comme pour la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.) ou de la mouche à scie européenne (*Gilpinia hercyniae* Hartig.), brouter les organes floraux, empêchant ainsi la production de semences viables (ZASADA *et al.* 1979, PAYETTE 1999, SIMARD et PAYETTE 2001). Les petits rongeurs et certaines espèces d'oiseaux jouent également un rôle important dans la diminution du stock de graines viables en s'attaquant aux cônes et aux graines avant et après leur dissémination (ZASADA *et al.* 1979, PELISSIER et TROSSET 1992, HAAVISTO *et al.* 1996).

Finalement, la présence d'une banque de semences suffisante et l'absence des facteurs externes identifiés précédemment n'assurent pas pour autant le succès de la régénération. Pour s'établir et se développer, les semis ont besoin d'un bon lit de germination. L'installation des semis sera très faible sur les mousses, les lichens et les surfaces non perturbées de sol. Par opposition, les surfaces fortement ou modérément brûlées avec un sol minéral exposé permettront un établissement rapide et massif des semis (ZASADA *et al.* 1979, HEINSELMAN 1981, ARSENAULT et PAYETTE 1992).

#### **9.4 La dynamique des forêts d'épinette noire**

##### 9.4.1 Le rôle du feu dans la régénération des forêts d'épinette noire

Sans être une espèce dépendante du feu, l'épinette noire présente des caractéristiques qui en font une espèce bien adaptée à ce phénomène. Ses cônes semi-sérotineux lui permettent d'emmagasiner une grande quantité de semences au cours des années. Le passage d'un feu dans un peuplement d'épinette à maturité aura donc pour effet de stimuler l'ouverture des cônes et provoquer une intense pluie de semences. En plus de favoriser la libération des graines, le feu contribuera largement à la mise en place de lits de germination propices en consommant la matière organique au sol et en remettant en circulation les minéraux qui y sont emprisonnés (ZASADA *et al.* 1979, HEINSELMAN 1981). On assistera donc, à la suite du passage du feu, à un établissement massif des semis sur une courte période de temps. La banque de semences s'épuise rapidement et les lits de germination propices sont envahis par les mousses après seulement quelques années (ZASADA *et al.* 1979, HEINSELMAN 1981, CHARRON et GREENE 2002). L'épinette noire se régénérera donc à la suite d'un feu en se comportant comme une espèce pionnière. Elle recréera un peuplement similaire au précédent, dans lequel le processus de succession est plutôt remplacé par un mouvement de renouvellement cyclique (HEINSELMAN 1981; GAGNON 1988, 1998; SAINT-PIERRE 1989; GAGNON *et al.* 1992).

##### 9.4.2 Le rôle du feu dans l'expansion des milieux ouverts à lichens

En dépit des adaptations de l'épinette noire au feu, on comprendra que, dans certaines situations, le succès de régénération pourrait être compromis. L'absence de semences viables liée i) au bas âge du peuplement, ii) au parasitisme et iii) à la prédation, de même qu'une faible proportion de lits de germination de qualité associée à un feu de faible intensité ou à des conditions météorologiques défavorables au moment de l'incendie conduiront à une régénération déficiente (ZASADA *et al.* 1979; GAGNON 1988, 1998; GAGNON *et al.* 1992; HEINSELMAN 1981). Comme le mentionne GAGNON (1998), lorsqu'une telle situation survient dans des peuplements purs d'épinette noire, on assiste alors à une ouverture plus ou moins prononcée du peuplement, en fonction de l'intensité des différents facteurs

énoncés. Dans les peuplements ouverts ainsi créés, les espèces végétales compagnes habituelles seront remplacées par de nouvelles espèces. Les éricacées augmenteront d'abord leur abondance. Celles-ci seront graduellement remplacées par les lichens (MORNEAU et PAYETTE 1989, ARSENAULT et PAYETTE 1992).

Jusqu'à récemment, l'épinette noire était reconnue comme une espèce climacique à laquelle on attribuait la capacité de s'établir sous couvert, ce qui permettait d'expliquer l'étalement des structures d'âges établies dans des peuplements âgés (BLACK et BLISS 1980, MORNEAU et PAYETTE 1989, SIROIS et PAYETTE 1989). Selon ce raisonnement, les pessières ouvertes à lichens qui résultent d'un accident de régénération devraient se refermer graduellement au fil des années. Des travaux récents ont toutefois démontré que l'étalement observé dans les structures d'âge était en fait occasionné par une distorsion dans la mesure de l'âge à la souche (DESROCHERS 1996, DESROCHERS et GAGNON 1997). En fait, l'établissement des semis d'épinette noire après feu s'effectuait sur une très courte période, ce qui accréditait le comportement pionnier de cette espèce (SAINT-PIERRE *et al.* 1991, LANDHÄUSSER et WEIN 1993, DUCHESNE et SIROIS 1995, CHARRON et GREENE 2002). Comme le rapporte RIVERAIN (1994), on peut penser que les pessières ouvertes à lichens qui croissent dans le domaine de la pessière noire à mousses n'évolueront pas vers une fermeture de leur couvert arborescent. PAYETTE (1999) mentionne d'ailleurs qu'aucun cas similaire n'a été répertorié jusqu'à aujourd'hui. Il serait même possible que le phénomène de régression des forêts d'épinette observé au Québec nordique soit présentement en progression vers le sud (LAVOIE 1994).

### **9.5 La dynamique des lichens dans les peuplements aménagés**

Dans les peuplements sous aménagement, le développement d'un tapis de lichens ne surviendra que lorsque la densité du peuplement sera très faible puisque les lichens ont besoin d'une bonne quantité de lumière pour se développer (MORNEAU 1988, MORNEAU et PAYETTE 1989). Au moment de la récolte, les peuplements à maturité comptent environ 800 tiges à l'hectare. Lors des travaux d'aménagement forestier (plantation et éclaircie précommerciale qui suivent la récolte de quelques années), la densité optimale des peuplements en régénération oscille autour de 2 000 tiges à l'hectare pour les peuplements résineux. Dans une telle situation, on conviendra que le développement d'un tapis de lichens sera très limité, à moins que la structure du couvert forestier ne soit modifiée par une série de perturbations en cascade, d'origine naturelle (feu, épidémie d'insecte, chablis) ou anthropique (coupe). Ainsi, si un feu survient dans un jeune peuplement d'épinette noire (moins de 50 ans) issu d'une coupe, d'un chablis ou d'un autre feu, la disponibilité en graines sera insuffisante pour assurer la régénération (HAAVISTO et SKEATES 1995; CÔTÉ, en préparation; CÔTÉ et GAGNON 2002). De la même façon, si un feu survient dans un peuplement d'épinette à maturité et récemment touché par une épidémie d'insectes (TBE), la quantité

de graines disponibles dans les arbres ne permettra pas d'assurer une régénération adéquate (PAYETTE 1999). À ces éléments s'ajoutent les conditions qui prévaudront au moment du passage du feu (intensité, saison) et qui peuvent limiter la production d'un nombre suffisant de lits de germination propices à la régénération des essences résineuses.

## **9.6 La sylviculture pour assurer la résilience des forêts**

L'envahissement des milieux forestiers par les lichens est un phénomène graduel qui survient à la suite de perturbations (naturelles ou anthropiques) en cascade et dont les conséquences sont une réduction importante du couvert forestier et une régénération déficiente de la strate arborescente, notamment de l'épinette noire. L'installation des lichens se fait graduellement à la suite d'un premier stade à éricacées et, à terme, ce groupe devient dominant dans le paysage (GAGNON 1998; CÔTÉ, en préparation; MORNEAU 1988; MORNEAU et PAYETTE 1989). Le phénomène semble également unidirectionnel, tout au moins à notre échelle de perception, puisque selon PAYETTE (1999), aucun cas de reforestation naturelle de tels milieux n'a encore été identifié.

### 9.6.1 À l'échelle du peuplement

#### 9.6.1.1 *La sylviculture pour récupérer les superficies dégradées*

Comme l'occurrence de perturbations en cascade est appelée à se reproduire (feu + feu, insecte + feu, coupe + feu) et que des accidents de régénération surviendront inévitablement, on conçoit que de nouveaux milieux ouverts s'ajouteront de façon continue au domaine de la pessière à mousses. Les activités de récolte ayant un effet de rajeunissement du couvert pourront accentuer le phénomène en s'ajoutant aux perturbations naturelles. Les nouveaux milieux ouverts ainsi créés ne devraient pas être envahis à court terme par les lichens puisque ces derniers prennent un certain temps à se développer (MORNEAU 1988, MORNEAU et PAYETTE 1989). On peut envisager ce qui suit pour contrer un envahissement éventuel par les lichens :

- ❖ remettre en production, par plantation, les stations mal régénérées à la suite de perturbations récentes (30 dernières années) du domaine de la pessière à mousses et identifiées lors de l'inventaire forestier du MRNFP ou selon toute autre source d'information. Pour maximiser les chances de succès des plantations, celles-ci devront être précédées d'une préparation adéquate du terrain (mécanique ou manuelle) et des plants qui satisfont les exigences du milieu (provenance, format) devront être utilisés. Ces milieux présentent généralement un faible niveau

de compétition végétative et permettent l'utilisation de petits plants, ce qui a pour effet de réduire les coûts de production, de transport et de reboisement;

- ❖ effectuer un inventaire systématique de la régénération lorsque des perturbations surviennent dans les milieux propices aux déficiences de régénération à la suite d'un feu (jeunes forêts ou forêts atteintes par une épidémie d'insectes). L'inventaire devra être réalisé après la période d'établissement des semis (3 ans) (SAINT-PIERRE *et al.* 1991, LANDHÄUSSER et WEIN 1993, DUCHESNE et SIROIS 1995, CHARRON et GREENE 2002) de manière à permettre la production d'une cartographie précise des zones qui nécessiteront une intervention (reboisement, regarnissage);
- ❖ assurer l'établissement rapide de la régénération dans les zones identifiées comme non régénérées, à la suite de l'inventaire, en préparant le terrain par scarifiage mécanique ou manuel et en reboisant les sites avec des semis adaptés aux conditions locales.

En raison du développement récent des connaissances des différents phénomènes liés à la dynamique des milieux ouverts à lichens, il est impératif de poursuivre les activités de recherche et d'acquisition de connaissances. Les principaux points qui doivent être documentés sont (i) la croissance et le rendement des plantations sur les sites à lichens et à éricacées, (ii) la possibilité de hiérarchiser les différents sites disponibles pour la plantation sur la base de l'accessibilité et de la proximité des usines, (iii) le zonage du territoire en fonction de la récurrence des incendies forestiers. De plus, le choix des sites à remettre en production devra se faire selon une approche *coûts-bénéfices* en intégrant les différents paramètres et contraintes. Enfin, il faudra apporter beaucoup de rigueur aux interactions entre les plantations, le rendement escompté à maturité et l'effet sur la possibilité forestière actuelle. Ainsi, pour le cas particulier des zones définies actuellement comme à forte récurrence de feux, l'aménagiste sera appelé à intervenir ponctuellement en évaluant, cas par cas, la pertinence des interventions. On évitera ainsi de prévoir, lors du calcul de possibilité, des plantations de grande superficie dans les zones à forte récurrence de feux.

#### 9.6.1.2 Solutions préventives

Différentes avenues peuvent être envisagées pour minimiser l'impact des perturbations en cascade sur le couvert forestier de la pessière à mousses et, en parallèle, pour assurer le maintien de la biodiversité. Ces méthodes ont un point commun : la réduction des superficies couvertes par les incendies forestiers. Des travaux portant sur de nouveaux modèles de dispersion des coupes et faisant appel à la contribution des chercheurs, des représentants de l'industrie forestière et des ministères

concernés sont actuellement en cours. En plus de cette avenue, on peut penser à la construction d'accès qui permettront une intervention plus rapide et plus efficace en cas de sinistre. D'autres initiatives faisant appel à l'esprit créatif des sylviculteurs permettront probablement d'atteindre un meilleur niveau de prévention dans ce domaine.

#### 9.6.2 À l'échelle du type écologique

L'évaluation de la répartition des milieux ouverts à lichens en fonction des types écologiques demeure à préciser. En ce sens, nous devons développer notre connaissance de ces milieux pour déterminer s'il existe un lien réel entre la présence ou le développement de la strate lichénique et l'ensemble des variables qui entrent dans la définition du type écologique (dépôt, drainage, situation topographique et dynamique forestière) et des autres niveaux de perception du système de classification écologique du MRNFP. Par exemple, on peut se demander si les milieux ouverts sont plus fréquents et s'ils couvrent de plus grandes superficies dans la pessière à mousses de l'ouest (plaines et coteaux de faible altitude, faibles précipitations...) que dans la pessière à mousses de l'est (collines et hautes collines, avec fortes précipitations...). On peut se poser les mêmes questions pour les échelles des districts écologiques et des types écologiques. On pourrait ainsi croire que les milieux ouverts présentent des affinités avec les platières sableuses longeant les cours d'eau ou encore avec la partie supérieure des coteaux et des collines où les coups de foudre seraient plus fréquents. À priori, comme les milieux ouverts semblent être la résultante d'un accident de régénération plutôt que de variables physiques de tout ordre, on pose l'hypothèse que les relations entre les milieux ouverts et les types écologiques ainsi que les niveaux supérieurs de la classification écologique sont faibles. Le même raisonnement peut être fait en ce qui concerne la richesse des stations et la croissance des espèces forestières (CÔTÉ et GAGNON 2002; LORD *et al.* 2002; CÔTÉ, en préparation). Quoi qu'il en soit, le développement des connaissances reliées à cette problématique permettra probablement une adaptation de notre sylviculture aux conditions qui prévalent dans les milieux ouverts à lichens.

#### 9.6.3 À l'échelle du paysage

Le feu étant le principal agent lié à la progression des milieux ouverts à lichens dans les forêts fermées, une plus grande efficacité sur le plan de la répression contribuerait à réduire l'impact du phénomène. Les éléments suivants peuvent être envisagés pour l'atteinte de cet objectif :

- ❖ accroître l'accessibilité du territoire pour permettre une intervention plus rapide et plus efficace en cas de sinistre. Ces accès pourraient également servir à l'exécution de travaux sylvicoles dans les territoires soumis à de telles perturbations au cours des dernières années;



- ❖ adopter une sylviculture qui facilitera le contrôle des incendies tout en créant des variations dans la structure du couvert forestier (âge, hauteur), ce qui permettrait de modifier le comportement des feux et limiterait aussi leurs dommages.

## 9.7 Recherches en cours

Des études en cours portant sur la remise en production des milieux ouverts à lichens permettront de mieux comprendre la dynamique de ces stations. Une de ces études (LORD *et al.* 2002) débutée en 1999 évalue la performance de deux types de semis mis en terre selon différentes méthodes de préparation de terrain. Une seconde étude, coordonnée par Serge Payette et Réjean Gagnon, a débuté en 2002 et dressera un portrait de l'expansion de ces milieux dans le domaine de la forêt boréale fermée au cours des 50 dernières années.

## 9.8 Conclusion

L'expansion des milieux ouverts à lichens est un phénomène qui a surtout été étudié dans la portion nordique du Québec. L'acquisition des connaissances sur ce problème dans le domaine de la pessière à mousses est amorcée depuis quelques années et bénéficie du savoir acquis plus au nord de même que dans d'autres régions du globe (Canada, Europe).

Pour contrer l'expansion des milieux ouverts à lichens, il y aurait lieu d'orienter nos efforts vers une stratégie sylvicole assurant 1) une régénération rapide des milieux perturbés par le feu et mal régénérés, 2) une amélioration de la performance de la lutte contre les incendies par des moyens sylvicoles et autres (rajeunissement du couvert, développement du réseau routier, etc.) et 3) une remise en production des sites qui ont été affectés par le phénomène d'ouverture au cours des dernières décennies.

La matérialisation de ces orientations nécessite la poursuite de l'acquisition de connaissances de ces milieux, afin de mieux cibler les actions qui doivent être entreprises et, selon les résultats obtenus, à réorienter certaines de nos pratiques.

## 9.9 Références

ARSENEAULT, D. et S. PAYETTE, 1992. *A postfire shift from lichen-spruce to lichen-tundra vegetation at tree line*. Ecology 73 : 1067-1081.

- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT et D. LESIEUR, 2001. *Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry*. Can. J. For. Res. 31 : 384-391.
- BLACK, R.A. et L.C. BLISS, 1980. *Reproductive ecology of Picea mariana (Mill.) BSP at tree line near Inuvik, Northwest Territories*. Ecol. Monogr. 50 : 331-354.
- BROOKS, J.R., L.B. FLANAGAN et J.R. EHLERINGER, 1998. *Responses of boreal conifers to climate fluctuations : indications from tree-ring widths and carbon isotope analyses*. Can. J. For. Res. 28 : 524-533.
- BUSSIÈRE, B., 1992. *La déforestation subalpine au mont du lac à L'Empêche, Charlevoix, Québec*. Mémoire de maîtrise, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Québec. 231 p.
- CHARRON, I. et D.F. GREENE, 2002. *Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest*. Can. J. For. Res. 32 : 1607-1615.
- CÔTÉ, D., en préparation. *Mise en place des landes forestières dans le domaine des forêts commerciales d'épinette noire (Picea mariana [Mill.] BSP.) et potentiel de ces milieux pour la production forestière Chicoutimi, Québec*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 107 p.
- CÔTÉ, D. et R. GAGNON, 2002. *Régression des forêts commerciales d'épinette noire (Picea mariana [Mill.] BSP.), à la suite de feux successifs*. Actes du colloque : L'aménagement forestier et le feu, Chicoutimi 9 et 10 avril 2002. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la conservation des forêts : 162.
- DESROCHERS, A., 1996. *Détermination de l'âge de l'épinette noire (Picea mariana) en sous-étage de peupliers faux-trembles (Populus tremuloïdes) dans la forêt boréale, Québec*. Chicoutimi. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 81 p.
- DESROCHERS, A. et R. GAGNON, 1997. *Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age?* Can. J. For. Res. 27 : 1263-1267.
- DOUCET, R., 1988. *La régénération préétablie dans les peuplements forestiers naturels au Québec*. For. Chron. 64 : 116-120.

- DUCHESNE, S. et L. SIROIS, 1995. *Phase initiale de régénération après feu des populations conifériennes subarctiques*. Can. J. For. Res. 25 : 307-318.
- GAGNON, R., 1988. *Les mécanismes de régénération naturelle de l'épinette noire : applications pratiques en aménagement*. Colloque « Les mécanismes de régénération naturelle de l'épinette noire : applications pratiques en aménagement ». Chicoutimi, le 18 août 1988 : 1-11.
- GAGNON, R., 1998. *Les bases écologiques de fonctionnement des forêts commerciales d'épinette noire du Saguenay-Lac-Saint-Jean-Chibougamau-Chapais (Québec), vers un aménagement forestier durable*. Laboratoire d'écologie végétale, Université du Québec à Chicoutimi. 27 p.
- GAGNON, R., H. MORIN, H. ST-PIERRE, J. FILION et G. VILLENEUVE, 1992. *La régénération naturelle de l'épinette noire par graines : point de départ d'une méthode efficace d'ensemencement*. Compte rendu du colloque sur les semences forestières. Ministère des Forêts du Québec, Direction de la recherche forestière, Service du transfert technologique : 171-180.
- HAAVISTO, V.F. et D.A. SKEATES, 1995. *Variability in black spruce cone and seed production*. Sault Ste. Marie, Ont., Can. For. Serv., Great Lakes For. Centre, Tech. Note No. 26 : 1-4.
- HAAVISTO, V.F., G.T. ATKINSON et D.S. SKEATES, 1996. *Black spruce cone crop periodicity in northern Ontario*. Sault Ste. Marie, Ont. Can. For. Serv., Great Lakes Forestry Centre, Frontline Tech. Note 27 : 1-4.
- HEINSELMAN, M.L., 1981. *Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems*. In Mooney, H.A., T.M. Bonnicksen, N.L. Christensen et W.A. Reiners. Fire regime and ecosystem properties. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. WO-26 : 7-57.
- HUSTICH, I., 1965. *A black spruce feather moss forest in the interior of southern Quebec-Labrador Peninsula*. Acta Geographica. 18 : 25.
- HUSTICH, I., 1966. *On the forest-tundra and the forest tree-lines*. Reports from the Kevo subarctic Research station. Ann. Univ. Turku. A 11. 36 : 7-47.
- LANDHÄUSSER, S.M. et R. WEIN, 1993. *Postfire Vegetation Recovery and Tree Establishment at the Arctic Treeline : Climate-Change Vegetation-Response Hypotheses*. J. Ecol. 81 : 665-672.

- LAVOIE, L., 1994. *Évaluation régionale de la stabilité des forêts dans le Haut-Québec nordique*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec. 73 p.
- LAVOIE, L. et L. SIROIS, 1998. *Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada*. J. Veg. Sci. 9 : 483-492.
- LEBARRON, R.K., 1939. *The role of forest fires in the reproduction of black spruce*. The Minnesota Academy of Science 7 : 10-14.
- LORD, D., D. WALSH, J. ALLAIRE et D. CÔTÉ, 2002. *Remise en production des pessières ouvertes sur stations sèches en forêt boréale*. Actes du colloque : L'aménagement forestier et le feu, Chicoutimi 9 et 10 avril 2002. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la conservation des forêts : 153.
- LUSSIER, J.-M., 1996. *Reconstitution de la dynamique récente de pessières noires vierges et de seconde venue*. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal. 125 p.
- MORNEAU, C., 1988. *Rétablissement de la végétation après feu dans la partie nord de la forêt boréale (Québec nordique)*. Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec. 60 p.
- MORNEAU, C. et S. PAYETTE, 1989. *Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec*. Can. J. Bot. 67 : 2770-2782.
- PAYETTE, S., 1992. *Fire in the North American boreal forest*. In System analysis of the global forest. H.H. Shugart, R. Leemans et G.B. Bonan, ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 144-169.
- PAYETTE, S., 1999. *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.
- PELISSIER, F. et L. TROSSET, 1992. *Difficulty of Natural Regeneration of Subalpine Forests. Seed consumption and humic inhibition*. Ann. Sci. For. 49 : 383-388.
- RIVERIN, S., 1994. *Dynamique d'installation de la régénération dans une pessière ouverte à cladonie localisée dans la zone de la pessière noire fermée, nord du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec)*. Chicoutimi, Québec. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi. 66 p.

- RIVERIN, S. et R. GAGNON, 1996. *Dynamique de la régénération d'une pessière à lichens dans la zone de la pessière noire à mousses, nord du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec)*. Can. J. For. Res. 26 : 1504-1509.
- SAINT-PIERRE, H., 1989. *Régénération après feu du pin gris (Pinus banksiana Lamb.) et de l'épinette noire (Picea mariana [Mill.] BSP) dans la forêt boréale, Lac Desautels, Réserve faunique Ashuapmushuan, Québec*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec. 52 p.
- SAINT-PIERRE, H., R. GAGNON et P. BELLEFLEUR, 1991. *Distribution spatiale de la régénération après feu de l'épinette noire (Picea mariana) et du pin gris (Pinus banksiana) dans la forêt boréale, Réserve faunique Ashuapmushuan, Québec*. Can. J. Bot. 69 : 717-721.
- SIMARD, M. et S. PAYETTE, 2001. *Black spruce decline triggered by spruce budworm at the southern limit of lichen woodland in eastern Canada*. Can. J. For. Res. 31 : 2160-2172.
- SIROIS, L. et S. PAYETTE, 1989. *Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec*. Can. J. For. Res. 19 : 1571-1580.
- SKEATES, D.A. et V.F. HAAVISTO, 1987. *Black spruce cone and seed production : yields from Ontario collections*. On. Min. Nat. Res. For. Res. Rep. 119 : 1-16.
- VIERECK, L.A. et F. JOHNSTON, 1990. *Picea mariana (Mill.) B.S.P. Black spruce*. In *Silvics of North America Vol. 1, Conifers*. USDA For. Serv., Agriculture Handbook 654 : 227-237.
- WILTON, W.C., 1963. *Black spruce seedfall immediately following fire*. For. Chron. 39 : 477-478.
- ZASADA, J.C., L.A. VIERECK et M.J. FOOTE, 1979. *Black spruce seedfall and seedling establishment*. In *Ecological effects of the Wickersham Dome fire near Fairbanks, Alaska*, p. 42-50. L.A. Viereck et C.T. Dyrness (éditeurs). USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. No. PNW-90. 71 p.



**10. Diminution de l'abondance de l'érable à sucre  
au profit du hêtre à grandes feuilles**

par

Louis DUCHESNE, ing.f., M.Sc.,  
Rock OUMET, ing.f., *Ph.D.*,  
Jean-David MOORE, ing.f., M.Sc.

et

Raynald PAQUIN, ing.f., *Ph.D.*  
Direction de la recherche forestière  
Ministère des Ressources naturelles,  
de la Faune et des Parcs

PAQUIN, R. et J. NOËL, 2003. *Envahissement des érablières par le hêtre*, p. 191 à 200. *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.





## 10.1 Introduction

Les domaines bioclimatiques de l'érablière couvrent approximativement 17 % de la forêt commerciale du Québec (ROBITAILLE et SAUCIER 1998). L'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) que l'on y récolte, compte pour plus de 36% de la transformation industrielle de feuillus d'ombre au Québec (GOUVERNEMENT DU QUÉBEC 2002a). De plus, cette essence permet au Québec d'occuper le premier rang mondial en tant que producteur de sirop d'érable, puisqu'il fournit 70 % de la production (GOUVERNEMENT DU QUÉBEC 2002b). Les érablières du Québec sont, en majeure partie, des peuplements de structure inéquienne ayant comme essences secondaires le hêtre à grandes feuilles et le bouleau jaune. Ces peuplements sont typiques de la forêt de feuillus d'ombre du nord-est de l'Amérique du Nord. Depuis le milieu du XX<sup>e</sup> siècle, l'érable à sucre est reconnu comme l'essence climacique dominante de ce type d'écosystème (DANSEREAU 1946, GRANDTNER 1966).

La structure et la composition des érablières contemporaines ont été influencées par la combinaison des perturbations endogène et exogène (BORMANN et LIKENS 1979), par les différences interspécifiques afférentes à la tolérance à l'ombre (CONNEL et SLATYER 1977), ainsi que par les caractéristiques de stations, notamment la fertilité des sols (VAN BREEMEN *et al.* 1997). Plusieurs études ont rapporté un accroissement de la représentativité de l'érable à sucre au cours de la colonisation en réaction aux activités de récolte forestière (DYER 2001), ce qui laisse entendre que ces peuplements n'ont pas encore atteint l'état d'équilibre de fin de succession.

Par ailleurs, plusieurs écologistes ont conclu à un accroissement graduel de l'importance du hêtre dans les peuplements âgés qui avaient atteint un stade de succession avancé (FORCIER 1975, LEAK 1991, BEAUDET *et al.* 1999). Certains mécanismes ont été proposés pour expliquer la recrudescence de cette essence, notamment : 1) une meilleure adaptation à l'ombre (CANHAM 1988); 2) la capacité du hêtre à se reproduire par drageonnement, ce qui favorise ainsi sa croissance en sous-étage (JONES et RAYNAL 1988); 3) une modification des propriétés du sol causée par l'augmentation graduelle du feuillage du hêtre dans la litière, ce phénomène pouvant être nuisible à la régénération de l'érable à sucre (DIJKSTRA *et al.* 2001); 4) la phytotoxicité du hêtre pour la régénération de l'érable à sucre (HANE *et al.* 2003); 5) la préférence du chevreuil pour l'érable à sucre comparativement au hêtre (WEBB *et al.* 1956).

Depuis la fin des années 1970, des symptômes de dépérissement de l'érable à sucre sont rapportés pour de vastes territoires du nord-est de l'Amérique (HORSLEY *et al.* 2000). Ces symptômes de perturbations ont pu, eux aussi, causer une modification de la structure et de la composition des peuplements. Il a précédemment été suggéré que l'ouverture du couvert, consécutive à l'apparition des symptômes de dépérissement, pouvait favoriser l'établissement et la croissance des semis en sous-étage et engendrer une réorganisation de l'écosystème forestier (HOULE 1990).

Dans un peuplement climacique, les essences forestières se répartissent généralement dans les mêmes proportions après chaque cycle de régénération (RUNKLE 1981). Eu égard à la structure, une forêt inéquienne équilibrée conserve sa structure alors que la croissance est contrebalancée par la mortalité (MEYER 1952). À la suite de perturbations historiques et contemporaines qu'ont subies ces écosystèmes, le maintien de la représentativité de la population d'érable à sucre au Québec devient un enjeu. En effet, des appréhensions existent en rapport avec la baisse de vigueur de l'érable à sucre au profit des essences secondaires, notamment le hêtre.

## **10.2 Résultats de récentes recherches**

Le réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) a été implanté au Québec au milieu des années 1980. Son implantation avait comme principal objectif d'accroître les connaissances sur la réaction des écosystèmes aux facteurs de stress environnementaux. En utilisant les données en provenance de ce réseau, les chercheurs ont conclu que des changements abrupts sont survenus dans la structure et la composition des érablières au cours des dix dernières années (DUCHESNE *et al.*, en préparation). L'analyse de la distribution de la fréquence des arbres en fonction de la classe de diamètre indique qu'une cohorte de hêtre se développe rapidement, notamment dans les érablières moins fertiles. Cette étude rapporte que le nombre de gaules (dhp < 9,1 cm) a plus que doublé en 10 ans, alors que la fréquence des tiges d'érable à sucre inférieur à 20 cm a diminué de près de 20 % (Figure 1).

Ces changements provoquent un déséquilibre de la structure de l'écosystème puisque le nombre de tiges s'accroît lors du passage de la première à la seconde classe de diamètre. En fonction des limites inhérentes à la disponibilité des ressources, le développement de la cohorte de hêtre (forte croissance, faible mortalité) est obligatoirement une réaction à une augmentation de la lumière en sous-étage. L'augmentation de la lumière pour le hêtre en sous-étage est attribuable d'une part, au fort taux de mortalité de l'érable à sucre pour les tiges inférieures à 20 cm (Figure 2) et d'autre part, aux taux de défoliation relativement élevés et à la faible vigueur des érables à sucre dominants et codominants (DUCHESNE *et al.* 2002).

## **10.3 La cause suspectée**

Tel que précisé précédemment, l'augmentation de la fréquence des gaules de hêtre en sous-étage est attribuée à la faible vigueur (tiges de plus de 20 cm) et au fort taux de mortalité des petites tiges d'érable à sucre. Il y a plusieurs évidences que la distribution de l'érable à sucre soit liée à la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol (VAN BREEMEN *et al.* 1997). Les carences en éléments nutritifs ont d'ailleurs été proposées comme étant à l'origine des symptômes de dépérissement des érablières (QUIMET et CAMIRÉ 1995, DUCHESNE *et al.* 2002). D'autres auteurs ont observé une augmentation

significative de la croissance et de la survie des semis d'érable à sucre sur des sols calcaires en comparaison des sols acides et pauvres (KOBE *et al.* 1995). Pour certaines érablières, il a été démontré que les précipitations acides engendraient des pertes en éléments nutritifs par lessivage, ce qui provoquerait une baisse de leur disponibilité (OUMET *et al.* 2001). Ainsi, il appert que la diminution de disponibilité en cations basiques échangeables, et son influence sur la dynamique des semis d'érable à sucre, peuvent engendrer une baisse de la dominance de l'érable à sucre à l'intérieur d'une révolution (KOBE *et al.* 2002). D'autres auteurs ont démontré que la dominance du hêtre est inversement reliée au pH du sol et à la disponibilité du calcium (ARII et LECHWICZ 2002). L'augmentation du hêtre dans les érablières québécoises serait donc le résultat d'une colonisation du site à la suite du déclin de l'érable à sucre. Cet envahissement, par une essence opportuniste, serait plutôt le résultat d'une meilleure adaptation aux conditions environnementales (fertilité du sol et lumière) actuelles que le résultat de sa meilleur adaptation en condition d'ombre.

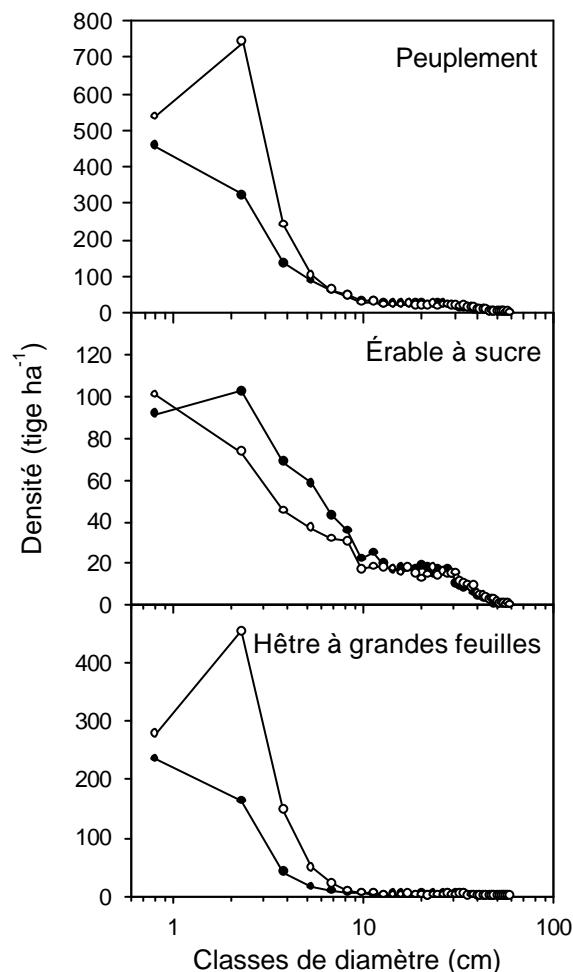


Figure 37. Distribution de fréquence pour les érablières du RESEF à l'état initial (?) et 10 ans après l'établissement (?) pour le peuplement, l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles.

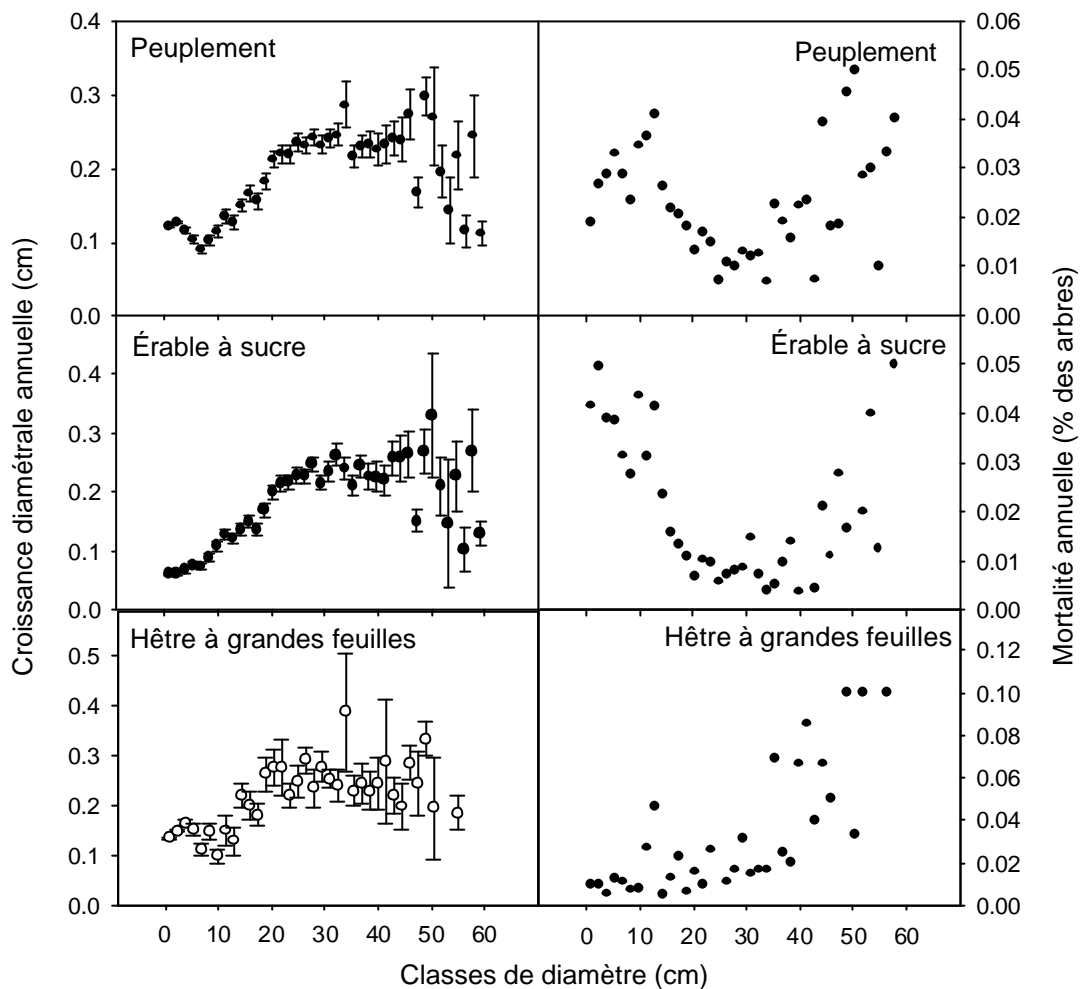


Figure 38. Croissance diamétrale et mortalité annuelle pour le peuplement, l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles. Les barres verticales indiquent l'écart-type.

#### 10.4 Influence de l'aménagement forestier

Selon les études rapportées précédemment, on observe une augmentation de la fréquence du hêtre au détriment de l'érable à sucre dans des peuplements qui n'ont pas subi d'interventions sylvicoles. Le passage de la machinerie semblerait engendrer des blessures aux racines, ce qui favoriserait le développement de drageons de hêtre (JONES et RAYNAL 1988). Cependant, les résultats des études qui se sont attardées aux effets des traitements sylvicoles sur la régénération dans des peuplements de feuillus d'ombre ne permettent pas de confirmer cette hypothèse. Par exemple, une étude sur les travaux

d'éclaircie, en peuplement de structure équiennne, mentionnait une augmentation de la fréquence des gaules de hêtre de près de 300 % à la suite du prélèvement de 22 et 35 % de la surface terrière (POTHIER 1996). Cependant, cette augmentation n'était pas significativement supérieure à l'augmentation observée dans les parcelles témoins. À l'opposé, BÉDARD et MAJCEN (2001) ont observé une augmentation relative plus marquée des tiges de hêtre, en comparaison de l'érable à sucre, à la suite d'une coupe de jardinage par rapport aux témoins. Enfin, une étude parue récemment rapporte qu'il est possible d'évaluer les risques d'envahissement d'un peuplement par le hêtre en fonction de son abondance avant traitement (BOHN et NYLAND 2003). Il appert que la dominance du hêtre augmentera si celui-ci est présent de façon modérée ou élevée avant l'intervention.

## 10.5 Conclusion

Les résultats des récentes recherches menées sur les érablières québécoises soulèvent de sérieuses appréhensions à propos de la durabilité des populations d'érable à sucre sur les sols relativement pauvres en éléments nutritifs. D'autres essences, notamment le hêtre, réagissent promptement à l'augmentation de la mortalité et la baisse de vigueur de l'érable à sucre par une augmentation de la fréquence et de la performance des jeunes individus. La rapidité avec laquelle les changements surviennent dans ces écosystèmes laisse supposer que la dynamique du peuplement est régie par des changements de conditions environnementales plutôt que par la compétition interspécifique, reconnue comme régulateur de la dynamique historique des communautés forestières. Dans ce contexte, d'autres recherches sont nécessaires afin d'évaluer l'étendue du phénomène et d'envisager les stratégies sylvicoles, ainsi que d'en évaluer les conséquences sur la biodiversité de ces écosystèmes.

## 10.6 Références

- ARII, K. et J. LECHOWICK, 2002. *The influence of overstory trees and abiotic factors on the sapling community in an old-growth Fagus-Acer forest*. Écoscience 9 : 386-396.
- BEAUDET, M., C. MESSIER et D. PARÉ, 1999. *Possible mechanisms of sugar maple regeneration failure and replacement by beech in the Boisé-des-Muir old-growth forest, Québec*. Écoscience 6 : 264-271.
- BÉDARD, S. et Z. MAJCEN, 2001. *Ten-year response of sugar maple-yellow birch-beech stands to selection cutting in Québec*. Northern Journal of Applied Forestry 18 : 119-126.

- BOHN, K.K. et R.D. NYLAND, 2003. *Forecasting development of understory American beech after partial cutting in uneven-aged northern hardwood stands*. Forest Ecology and Management 180 : 453-461.
- BORMANN, F.H. et G.E. LIKENS, 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York. 253 p.
- CANHAM, C.D., 1988. *Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees : response to canopy gaps*. Ecology 63 : 786-795.
- CONNELL, J.H. et R.O. SLATYER, 1977. *Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization*. American Naturalist 111 : 1119-1144.
- DANSEREAU, P., 1946. *L'érablière laurentienne. II. Les successions et leurs indicateurs*. Canadian Journal of Research 24 : 235-291.
- DIJKSTRA, F.A., C. GEIBE, S. HOLMSTROM, U.S. LUNDSTROM et N. VAN BREEMEN, 2001. *The effect of organic acids on base cation leaching from the forest floor*. European Journal of Soil science 52 : 205-214.
- DUCHESNE, L., R. OUMET et D. HOULE, 2002. *Basal area growth of sugar maple in relation to acid deposition, stand health, and soil nutrients*. J. Environ. Qual. 31 : 1676-1683.
- DUCHESNE, L., R. OUMET, J.-D. MOORE et R. PAQUIN, 2003. *American beech invasion in maple-beech stands in Québec, Canada*. (en préparation).
- DYER, J.M., 2001. *Using witness trees to assess forest change in southeastern Ohio*. Canadian Journal of Forest Research 31 : 1708-1718.
- FORCIER, L.K., 1975. *Reproductive strategies and the occurrence of climax tree species*. Science 189 : 808-810.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2002a. *Ressources et industrie forestières. Portrait statistique édition 2002*. Ministère des Ressources naturelles. ISBN 2-550-38776-7. 64 p.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2002b. *Profil sectoriel de l'industrie bioalimentaire au Québec. Édition 2002*. Ministère des Ressources naturelles. ISBN 2-551-21682-6. 129 p.

- GRANTNER, M.M., 1966. *La végétation forestière au Québec méridional*. Les Presses de l'Université Laval, Québec.
- HANE, E.N., S.P. HAMBURG, A.L. BARBER et J.A. PLAUT, 2003. *Phytotoxicity of American beech leaf leachate to sugar maple seedlings in a greenhouse experiment*. Canadian Journal of Forest Research 33 : 814-821.
- HORSLEY, S.B., R.P. LONG, S.W. BAILEY, R.A HALLETT et T.J. HALL, 2000. *Factors associated with the decline disease of sugar maple on the Allegheny Plateau*. Canadian Journal of Forest Research 30 : 1365-1378.
- HOULE, G., 1990. *Growth patterns of sugar maple seedling and mature trees in healthy and in declining hardwood stands*. Canadian Journal of Forest Research 20 : 894-901.
- JONES, R.H. et D.J. RAYNAL, 1988. *Root sprouting in American beech (Fagus grandifolia Ehrh.): effects of root injury, root exposure, and season*. Forest Ecology and Management 25 : 79-90.
- KOBE, R.K., G.E. LIKENS et C. EAGAR, 2002. *Tree seedling growth and mortality responses to manipulations of calcium and aluminium in a northern hardwood forest*. Canadian Journal of Forest Research 32 : 954-966.
- KOBE, R.K., W. PACALA et J.A. SILANDER Jr., 1995. *Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance*. Ecological Applications 5 : 517-532.
- LEAK, W.B., 1991. *Secondary forest succession in New Hampshire, USA*. Forest Ecology and Management 43 : 69-86.
- MEYER, A.H., 1952. *Structure growth and drain in the balanced uneven-age forests*. Journal of Forestry 50 : 85-92.
- OUMET, R. et C. CAMIRÉ, 1995. *Foliar deficiencies of sugar maple stands associated with soil cation imbalances in the Québec Appalachians*. Can. J. Soil Sci. 75 : 169-175.
- OUMET, R., L. DUCHESNE, D. HOULE et P.A. ARP, 2001. *Critical loads of atmospheric S and N deposition and current exceedances for Northern temperate and boreal forests in Quebec*. Water Air Soil Pollut. Focus 1(1/2) : 119-134.

- POTHIER, D., 1996. Accroissement d'une érablière à la suite de coupes d'éclaircie : résultats de 20 ans. *Canadian Journal of Forest Research* 26 : 543-549.
- ROBITAILLE, A. et J.P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les publications du Québec, Sainte-Foy, 213 p.
- RUNKLE, J. R., 1981. *Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States*. *Ecology* 62 : 1041-1051.
- VAN BREEMEN, N., A.C. FINZI et C. D. CANHAM, 1997. *Canopy tree – soil interactions within temperate forests : effects of soil elemental composition and texture on species distributions*. *Canadian Journal of Forest Research* 27 : 1110-1116.
- WEBB, W.L., R.T. KING et E.F. PATRIC, 1956. *Effect of white-tailed deer on a mature northern hardwood forest*. *Journal of Forestry* 54 : 391-398.