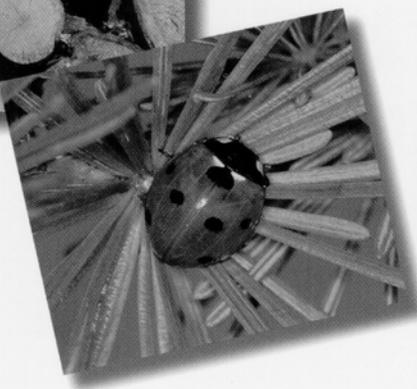
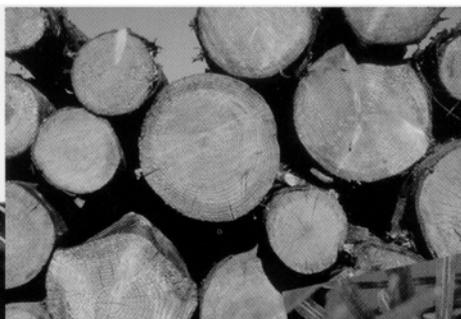


# Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier

Aménagement de peuplements  
de structure inéquienne pour  
la production du bouleau jaune

Avis scientifique



**Aménagement de peuplements  
de structure inéquienne pour  
la production du bouleau jaune**

**Avis scientifique**

par

le Comité consultatif scientifique  
du Manuel d'aménagement forestier

composé de

Steve BÉDARD, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)  
Louis DE GRANDPRÉ, biol., *Ph.D.* (SCF – CFL)  
Louis DUCHESNE, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)  
Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)  
Jean-Pierre JETTÉ, ing.f. (MRN – DEF)  
Robert JOBIDON, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (MRN – DRF) \*  
Jean-Martin LUSSIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (SCF – CFL)  
Jean-David MOORE, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)  
David POTHIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (MRN – DRF)  
Guy PRÉGENT, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)  
Jean-Claude RUEL, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (UL – FFG)

\* Président du Comité

Gouvernement du Québec  
**Forêt Québec**  
Ministère des Ressources naturelles  
Direction de la recherche forestière  
Mars 2003



## Préface

Le Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier a été constitué à la demande du Comité permanent du Manuel d'aménagement forestier, pour répondre aux interrogations soulevées par celui-ci en matière d'état des connaissances scientifiques. Pour ce faire, le Comité fournit un avis scientifique qui remplit le mandat précis qui lui est confié. Dans la mesure du possible, l'avis produit comporte deux préoccupations prépondérantes, l'une concernant la production forestière, l'autre concernant la biodiversité et la fertilité des stations. La composition du Comité reflète ces préoccupations.

Un avis scientifique est formulé d'abord sur la base de l'état actuel des connaissances scientifiques, puis sur la base de l'opinion des experts. L'état des connaissances est fondé sur la littérature scientifique, les thèses universitaires, la littérature technique et enfin sur les connaissances ou savoir-faire acquis de spécialistes ou praticiens.

Pour la production de ses avis, le Comité a adopté un fonctionnement de type réseau. Normalement, deux cellules de travail sont constituées pour documenter et produire un avis concernant chacune des deux préoccupations. Chaque cellule regroupe des membres du Comité où chacun met à profit la collaboration de son réseau scientifique.

Les versions préliminaires sont discutées et critiquées en Comité pour convenir d'une position commune. Le cas échéant, l'avis pourrait énoncer plus d'une position au sein du Comité, en rapport avec une question particulière; les motifs qui justifient de présenter plus d'une position seraient alors exposés.

Pour formuler le présent avis scientifique, le comité a d'abord pris connaissance de la problématique mentionnée au mandat et préparée par messieurs Daniel Pin ing.f., M.Sc. (Conférence des coopératives forestières du Québec) et Louis Ménard ing.f. (MRN – Région 06). Cette problématique, intitulée : « Problématique d'aménagement des peuplements à production de bouleau jaune (BOU et RBOU) » se retrouve à l'appendice 1 du présent avis. Cette problématique, de même que le mandat qui en découle, concernent l'aménagement inéquienne des peuplements bien constitués en bouleau jaune.

Le mandat confié au Comité a été préparé par le Comité permanent. Il a pour sujet la coupe de jardinage pour la production du bouleau jaune. Le libellé en est le suivant :

« Compte tenu de la problématique exposée dans le cas de la récolte de certaines strates à production prioritaire BOU (RBOU) pour atteindre les rendements au Manuel d'aménagement forestier pour ces productions prioritaires, nous demandons au Comité consultatif scientifique de répondre aux questions suivantes :

1. Est-il souhaitable, voire viable, pour des structures telles que décrites dans la problématique, de maintenir certaines de ces strates en stade inéquienne et pour combien de temps?
2. Quels seraient les traitements appropriés pour résoudre les problématiques exposées et favoriser la production de bouleau jaune?
3. Pour les traitements que vous suggérez, définir les critères d'application et les effets escomptés dans le cadre d'un calcul de possibilité (horizon de simulation de 150 ans).
4. Est-ce que la surface terrière résiduelle de 9 m<sup>2</sup> constitue un bon outil terrain pour mesurer l'environnement optimal (45 % d'intensité lumineuse) d'établissement et de croissance du bouleau jaune?
5. Est-ce que la courbe de Liocourt doit être réalisée avec les essences principales objectif pour déterminer la structure inéquienne de la strate à traiter?
6. Dans les strates RBOUF, est-ce qu'on peut considérer le SEPM comme essence objectif alors que son âge de maturité est bien inférieur à celui du bouleau jaune?
7. Dans les strates RBOUF, peut-on plutôt considérer le SEPM comme des essences secondaires ayant un rôle cultural? »

Les réponses aux questions 1 à 3 sont intégrées au chapitre 1; les autres se retrouvent à l'annexe 1.

Les travaux se sont poursuivis en cellules de travail et en Comité. Plusieurs personnes ont apporté une contribution importante et fort appréciée, qui apparaît en page titre des annexes. Nos remerciements les plus sincères s'adressent d'abord à monsieur Zoran Majcen, ing.f., *Ph.D.* (MRN-DRF), dont les connaissances et l'expérience ont été précieuses aux travaux du Comité. Il convient de souligner les contributions d'une l'équipe de l'UQAM – GREFi, composée de Christian Messier ing.f., *Ph.D.*,

Marilou Beaudet biol., M.Sc., Sylvain Delagrangé biol., M.Sc., Annie Morin biol. et Julie Poulin biol., M.Sc., et celle de monsieur Marcel Darveau ing.f., *Ph.D.* (FFG – UL). Les commentaires apportés par monsieur Frédéric Doyon ing.f., *Ph.D.* (IQAFF) sur une version préliminaire du chapitre deux sont grandement appréciés, de même que ceux de madame Patricia Raymond, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF). Il convient aussi de souligner le travail de qualité qu'a réalisé l'équipe de géomatique de la DRF, composée de messieurs Jean Noël, techn.for et Denis Hotte, techn.for. D'autres personnes ont aussi contribué à l'élaboration de cet avis, qui apparaît sous la forme d'une communication personnelle. Le comité est redevable à toutes ces personnes et les remercie sincèrement pour l'enthousiasme qu'elles ont manifesté et la qualité de la collaboration accordée.

Le présent avis comporte un sommaire qui résume succinctement l'avis scientifique. Celui-ci est partagé en deux chapitres, l'un sur les aspects sylvicoles, l'autre sur la biodiversité, en relation avec l'aménagement inéquienne des peuplements bien pourvus en bouleau jaune. Le lecteur trouvera en plus cinq annexes qui abordent plus en détail, soit les réponses aux questions soulevées par le Comité du Manuel, soit des questions qui méritaient un développement davantage élaboré en relation avec ce type d'aménagement.

Enfin, le Comité remercie sincèrement M. Pierre Bélanger pour la révision linguistique des textes et l'édition de l'avis, de même que Mmes Sylvie Bourassa et Nathalie Langlois pour la mise en page des textes.

Robert Jobidon  
Président du Comité



## Sommaire

### Problématique

La problématique d'aménagement des peuplements pour la production de bouleau jaune soumise par le comité du Manuel d'aménagement forestier (MAF), au Comité consultatif scientifique, met en évidence l'omniprésence de la forêt inéquienne autant dans les strates feuillues que mixtes (Appendice 1). Les résultats des inventaires présentés dans cette problématique indiquent que ces strates possèdent des distributions diamétrales de tiges se rapprochant de la forme d'un « J inversé », caractéristique de la forêt inéquienne. Les structures diamétrales et les compositions en essences présentées sont comparables à celles observées dans certaines études réalisées dans les érablières et dans les bétulaies jaunes résineuses. Dans ces peuplements, le bouleau jaune se trouve en proportion variable et il occupe généralement plusieurs classes de diamètres.

Pour assurer le maintien ou l'augmentation de la proportion des bouleaux dans ces strates, le MAF prévoit deux types d'interventions : la coupe de jardinage par trouées et la coupe de jardinage par parquets. La problématique soumise par le comité du MAF, souligne certaines difficultés d'opérations que pose l'application de ces traitements (voir Appendice 1). Les principales difficultés soulevées sont : 1) le prélèvement inévitable d'une portion de tiges d'avenir afin de créer des ouvertures dans le couvert, lequel empêche le maintien de la qualité du peuplement après la coupe et 2) la réduction du taux de prélèvement entre les ouvertures, ce qui laisse présager un plus faible accroissement des tiges et des risques accrus de causer des blessures d'exploitation.

### Aspects sylvicoles

En vue d'éviter les inconvénients soulevés, nous proposons dans cet avis l'utilisation de la coupe de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres (CJPG). Ce traitement est généralement reconnu comme une variante de la coupe par pied d'arbre dont le but est de régénérer les essences tolérantes et semi-tolérantes à l'ombre. Selon cette variante, le prélèvement est effectué par pied d'arbre sur

l'ensemble du peuplement et les ouvertures sont créées en prélevant des groupes de tiges non vigoureuses, ou parvenues à maturité. Ce traitement vise d'abord à optimiser la production nette et à accroître la qualité du peuplement tout en conservant la structure inéquienne à l'échelle du peuplement. Il a comme principaux avantages de protéger la régénération préétablie, de stimuler la croissance du capital en place dans des conditions favorables à la production de tiges de qualité, d'accroître la qualité du peuplement en prélevant des tiges défectueuses et de favoriser l'installation des essences semi-tolérantes en créant de petites ouvertures.

Les peuplements admissibles pour ce traitement produisent une quantité suffisante de tiges d'avenir et un nombre adéquat de semenciers de bouleau jaune<sup>1</sup>. Ils possèdent une surface terrière de 24 m<sup>2</sup>/ha et plus (peuplements à dominance de feuillus) ou de 26 m<sup>2</sup>/ha et plus (peuplements mixtes) avant le traitement. Si le peuplement possède une surface terrière inférieure, il peut être préférable d'attendre que la surface terrière proposée précédemment soit atteinte avant d'intervenir ou encore d'effectuer une coupe d'assainissement. Lors de cette coupe l'on récoltera surtout les tiges non vigoureuses afin d'assurer la production à venir de bois de qualité et créera des conditions propices à la régénération et au développement du bouleau jaune tout en conservant la structure inéquienne du peuplement. Le prélèvement maximum ne devrait pas excéder 35 % de la surface terrière avant la coupe, et la surface terrière après la coupe devrait se situer entre 15 et 17 m<sup>2</sup>/ha selon le traitement. Le prélèvement visera d'abord les tiges les moins vigoureuses tout en cherchant le plus possible à s'approcher de la distribution théorique du nombre de tiges par classe de diamètre<sup>2</sup>.

En ce qui a trait à la production, il n'existe pas de données à long terme, sous nos conditions, concernant les coupes de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres. Cependant, si l'on respecte les critères d'application et si l'on se limite à former des petites trouées, d'un diamètre équivalent à la hauteur des arbres dominants, créées à partir de noyaux constitués d'arbres non vigoureux, nous posons l'hypothèse que la production de ces peuplements sera d'une part constante à chaque rotation et d'autre part, semblable à celle observée à la suite de la coupe de jardinage par pied d'arbre. Selon les études réalisées au Québec, nous pouvons établir que la durée moyenne de la rotation se situe aux environs de 25 ans, pour un prélèvement de 35% de la surface terrière marchande initiale, dans les érablières à bouleau jaune. Dans le cas des bétulaies jaunes, il est plus difficile d'établir la durée de la rotation

---

<sup>1</sup> Une tige d'avenir est définie comme une tige dont les chances de survie et de croissance au cours de la rotation sont bonnes. Elle possède ou a le potentiel de produire une bille de bois d'œuvre. Dans les peuplements à dominance de feuillus, il est généralement recommandé que le peuplement renferme au moins 9 m<sup>2</sup>/ha de tiges d'avenir. Pour les peuplements mixtes, on suggère une surface terrière en tige d'avenir d'au moins 12 m<sup>2</sup>/ha dans des peuplements de plus de 26 m<sup>2</sup>/ha. En ce qui concerne le nombre de semenciers, dix tiges de bouleau jaune bien réparties à l'hectare seraient suffisantes.

<sup>2</sup> Les distributions théoriques proposées pour les érablières figurent dans MAJGEN *et al.* (1990) et celles des bétulaies jaunes peuvent être calculées à partir de la formule présentée dans ce document.

puisque peu d'expériences ont été réalisées sous nos conditions. Néanmoins, selon les résultats obtenus de l'expérimentation, il semble qu'une rotation de 25 ans pourrait également être envisagée pour un prélèvement de 35% de la surface terrière marchande initiale. Toutefois, l'établissement de la durée de la rotation devrait, pour les deux types de peuplement, passer par une mesure de l'accroissement net environ 10 ans après la coupe.

En ce qui concerne la régénération, les résultats obtenus dans les érablières montrent qu'il est possible de régénérer le bouleau jaune dans une proportion de 17 % des essences commerciales à la suite de la première coupe. Dans les bétulaies jaunes étudiées, le bouleau jaune s'est installé après la coupe, mais la compétition du viorne à feuille d'aulne et de l'érable à épis, de même que le broutement par le cerf de Virginie ont inhibé son développement.

Il est difficile de se prononcer sur la composition à venir des érablières à bouleau jaune et des bétulaies jaunes en l'absence de données à long terme. Tout au plus, nous posons l'hypothèse qu'on peut espérer obtenir 20 à 30 % de la surface terrière en bouleau jaune dans les érablières à bouleau jaune et 40 à 60 %, dans les bétulaies jaunes à érable et les bétulaies jaunes à sapin. Il s'agit là du pourcentage en bouleau jaune qu'on peut rencontrer dans des peuplements très bien pourvus et peu appauvris par des exploitations antérieures. D'autres expérimentations, jumelées à des suivis à long terme seront cependant nécessaires afin de valider les hypothèses afférentes aux effets de la coupe de jardinage par pied d'arbre et groupe d'arbres, présentées dans cet avis.

## **Biodiversité**

La détermination des enjeux de biodiversité des peuplements à production prioritaire de bouleau jaune repose sur une revue de littérature de la dynamique naturelle ainsi que sur la comparaison de cette dynamique avec celle sous aménagement. L'avis cible principalement les peuplements Er, ErBj, Bj et BjR. Par contre, l'analyse s'étend à l'ensemble des peuplements susceptibles d'évoluer vers ces peuplements de fin de succession, c'est-à-dire aux divers peuplements de début, de milieu et de fin de succession observés sur les types écologiques de l'érablière à bouleau jaune (FE3), de la bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1) et de la bétulaie jaune à sapin (MJ2). Ces types dominent les domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. C'est donc dans un contexte global d'aménagement du bouleau jaune que cette analyse a été effectuée.

La majorité des enjeux identifiés appuient la réalisation, à grande échelle, de la CJPG présentée au premier chapitre. Cette coupe permet notamment le maintien 1) de la structure inéquienne, 2) de la répartition aléatoire des trouées, 3) d'une superficie appropriée de trouée, autant au niveau de leur

superficie individuelle, que de leur superficie totale et 4) de la composition en essences (dominantes, sous-dominantes et compagnes). Dans le cadre de l'aménagement actuel des forêts du Québec, le respect de ces enjeux représente un acquis important.

Par ailleurs, la CJPG est un traitement qui pourrait être modifié facilement afin de maintenir certains attributs des forêts surannées, notamment en ce qui a trait au nombre d'arbres sains, aux chicots et aux débris ligneux. Les modifications pourraient être apportées à la lumière des nouvelles connaissances sur les attributs des forêts surannées.

De plus, la CJPG devrait être analysée, non seulement à l'échelle du peuplement, mais également en prenant en compte les échelles du type écologique et du paysage. À ces échelles de perception, d'autres types de coupes pourraient être justifiés afin de respecter, par exemple, les proportions des divers stades évolutifs (début, milieu et fin de succession) observées dans les paysages naturels.

## Table des matières

	page
Préface .....	iii
Sommaire .....	vii
Chapitre premier - Aspects sylvicoles .....	1
1.1 Introduction.....	1
1.2 Éléments justifiant le maintien de la structure inéquienne.....	2
1.3 Principe de base du régime inéquienne.....	3
1.4 Régénération du bouleau jaune dans les peuplement inéquiennes .....	4
1.4.1 Nombre de semences.....	4
1.4.2 Conditions d'établissement.....	4
1.4.3 Disponibilité en lumière .....	5
1.5 Traitements sylvicoles .....	5
1.5.1 Coupe de jardinage par pied d'arbre .....	6
1.5.2 Coupe de jardinage par trouées ou par groupe d'arbres .....	6
1.5.3 Coupe de jardinage par pied d'arbre et groupe d'arbres.....	8
1.5.3.1 Principaux avantages .....	8
1.5.3.2 Principaux désavantages ou contraintes.....	9
1.6 Peuplements admissibles .....	10
1.7 Critères d'application.....	11
1.7.1 Surface terrière à prélever.....	11
1.7.2 Distribution diamétrale.....	11
1.7.3 Marquage des arbres .....	12
1.8 Effets escomptés.....	14
1.8.1 Durée de la rotation .....	14
1.8.2 Régénération .....	17
1.9 Conclusion.....	20
1.10 Références .....	20

Chapitre deux - Enjeux de biodiversité .....	27
2.1 Introduction.....	27
2.2 Les érablières.....	28
2.2.1 Structure des peuplements et du paysage.....	28
2.2.1.1 Diminution de la superficie occupée par les peuplements inéquiennes.....	28
2.2.1.2 Dimension, répartition, superficie totale et fréquence des trouées .....	29
2.2.1.3 Raréfaction des forêts surannées et de leurs attributs.....	31
2.2.2 Gestion de la composition .....	33
2.2.2.1 Raréfaction du bouleau jaune.....	33
2.2.2.2 Raréfaction des essences compagnes .....	34
2.2.2.3 Modification de la mosaïque forestière.....	35
2.2.2.4 Problème de régénération causé par le cerf dans les érablières.....	36
2.3 Impacts des coupes de jardinage sur la faune .....	37
2.4 Les bétulaies jaunes résineuses.....	38
2.5 Conclusion.....	39
2.6 Références .....	41
Annexe 1 - Réponses aux questions posées par le Comité du Manuel d'aménagement forestier au Comité consultatif scientifique.....	49
Annexe 2 - Relations entre l'établissement, la croissance et les besoins de lumière du bouleau jaune ( <i>Betula alleghaniensis</i> ) .....	55
Annexe 3 - Quelques éléments des régimes de perturbations naturelles des forêts de feuillues et mixtes dominées ou sous-dominées par le bouleau jaune .....	69
Annexe 4 - Impacts probables des coupes de jardinage sur l'herpétofaune et les invertébrés au Québec .....	133
Annexe 5 - Effets sur les oiseaux et les mammifères des coupes partielles destinées à la production prioritaire de bouleau jaune .....	145
Appendice 1 - Problématique d'aménagement des peuplements à production de bouleau jaune (BOU et RBOU).....	Hors texte

## **Chapitre premier**

### **Aspects sylvicoles**

#### **1.1 Introduction**

La problématique d'aménagement des peuplements pour la production de bouleau jaune, présentée par le Comité du Manuel d'aménagement forestier (Appendice 1), met en évidence l'omniprésence de la forêt inéquienne, tant dans les strates feuillues que mélangées. Les résultats des inventaires présentés dans cette problématique indiquent que ces strates possèdent des distributions diamétrales en forme de « J inversé » caractéristiques de la forêt inéquienne.

Pour maintenir ou accroître la proportion des bouleaux dans ces strates, le Manuel d'aménagement forestier (MAF) prévoit deux types d'intervention : la coupe de jardinage par trouées et la coupe de jardinage par parquets. La problématique soumise par le Comité du MAF souligne certaines difficultés d'opération que pose l'application de ces traitements (Appendice 1). Les principales difficultés soulevées sont : 1) le prélèvement inévitable d'une portion de tiges d'avenir afin de créer des ouvertures dans le couvert, lequel empêche le maintien de la qualité du peuplement après la coupe et 2) la réduction du taux de prélèvement entre les ouvertures, ce qui laisse présager un plus faible accroissement des tiges et des risques accrus de causer des blessures d'exploitation.

Le but de cet avis est de proposer des solutions pour résoudre ces problèmes et maintenir la structure inéquienne du peuplement. L'objectif n'est pas de présenter le régime inéquienne comme une panacée pour le traitement des forêts de feuillus et mélangées puisque d'autres régimes associés à la futaie irrégulière ou régulière peuvent s'imposer selon la nature et l'état des peuplements rencontrés. Ce chapitre présente les éléments justifiant le maintien de la structure inéquienne, les principes de base de

l'aménagement inéquienne, les conditions nécessaires à la régénération du bouleau jaune et les différentes variantes des traitements sylvicoles. On y décrit également les peuplements admissibles, les critères d'application ainsi que des hypothèses de production associées au traitement suggéré. L'annexe 1 présente les réponses aux autres interrogations soulevées par le Comité du Manuel d'aménagement forestier.

## **1.2 Éléments justifiant le maintien de la structure inéquienne**

Les données présentées dans la problématique (Appendice 1) montrent, pour des forêts mixtes d'érable à sucre avec du bouleau jaune et de bouleau jaune avec des résineux, des strates dont les distributions diamétrales se rapprochent de la courbe en « J inversé ». Les structures diamétrales et les compositions en essences présentées, issues du regroupement de plusieurs placettes, sont comparables à celles observées dans certaines études réalisées au Québec, à l'échelle du peuplement dans les érablières (MAJCEN *et al.* 1984, 1985, 1990) et dans les bétulaies jaunes résineuses (MAJCEN *et al.* 1987, LUSSIER *et al.* 2000). Cette caractéristique est le résultat de la dynamique naturelle et des coupes. Dans les érablières inéquiennes, la régénération s'établit de façon naturelle et ininterrompue sous le couvert et dans les petites trouées créées par la chute d'un arbre ou encore d'un petit groupe d'arbres (RUNKLE 1981, 1982, 1990; PAYETTE *et al.* 1990). Les essences tolérantes à l'ombre se perpétuent généralement sous le couvert et profitent des petites ouvertures pour se développer. Les essences semi-tolérantes, tel le bouleau jaune, profitent davantage du renversement d'arbres lequel crée des ouvertures tout en exposant le sol minéral. La dynamique des bétulaies jaunes à sapin est peu documentée mais la présence du sapin baumier viendrait modifier de façon plus régulière la composition et la structure diamétrale de ces peuplements en raison de la courte longévité et de la vulnérabilité de cette espèce aux chablis et aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette. Bien que les pratiques sylvicoles antérieures ne visaient pas le maintien ou l'atteinte d'une structure diamétrale équilibrée, les coupes partielles pratiquées ont tout de même permis de conserver une structure irrégulière qui se rapprochait plus ou moins d'une courbe en « J inversé ». Les données présentées dans la problématique (Appendice 1), dans les études mentionnées plus haut et dans l'annexe 3, indiquent que le bouleau jaune a pu se maintenir, dans des proportions variables, dans plusieurs classes de diamètre pour l'ensemble de ces strates.

Sur la base de ces connaissances, il serait souhaitable de maintenir une proportion intéressante de bouleau jaune dans des peuplements de composition mixte et de structure inéquienne lorsque les conditions de station lui sont favorables. De plus, dans la situation où les tiges de petits et moyens diamètres sont vigoureuses et présentent un potentiel intéressant pour le bois d'œuvre, il serait souhaitable d'éduquer ces peuplements selon le régime inéquienne. En effet, il serait inutile de sacrifier

ce potentiel dans le but de n'utiliser qu'une proportion des tiges d'une certaine dimension. Le maintien d'une couverture permanente dans le régime inéquienne et la formation de petites ouvertures créent des conditions d'ombrage partiel propices à l'installation du bouleau jaune. Son développement est alors assuré par des interventions relativement courtes et fréquentes (rotations). Le maintien d'une densité relativement élevée assure aussi l'élagage naturel des tiges et permet, sans autres efforts, de produire des arbres de qualité supérieure et de gros diamètres. Ces conditions protègent également les tiges subitement exposées à la lumière contre le dépérissement et préviennent l'apparition de gourmands sur les tiges résiduelles à la suite d'ouvertures importantes du couvert.

### **1.3 Principe de base du régime inéquienne**

Le régime inéquienne est fondé sur le principe qu'un peuplement peut être maintenu en se régénérant de façon continue. L'application de coupes partielles à des intervalles réguliers permet de conserver plusieurs classes d'âges ou de diamètres. Pour atteindre cet objectif, on fait appel à la coupe de jardinage; celle-ci se définit comme la coupe périodique d'arbres choisis individuellement, ou par petits groupes, dans un peuplement inéquienne, pour en récolter la production et l'amener à une structure inéquienne régulière tout en assurant les soins culturaux nécessaires aux arbres en croissance et l'installation de semis (MÉTRO 1975). À chaque intervention, la coupe permet à la fois de récolter les tiges parvenues à maturité, d'améliorer la qualité du peuplement en récoltant les tiges de faible qualité, d'accroître la croissance des tiges résiduelles par l'effet de l'éclaircie, et finalement de régénérer une nouvelle cohorte de semis tout en stimulant la croissance de ceux déjà établis.

La coupe de jardinage permet de façonner le peuplement résiduel en fonction des trois facteurs suivants :

- 1) densité du peuplement : la densité du peuplement résiduel, généralement exprimée en surface terrière ou en volume, doit être ajustée de façon à assurer une production adéquate au regard de la quantité et de la qualité des tiges et être suffisamment faible pour favoriser le développement des petites tiges et de la régénération.
- 2) distribution diamétrale : le nombre de tiges par classe de dhp ou encore la surface terrière par catégorie de grosseurs (perches; petites, moyennes et grosses tiges) doit être déterminé pour qu'il y ait suffisamment de tiges dans chaque classe afin de conserver l'équilibre du peuplement. Cet équilibre se définit comme la quantité de tiges dans une classe de dhp qui permet de combler la perte engendrée par la coupe et la mortalité des tiges de la classe supérieure. La distribution des tiges permet également d'évaluer le stock en croissance et la proportion de tiges de dimension de bois d'œuvre. On utilise généralement des distributions théoriques de Liocourt (courbes en « J inversé »)

afin de déterminer la distribution résiduelle. La distribution de Liocourt est exprimée par le facteur  $q$ , une constante qui exprime le quotient entre le nombre de tiges d'une classe de diamètre et le nombre de tiges de la classe suivante.

- 3) diamètre maximum : le diamètre maximum représente théoriquement le plus gros diamètre qui doit être laissé dans le peuplement résiduel selon le potentiel de la station et la production désirée.

## **1.4 Régénération du bouleau jaune dans les peuplement inéquiennes**

Afin de maintenir ou d'augmenter la proportion de bouleau jaune dans un peuplement inéquienne, il est essentiel de créer des conditions propices à sa régénération. Pour atteindre cet objectif il faut satisfaire les conditions suivantes : avoir une quantité suffisante de semences, avoir des conditions d'établissement adéquates et avoir une quantité de lumière suffisante.

### 1.4.1 Nombre de semences

Un nombre minimum de semenciers à l'hectare et une bonne année semencière sont des facteurs importants en vue de régénérer le bouleau jaune. Selon MARQUIS (1969), une dizaine de semenciers à l'hectare seraient suffisants pour assurer un ensemencement adéquat. Une bonne année semencière est observée à tous les 2 ou 3 ans et il semble que le bouleau jaune soit peu productif entre ces intervalles (ANDERSON *et al.* 2001). La dispersion des semences débute au mois d'août et elle est plus importante à partir du mois d'octobre. Elle se poursuit pendant la période hivernale jusqu'au mois de mars (HOULE et PAYETTE 1990).

### 1.4.2 Conditions d'établissement

Il est généralement recommandé d'effectuer une préparation de terrain afin de permettre un mélange de l'humus et du sol minéral et ainsi créer des conditions optimales pour la germination du bouleau jaune (JARVIS 1957, GODMAN et KREFTING 1960, WINGET et KOZLOWSKI 1965). La préparation de terrain perturbe le sol en enlevant partiellement la litière de feuilles d'érable qui entrave la germination des graines de bouleau jaune (GODMAN et KREFTING 1960, BURTON *et al.* 1969). En sachant que plusieurs espèces profiteront des ouvertures, la préparation de terrain devrait créer des conditions qui réduiront la régénération préétablie des autres espèces comme l'érable à sucre tout en créant des conditions plus propices au bouleau jaune (EYRE et ZILLGITH 1953, ARBOGAST 1957, LEAK et FILIP 1977, LEAK *et al.* 1987, OMNR 1998). Le scarifiage du sol peut s'effectuer au moment des opérations de récolte par le passage de la débusqueuse si les opérations sont réalisées à l'automne (idéalement après la chute des feuilles)

en l'absence de neige. Dans les trouées, l'opération de déblaiement des cimes des arbres abattus peut produire un scarifiage suffisant du sol et favoriser l'élimination partielle de la régénération préétablie. Cependant, il est possible d'effectuer une préparation mécanique du sol, laquelle augmenterait la proportion de la surface du sol traitée. Cette dernière intervention deviendrait nécessaire lorsque les opérations de récolte sont réalisées sur une couverture de neige ou lorsque le sol est complètement gelé. De plus, en présence d'une végétation compétitive dense, il est souvent nécessaire d'employer de l'équipement capable de déraciner les arbustes et les gaules non désirés.

#### 1.4.3 Disponibilité en lumière

Le bouleau jaune est reconnu comme une essence semi-tolérante à l'ombre. LOGAN (1965) a montré qu'un ombrage partiel est plus favorable à sa croissance que la pleine lumière. Des conditions de lumière variant entre 20 et 50 % permettraient au bouleau jaune de maintenir une croissance optimale. Ces conditions lumineuses sont créées lorsque le ratio entre le diamètre de la trouée et la hauteur des arbres adjacents atteint une valeur d'environ 1,0 (MINCKLER 1961, MARQUIS 1965a). Ainsi, plusieurs auteurs recommandent que le diamètre de l'ouverture soit équivalent à la hauteur des arbres dominants (ROBITAILLE et MAJCEN 1991, ANDERSON et RICE 1993, OMNR 1998, ANDERSON *et al.* 2001), ce qui correspondrait à une superficie d'environ 400 à 500 m<sup>2</sup> sous nos conditions. D'autres auteurs (MARQUIS 1965b, HATCHER 1966, LEAK et PHILIP 1977) proposent des trouées plus grandes, soit jusqu'à plus de 2 700 m<sup>2</sup>. Dans ces conditions, il faut cependant s'attendre d'obtenir une proportion plus importante d'espèces de lumière (BORMANN et LIKENS 1979, McCLURE et LEE 1993), d'assister à l'envahissement des espèces de compétition arbustives (METZGER et TUBBS 1971) et d'augmenter la probabilité de dessiccation des lits de germination (HATCHER 1966). En effet, il est connu que le bouleau jaune exige un sol humide pour son établissement (BURTON *et al.* 1969; MARQUIS 1965b, 1969), de sorte qu'une ouverture trop importante du couvert pourrait augmenter la température au sol au point de provoquer l'assèchement de sa surface (STRONG *et al.* 1997). Nous invitons le lecteur à consulter l'annexe 2 qui présente une revue de la littérature de l'autécologie du bouleau jaune, notamment en regard de ses besoins en lumière, de même qu'une simulation de la distribution de la lumière en sous-bois.

### **1.5 Traitements sylvicoles**

Plusieurs travaux recommandent de perpétuer la structure et la composition des peuplements inéquiennes en appliquant des traitements appropriés tels que la coupe de jardinage dans les érablières (CROW *et al.* 1981; MADER et NYLAND 1984; NYLAND 1987, 2002; MAJCEN et RICHARD 1992; MAJCEN 1997; MAJCEN et BÉDARD 2000; BÉDARD et MAJCEN 2001). Dans le cas des bétulaies jaunes et des bétulaies jaune à sapin, la structure des peuplements laisse supposer que la pratique de cette coupe puisse se faire, mais l'expérimentation doit se poursuivre ou s'intensifier. Toutefois, elle est recommandée pour les

peuplements mixtes (LEAK *et al.* 1987, MAJGEN *et al.* 1987, 1990) et pour les peuplements résineux de sapin et d'épinettes (FRANK et BJORKBOM 1973, FRANK et BLUM 1978).

On reconnaît généralement deux variantes associées à la coupe de jardinage en fonction de l'organisation spatiale des tiges dans le peuplement et de la régénération désirée (NYLAND 2002). La variante la plus répandue est la coupe de jardinage par pied d'arbre; elle consiste à prélever majoritairement les tiges par pied d'arbre de façon plus ou moins uniforme dans l'ensemble du peuplement. L'autre variante, appelée coupe de jardinage par trouées, ou jardinage par groupe ou encore jardinage par bouquets, consiste à prélever les tiges par petits groupes. La juxtaposition des deux variantes peut être désignée sous l'appellation de jardinage par pied d'arbre et groupe d'arbres.

#### 1.5.1 Coupe de jardinage par pied d'arbre

Les ouvertures créées par cette coupe couvrent généralement une surface équivalente à la dimension des cimes des tiges mures prélevées. Ces ouvertures augmentent la quantité de lumière au sol, ce qui favorise l'établissement d'une régénération et la croissance de celle déjà établie. La coupe par pied d'arbre, avec des surfaces terrières résiduelles d'environ 17 m<sup>2</sup>/ha, favorise généralement les espèces tolérantes à l'ombre (LEAK et WILSON 1958, BLUM et FILIP 1963, CROW et METZGER 1987, LAMSON et SMITH 1991). Lorsque les conditions de station le permettent, les coupes par pied d'arbre, avec des surfaces terrières résiduelles allant jusqu'à 14 m<sup>2</sup>/ha, augmenteraient les possibilités de régénérer les essences semi-tolérantes à l'ombre (LEAK et SOLOMON 1975, CROW et METZGER 1987, NYLAND 1997). Toutefois, une surface terrière aussi faible accroît considérablement la durée de la rotation (NYLAND 1987, NYLAND 1997). En outre, elle modifie la structure du peuplement en réduisant la présence des tiges de gros diamètres (LEAK *et al.* 1987, Nyland 1987). Enfin, elle ne favorise pas l'élagage des tiges (GODMAN et BOOKS 1971) et augmente les risques de chablis surtout sur les sols minces et pierreux (LEAK et GOTTSACKER 1985).

#### 1.5.2 Coupe de jardinage par trouées ou par groupe d'arbres

Selon cette variante, la coupe est généralement concentrée par groupes de tiges plutôt que par pied d'arbre (MURPHY *et al.* 1992, NYLAND 2002). Les trouées sont créées à chaque rotation et s'ajoutent, généralement jusqu'à ce que la surface soit complètement couverte, sur une période équivalente à une révolution d'un peuplement équienne de composition semblable (LEAK et FILIP 1977; LEAK et GOTTSACKER 1985, LEAK 1999). Cette coupe peut s'appliquer en prélevant des tiges uniquement par trouées. Par contre, il est souvent recommandé d'effectuer un prélèvement entre les trouées afin d'augmenter la production du peuplement résiduel (LEAK et FILIP 1977, LEAK et GOTTSACKER 1985, LEAK 1999). La

dimension des ouvertures varie selon les exigences des essences que l'on désire régénérer. Un diamètre d'ouverture de une à deux fois la hauteur des arbres adjacents est généralement recommandé pour ce traitement (SMITH *et al.* 1997; NYLAND 1997, 2002). Les ouvertures d'une dimension supérieure telle que le parquet (MRN 1997) doivent être considérées comme de petites coupes totales (MURPHY *et al.* 1992, LESSARD *et al.* 1999).

La sélection des tiges à marquer n'est pas nécessairement basée sur leur maturité ou leur faible vigueur ni sur leur agrégation naturelle. L'objectif est de créer des ouvertures d'une certaine dimension dans le but de favoriser la régénération des essences désirées. Bien qu'une attention particulière doive être accordée à la formation de trouées à partir des tiges non vigoureuses ou à maturité, on doit fréquemment récolter des jeunes tiges d'avenir, car le nombre de tiges mures ou défectueuses d'un même groupe est souvent insuffisant pour créer des trouées d'un diamètre supérieur à une hauteur d'arbre. Afin d'éviter un prélèvement trop important, il est généralement recommandé de minimiser le prélèvement entre les trouées (LEAK et FILIP 1977, LEAK et GOTTSAKER 1985). Ces deux éléments pourraient réduire, à notre avis, la production nette du peuplement. D'une part, cette perte de production sera causée par la mortalité des tiges en perdition laissées sur pied, à la suite du faible prélèvement à l'extérieur des trouées, et également par le faible accroissement des tiges résiduelles en raison de la densité élevée du peuplement. D'autre part, une perte de production sera également occasionnée par la récolte des jeunes tiges de qualité dans le but de créer des trouées de dimension voulue. En outre, cette perte de production provoquerait une augmentation de la durée de la rotation.

Outre la perte de production nette, la gestion des peuplements dans le temps constitue un des inconvénients de cette variante. En effet, certains auteurs (ROACH 1974, LEAK et FILIP 1977, MURPHY *et al.* 1992, SMITH 1995) considèrent que cette coupe est difficilement praticable dans le temps puisque l'ajout de trouées à chaque rotation crée une mosaïque de petites surfaces équiennes. Il en découle que le peuplement ainsi formé ne correspond plus à la structure naturelle des peuplements inéquiennes et il devient difficile de l'aménager et de le gérer selon les principes de base du régime inéquienne. Dans cette situation, il faudrait alors régulariser la surface des ouvertures en utilisant les principes de l'aménagement équienne. La répartition spatiale complexe des trouées peut, selon ces auteurs, occasionner des problèmes de martelage en raison de la difficulté de localiser les trouées formées lors des coupes antérieures. Les essais déjà effectués en ce sens montrent, à la suite de deux rotations successives, que la visualisation et la juxtaposition des trouées deviennent ardues au moment du martelage. De plus, la création d'une mosaïque de petites surfaces équiennes pourrait générer des problèmes lors des opérations de coupe en multipliant inutilement les sentiers de débardage nécessaires à la récolte des bouquets parvenus à maturité. En effet, les sentiers créés lors des interventions précédentes ne mènent pas nécessairement à ces bouquets.

### 1.5.3 Coupe de jardinage par pied d'arbre et groupe d'arbres

En vue d'éviter les inconvénients de la coupe de jardinage par trouées, plusieurs auteurs suggèrent la coupe de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres (LEAK et FILIP 1977, LEAK et GOTTSACKER 1985, MAJZEN *et al.* 1990, LEAK 1999, NYLAND 2002). Ce traitement est généralement reconnu comme une variante de la coupe par pied d'arbre dont le but est de régénérer à la fois les essences tolérantes et celles semi-tolérantes à l'ombre. Selon cette variante, le prélèvement est effectué par pied d'arbre sur l'ensemble du peuplement et les ouvertures sont créées en prélevant des groupes de tiges non vigoureuses ou parvenues à maturité (MILLER *et al.* 1995). La dimension des ouvertures peut varier selon les exigences des essences que l'on désire régénérer, mais elle sera surtout tributaire de l'agencement des tiges parvenues à maturité, de celles non vigoureuses ou d'essences non désirées. Le résultat donnera donc des trouées de dimensions variables, mais un effort devra être consenti afin d'en créer un certain nombre pourvu des dimensions suffisantes pour régénérer l'essence désirée. Toutefois, lors de la première intervention, la coupe des tiges défectueuses sera généralement plus importante et réduira la possibilité de créer des trouées de la dimension voulue, si cette dernière dépasse la dimension occupée par le groupe de tiges à marquer. Cependant, lors des interventions subséquentes, lorsque la qualité du peuplement sera améliorée, il sera plus facile de créer des trouées d'une dimension optimale, ayant un diamètre se situant autour d'une hauteur d'arbre, pour le développement des essences désirées. Ce scénario sylvicole permettra d'optimiser la production nette du peuplement et de favoriser la régénération du bouleau jaune tout en respectant les principes de base de la coupe de jardinage.

#### 1.5.3.1 Principaux avantages

La coupe de jardinage par pied d'arbre et groupe d'arbres combine les avantages de la coupe de jardinage par pied d'arbre et celle par trouées tout en minimisant les inconvénients associés à ces deux variantes. Les éléments suivants résument les principaux avantages de ce traitement :

- ce traitement protège les petites et moyennes tiges de bonne qualité et stimule leur accroissement en dégageant leur cime lors de la coupe;
- ce traitement conserve une surface terrière résiduelle relativement élevée, ce qui favorise le maintien de la structure diamétrale propre aux peuplements inéquiennes;
- ce traitement assure un rendement soutenu tout en conservant un couvert forestier permanent. Effectué à des intervalles relativement courts, appelés rotations (près de 20 ans), ce traitement permet de prélever le volume s'approchant de l'accroissement périodique qui s'accumule entre deux coupes;

- ce traitement favorise la régénération et l'accroissement des essences désirées sans passer par le stade des broussailles composées d'espèces non commerciales. Le choix des arbres à couper permet d'éduquer le peuplement tout en stimulant l'accroissement des tiges vigoureuses de bonne qualité. La récolte des tiges les moins vigoureuses crée des ouvertures qui favorisent l'établissement progressif et continu de la régénération et son développement;
- les ouvertures créées par la coupe de petits groupes d'arbres favorisent les essences semi-tolérantes à l'ombre. Elles imitent, dans une certaine mesure, la dynamique naturelle des peuplements inéquiennes. Ces essences comme le bouleau jaune, le tilleul d'Amérique et l'orme d'Amérique composent des peuplements de fin de succession et se régénèrent par des cycles de microtrouées;
- les peuplements inéquiennes peuvent produire des arbres de grandes dimensions et leur structure permet aux aménagistes de laisser croître individuellement les plus belles tiges jusqu'aux dimensions voulues;
- les coupes de jardinage pratiquées à des intervalles réguliers augmentent la qualité du peuplement d'une façon graduelle et la production de bois d'œuvre;
- les coupes de jardinage contribuent à façonner la composition de manière à maintenir ou à augmenter la proportion du bouleau jaune et de certaines espèces compagnes.

#### 1.5.3.2 Principaux désavantages ou contraintes

Les éléments suivants résument les principaux inconvénients ou contraintes associés à ce traitement :

- ce traitement nécessite un marquage préalable à la coupe et exige des équipes techniques qualifiées. La prescription du marquage doit être basée sur un inventaire intensif afin de bien connaître la structure, la vigueur et la qualité des tiges;
- ce traitement nécessite, lors des opérations de récolte, des précautions particulières afin de diminuer les blessures causées aux tiges résiduelles. De plus, une partie de la régénération préétablie est détruite lors des opérations de récolte. Les entrées fréquentes dans le peuplement doivent donc être planifiées avec précaution afin de réduire le plus possible les dommages ou la destruction de la régénération établie. Les sentiers de débardage sont des endroits particulièrement propices à l'installation du bouleau jaune. Dans ce contexte, il faudrait éviter de les utiliser à chaque intervention;

- lors de la réalisation de ce traitement, la formation des trouées peut parfois être difficile puisque les tiges non vigoureuses et parvenues à maturité ne se retrouvent pas exclusivement en petits groupes. Il faut éviter le plus possible de sacrifier des tiges d'avenir d'essences désirées dans le but de créer des trouées;
- la récolte des tiges non vigoureuses lors de la première intervention peut générer une proportion importante de bois à pâte, ce qui peut réduire la rentabilité de cette première intervention.

## 1.6 Peuplements admissibles

La coupe de jardinage peut être appliquée dans un peuplement si ce dernier satisfait à la fois aux trois critères de base suivants :

1. Le peuplement est inéquienne et il possède une distribution diamétrale des tiges en « J inversé ».
2. Le peuplement possède une quantité suffisante de tiges d'avenir et un nombre suffisant de semenciers de bouleau jaune<sup>1</sup>.
3. La surface terrière avant la coupe satisfait aux critères suivants :
  - a) dans les érablières, la surface terrière marchande devrait être égale ou supérieure à 24 m<sup>2</sup>/ha pour assurer un prélèvement de 7 m<sup>2</sup>/ha et une surface terrière résiduelle de 17 m<sup>2</sup>/ha (voir section 1.6.1). Ce prélèvement produirait une récolte dite « opérationnelle » (LEAK et GOTTSAKER 1985) . Si le peuplement possède une surface terrière de 20 à 23 m<sup>2</sup>/ha avant la coupe, il peut être préférable d'attendre avant d'intervenir que ce peuplement atteigne la surface terrière de 24 m<sup>2</sup>/ha, ou encore d'effectuer une coupe d'assainissement. Cette coupe permettra de récolter surtout les tiges non vigoureuses de manière à fournir une production à venir de bois de qualité et à créer des conditions propices à la régénération et au développement du bouleau jaune dans un peuplement inéquienne;
  - b) dans les peuplements mixtes, nous suggérons une surface terrière supérieure à 26 m<sup>2</sup>/ha avant la coupe. LEAK *et al.* (1987) proposent une surface terrière supérieure à 30 m<sup>2</sup>/ha pour les peuplements mixtes. Cependant, sous nos conditions, il est moins fréquent de rencontrer des

---

<sup>1</sup> Une tige d'avenir est définie comme une tige dont les chances de survie et de croissance au cours de la rotation sont bonnes. Elle possède ou a le potentiel de produire une bille de bois d'œuvre. Dans les peuplements à dominance de feuillus, il est généralement recommandé que le peuplement renferme au moins 9 m<sup>2</sup>/ha de tiges d'avenir (OMNR 1998, LEAK *et al.* 1987). Pour les peuplements mixtes, LEAK *et al.* (1987) recommandent que le peuplement ait au moins 14 m<sup>2</sup>/ha de tiges d'avenir lorsqu'il a une surface terrière de 30 m<sup>2</sup>/ha et plus avant la coupe. Si l'on respecte cette proportion, on pourrait avoir 12 m<sup>2</sup>/ha dans des peuplements de plus de 26 m<sup>2</sup>/ha. En ce qui concerne le nombre de semenciers, il semble que dix tiges de bouleau jaune bien réparties à l'hectare soit suffisant (MARQUIS 1969).

peuplements ayant cette surface terrière. Comme dans le cas des peuplements feuillus, il est possible d'attendre avant d'intervenir dans un peuplement dont la surface terrière est plus faible, ou encore, on peut exécuter une coupe d'assainissement. Cette coupe permettra d'assainir le peuplement ou encore, elle servira à récupérer des tiges de sapin touchées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette ou parvenues à maturité. Cette coupe pourrait être effectuée dans les peuplements dont la surface terrière se situe entre 20 et 25 m<sup>2</sup>/ha. Cependant, dans cette situation, la réduction de la surface terrière en deçà de 17 m<sup>2</sup>/ha pourrait accroître les risques de chablis, surtout sur les sols pierreux ou humides (LEAK et GOTTSAKER 1985).

## 1.7 Critères d'application

### 1.7.1 Surface terrière à prélever

1. L'intensité de la coupe ne devrait pas dépasser 35 % de la surface terrière avant la coupe (comprenant les sentiers et les pertes occasionnées par la coupe).
2. La surface terrière recommandée après la coupe est égale ou supérieure à 17 m<sup>2</sup>/ha dans les peuplements feuillus et mixtes pour lesquels la surface terrière avant la coupe est d'au moins 24 m<sup>2</sup>/ha. Cette surface terrière résiduelle faciliterait l'élagage naturel des tiges d'essences feuillues et minimiserait les risques de chablis dans les peuplements mixtes (LEAK et GOTTSAKER 1985, LEAK *et al.* 1987), tout en assurant une rotation d'une vingtaine d'années dans les érablières (MAJCEN 1997; MAJCEN et BÉDARD 2000; BÉDARD et MAJCEN 2001; BÉDARD et MAJCEN, en évaluation). Cette densité contribuerait à l'augmentation optimale de la qualité des tiges dans les érablières sur une longue période (STRONG *et al.* 1995). La surface terrière après la coupe est égale ou supérieure à 15 m<sup>2</sup>/ha dans les peuplements pour lesquels la surface terrière avant la coupe se situe entre 20 et 23 m<sup>2</sup>/ha. Cependant, il faudra prévoir une rotation plus longue sous ces conditions.

### 1.7.2 Distribution diamétrale

La première intervention aura comme principal objectif l'assainissement du peuplement. L'objectif de régularisation de la structure diamétrale, lequel permet d'établir un état d'équilibre dans le peuplement, peut nécessiter deux ou trois rotations (NYLAND 1998). Ce dernier objectif sera généralement secondaire lors de la première intervention. Cependant, les distributions diamétrales théoriques présentées dans MAJCEN *et al.* (1990) peuvent servir de guide pour fixer avec plus de précision la distribution résiduelle des tiges après la coupe. Pour des raisons pratiques, ces distributions pourraient être regroupées selon les classes suivantes : 10 à 22 cm (perches), 24 à 38 cm (petits bois), 40 à 48 cm (moyens bois) et 50 cm et plus (gros bois).

La distribution diamétrale du peuplement résiduel sera fonction de la distribution du même peuplement avant la coupe. La répartition des tiges du peuplement avant la coupe est comparée aux distributions théoriques en retenant la surface terrière marchande du peuplement et le diamètre maximum. Le diamètre maximum théorique après la coupe est déterminé en fonction de la possibilité, pour une station, de produire un nombre suffisant de tiges de qualité de cette dimension. La détermination du diamètre maximum n'est pas toujours aisée parce que, dans la grande majorité de nos peuplements, les grosses tiges de qualité ont déjà été coupées. Les diamètres maxima de 60 ou 55 cm pour les bonnes stations et de 50 et 45 cm pour les stations pauvres, utilisés dans le guide de MAJCEN *et al.* (1990), ont servi uniquement pour la construction des distributions théoriques de Liocourt. Toutefois, il est possible de produire des tiges de qualité d'un diamètre supérieur à 60 cm sur les bonnes stations.

La distribution théorique, choisie en fonction de la surface terrière marchande et du diamètre maximum du peuplement, est celle qui correspond le mieux à la distribution des tiges observée dans le peuplement avant la coupe. Le facteur  $q$  correspondant à cette distribution théorique représente la tendance qu'on devrait donner à la recherche de la distribution du nombre de tiges selon la classe de diamètre après la coupe. Cependant, l'état de santé et la qualité des tiges qu'on retrouve dans chaque classe de diamètre influencera également la distribution des tiges après la coupe. De cette façon, la distribution résiduelle des tiges selon la classe de dhp sera ajustée dans le but d'éliminer le plus possible les tiges non vigoureuses. Les distributions à facteur  $q$  plus élevé sont choisies lorsque le peuplement comprend plusieurs tiges non vigoureuses dans les plus gros diamètres. Par contre, la production de bois d'œuvre demande généralement un facteur  $q$  plus faible dans le but de favoriser la présence de tiges de fortes dimensions. Dans le cas des bétulaies jaunes à sapin, les valeurs de  $q$  pourraient être supérieures à la valeur de 1,17 présentée dans MAJCEN *et al.* (1990) étant donné le nombre élevé de tiges de sapin baumier de faible diamètre. Pour plus de détail dans le choix de la distribution résiduelle des tiges, nous invitons le lecteur à consulter le guide technique de MAJCEN *et al.* (1990).

### 1.7.3 Marquage des arbres

Les forêts inéquiennes sont parfois perturbées au point qu'il est impossible d'établir une structure idéale et parfaitement équilibrée dès la première intervention. Comme elles ont subi des coupes d'écrouissage dans le passé, on ne peut pas enlever, lors de la coupe initiale de jardinage, tous les arbres non vigoureux tout en équilibrant le nombre de tiges selon la classe de diamètre et en plus de créer des trouées propices à la régénération du bouleau jaune. C'est pourquoi il est important que l'inventaire fournisse des données sur la qualité du peuplement en vue d'aider le marqueur à trouver le meilleur compromis qui soit entre la structure de la forêt et le marquage qu'impose l'état de santé des arbres, cela dans l'optique d'atteindre après la coupe la surface terrière résiduelle choisie.

Il est impossible de produire un guide strict qui prendrait en compte toutes les situations qui peuvent être rencontrées lors du marquage. Néanmoins, voici quelques conseils pour les situations les plus fréquentes :

- 1.<sup>1</sup> Le marquage vise d'abord les tiges susceptibles de mourir et, en second lieu, celles dont la qualité diminuera durant la prochaine rotation. Ce sont généralement les arbres avec de la pourriture causée par des chancres et des champignons, les arbres dépérissants et les arbres blessés. Les arbres les moins vigoureux doivent donc être marqués en priorité. En pratique, le marqueur devra réaliser son travail de façon à ce que le peuplement après la coupe soit composé en majorité d'arbres vigoureux et d'essences ayant un potentiel de transformation en bois d'œuvre.
2. On évitera le marquage des tiges dont le diamètre est inférieur à 20 cm, sauf si elles sont de faible vigueur ou à proximité de gros arbres marqués. Les petites tiges sont les plus sujettes au renversement lors de l'exploitation. Celles de belle qualité doivent être maintenues sur pied, dans la mesure du possible, en utilisant des techniques d'abattage directionnel.
3. Si la structure du peuplement, l'état de santé des arbres et les besoins de régénération sont propices à une coupe par groupe d'arbres, le diamètre des trouées ne devrait pas dépasser la hauteur des arbres dominants. Le jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres est recommandé dans les bétulaies jaunes à sapin où le sapin a tendance à former de petits groupes de tiges de même âge. Le marquage visera, dans de tels peuplements, les groupes de sapins à maturité. Les bouleaux jaunes de faible vigueur seront marqués par pied d'arbre dans toutes les classes de diamètre. Dans les érablières, les ouvertures peuvent favoriser le bouleau jaune et les autres essences semi-tolérantes à l'ombre. Il ne faut cependant pas bouleverser une structure équilibrée dans le but de former de grandes trouées, mais il faut pratiquer des ouvertures en prélevant les arbres de faible vigueur. Si l'on veut perpétuer la structure inéquienne naturelle des érablières, on appliquera la coupe par pied d'arbre avec des groupes d'arbres de petites dimensions dispersés dans le peuplement.
4. On évitera la formation de peuplements monospécifiques qui sont plus vulnérables aux maladies et aux insectes nuisibles. Il est très important de laisser sur pied et de bien répartir les semenciers des essences rares ou surexploitées. C'est le cas notamment du bouleau jaune dans les érablières, des épinettes rouge et blanche dans les bétulaies jaunes résineuses et du pin blanc dans les deux types de peuplement.

---

<sup>1</sup> Le lecteur est invité à consulter les travaux de monsieur Bruno Boulet, ing.f., M.Sc. de la Direction de la conservation des forêts au ministère des Ressources naturelles du Québec, pour plus d'information concernant la pathologie des espèces feuillues, en relation avec le marquage des arbres.

5. Le hêtre est une essence agressive et peu recherchée actuellement, surtout près de la limite septentrionale de sa distribution où sa qualité laisse à désirer. Il faut le marquer plus intensivement que l'érable à sucre, surtout lorsqu'il occupe plus de 20 % de la surface terrière du peuplement. La présence d'un groupe de tiges de cette essence peut constituer une opportunité de créer une trouée favorable aux essences semi-tolérantes comme le bouleau jaune.
6. Il faut toujours éviter de marquer une grosse tige d'essence feuillue en bon état sous prétexte qu'elle a atteint sa maturité, pour laisser sur pied des tiges moins grosses mais peu vigoureuses. Par exemple, une grosse tige vigoureuse de 60 cm peut très bien vivre encore 20 ans et produire alors une quantité supplémentaire et recherchée de bois d'œuvre. Par contre, un arbre voisin non vigoureux de 40 cm peut procurer du sciage présentement, mais il y a une forte probabilité qu'il se dégrade et meurt si on le laisse sur pied.

## **1.8 Effets escomptés**

Il a été démontré, pour les forêts québécoises, que les coupes de jardinage correctement appliquées stimulent l'accroissement net du peuplement (MAJCEN 1997; MAJCEN et BÉDARD 2000; BÉDARD et MAJCEN 2001; BÉDARD et MAJCEN, en évaluation). L'accroissement net est fonction de l'accroissement brut et de la mortalité. L'accroissement brut est composé de l'accroissement des tiges survivantes durant une période donnée ainsi que des recrues obtenues durant cette même période. Le prélèvement des tiges les moins vigoureuses dans toutes les classes de diamètre stimule l'accroissement des tiges résiduelles et contribue à diminuer la mortalité. Les ouvertures créées par la coupe favorisent la régénération dans des conditions semi-ombragées. Il n'existe pas de données à long terme au Québec concernant les coupes de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres. Cependant, si l'on respecte les critères d'application et si l'on se limite à former des petites trouées, d'un diamètre près de la hauteur des arbres dominants, créées à partir de noyaux constitués d'arbres non vigoureux, nous pouvons poser l'hypothèse que la production de ces peuplements sera constante à chaque rotation. De plus, elle sera semblable à celle observée à la suite de la coupe de jardinage par pied d'arbre.

### **1.8.1 Durée de la rotation**

La durée de la rotation est étroitement liée à la surface terrière résiduelle, elle-même liée au prélèvement et à l'accroissement. Il faut considérer que l'accroissement net sera généralement plus faible dans la première période quinquennale (CROW *et al.* 1981, MAJCEN 1997) et plus élevée par la suite, jusqu'à une surface terrière d'environ 23 m<sup>2</sup>/ha (ERDMAN et OBERG 1973). Selon les calculs basés sur les résultats obtenus dans seize érablières à bouleau jaune, il faudra en moyenne 22 ans pour que la surface

terrière initiale marchande soit reconstituée. Ces résultats sont extrapolés à partir de l'accroissement annuel net moyen de 0,37 m<sup>2</sup>/ha obtenu 10 ans après la coupe (Tableau 1). La surface terrière moyenne prélevée était alors de 7,9 m<sup>2</sup>/ha, soit près de 30 % de la surface terrière initiale de 27 m<sup>2</sup>/ha. La reconstitution de la surface terrière initiale ou souhaitée dépend du prélèvement et de l'accroissement net. Ainsi, la durée de la rotation devrait être définie à partir de ces deux variables; considérant que l'accroissement net n'est pas linéaire (variation selon la densité résiduelle et la vigueur des tiges), il devrait être mesuré environ 10 ans après la coupe. Un prélèvement plus élevé entraînera une rotation plus longue et un risque de chablis plus grand. Comme il a été mentionné auparavant, l'accroissement net dépend de l'accroissement brut et de la mortalité. La récolte des tiges susceptibles de mourir au cours de la rotation est l'élément principal qu'il faut considérer lors de l'application du traitement si l'on désire obtenir la production souhaitée. Toutefois, la mortalité peut également être causée par des chablis, en particulier sur les sols minces, et à la suite de coupes de forte intensité (prélèvement supérieur à 35 %). Il ne faut pas oublier la possibilité de pertes causées par les bris lors des opérations de récolte, le verglas, les tempêtes de vent et les insectes. Le rétablissement d'une surface terrière projetée au cours d'une rotation sera toujours approximatif et dépendra des facteurs énumérés ci-dessus. Compte tenu que les résultats présentés ont été obtenus dans un cadre expérimental, et que le prélèvement moyen était inférieur à 35 %, il serait prudent d'envisager une rotation moyenne supérieure à 22 ans et nous croyons que cette valeur pourrait se situer autour de 25 ans. Cependant, l'établissement de la durée de la rotation devrait passer par les mesures mentionnées plus haut, plutôt qu'être fixée *a priori*.

Les expériences québécoises dans les bétulaies jaunes à sapin se limitent à trois peuplements établis dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune, notamment deux à Sainte-Véronique et un près de Saint-Jovite (Tableau 2). Les bétulaies jaunes à sapin occupent à ces endroits les sols minces et extrêmement pierreux et ne sont pas représentatives des grands complexes des bétulaies jaunes qui se développent plus au nord sur des sols plus adéquats. Sur les sols minces et pierreux, les conifères sont exposés aux chablis fréquents, lesquels se manifestent encore davantage après la coupe. La surface terrière moyenne marchande prélevée lors de la coupe dans ces trois peuplements était de 6,4 m<sup>2</sup>/ha, soit près de 26 % de la surface terrière initiale moyenne qui était de 25 m<sup>2</sup>/ha. L'accroissement annuel net moyen obtenu après 10 ans est de 0,27 m<sup>2</sup>/ha. Nous pouvons présumer, que dans les habitats peu pierreux, on pourrait pratiquer les coupes de jardinage dans les bétulaies jaunes à sapin avec une rotation moyenne de 25 ans. Toutefois, cette durée devrait être fixée de la même manière que mentionnée plus haut. Cependant, il faudrait expérimenter davantage dans ces peuplements pour pouvoir établir réellement les conditions d'application et les effets de la coupe de jardinage.

**Tableau 1. Accroissement annuel en surface terrière 10 ans après la coupe de jardinage dans seize érablières à bouleau jaune réparties dans l'ensemble du Québec méridional, selon MAJCEN (1997), BÉDARD et MAJCEN (2001) et BÉDARD et MAJCEN (en évaluation)**

Bloc <sup>1</sup>	Traitement	S.T. avant coupe m <sup>2</sup> /ha	S.T. après coupe m <sup>2</sup> /ha	S.T. prélevée m <sup>2</sup> /ha	Aab <sup>2</sup> m <sup>2</sup> /ha	Mort <sup>2</sup> m <sup>2</sup> /ha	Aan <sup>2</sup> m <sup>2</sup> /ha	Rotation <sup>3</sup> (ans)
83-SV	Témoin	25,2	-	-	0,45	0,22	0,24	-
83-SV	Jardiné	26,7	19,0	7,7	0,55	0,13	0,42	18
84-SV	Témoin	29,0	-	-	0,53	0,09	0,44	-
84-SV	Jardiné	32,6	24,5	6,1	0,56	0,17	0,39	16
85-SV	Témoin	24,9	-	-	0,54	0,10	0,44	-
85-SV	Jardiné	26,7	19,6	8,1	0,48	0,16	0,32	25
85-LE	Témoin	-	-	-	-	-	-	-
85-LE	Jardiné	21,9	13,9	8,0	0,46	0,13	0,33	24
86-SV	Témoin	24,9	-	-	0,54	0,10	0,44	-
86-SV	Jardiné	28,2	19,1	9,1	0,51	0,04	0,47	19
87-LC	Témoin	22,6	-	-	0,46	0,29	0,17	-
87-LC	Jardiné	26,6	16,8	9,8	0,48	0,22	0,26	38
87-SV	Témoin	31,9	-	-	0,43	0,28	0,15	-
87-SV	Jardiné	30,4	21,2	9,2	0,48	0,18	0,31	30
88-SV1	Témoin	29,1	-	-	0,46	0,42	0,04	-
88-SV1	Jardiné	27,1	21,0	6,1	0,46	0,13	0,33	19
88-BO	Témoin	25,9	-	-	0,58	0,12	0,46	-
88-BO	Jardiné	31,1	20,0	11,4	0,55	0,15	0,40	29
88-BE	Témoin	22,4	-	-	0,53	0,12	0,41	-
88-BE	Jardiné	23,3	18,4	4,9	0,58	0,15	0,43	12
88-LM	Témoin	28,5	-	-	0,42	0,57	-0,15	-
88-LM	Jardiné	29,4	20,2	9,2	0,42	0,11	0,32	29
88-DU	Témoin	26,4	-	-	0,37	0,24	0,13	-
88-DU	Jardiné	24,3	17,7	6,6	0,39	0,01	0,38	17
89-SV2	Témoin	24,0	-	-	0,47	0,33	0,14	-
89-SV2	Jardiné	26,1	18,2	7,9	0,47	0,10	0,37	21
89-LP	Témoin	24,9	-	-	0,45	0,42	0,03	-
89-LP	Jardiné	29,0	20,6	8,4	0,43	0,08	0,35	24
90-RE	Témoin	26,1	-	-	0,51	0,22	0,29	-
90-RE	Jardiné	27,8	19,4	8,4	0,52	0,07	0,45	19
90-DU	Témoin	24,0	-	-	0,43	0,46	-0,03	-
90-DU	Jardiné	25,2	18,7	6,5	0,48	0,11	0,37	18
<b>Moyenne</b>	Témoin	25,99	-	-	0,48	0,27	0,21	-
	Jardiné	27,28	19,2	8,0	0,49	0,12	0,37	22

<sup>1</sup> Région de Montréal : SV : Sainte-Véronique; LC : Saint-Jovite. Région de l'Outaouais : LE : Montpellier. Région de Trois-Rivières : LP : Réserve Mastigouche. Région de l'Estrie : LM : Lac-Mégantic. Région de Québec : DU : Duchesnay. Région du Bas-Saint-Laurent : BO et BE : Témiscouata. Région de la Gaspésie : RE : Restigouche.

<sup>2</sup> Aab : accroissement annuel brut; Mort : mortalité annuelle; Aan : accroissement annuel net.

<sup>3</sup> Rotation : nombre d'années nécessaire pour reconstituer la surface terrière prélevée.

**Tableau 2. Accroissement annuel de la surface terrière 10 ans après la coupe de jardinage dans trois bétulaies jaunes à sapin baumier (MAJCEN et BÉDARD, en préparation)**

Bloc <sup>1</sup>	Traitement	Ess <sup>2</sup>	S.T. avant coupe m <sup>2</sup> /ha	S.T. après coupe m <sup>2</sup> /ha	S.T. prélevée m <sup>2</sup> /ha	Aab <sup>3</sup> m <sup>2</sup> /ha	Mort <sup>3</sup> m <sup>2</sup> /ha	Aan <sup>3</sup> m <sup>2</sup> /ha	Rotation <sup>4</sup>
87-SV	Témoin	F	18,1	-	-	0,20	0,17	0,03	
		R	10,8	-	-	0,32	0,12	0,20	
		Tous	28,9	-	-	0,52	0,29	0,23	
87-SV	Jardiné	F	12,7	9,5	3,2	0,21	0,05	0,16	
		R	14,6	11,6	3,0	0,38	0,31	0,07	
		Tous	27,3	21,1	6,2	0,59	0,36	0,23	27
88-LC	Témoin	F	14,0	-	-	0,22	0,31	-0,10	
		R	14,3	-	-	0,32	0,18	0,14	
		Tous	28,3	-	-	0,53	0,49	0,04	
88-LC	Jardiné	F	21,6	15,0	6,6	0,36	0,16	0,20	
		R	3,9	3,2	0,7	0,11	0,14	-0,03	
		Tous	25,5	18,2	7,3	0,47	0,30	0,18	41
89-SV	Témoin	F	18,0	-	-	0,21	0,20	0,01	
		R	12,6	-	-	0,33	0,23	0,10	
		Tous	30,6	-	-	0,55	0,44	0,11	
89-SV	Jardiné	F	11,8	9,2	2,6	0,30	0,05	0,25	
		R	10,9	7,5	3,4	0,26	0,12	0,14	
		Tous	22,7	16,7	6,0	0,56	0,17	0,39	15
Moyenne	Témoin	F	16,7	-	-	0,21	0,23	-0,02	
		R	12,6	-	-	0,32	0,18	0,15	
		Tous	29,3	-	-	0,53	0,41	0,13	
	Jardiné	F	15,4	11,2	4,1	0,29	0,09	0,20	
		R	9,8	7,4	2,4	0,25	0,19	0,06	
		Tous	25,2	18,7	6,5	0,54	0,28	0,27	24

<sup>1</sup> Région de Montréal : SV : Sainte-Véronique; LC : Saint-Jovite.

<sup>2</sup> Essence : F = feuillue, R = résineux.

<sup>3</sup> Aab : accroissement annuel brut; Mort : mortalité annuelle; Aan : accroissement annuel net.

<sup>4</sup> Rotation : nombre d'années nécessaire pour reconstituer la surface terrière prélevée.

### 1.8.2 Régénération

En ce qui concerne la régénération du bouleau jaune, les meilleurs résultats ont été obtenus après des coupes de jardinage par pied d'arbre d'intensité variant de 30 à 35 % de la surface terrière marchande initiale. La coupe avec des surfaces terrières résiduelles se situant entre 18 et 20 m<sup>2</sup>/ha a permis de former de petites ouvertures de dimensions variables à la suite du prélèvement d'arbres de faible vigueur. Les ouvertures ainsi formées ont une superficie de 200 à 500 m<sup>2</sup>. Elles sont le produit d'une récolte d'arbres non vigoureux. On y trouve en moyenne près de 750 gaules (2 cm ≤ dhp ≤ 8 cm) à l'hectare 10 ans après la coupe (Tableau 3), ce qui représente 17 % du nombre de gaules des essences

commerciales. Les opérations de récolte ont été réalisées à l'automne après la chute des feuilles et aucune préparation particulière du sol n'a été réalisée. Dans l'un des blocs expérimentaux (Sainte-Véronique), il y avait peu de semenciers de bouleau jaune à la suite de la coupe (6 % de la surface terrière marchande), tandis que dans les deux autres, la surface terrière marchande résiduelle en bouleau jaune était de 9 et 14 %. Cependant, nous croyons qu'il serait possible d'obtenir de meilleurs résultats en intensifiant davantage la préparation de terrain et en présence de plus de semenciers.

**Tableau 3. Développement des gaules 10 ans après une coupe de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres dans quatre érablières à bouleau jaune (MAJCEN 1997, BÉDARD et MAJCEN 2001)**

Bloc et traitement <sup>1</sup>	Période	ÉRS	BOJ	HEG	Total essences comm. <sup>2</sup>	Total essences n. comm. <sup>3</sup>
(Nbre/ha)						
86 SV-T	Initiale	1 157	10	94	1 266	-
	Après 10 ans	2 033	29	308	2 384	1
86 SV-J	Après la coupe	880	32	142	1 061	72
	Après 10 ans	2 775	935	636	4 364	342
85 SV-J	Après la coupe	739	25	62	829	4
	Après 10 ans	1 637	635	712	3 013	293
88 DU-T	Initiale	168	8	308	520	16
	Après 10 ans	272	40	1 496	1 968	208
88 DU-J	Après la coupe	116	24	312	464	160
	Après 10 ans	1 568	692	2 224	4 536	444
88 LM-T	Initiale	268	184	472	948	1 856
	Après 10 ans	252	312	524	1 088	1 366
88 LM-J	Après la coupe	80	20	328	448	380
	Après 10 ans	136	728	924	1 844	1 904
Moyenne Témoins	Initiale	531	67,3	291,3	2 734	1 859
	Après 10 ans	852,3	127	776	1 813,3	525
Jardinées	Après la coupe	453,8	25	195,5	700,5	154
	Après 10 ans	1 529	747,5	946	3 439,3	745,8

<sup>1</sup> Blocs (voir tableau 1 pour les caractéristiques des blocs). Traitement : T : témoins; J : jardinée.

<sup>2</sup> Essences comm. : toutes les tiges d'essences commerciales.

<sup>3</sup> Essences n. comm. : essences non-commerciales.

Dans le cas des bétulaies jaunes à érable à sucre et des bétulaies jaunes à sapin, il existe peu d'expérimentations à ce jour. Les résultats de la régénération dans les bétulaies jaunes à sapin proviennent de trois peuplements jardinés par pied d'arbre et groupe d'arbres, dont deux à Sainte-Véronique et un à Saint-Jovite (Tableau 4). Le bouleau jaune s'est bien régénéré dans un peuplement à Saint-Jovite, mais les semis ont été détruits en grande partie par le broutement des cerfs de Virginie. Un peuplement à Sainte-Véronique a été envahi par des espèces non-commerciales (surtout la viorne à feuilles d'aulne et l'érable à épis) sous lesquelles se pointe parfois une régénération de sapin

et d'épinette rouge. Ces facteurs expliquent notamment l'insuccès de la régénération au stade de gaulis, (Tableau 4), puisque le bouleau jaune ne représente que 4 % des essences commerciales. D'après nos observations, les résultats peuvent être bons après la destruction des espèces concurrentielles et le scarifiage du sol, mais les cerfs s'attaquent principalement aux concentrations de bouleau jaune que l'on retrouve dans les trouées créées par la coupe.

**Tableau 4. Développement des gaules, 10 ans après une coupe de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres, dans trois bétulaies jaunes (MAJCEM et BÉDARD, en préparation)**

Bloc et traitement <sup>1</sup>	Période	BOJ	Feuillus	Résineux	Total essences comm. <sup>2</sup>	Total essences n. comm. <sup>3</sup>
87 SV-T	Initiale	36	46	642	724	196
	Après 10 ans	28	74	785	887	423
87 SV-J	Après la coupe	18	61	310	389	205
	Après 10 ans	45	221	330	596	1 706
88 AR-T	Initiale	25	108	622	755	131
	Après 10 ans	43	153	404	600	454
88 AR-J	Après la coupe	13	159	102	274	47
	Après 10 ans	181	754	76	1 011	646
89 SV-T	Initiale	47	222	570	839	284
	Après 10 ans	26	188	669	883	180
89 SV-J	Après la coupe	49	269	801	1 119	273
	Après 10 ans	28	338	817	1 183	884
Moyenne						
Témoins	Initiale	36,0	125,3	611,3	772,7	203,7
	Après 10 ans	32,3	138,3	619,3	790,0	352,3
Jardinées	Après la coupe	26,7	163,0	404,3	594,0	175,0
	Après 10 ans	84,7	437,7	694,0	930,0	1 078,7

<sup>1</sup> Blocs (voir tableau 1 pour les caractéristiques des blocs). Traitement : T : témoins; J : jardinée.

<sup>2</sup> Essences comm. : toutes les tiges d'essences commerciales.

<sup>3</sup> Essences n. comm. : essences non-commerciales.

Il est donc difficile de se prononcer sur la composition à venir de ces peuplements en l'absence de données à long terme à la suite de la coupe. Nous pouvons poser l'hypothèse que tout au plus, on peut espérer obtenir 20 à 30 % de la surface terrière en bouleau jaune dans les érablières à bouleau jaune et 40 à 60 % dans les bétulaies jaunes à érable et les bétulaies jaunes à sapin. C'est le pourcentage de bouleau jaune qui peut se rencontrer dans des peuplements très bien pourvus et relativement peu appauvris par les exploitations précédentes. Des expérimentations à long terme sont cependant nécessaires afin de vérifier ces hypothèses.

## 1.9 Conclusion

La coupe de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres est proposée comme une alternative à la coupe de jardinage par trouées pour favoriser les essences semi-tolérantes à l'ombre, dans les peuplements de structure inéquienne. Cette coupe devrait maintenir la structure inéquienne des érablières et des bétulaies jaunes, optimiser leur production nette, augmenter leur qualité et favoriser la régénération du bouleau jaune. Ces peuplements possèdent généralement un potentiel intéressant dans les tiges de petits et moyens diamètres et il est logique, à notre avis, de favoriser d'abord le développement de ces tiges et de favoriser graduellement la régénération des essences désirées. Dans ce contexte, nous croyons que la coupe de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres doit s'inscrire dans un scénario sylvicole évolutif lequel vise d'abord à améliorer le capital sur pied et le développement de la régénération établie et dans un deuxième temps, assurer la régénération des essences désirées.

Ce scénario sera possible si les prélèvements effectués à chaque intervention favorisent un retour à des intervalles réguliers d'environ 25 ans en moyenne. Cet intervalle entre deux coupes serait possible si le prélèvement porte d'abord sur les tiges les moins vigoureuses et s'il extrait entre 25 et 35 % de la surface terrière initiale. Cependant, ces hypothèses doivent être vérifiées, bien qu'elles soient probables, si l'on extrapole à partir des résultats obtenus dans les coupes de jardinages par pied d'arbre exécutées expérimentalement dans les érablières. De même, dans le cas des bétulaies jaunes résineuses, les hypothèses doivent être vérifiées car peu d'expériences ont été réalisées à ce jour. L'intervalle devrait être fixé par une mesure de l'accroissement net environ 10 ans après la coupe. Nous croyons également que d'autres types de coupes partielles pourraient être expérimentées dans les bétulaies jaunes résineuses inéquiennes pour lesquelles la structure diamétrale ne correspond pas à celle d'un « J inversé » mais plutôt à celle d'une forme irrégulière.

En ce qui concerne la régénération, nous croyons qu'il est essentiel de poursuivre les études en cours afin de connaître davantage les interactions entre les espèces et leur comportement dans des conditions environnementales variées. Ces études devraient permettre de mieux définir la grandeur optimale des ouvertures pour régénérer et stimuler la croissance du bouleau jaune, d'identifier les méthodes de préparation de terrain, de contrôle de la végétation compétitive et les besoins d'éducation des jeunes tiges de bouleau jaune en fonction de leurs stades de développement.

## 1.10 Références

ANDERSON, H.W. et J.A. RICE, 1993. *A tree-marking guide for the tolerant hardwoods working group in Ontario*. Ont. Min. Nat. Resources. Forest Resources Branch. Queen's Printer for Ontario. 227 p.

- ANDERSON, H.W., E.P. BOYSEN, D.C. DEY et J.A. RICE, 2001. *Natural regeneration of hardwoods (Chapter 20)*. In : Wagner, R.G. et S.J. Colombo : Regenerating the Canadian Forest : Principles and Practices for Ontario. Fitzhenry & Witherside. p. 395-421.
- ARBOGAST, C., Jr., 1957. *Marking guides for northern hardwoods under the selection system*. USDA For. Serv., Lake States For. Exp. Stn., Stn. Pap. No. 56. 21 p.
- BÉDARD, S. et Z. MAJCEN, 2001. Ten-year response of sugar maple-yellow birch-beech stands to selection cutting in Québec. *North. J. Appl. For.* 18 (4) :119-126
- BÉDARD, S. et Z. MAJCEN, en évaluation. *Growth following selection cutting in northern hardwoods forests of Québec*. Article soumis à *For. Chron.*
- BLUM, B.M. et S.M. FILIP, 1963. *A demonstration of four intensities of management in northern hardwoods*. USDA For. Serv., Northeast. For. Exp. Stat., Res. Pap. NE-4. 16 p.
- BORMANN, F.H. et G.E. LIKENS, 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem : disturbance, development, and the steady state based on the Hubbard Brook Ecosystem Study*. Springer-Verlag, New York. 253 p.
- BURTON, D.H., H.W. ANDERSON et L.F. RILEY, 1969. *Natural regeneration of yellow birch in Canada*. In : Proceedings, Birch Symposium USDA For. Serv., Northeast. For. Exp. Stat., Upper Darby, PA. p. 55-73.
- CROW, T.R. et F.T. METZGER, 1987. *Regeneration under selection cutting*. In Proc. Managing northern hardwoods. Nyland, R.D. (ed.). N.Y. State Univ. Coll., Environ. Sci. For. Syracuse. Tech. Publ. No. 13 (ESF 87-002) (Soc. Am. For. Publ. No. 87-03). p. 81-94.
- CROW, T.R., R.D. JACOBS, R.R. OBERG et C.H. TUBBS, 1981. *Stocking and structure for maximum growth in sugar maple selection stands*. USDA For. Serv., Res. Pap. NC-199. 16 p.
- ERDMANN, G.G. et R.R. OBERG, 1973. *Fifteen-year results from six cutting methods in second-growth northern hardwoods*. USDA For. Serv. Res. Pap. NC-100. 12 p.

- EYRE, F.H. et W.H. ZILLGITH, 1953. *Partial cutting in northern hardwoods of the Lake States*. USDA For. Serv., Tech. Bull. 1076. 123 p.
- FRANK, R.F. 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.F. et B.M. BLUM, 1978. *The selection system of silviculture in spruce-fir stands-procedure, early results, and comparisons with unmanaged stands*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-425. 15 p.
- GODMAN, R.M. et L.W. KREFTING, 1960. *Factors important to yellow birch establishment in Upper Michigan*. Ecology 41 : 18-28.
- GODMAN, R.M. et D.J. BOOKS, 1971. *Influence of stand quality in pole size northern hardwoods*. USDA For. Serv., Res. Pap. NC-54. 14 p.
- HATCHER, R.J., 1966. *Yellow birch regeneration on scarified seedbeds under small canopy gaps*. For. Chron. 42 : 350-358.
- HOULE, G. et S. PAYETTE, 1990. *Seed dynamics of Betula alleghaniensis in a deciduous forest of north-eastern North America*. J. Ecol. 78 : 677-690.
- JARVIS, J.M., 1957. *Cutting and seedbed preparation to regenerate yellow birch, Haliburton County, Ontario*. Can. Dept. North. Affairs Nat. Resour., Res. Div. Tech. Note 53. 17 p.
- LAMSON, N.I. et V. SMITH, 1991. *Stand development and yields of Appalachian hardwood stands managed with single-tree selection for the last 30 years*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-655. 6 p.
- LEAK, W.B., 1999. *Species composition and structure of a northern hardwood stand after 61 years of group/patch selection*. North. J. Appl. For. 16(3) : 151-153.
- LEAK, W.B. et R. WILSON, Jr., 1958. *Regeneration after cutting of old-growth northern hardwoods in New Hampshire*. USDA For. Serv., Northeast. For. Exp. Stn., Pap. 103. 8 p.
- LEAK, W.B. et D.S. SOLOMON, 1975. *Influence of residual stand density on regeneration of northern hardwoods*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-310. 9 p.

- LEAK, W.B. et S.M. FILIP, 1977. *Thirty-eight years of group selection in New England Northern Hardwoods*. J. For. 75(10) : 641-643.
- LEAK, W.B. et J.H. GOTTSAKER, 1985. *New approaches to uneven-age management in New England*. North. J. Appl. For. 2(1) : 28-31.
- LEAK, W.B., D.S. SOLOMON et P.S. DEBALD, 1987. *Silvicultural guide for northern hardwood types in the northeast (revised)*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-603. 35 p.
- LESSARD, G. *et al.*, 1999. *L'utilisation des trouées dans la régénération des forêts du Québec*. Formation continue. Cours n° 39 encart de l'Aubelle n° 128. 16 p.
- LOGAN, K.T., 1965. *Growth of tree seedlings as affected by light intensity. I. White birch, yellow birch, sugar maple and silver maple*. Department of Forestry of Canada, Petawawa Forest Experiment Station. Publication No. 1121. Chalk River, Ont. 16 p.
- LUSSIER, J.-M., R. GAGNÉ et G. BÉLANGER, 2000. *Analyse dendroécologique des bétulaies jaunes à sapin de la région de Portneuf : Résultats préliminaires*. Dans : De la recherche à la pratique, Systèmes sylvicoles adaptés à la forêt mélangée, 2<sup>e</sup> atelier, Duchesnay 6 et 7 juin 2000. p. 24-28.
- MADER, S.F. et R.D. NYLAND, 1984. *Six years responses of northern hardwoods to selection system*. North. J. Appl. For. 1 : 87-91.
- MAJCEN, Z., 1997. *Coupe de jardinage et coupe de succession dans trois secteurs forestiers : accroissement décennal en surface terrière et état de la régénération*. Gouv. du Québec, min. Ress. nat., Dir. de la rech. for. Mémoire n°129. 48 p.
- MAJCEN, Z. et Y. RICHARD, 1992. *Résultats après 5 ans d'un essai de coupe de jardinage dans une érablière*. Can. J. For. Res. 22 : 1623-1629.
- MAJCEN, Z. et S. BÉDARD, 2000. *Accroissement après 15 ans dans une érablière à la suite de coupes de jardinage de diverses intensités*. Gouv. du Québec, min. des Ressources naturelles, Dir. de la rech. for., Note de rech. for. n° 98, 12 p.

- MAJCEN, Z. et S. BÉDARD, en préparation. *Résultats 10 ans après la coupe de jardinage dans trois bétulaies jaunes à sapin*. Gouv. du Québec, min. Ress. nat., Dir. de la rech. for. Rapport interne en préparation.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1984. *Écologie et dendrométrie dans le sud-ouest du Québec. Étude de douze secteurs forestiers*. Gouv. du Québec, min. Énergie et Ress., Serv. de la rech. Mémoire n° 85. 333 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1985. *Composition, structure et rendement des érablières dans cinq secteurs de la région de l'Outaouais*. Gouv. du Québec, min. Énergie et Ress., Serv. de la rech. Mémoire n° 88. 130 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1987. *Composition, structure et rendement des tremblaies à érable à sucre et des bétulaies jaunes à sapin baumier dans trois secteurs forestiers du sud-ouest québécois*. Gouv. du Québec, min. Énergie et Ress., Serv. de la rech. Rapport interne n° 287. 109 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD, M. MÉNARD et Y. GRENIER, 1990. *Choix des tiges à marquer pour le jardinage d'érablières inéquennes. Guide technique*. Gouv. du Québec, min. Énergie et Ress., Serv. de la rech. Mémoire n° 96. 94 p.
- MARQUIS, D.A., 1965a. *Controlling light in small clearcuttings*. USDA. For. Serv., Res. Pap. NE-39. 16 p.
- MARQUIS, D.A., 1965b. *Regeneration of birch and associated hardwoods after patch cutting*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-32. 13 p.
- MARQUIS, D.A., 1969. *Silvical requirements for natural birch regeneration*. In: Proceedings, Birch Symposium. USDA For. Serv., Northeast. For. Exp. Stat. Upper Darby PA. p. 40-49.
- MCCLURE, J.W. et T.D. LEE, 1993. *Small-scale disturbance in a northern hardwoods forest : effects on tree species abundance and distribution*. Can. J. For. Res. 23 : 1347-1360.
- MÉTRO, A., 1975. *Terminologie forestière*. Association française des eaux et forêts. Conseil international de la langue française, Paris. 432 p.
- METZGER, F.T. et C.H. TUBBS, 1971. *The influence of cutting methods on regeneration of second growth northern hardwoods*. J. For. 69(9) : 559-564.

- MILLER, G.W., T.M. SCHULER et H.C. SMITH, 1995. *Method for applying group selection in central Appalachian hardwoods*. USDA For. Serv., Northeast. For. Exp. Stn., Res. Pap. NE-696. 11 p.
- MINKLER, L.S., 1961. Measuring light in uneven-aged hardwood stands. USDA For. Serv., For. Exp. Stn. Tech. Pap. 184. 9 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 1997. *Manuel d'aménagement forestier, 3<sup>e</sup> édition*. Gouv. du Québec, min. des Ress. nat. 122 p.
- MURPHY, P.A., M.G. SHELTON et R.C. SCHLESIGNER, 1992. *Group selection – Problems and possibilities for the more shade intolerant species*. In A.R. Gillespie, G.R. Parker et P.E. Pope, ed. Proceedings of the 9<sup>th</sup> Central hardwood forest conference. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rpt. NC-161. p. 229-247.
- NYLAND, R.D., 1987. *Selection system and its application to uneven aged northern hardwoods*. In : Nyland, R.D. editor. Managing northern hardwoods ; SUNY Coll. Environ. Sci. and For., Fac. For. Misc. Publ. 13 (ESF 87-002), Society of American Foresters Publ. 87-03. p. 49-81.
- NYLAND, R.D., 1997. *Regeneration under selection system*. In : Emmingham, W.H. ed. Proceedings of the IUFRO 1.14.00 Interdisciplinary uneven-aged silviculture symposium, September 15-19, 1997, Corvallis, Oregon. p. 325-337.
- NYLAND, R.D., 1998. *Selection system in northern hardwoods*. J. For. 96(7) : 18-21.
- NYLAND, R.D., 2002. *Silviculture : concept and applications. 2<sup>nd</sup> édition*. New York, McGraw-Hill, 682 p.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES, 1998. *A silvicultural guide for the tolerant hardwood forest in Ontario*. Ont. Min. Nat. Resour. Queen's Printer for Ontario. Toronto. 500 p.
- PAYETTE, S., A. DELLWAID et L. FILLION, 1990. *Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns : the Tantaré Ecological Reserve, Québec*. Can. J. For. Res. 20 : 1228-1241.
- ROACH, B.A., 1974. *Selection cutting and group selection*. SUNY Coll. Environ. Sci. and For., Appl. For. Res. Inst. AFRI Misc. Rpt. 5. Syracuse N.Y. 9 p.

- ROBITAILLE, L. et Z. MAJGEN, 1991. *Traitements sylvicoles visant à favoriser la régénération et la croissance du bouleau jaune*. L'Aubelle, bulletin de l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 82 : 10-12.
- RUNKLE, J.R., 1981. *Gap regeneration in some old-growth forests of the Eastern North America*. Ecol. 64(2) : 1041-1051.
- RUNKLE, J.R., 1982. *Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of Eastern North America*. Ecol. 63(5) : 1533-1546.
- RUNKLE, J.R., 1990. *Gap dynamics in an Ohio Acer-Fagus forest and speculations on the geography of disturbance*. Can. J. For. Res. 20 : 632-641.
- SMITH, D.W., 1995. *The southern appalachian hardwood region*. In :J.W. Barrett, ed. Regional silviculture of the United States. John Wiley, New York. 3ed. p. 173-225.
- SMITH, D.M., B.C. LARSON, M.J. KELTY et P.M.S. ASHTON, 1997. *The practice of silviculture : applied forest ecology. 9th ed.* John Wiley, New York, 537 p.
- STRONG, T.F., G.G. ERDMANN et J.N. NIESE, 1995. *Forty years of alternative management practices in second-growth, pole-size northern hardwoods. I. Tree quality development*. Can. J. For. Res. 25 : 1173-1179.
- STRONG, T.F., R.M. TECLAW et J.C. ZASADA, 1997. *Monitoring the effects of partial cutting and gap size on microclimate and vegetation response in northern hardwoods forest in Wisconsin*. In : Communicating the role of silviculture in managing National forests. Proceedings Nat. Silv. Workshop. May 19-22, 1997, Warren, Pennsylvania. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-238. p. 42-47.
- WINGET, C.H. et T.T. KOZLOWSKI, 1965. *Yellow birch germination and seedling growth*. For. Sci. 11(4) : 386-392.

## Chapitre deux

### Enjeux de biodiversité

#### 2.1 Introduction

Dans un contexte d'aménagement forestier durable (AFD), il est nécessaire d'évaluer les impacts des différents traitements sylvicoles sur la biodiversité. Nous examinerons, dans ce chapitre, les enjeux<sup>1</sup> que soulève l'aménagement forestier dans les secteurs de production prioritaire du bouleau jaune (strates Er, ErBj, Bj et BjR), en regard de la biodiversité de trois types écologiques des domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune<sup>2</sup>.

Il est de plus en plus admis que l'AFD doit s'appuyer sur une bonne connaissance des régimes des perturbations naturelles (HUNTER 1990, RUNKLE 1990, FRIES *et al.* 1997, GRONDIN *et al.* 2001, HARVEY *et al.* 2002, DOYON et SOUGAVINSKI 2002, LEADBITTER *et al.* 2002; voir Annexe 3). On se réfère alors à l'aménagement écosystémique. C'est en comparant les attributs des peuplements naturels (ex. : dimension des trouées) et les processus qui génèrent les patrons observés avec ceux des peuplements aménagés, qu'il est possible de faire ressortir certaines préoccupations. La comparaison repose sur une revue de littérature ainsi que sur l'expérience de spécialistes connaissant bien la dynamique naturelle ainsi que la dynamique sous aménagement des peuplements bien pourvus de bouleau jaune (voir Annexe 3).

---

<sup>1</sup> Dans le présent avis, le terme enjeu est défini comme étant une préoccupation majeure qui se rapporte aux éléments des milieux naturel, visuel et humain, manifestée par le public touché ou par les spécialistes (OIFQ 2000).

<sup>2</sup> Les types écologiques analysés sont ceux de l'érablière à bouleau jaune (FE3 : strates Er et ErBj), de la bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1 : strate Bj) et de la bétulaie jaune à sapin (MJ2 : strates Bj et BjR).

Compte tenu du peu d'information disponible sur la dynamique naturelle des bétulaies jaunes (Bj) et des bétulaies jaunes résineuses (BjR), les aspects reliés à la Bj, dans le type écologique de la bétulaie jaune à érable à sucre, seront intégrés aux érablières. Les aspects reliés à la Bj, dans le type écologique de la bétulaie jaune résineuse, ainsi que ceux reliés à la BjR seront abordés à la fin de ce chapitre. L'information sur les érablières est plus abondante, bien que peu de travaux aient été réalisés au Québec. Essentiellement, les études sur le sujet proviennent du nord-est des États-Unis. Par conséquent, leur extrapolation à nos écosystèmes est parfois risquée. Les enjeux qui suivent se rapportent donc principalement aux érablières (Er, ErBj).

## **2.2 Les érablières**

### **2.2.1 Structure des peuplements et du paysage**

#### **2.2.1.1 Diminution de la superficie occupée par les peuplements inéquiennes**

#### ***L'état des connaissances***

Au Québec, les travaux réalisés dans les érablières ainsi que dans les érablières à bouleau jaune, montrent que ces dernières sont inéquiennes (MAJCN *et al.* 1985; voir figure 17 de l'Annexe 3). Ce constat est confirmé par les données du troisième programme d'inventaire décennal du ministère des Ressources naturelles du Québec. La structure d'âge caractéristique de ces érablières serait façonnée par une dynamique de petites trouées (PAYETTE *et al.* 1990). Par ailleurs, sous une dynamique naturelle, les érablières équiennes seraient présentes mais en faible proportion (Z. Majcn, comm. pers.). Au Québec, certains auteurs mentionnent que ces dernières seraient issues de feu (BILODEAU 1992; Z. Majcn, comm. pers.). Les activités humaines peuvent aussi contribuer à la formation d'érablières équiennes. Par exemple, les coupes totales pratiquées dans plusieurs érablières de la Nouvelle-Angleterre au cours du siècle dernier ont favorisé la formation d'érablières équiennes. On ne connaît pas la superficie couverte par ce type d'érablière dans cette région, mais elle semble être passablement importante (HAWLEY et HAWES 1925, LORIMER 1989, LEAK 1991, LORIMER et FRELICH 1994). Les érablières équiennes provenant de coupes totales seraient également présentes au Québec (Z. Majcn, comm. pers.). Leur superficie n'est pas connue mais il semble qu'elle soit importante dans certains secteurs (ex. : Cantons de l'Est, L. Gaboriault et Z. Majcn, comm. pers.). Aux États-Unis, une partie de ces peuplements est aménagée de façon à recréer des peuplements inéquiennes (NYLAND 2002). Deux méthodes sont proposées par cet auteur. La première méthode repose sur une série de coupes partielles, semblables à des coupes par pied d'arbre. La seconde méthode est similaire à la

première, à laquelle s'ajoute la réalisation de petites trouées. Dans les deux cas, la structure inéquienne devrait être atteinte après quatre ou cinq traitements réalisés sur une période de 100 ans.

### ***L'enjeu***

En prenant en compte la problématique dévolue au mandat du Comité (voir Appendice 1), la préoccupation est que l'aménagement actuel des érablières conduise à une diminution des peuplements inéquiennes au profit de peuplements équiennes ou d'une mosaïque de peuplements appartenant à l'une ou l'autre de ces structures. Toutefois, la CJPG, telle que décrite au chapitre 1, pourrait largement atténuer le poids de cet enjeu. En effet, ce type de coupe se compare avantageusement aux processus de la dynamique naturelle qui prévalent dans la plupart de ces peuplements, du moins en ce qui a trait au maintien de la structure inéquienne (voir Annexe 3).

### ***Les recommandations***

- 1) La CJPG devrait être le traitement sylvicole en vigueur dans les érablières inéquiennes (Er, ErBj) qui respectent les critères d'admissibilité énoncés au chapitre premier. Plus spécifiquement, il est déconseillé de pratiquer des traitements sylvicoles qui transformeront des peuplements inéquiennes en peuplements équiennes.
- 2) Aussi, dans les régions où les peuplements équiennes (possiblement issus de coupes) sont bien représentés, on devrait étudier la possibilité de transformer les érablières équiennes en peuplements inéquiennes. À cet égard, la CJPG pourrait être expérimentée pour évaluer la valeur de ce traitement à satisfaire cet objectif. Cette démarche devrait cependant être appuyée d'une analyse réalisée aux échelles du type écologique et du paysage et ayant comme objectif de définir la proportion des divers types de peuplements observés en situation naturelle.

#### 2.2.1.2 Dimension, répartition, superficie totale et fréquence des trouées

### ***L'état des connaissances***

En conditions naturelles, la majorité des trouées (de l'ordre de 75 %) présentes dans les érablières sont créées par la mort sur pied ou la chute d'un seul arbre, le reste étant surtout attribué à la chute de plusieurs arbres; il en résulte un patron d'ouverture graduelle plutôt que subite (FOX 1977; ROMME et MARTIN 1982; RUNKLE 1982, 1985, 1990; KRASNY et WHITMORE 1992; DAHIR et LORIMER 1996). Les trouées sont réparties de façon aléatoire dans les peuplements (FRELICH et GRAUMLICH 1994). Des

études ont montré qu'elles excèdent rarement 400 m<sup>2</sup> dans les érablières du Québec (PAYETTE *et al.* 1990) ainsi que dans des peuplements apparentés situés dans le nord-est des États-Unis (BARDEN 1981; RUNKLE 1981, 1982, 1985; LORIMER 1980; PARKER 1989; MCCLURE et LEE 1993). Des trouées de plus de 400 m<sup>2</sup> peuvent être présentes dans les érablières (voir tableau 1 de l'Annexe 3). Ces trouées seraient toutefois peu abondantes. En effet, les travaux de RUNKLE (1982), réalisés dans le sud des Appalaches (New York, Ohio, Tennessee, etc.), ont montré que les trouées de plus de 400 m<sup>2</sup> représentaient seulement 3 % du nombre total de trouées, ce qui correspond à approximativement 1 % de la superficie totale occupée par l'ensemble des trouées.

Certains auteurs se sont intéressés à la superficie totale occupée par les trouées (voir Annexe 3). Dans les divers secteurs étudiés par RUNKLE (1982), la superficie totale de l'ensemble des trouées est en moyenne de 10 % (de 3 à 24 %). Les valeurs obtenues par FRELICH et GRAUMLICH (1994) au Michigan varient de 2 à 12 %. Enfin, dans le même état, DAHIR et LORIMER (1996) calculent la superficie des trouées sur la base de la décennie (1940, 1950, 1960, 1970, 1980). Celle-ci varie de 0,6 à 17,9 %, mais la majorité des valeurs supérieures à 10 % proviennent de la décennie 1950 caractérisée par d'importantes tempêtes de vent.

### ***Les enjeux***

Les enjeux portent sur les caractéristiques des trouées façonnées par la dynamique naturelle des érablières à bouleau jaune, comparativement aux trouées que produisent l'aménagement actuel, soit d'une dynamique anthropique. Plus précisément, cette préoccupation pourrait se traduire par la présence, dans ces peuplements aménagés, de trouées 1) de trop grande dimension, 2) réparties systématiquement, 3) couvrant, au total, une trop grande superficie et 4) créées lors d'un nombre limité d'interventions (durée de rotation, par exemple de 20 ans). La structure ainsi formée serait relativement différente de celle obtenue par la dynamique naturelle. Par exemple, un nombre important de trouées au-delà d'environ 400 m<sup>2</sup> aurait pour effet de transformer la structure inéquienne de départ en la juxtaposition de petits peuplements de structure équienne dans une matrice de structure inéquienne. Toutefois, la pratique de la CJPG, telle que proposée au chapitre 1, pourrait atténuer le poids de cet enjeu. Il faut cependant considérer qu'un prélèvement de 30 % de la surface terrière à tous les 25-30 ans ne correspond pas exactement à la dynamique naturelle.

### ***Les recommandations***

- 1) En se basant sur le régime des perturbations naturelles, il est recommandé de limiter la superficie de la majorité des trouées à environ 500 m<sup>2</sup>, ce qui représente approximativement une hauteur d'arbre.

Selon les caractéristiques des peuplements à traiter, il serait possible de pratiquer, dans une faible proportion, des trouées de plus de 500 m<sup>2</sup>. Cette proportion, ainsi que la dimension maximale de ces trouées, restent cependant à préciser. Il faut aussi considérer que le présent avis ne couvre pas plusieurs types de peuplements bien pourvus de feuillus de lumière, à l'exemple de l'érablière à chêne rouge.

- 2) Aussi, selon l'état actuel de nos connaissances, la superficie totale occupée par les trouées dans un peuplement donné devrait être faible. En d'autres termes, les érablières devraient être essentiellement des peuplements fermés.
- 3) Des études devraient être entreprises afin d'examiner l'effet de la durée de la rotation des coupes de jardinage sur la biodiversité.
- 4) Enfin, la récolte des arbres, telle que prescrite par la CJPG, devrait conduire à une répartition aléatoire des trouées.

#### 2.2.1.3 Raréfaction des forêts surannées et de leurs attributs

##### ***L'état des connaissances***

Les forêts surannées constituent des niches écologiques particulières et importantes pour certaines espèces de milieux fermés (voir Annexe 5). Les travaux réalisés sur la dynamique naturelle des érablières nous fournissent quelques éléments permettant de caractériser ce type de forêt. Dans le cadre du présent avis, le cycle de trouées des érablières a été utilisé comme seuil au-delà duquel les forêts possèdent des attributs des forêts surannées. Il va sans dire que plus la forêt s'éloigne du seuil minimal, plus nombreux sont les attributs. Il semble y avoir un consensus pour un cycle de 150 à 200 ans (RUNKLE 1982, FRELICH et GRAUMLICH 1994, LORIMER et FRELICH 1994, DAHIR et LORIMER 1996). En fait, il s'agit du nombre d'années nécessaire pour que la majorité des érablières d'un secteur donné soit soumise au processus de trouées. Dans les érablières à bouleau jaune du Québec, les arbres qui excèdent le cycle des trouées possèdent habituellement un diamètre de plus de 50 cm (MAJCEN *et al.* 1985).

Les connaissances de la dynamique naturelle au Québec ne permettent pas de quantifier précisément la superficie qu'occupaient les peuplements surannés dans les paysages primitifs. Toutefois, on peut émettre l'hypothèse qu'ils occupaient jadis une plus grande superficie qu'aujourd'hui. Dans le Maine, LORIMER (1977) ainsi que LORIMER et FRELICH (1994) signalent que près de 70 % d'un important

territoire (16 500 km<sup>2</sup>), était dominé par des forêts climaciques et inéquiennes avec des arbres âgés (> 150 ans). ZHANG *et al.* (1999) au Michigan parviennent à une conclusion similaire.

Les forêts surannées sont caractérisées par un certain nombre d'attributs. En plus des arbres sains de gros diamètre, on y retrouve de gros arbres fauniques<sup>1</sup>, chicots et débris ligneux. La quantité de chacun des attributs déterminera si la forêt est surannée ou non. Ces attributs jouent un rôle important pour le maintien de nombreuses espèces animales et végétales. Par exemple, une étude réalisée dans des forêts de la Nouvelle-Angleterre mentionne que jusqu'à la moitié des amphibiens et des mammifères vivant dans ces écosystèmes sont associés aux débris ligneux au cours de leur vie (DEGRAAF *et al.* 1992).

Aucune étude, à notre connaissance, ne s'est intéressée à définir des seuils qui permettraient de conserver les attributs des forêts surannées au Québec, dans un contexte d'aménagement forestier. Cet exercice a cependant été fait dans d'autres régions. Par exemple, MCGEE *et al.* (1999) proposent de laisser seize arbres de plus de 50 cm à l'hectare afin de conserver certains attributs des vieilles forêts dans les érablières du parc des Adirondack (New York). De ce nombre, six devraient avoir plus de 70 cm. L'idée n'est pas de mettre en pratique une telle proposition au Québec, mais plutôt de s'interroger sur la pertinence de définir des normes relatives aux attributs des forêts surannées.

Au Québec, la coupe de jardinage n'est pas toujours pratiquée comme elle devrait l'être (Z. Majcen, comm. pers; BÉDARD et BRASSARD 2002; MRNQ 2002). En effet, les gros arbres vigoureux sont souvent récoltés alors que les tiges non vigoureuses sont laissées sur pied. Cette pratique peut donc fournir, dans l'immédiat, une quantité relativement importante de chicots (L'ÉCUYER 1998, MAJZEN 1998), d'arbres fauniques et de débris ligneux. Cependant, cette situation pourrait, à plus long terme, occasionner une baisse de la proportion de l'ensemble de ces attributs.

### **Les enjeux**

Le premier enjeu concerne la raréfaction de la superficie des érablières surannées dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. Dans ce dernier domaine bioclimatique, les érablières se rencontrent principalement sur les sommets des collines (GOSSELIN *et al.* 1998). Selon les données du deuxième inventaire décennal du ministère des Ressources naturelles du Québec, elles totalisent de 5 à 10 % de la superficie totale.

---

<sup>1</sup> Arbre vivant, généralement de faible vigueur, qui possède un degré d'utilisation par la faune.

Le second enjeu porte sur la raréfaction des attributs des forêts surannées dans un contexte d'aménagement forestier. C'est ainsi qu'on appréhende, à plus ou moins court terme, une diminution des tiges saines de gros diamètres dans les coupes de jardinage telles que pratiquées actuellement. En comparaison, il semble que la coupe de jardinage, réalisée selon les règles de l'art, puisse assurer le maintien des gros arbres sains (MAJGEN *et al.* 1990). De plus, à long terme, on anticipe une raréfaction de certains attributs des forêts surannées (chicots, arbres fauniques, débris ligneux et surface terrière élevée) et ce, peu importe le type de coupe de jardinage.

### **Les recommandations**

- 1) La création ou la conservation d'aires protégées devrait assurer le maintien de forêts surannées.
- 2) Afin de favoriser le développement et le maintien des attributs des forêts surannées dans les érablières aménagées, des ajustements à la CJPG pourraient être éventuellement apportés (ex. : rallongement de la durée de rotation, surface terrière résiduelle ou initiale plus élevée, diamètre objectif élevé, etc.). La valeur de ces ajustements pourrait varier selon le territoire, mais des seuils minimaux devraient toutefois être fixés pour chacun des attributs. Par exemple, le martelage positif d'éléments de rétention pourrait être envisagé, lorsqu'on observe une réduction marquée en deçà d'une certain seuil.

#### 2.2.2 Gestion de la composition

##### 2.2.2.1 Raréfaction du bouleau jaune

### **L'état des connaissances**

Les exigences particulières des espèces dominantes et sous-dominantes de l'érablière à bouleau jaune sont à la base du maintien des écosystèmes. Le besoin de lumière et les caractéristiques du lit de germination en sont des exemples (FORCIER 1975; HIBBS 1982; CANHAM 1985, 1988, 1990; RUNKLE et YETTER 1987; RUNKLE 1990). Le bouleau jaune est l'une des composantes de ces écosystèmes. Dans le régime naturel de trouées caractérisant les érablières, le bouleau jaune s'est maintenu (PAYETTE *et al.* 1990, McCLURE et LEE 1993). Il existe toutefois peu d'informations sur la proportion qu'occupait cette essence dans les érablières à bouleau jaune primitives. Selon les inventaires du ministère des Ressources naturelles du Québec, la proportion de bouleau jaune est, dans le type écologique de l'érablière à bouleau jaune, inférieure à 10 % de la surface terrière dans les érablières (strate Er) et de l'ordre de 30 % dans les érablières à bouleau jaune (strate ErBj). Il est toutefois possible que les

pratiques forestières en vigueur au cours des dernières décennies au Québec aient modifié la proportion de bouleau jaune de ces écosystèmes au profit de l'érable à sucre. En effet, certaines observations montrent que les coupes d'écrémage de la deuxième moitié du 20<sup>e</sup> siècle ont été peu favorables au maintien du bouleau jaune. De plus, cet effet s'est additionné à celui des coupes partielles d'hiver, qui a été le type de sylviculture le plus pratiqué au cours de la première moitié du 20<sup>e</sup> siècle (Frédéric Doyon, comm. pers.; NOLET *et al.* 2001). C'est ainsi que des strates ErBj auraient pu être transformées en strates Er. Par ailleurs, McCLURE et LEE (1993) notent une augmentation du bouleau jaune à l'intérieur de trouées aménagées, comparativement à la forêt naturelle (voir Figure 27 de l'Annexe 3). Cela montre que l'aménagement forestier peut aussi favoriser le bouleau jaune.

### ***L'enjeu***

L'enjeu est qu'on observe actuellement une certaine raréfaction du bouleau jaune dans plusieurs érablières.

### ***Les recommandations***

- 1) Il semble important de documenter et de définir la proportion qu'occupait le bouleau jaune dans les érablières primitives.
- 2) À la suite de ces travaux, les scénarios sylvicoles pourront être ajustés afin de rétablir l'importance du bouleau jaune ou d'assurer son maintien dans les érablières. À cet effet, la CJPG devrait permettre l'atteinte de ces objectifs.

#### 2.2.2.2 Raréfaction des essences compagnes

### ***L'état des connaissances***

La dynamique naturelle de trouées, dont plusieurs éléments sont présentés à l'Annexe 3, a permis aux espèces forestières peu abondantes de se maintenir. Les espèces retenues dans la présente section sont principalement le tilleul, le cerisier tardif, le frêne d'Amérique, le chêne rouge et les résineux épars, notamment le pin blanc, la pruche et les épinettes (Epb, Epr). Bien que plusieurs de ces espèces soient associées à l'érablière à tilleul, elles se retrouvent occasionnellement dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune.

## **L'enjeu**

La préoccupation est que la pratique de la coupe de jardinage provoque une raréfaction des essences compagnes.

## **Les recommandations**

- 1) Une attention particulière devrait être accordée aux essences compagnes lors de la réalisation de la CJPG. Plus particulièrement, le sylviculteur devrait s'assurer, lors du martelage, de maintenir et parfois même de favoriser la diversité et l'abondance de ces essences dans les peuplements jardinés.
- 2) De plus, selon la recommandation faite à la section 2.2.1.2, la réalisation de trouées de plus de 500 m<sup>2</sup> pourrait favoriser certaines espèces compagnes dont il a été question précédemment.

### 2.2.2.3 Modification de la mosaïque forestière

## **L'état des connaissances**

Dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune, on observe des peuplements qui appartiennent à des stades d'évolution variés (GOSSELIN *et al.* 1998, 1999a, 1999b). Par exemple, sur les sites propices à la croissance de l'érablière à bouleau jaune, on peut observer des tremblais et des bétulaies blanches (début de succession<sup>1</sup>), des tremblais à érable à sucre (mi-succession) et des érablières à bouleau jaune (fin de succession). Nos connaissances actuelles ne nous permettent pas de définir avec certitude les proportions qu'occupaient chacun des stades évolutifs dans les forêts primitives. Toutefois, certains travaux nous en donnent un aperçu. La synthèse de cette information nous procure les valeurs suivantes : 70 % de peuplements de fin de succession (Er, ErBj), 20 % de peuplements de mi-succession (ex. : ErFi) et 10 % de peuplements de début de succession (ex. : Pe, Bb) (LORIMER 1977, RICHARD *et al.* 1982, LORIMER et FRELICH 1994, ZHANG *et al.* 1999).

## **L'enjeu**

La préoccupation est de constater une modification prépondérante, au fil du temps, de la proportion des divers stades évolutifs (début, milieu et fin de succession) des paysages aménagés par rapport à

---

<sup>1</sup> Dans les érablières, les peuplements de début de succession seraient issus de perturbations importantes, comme le feu et les grands chablis.

celle des paysages naturels. Par exemple, la proportion de peuplements de début de succession (ex : tremblaie, etc.) pourrait s'accroître lors de la réalisation de trouées de grande superficie. Par contre, elle pourrait diminuer si l'aménagement des peuplements de début de succession favorisait systématiquement leur transformation en érablière. Dans ce dernier cas, la diminution des peuplements de début de succession accentuerait l'homogénéisation des paysages.

### ***La recommandation***

Il est important de définir et de maintenir une proportion de chacun des stades évolutifs (érablières, tremblaies, etc.) afin de conserver l'hétérogénéité de la mosaïque forestière. Ces proportions pourraient être définies selon la région écologique et faire l'objet de stratégies d'aménagement à l'échelle du paysage. Par la suite, ces proportions devraient être retenues lors de l'élaboration des scénarios sylvicoles faits à l'échelle du type écologique.

#### 2.2.2.4 Problème de régénération causé par le cerf dans les érablières

### ***L'état des connaissances***

Dans certaines érablières du Québec, le broutement par le cerf de Virginie a occasionné une diminution importante de la régénération et freiné son développement (L. Gaboriault, S. Bédard et Z. Majcen, comm. pers.). Le cerf peut nuire à la régénération du bouleau jaune (GRAHAM 1954, SWITZENBERG *et al.* 1955, STOECKELER *et al.* 1957, TIERSON *et al.* 1966, HORSLEY et MARQUIS 1983). D'autres études rapportent des problèmes de régénération de certaines espèces en présence de fortes densités de cerf (ANDERSON et LOUCKS 1979, FRELICH et LORIMER 1985, TILGHMAN 1989, ANDERSON et KATZ 1993, BOWLES et CAMPBELL 1993, KITTREDGE et ASHTON 1995). On constate même l'absence complète de régénération lorsque la densité de cerf est trop élevée (MARQUIS 1974, JORDAN 1967). Un changement de composition de la forêt peut même être observé à la suite du broutement par le cerf (GRAHAM 1954, TIERSON *et al.* 1966, MARQUIS et GRISEZ 1978, MARQUIS 1981, WHITNEY 1984, FRELICH et LORIMER 1985, TILGHMAN 1989, STROLE et ANDERSON 1992, ANDERSON et KATZ 1993, PETERSON et PICKETT 1995, MOORE *et al.* 2000).

### ***L'enjeu***

La préoccupation est que le cerf, dans les secteurs à forte densité, puisse modifier à la fois la composition et la structure des érablières, notamment la régénération du bouleau jaune.

### ***La recommandation***

Des stratégies sylvicoles devraient être développées et expérimentées afin de permettre une régénération adéquate des essences désirées dans les érablières. D'autres mesures relatives à la gestion faunique pourraient être examinées (DECALESTA 1994).

## **2.3 Impacts des coupes de jardinage sur la faune**

### ***L'état des connaissances***

Nos connaissances concernant l'impact des coupes de jardinage sur la faune au Québec sont limitées (voir Annexes 4 et 5). L'approche préconisée par les différents auteurs fut d'étudier des organismes indicateurs des changements de l'habitat afin de détecter des anomalies dans son fonctionnement. À cet effet, les oiseaux forestiers (DOYON 2000, DARVEAU *et al.* 2002) ainsi que les arthropodes du sol et les salamandres (MOORE *et al.* 2002) ont été utilisés afin de comparer les peuplements jardinés à ceux non aménagés.

On constate qu'il y a peu d'impact de la coupe de jardinage par pied d'arbre sur l'abondance de la faune du sol (arthropodes, musaraignes, salamandres) à Duchesnay (MOORE *et al.* 2002) et des communautés d'oiseaux nicheurs dans un secteur de l'Outaouais (DOYON 2000). Cependant, certaines espèces dites de forêts fermées, par exemple la paruline couronnée, sont perturbées par ce type de coupe (DOYON 2000, DARVEAU 2002; voir Annexe 5). D'autre part, des coupes sélectives par trouées ont eu des effets négatifs sur l'abondance des salamandres dans l'état de New York (HARPOLE et HAAS 1999) et de certains oiseaux nicheurs de la région de Portneuf (DARVEAU *et al.* 2002). Néanmoins, ce dernier type de coupe pourrait être bénéfique à d'autres espèces (voir Annexe 4).

### ***L'enjeu***

La préoccupation est que la coupe de jardinage puisse nuire à certaines espèces fauniques et à la biodiversité.

### ***La recommandation***

L'application des recommandations précédentes devrait permettre le maintien de la diversité faunique. La conservation de peuplements diversifiés et de forêts surannées, ainsi que leurs attributs, constitue des éléments clés pour la faune.

## 2.4 Les bétulaies jaunes résineuses

### *L'état des connaissances*

Les Bj et les BjR se retrouvent à la fois dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune (voir Annexe 3). Il semble que la structure des BjR soit principalement irrégulière (LUSSIER *et al.* 2000) ou inéquienne (MAJGEN *et al.* 1987, LUSSIER *et al.* 2000). Dans ce dernier cas, la répartition du sapin, qui est une espèce très tolérante à l'ombre, s'apparente à celle de l'érable à sucre dans les érablières (« J inversé »).

Au Québec, peu de travaux ont traité de la dynamique naturelle de ces écosystèmes (voir Annexe 3). Les auteurs évaluent la superficie totale courverte par les trouées entre 15 et 20 % en période non épidémique. Cette proportion double lorsque les facteurs exogènes se manifestent (épidémies de TBE) (D'AOUST *et al.*, soumis; KNEESHAW et PRÉVOST, en préparation; Daniel Kneeshaw, comm. pers.). Peu importe la période dans laquelle on se trouve, la majorité des trouées ont moins de 400 m<sup>2</sup>. Toutefois, quelques-unes excèdent cette valeur et leur superficie représente près de 50 % de la superficie totale des ouvertures (KNEESHAW et BERGERON 1998). Des résultats similaires ont été obtenus par des auteurs qui travaillent à l'extérieur du Québec (SPIES *et al.* 1990, LERTZMAN et KREBS 1991, QINGHONG et HYTTBORN 1991, PERKINS *et al.* 1992, BATTLES et FAHEY 1996). Enfin, la dynamique présentée semble relativement homogène sur l'ensemble du domaine de la sapinière à bouleau jaune (MESSIER *et al.* en préparation).

Au Québec, la proportion de bouleau jaune dans les BjR varie habituellement de 30 à 45 %. Au bouleau jaune, se joignent des espèces résineuses pour former des peuplements sous-dominés par une ou plusieurs de ces essences : le sapin baumier, l'épinette rouge, l'épinette blanche, la pruche et le cèdre (voir Annexe 3). À la suite de l'aménagement de ces peuplements, des auteurs ont noté des problèmes de régénération de certaines essences résineuses. C'est particulièrement le cas de l'épinette rouge (FORTIN *et al.* 2003; FORTIN, en révision).

À l'échelle du paysage, les BjR partagent la superficie occupée par le type écologique de la bétulaie jaune à sapin (MJ2) et des peuplements de début et de mi-succession (ex. : BBS, BB, BBR, PER, PE). Ces derniers peuplements peuvent couvrir plus de la moitié de la superficie de ce type écologique (voir Annexe 3).

## **Les recommandations**

- 1) Plusieurs travaux actuellement en cours permettront de mieux connaître la dynamique des trouées des peuplements mixtes à bouleau jaune (Daniel Kneeshaw, comm. pers.). Dans l'attente d'une information plus complète, nous recommandons d'utiliser la CJPG. En présence d'une structure irrégulière, d'autres systèmes sylvicoles pourraient être utilisés (ex. : coupe progressive irrégulière).
- 2) Les prescriptions sylvicoles reliées aux strates Bj et BjR devraient être définies en prenant compte de l'ensemble de la dynamique forestière observée sur le type écologique afférent à ces peuplements. Il s'agit du type écologique de la bétulaie jaune à sapin (MJ2) qui peut supporter autant de peuplements de début, de milieu que de fin de succession.
- 3) Nous proposons de définir des objectifs à l'échelle du paysage afin de s'assurer que la proportion des divers stades évolutifs ne s'écarte pas trop fortement de la variabilité naturelle.
- 4) Les recommandations liées aux forêts surannées (superficie et attributs, voir section 2.2.1.3), à la proportion de bouleau jaune (voir section 2.2.2.1), aux essences compagnes (voir section 2.2.2.2) et à la mosaïque forestière (voir section 2.2.2.3) pourraient être les mêmes que celles formulées pour les érablières.

## **2.5 Conclusion**

Cet avis sur les enjeux de biodiversité des peuplements de production prioritaire de bouleau jaune s'appuie sur une revue de littérature qui porte sur la dynamique naturelle et sur la comparaison de cette dynamique et celle sous-aménagement. L'avis cible les peuplements Er, ErBj, Bj et BjR principalement. Par contre, l'analyse s'étend à l'ensemble des peuplements susceptibles d'évoluer vers ces peuplements de fin de succession, c'est-à-dire aux divers peuplements de début, de milieu et de fin de succession observés sur les types écologiques de l'érablière à bouleau jaune (FE3), de la bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1) et de la bétulaie jaune à sapin (MJ2). Ces types dominent les domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. C'est donc dans un contexte global d'aménagement du bouleau jaune que cet avis a été rédigé et pour lequel trois échelles de perception sont retenues : le peuplement, le type écologique et le paysage. La détermination des scénarios sylvicoles et des stratégies d'aménagement devraient suivre une démarche apparentée.

La majorité des enjeux présentés dans l'avis appuient la réalisation de la coupe de jardinage par pied et groupe d'arbres, à grande échelle, décrite au chapitre 1 (CJPG). Cette coupe permet notamment le

maintien 1) de la structure inéquienne, 2) de la répartition aléatoire des trouées, 3) d'une superficie appropriée de trouées, autant au niveau de leur superficie individuelle, que de leur superficie totale et 4) de la composition en essences (dominantes, sous-dominantes et compagnes). Dans le cadre de l'aménagement actuel des forêts du Québec, le respect de ces enjeux représente un acquis important.

Par ailleurs, afin de prendre en compte davantage la dynamique naturelle, la CJPG devrait être adaptée au maintien des attributs des forêts surannées, notamment en ce qui a trait au nombre d'arbres sains, aux chicots et aux débris ligneux. On devrait également étudier la possibilité d'aménager une certaine proportion du territoire dans un objectif spécifique de maintien des attributs de vieilles forêts (surface terrière élevée, etc.).

De plus, la CJPG devrait être analysée, non pas seulement à l'échelle du peuplement, mais également en retenant les échelles du type écologique et du paysage. À ces échelles de perception, il serait possible de justifier d'autres types de coupes qui respecteraient, par exemple, les proportions des divers stades évolutifs (début, milieu et fin de succession) observées dans les paysages naturels.

La problématique des écosystèmes à « bouleau jaune » devrait éventuellement être élargie à l'ensemble des types écologiques propices à cette essence, notamment le type écologique de la sapinière à bouleau jaune (MS1).

Les études menant à une meilleure connaissance de la dynamique naturelle et de la comparaison de cette dynamique avec l'aménagement forestier devraient être encouragées. Par exemple, il serait intéressant de mieux comprendre l'effet de la durée de rotation proposée par la CJPG sur la biodiversité. Il nous semble également important de définir le taux d'ouverture des peuplements associé à la pratique actuelle de la CJPG.

Enfin, ce document, ainsi que celui de DOYON et SOUGAVINSKI (2002), devraient être considérés comme le début de réflexions qui devraient se poursuivre au cours des prochaines années et dont l'objectif serait de définir les bases d'un « aménagement écosystémique » des peuplements bien pourvus de bouleau jaune.

## 2.6 Références

- ANDERSON, R.C. et O.L. LOUCKS, 1979. *White-tailed deer (Odocoileus virginianus) influence on the structure and composition of Tsuga canadensis forests*. J. Appl. Ecol. 16 : 855-861.
- ANDERSON, R.C. et A.J. KATZ, 1993. *Recovery of browse-sensitive tree species following release from white-tailed deer (Odocoileus virginianus Zimmerman) browsing pressure*. Biol. Conserv. 63 : 203-208.
- BARDEN, L.S., 1981. *Forest development in canopy gaps of a diverse hardwood forest of the southern Appalachian Mountains*. Oikos 37 : 205-209.
- 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.
- BÉDARD, S. et F. BRASSARD, 2002. *Les effets réels des coupes de jardinage dans les forêts publiques du Québec en 1995 et 1996*. Ministère des Ressources naturelles, Québec. 15 p.
- BILODEAU, J., 1992. *Écologie des érablières à sucre (Acer saccharum Marsh.) à leur limite nord de distribution au Saguenay–Lac-Saint-Jean*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Département des sciences fondamentales. 50 p.
- BOWLES, G.H. et J.M. CAMPBELL, 1993. *Relationship between population density of white-tailed deer and the density of understory trees in forests of Erie County, PA*. J. Pennsylvania Acad. Sci. 67 : 109-114.
- CANHAM, C.D., 1985. *Suppression and release during canopy recruitment in Acer saccharum*. Bull. Torrey Bot. Club 112 : 134-145.
- CANHAM, C.D., 1988. *Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees : response to canopy gaps*. Ecology 69 : 786-795.
- CANHAM, C.D., 1990. *Suppression and release during canopy recruitment in Fagus grandifolia*. Bull. Torrey Bot. Club 117 : 1-7.
- DAHIR, S.E. ET C.G. LORIMER, 1996. *Variation in canopy gap formation among developmental stages of northern hardwood stands*. Can. J. For. Res. 26 : 1875-1892.

- D'AOUST, V., D.D. KNEESHAW et Y. BERGERON, soumis. *Characterisation of canopy openness before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest.*
- DARVEAU, M., C. GIRARD, J. HUOT et J.P. SAVARD, 2002. *Développement durable de la sapinière à bouleau jaune : effets des pratiques sylvicoles sur la biodiversité.* Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Centre d'études nordiques, Sainte-Foy, Québec. Rapport annuel 2001.
- DECALESTA, D.S., 1994. *Deer and diversity in Allegheny hardwood forests : managing an unlikely challenge.* Landscape Urban Plan. 28 : 47-53.
- DEGRAAF, R.M., M. YAMASKI, W.B. LEAK et J.W. LANIER, 1992. *New England wildlife : management of forest habitats.* U.S. For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-144.
- DOYON, F., 2000. *Effets de différents types de récolte forestière sur les oiseaux en forêt feuillue à l'échelle de l'habitat et du paysage.* Thèse de Doctorat, Université du Québec à Montréal.
- DOYON, F. et S. SOUGAVINSKI, 2002. *Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du Nord.* Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue. 116 p.
- FORCIER, L.K., 1975. *Reproductive strategies and the co-occurrence of climax tree species.* Science 189 : 808-809.
- FORTIN, M., J. BÉGIN et L. BÉLANGER, 2003. *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. (sous presse).
- FORTIN, M., en révision. *Raréfaction de l'épinette rouge dans les peuplements de seconde venue, 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.
- FOX, J.F., 1977. *Alternation and coexistence of tree species.* Am. Nat. 111 : 69-89.

- FRELICH, L.E. et C.G. LORIMER, 1985. *Current and predicted long-term effects of deer browsing in hemlock forest in Michigan, USA*. Biol. Cons. 34 : 99-120.
- FRELICH, L.E. et L.J. GRAUMLICH, 1994. *Age-class distribution and spatial patterns in an old-growth hemlock-hardwood forest*. Can. J. For. Res. 24 : 1939-1947.
- FRIES, C., O. JOHANSSON, B. PETTERSSON et P. SIMONSSON, 1997. *Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests*. For. Ecol. Manage. 94 : 89-103.
- GOSSELIN, J., P. GRONDIN ET J.-P. SAUCIER, 1998. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 160 p.
- GOSSELIN, J., P. GRONDIN ET J.-P. SAUCIER, 1999a. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'ouest*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 185 p.
- GOSSELIN, J., P. GRONDIN ET J.-P. SAUCIER, 1999b. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 173 p.
- GRAHAM, S.A., 1954. *Changes in northern Michigan forests from browsing by deer*. Trans. N. Am. Wildl. Conf. 19 : 526-533.
- GRONDIN, P., Y. BERGERON et S. GAUTHIER, 2001. *L'aménagement forestier au Québec : concepts et applications*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 473. 63 p.
- HARPOLE, D.N. et C.A. HAAS, 1999. *Effects of seven silvicultural treatments on terrestrial salamanders*. For. Ecol. Manage. 114 : 349-356.
- 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.
- HAWLEY, R.C. et A.F. HAWES, 1925. *Manual of forestry for the Northeastern United States*. John Wiley & Sons, New York. 281 p.

- HIBBS, D.E., 1982. *Gap dynamics in a hemlock-hardwood forest*. Can. J. For. Res. 12 : 522-527.
- HORSLEY, S.B. ET D.A. MARQUIS, 1983. *Interference by weeds and deer with Allegheny hardwood reproduction*. Can. J. For. Res. 13 : 61-69.
- HUNTER, M.L., Jr., 1990. *Wildlife, forests and forestry : principles of managing forests for biological biodiversity*. Prentice-Hall, New Jersey. 370 p.
- JORDAN, J.S., 1967. *Deer browsing in northern hardwoods after clearcutting*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-57.
- KITTREDGE, D.B. et P.M.S. ASHTON, 1995. *Impact of deer browsing on regeneration in mixed stands in southern New England*. North. J. Appl. For. 12 : 115-120.
- KNEESHAW, D.D. et Y. BERGERON, 1998. *Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest*. Ecology 79 : 783-794.
- KRASNY, M.E. et M.C. WHITMORE, 1992. *Gradual and sudden forest canopy gaps in Allegheny northern hardwood forests*. Can. J. For. Res. 22 : 139-143.
- LEADBITTER, P., D. EULER et B. NAYLOR, 2002. *A comparison of historical and current forest cover in selected areas of the Great Lakes - St. Lawrence forest of central Ontario*. For. Chron. 78 : 522-529.
- LEAK, W.B., 1991. *Secondary forest succession in New-Hampshire*. For. Ecol. Manage. 43 : 69-86.
- L'ÉCUYER, H., 1998. *Évaluation de l'effet de la coupe de jardinage sur la disponibilité des chicots*. Note technique RN98-3038, Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier. 4 p.
- LERTZMAN, K.P. et C.J. KREBS, 1991. *Gap-phase structure of a sub-alpine old-growth forest*. Can. J. For. Res. 22 : 1730-1741.
- LORIMER C.G., 1977. *The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine*. Ecology 58 : 139-148.

- LORIMER, C.G., 1980. *Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest*. Ecology 61 : 1169-1184.
- LORIMER, C.G., 1989. *Relative effects of small and large disturbances on temperate hardwood forest structure*. Ecology 70 : 565-567.
- LORIMER, C.G. et L.E. FRELICH, 1994. *Natural disturbance regimes in old-growth northern hardwoods*. J. For. 92 : 33-38.
- LUSSIER, J.-M., R. GAGNÉ et G. BÉLANGER, 2000. *Analyse dendroécologique des bétulaies jaunes à sapin de la région de Portneuf : Résultats préliminaires*. Dans : De la recherche à la pratique, Systèmes sylvicoles adaptés à la forêt mélangée (SSAM), 2<sup>e</sup> atelier, Duchesnay 6 et 7 juin 2000. p. 24-28.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1985. *Composition, structure et rendement des érablières dans cinq secteurs de la région de l'Outaouais*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche, Québec. Mémoire n° 88. 130 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1987. *Composition, structure et rendement des tremblaies à érable à sucre et des bétulaies jaunes à sapin baumier dans trois secteurs forestiers du sud-ouest québécois*. Gouv. du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la recherche et du développement. Rapport interne n° 287. 105 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD, M. MÉNARD et Y. GRENIER, 1990. *Choix des tiges à marquer pour le jardinage d'érablières inéquiennes. Guide technique*. Gouvernement du Québec, min des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 96. 95 p.
- MAJCEN, Z., 1998. *Coupe de jardinage dans trois secteurs forestiers : accroissement décennal en surface terrière et état de la régénération*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 430.
- MARQUIS, D.A., 1974. *The impact of deer browsing on Allegheny hardwood regeneration*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-308.
- MARQUIS, D.A., 1981. *Effect of deer browsing on timber production in Allegheny hardwood forests of northwestern Pennsylvania*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-475.

- MARQUIS, D.A. et T.J. GRISEZ, 1978. *The effect of deer exclosures on the recovery of vegetation in failed clearcuts on the Allegheny Plateau*. USDA For. Serv., Res. Note NE-270.
- MCCLURE, J.W. et T.D. LEE, 1993. *Small-scale disturbance in a northern hardwoods forest : effects on tree species abundance and distribution*. Can. J. For. Res. 23 : 1347-1360.
- MCGEE, D., J. LEOPOLD et R.D. NYLAND, 1999. *Structural characteristics of old-growth, maturing and partially cut Northern hardwood forests*. Ecol. Appl. 9 : 1316-1329.
- MESSIER, J., D.D. KNEESHAW, A. DE ROMER et M. BOUCHARD, en préparation. *A comparaison of the old forest gap composition in Gaspésie and Témiscamingue*.
- MOORE, J.-D., D. POTHIER et F. POTVIN, 2000. *Expérimentation de coupes de grande superficie pour régénérer le sapin baumier de l'île Anticosti en présence de densités élevées de cerfs*. Rapport du projet n° 0312-4660. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière.
- MOORE, J.-D., R. OUIMET, C. CAMIRÉ et D. HOULE, 2002. *Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada*. Can. J. Soil Sci. 82 : 105-113.
- MRNQ (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC), 2002. *Plan d'action pour l'amélioration de l'aménagement des forêts feuillues du domaine de l'État*. [http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/presse/Plan-action Jardinage.pdf](http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/presse/Plan-action_Jardinage.pdf)
- NOLET, P., E. FORGET, D. BOUFFARD et F. DOYON, 2001. *Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier du bassin de la Lièvre au cours du 20<sup>e</sup> siècle*. IQAFF. 113 p.
- NYLAND, R.D., 2002. *Even- to uneven-aged : the challenges of conversion*. For. Ecol. Manage. 172 : 291-300.
- OIFQ, 2000. *Dictionnaire de la foresterie*. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Préparé sous la direction de Marc Côté. 473 p.
- PARKER, G.R., 1989. *Old-growth forests of the central hardwood region*. Nat. Areas J. 9 : 5-11.

- PAYETTE, S., L. FILLION et A. DELLWAID, 1990. *Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns : the Tantaré Ecological Reserve, Québec.* Can. J. For. Res. 20 : 1228-1241.
- PERKINS, T.D., R.M. KLEIN, G.J. BADGER ET M.J. EASTER, 1992. *Spruce-fir decline and gap dynamics on Camels Hump, Vermont.* Can. J. For. Res. 22 : 413-422.
- PETERSON, C.J. et S.T.A. PICKETT, 1995. *Forest reorganization : a case study in an old-growth forest catastrophic blowdown.* Ecology 76 : 763-774.
- QINGHONG, L. et H. HYTTEBORN, 1991. *Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval Picea abies forest.* JAVS 2 : 391-402.
- RICHARD, Y., Z. MAJZEN et M. MÉNARD, 1982. *Étude dendrométrique des groupements végétaux de Sainte-Véronique.* Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche. Rapport interne n° 229. 106 p.
- ROMME, W.H. et W.H. MARTIN, 1982. *Natural disturbance by tree falls in old-growth mixed mesophytic forest : Lilley Cornett Woods, Kentucky. Central hardwood forest conference IV.* In R.N. Muller (éd.), Univ. Ky., Lexington. p. 367-383.
- RUNKLE, J.R., 1981. *Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States.* Ecology 62 : 1041-1051.
- RUNKLE, J.R., 1982. *Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America.* Ecology 63 : 1533-1546.
- RUNKLE, J.R., 1985. *Disturbance regimes in temperate forests.* In : The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Édité par S.T.A. Pickett et P.S. White, Academic Press. p. 18-33.
- RUNKLE, J.R., 1990. *Gap dynamics in an Ohio Acer-Fagus forest and speculations on the geography of disturbance.* Can. J. For. Res. 20 : 632-641.
- RUNKLE, J.R. et T.C. YETTER, 1987. *Treefalls revisited : gap dynamics in the southern Appalachians.* Ecology 68 : 417-424.

- SPIES, T., J.F. FRANKLIN et M. KLOPSCH, 1990. *Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade mountains*. Can. J. For. Res. 20 : 534-544.
- STOECKELER, J.H., R.O. STROTHMANN et L.W. KREFTING, 1957. *Effect of deer browsing on reproduction in the northern hardwood-hemlock type in northeastern Wisconsin*. J. Wildl. Manage. 21 : 75-80.
- STROLE, T.A. et R.C. ANDERSON, 1992. *White-tailed deer browsing: species preferences and implications for central Illinois forests*. Nat. Areas J. 12 : 139-144.
- SWITZENBERG, D.F., T.C. NELSON et B.C. JENKINS, 1955. *Effect of deer browsing on quality of hardwood timber in northern Michigan*. J. For. Sci. 1 : 61-67.
- TIERSON, W.C., E.F. PATRIC et D.F. BEHREND, 1966. *Influence of white-tailed deer on the logged northern hardwood forest*. J. For. 64 : 801-805.
- TILGHMAN, N.G., 1989. *Impacts of white-tailed deer on forest regeneration in northwestern Pennsylvania*. J. Wildl. Manage. 53 : 524-532.
- WHITNEY, G.G., 1984. *Fifty years of change in the arboreal vegetation of Heart's Content, an old-growth hemlock-white pine-northern hardwood stand*. Ecology 65: 403-408.
- ZHANG, Q., K.S. PREGITZER et D.D. REED, 1999. *Catastrophic disturbance in the presettlement forests of the upper peninsula of Michigan*. Can. J. For. Res. 29 : 106-114.

## Annexe 1

### Réponses aux questions<sup>1</sup> posées par le Comité du Manuel d'aménagement forestier au Comité consultatif scientifique

par

Zoran MAJGEN, ing.f., *Ph.D.* (MRN – DRF)

et

Steve BÉDARD, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)

---

<sup>1</sup> Les réponses aux questions 1 à 3 sont intégrées au chapitre 1.



#### **Question 4**

« Est-ce que la surface terrière résiduelle de 9 m<sup>2</sup> constitue un bon outil terrain pour mesurer l'environnement optimal (45 % d'intensité lumineuse) d'établissement et de croissance du bouleau jaune? »

Pas nécessairement, puisque comme il a été simulé, le pourcentage de lumière varie en fonction de la répartition spatiale, de la densité et de la composition des tiges résiduelles et des gaules (voir Figure 4 de l'Annexe 2). Cette densité de 9 m<sup>2</sup>/ha pourrait être prise en compte lors de coupes progressives après la première coupe afin de créer des conditions favorables à la régénération de plusieurs essences de feuillus tolérants et semi-tolérants en laissant environ 50 % de couverture (GODMAN et TUBBS 1973, LEAK et TUBBS 1983). Dans ce système, une coupe définitive des tiges restantes est exécutée quelques années après la coupe précédente (si la régénération souhaitée a été obtenue). Il s'agit donc d'une coupe de régénération et d'un changement du régime inéquienne vers un régime équienne. Dans le système d'aménagement inéquienne, il n'est pas souhaitable de réduire la surface terrière à moins de 9 m<sup>2</sup>/ha puisqu'il sera difficile de conserver une structure équilibrée et la rotation sera beaucoup trop longue. Un prélèvement aussi élevé peut également causer des problèmes pour la survie ou pour la qualité du peuplement :

- il y a risque de chablis qui ouvriront encore davantage le peuplement ou qui pourraient l'anéantir entièrement surtout si les peuplements se trouvent sur des sols minces, pierreux et humides;
- il y a risque de dépérissement des cimes des tiges de bouleau jaune laissées sur pied et d'apparition de branches adventives sur le peuplement résiduel après l'exposition soudaine au soleil (PERALA et ALM 1990);
- il y a risque d'envahissement du parterre par des espèces non désirées.

La surface terrière résiduelle de 9 m<sup>2</sup>/ha pourrait être retenue lorsque les critères d'admissibilité pour les coupes de jardinage ne sont pas satisfaits. D'autres variantes telles que la coupe progressive avec réserve ou encore la coupe progressive irrégulière pourraient également être envisagées dans cette situation.

## **Question 5**

« *Est-ce que la courbe de Liocourt doit être réalisée avec les essences principales objectifs pour déterminer la structure inéquienne de la strate à traiter?* »

La répartition des tiges par rapport aux diamètres varie d'une essence à l'autre et peut avoir des allures différentes pour une même essence, dépendant du groupement dont elle fait partie ou des perturbations antérieures.

La courbe de Liocourt est caractéristique de la répartition de l'érable à sucre dans les érablières où cette essence domine. Il est difficile de caractériser les espèces compagnes prises individuellement par une courbe de Liocourt. Dans la pratique, on ajoute les espèces compagnes à l'érable à sucre dans le but de représenter le peuplement par une courbe de Liocourt unique.

Dans les bétulaies jaunes à sapin, la répartition des tiges de bouleau jaune peut varier d'un peuplement à l'autre. Les courbes qui montrent cette relation peuvent ressembler à une courbe de Liocourt étirée ou à une cloche. Les âges des bouleaux jaunes sont variables à l'intérieur d'un même peuplement (MAJCEN *et al.* 1987, LUSSIER *et al.* 2000). La répartition du sapin s'exprime généralement par des courbes abruptes qui s'ajustent facilement avec la distribution d'un « J inversé »; celle de l'épinette rouge, lorsque cette essence est abondante, ressemble aussi à un « J inversé », mais moins abrupte que celle du sapin. Dans ces peuplements, toutes les essences prises ensemble forment une répartition des tiges se rapprochant de la distribution théorique de Liocourt laquelle peut servir de guide pour la prescription de la coupe de jardinage. Comme la répartition des tiges est différente pour les essences principales, le traitement doit être adapté en conséquence. Dans ce contexte, le prélèvement visera en priorité le sapin parvenu à maturité et les tiges non vigoureuses des autres essences dans l'ensemble des classes de diamètre. Cette intervention devrait assurer la régénération des essences désirées (bouleau jaune, épinette rouge ou blanche) à chaque rotation par la création d'ouvertures et favoriser le recrutement de ces essences dans les petits diamètres commerciaux. Ainsi, la répartition des tiges devrait, à moyen terme, se régulariser tout en se rapprochant de la courbe en « J inversé ». Cependant, cette dynamique n'a pas encore été documentée et des suivis à long terme seront nécessaires afin de vérifier cette hypothèse.

### **Question 6**

« Dans les strates RBOUF, est ce qu'on peut considérer le SEPM comme essence objectif alors que son âge de maturité est bien inférieur à celui du bouleau jaune? »

Il est possible et d'ailleurs souhaitable de reconnaître les essences résineuses comme essences objectifs même si elles n'ont pas le même âge de maturité. Rappelons que la forêt inéquienne est composée de plusieurs classes d'âges. Il est donc possible de maintenir cette situation en réalisant des coupes partielles qui permettent de récolter les tiges rendues à maturité et de régénérer une nouvelle cohorte. Le traitement favorisera également le dégagement des tiges en pleine croissance dans chaque classe de diamètre. Dans les bétulaies jaunes à résineux, nous n'avons pas affaire seulement à deux cohortes distinctes comme nous l'avons mentionné précédemment mais bien à plusieurs cohortes. Dans cette situation, le traitement visera en priorité la récolte des tiges mûres de sapin, l'éducation et l'assainissement du peuplement en prélevant les tiges les moins vigoureuses des autres essences dans toutes les classes de diamètres.

### **Question 7**

« Dans les strates RBOUF, peut-on plutôt considérer le SEPM comme des essences secondaires ayant un rôle cultural? »

Nous croyons que pour assurer le maintien des résineux dans les strates mélangées, il soit nécessaire de favoriser aussi ces essences. Par exemple, dans le cas où l'épinette rouge ou blanche est présente dans le peuplement, on pourrait augmenter leur proportion par rapport au sapin baumier, en maintenant des semenciers et en perturbant le sol pour en favoriser la régénération. Ces deux essences ont une longévité de beaucoup supérieure à celle du sapin et peuvent atteindre de gros diamètres, ce qui leur confère une valeur économique intéressante.

### **Références**

GODMAN, R.M. et C.H. TUBBS, 1973. *Establishing even-age northern hardwood regeneration by the shelterwood method : a preliminary guide*. USDA For. Serv. Res. Pap. NC-99. 9 p.

LEAK, W.B. et C.H. TUBBS, 1983. *Percent crown cover tables for applying the shelterwood system in New England*. USDA For. Serv. Res. Note NE-313. 4 p.

LUSSIER, J.-M., R. GAGNÉ et G. BÉLANGER, 2000. *Analyse dendroécologiques des bétulaies jaunes à sapin de la région de Portneuf : Résultats préliminaires*. Dans : De la recherche à la pratique, Système sylvicole adapté à la forêt mélangée, 2<sup>e</sup> atelier, Duchesnay 6 et 7 juin 2000. p. 24-28.

MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1987. *Composition, structure et rendement des tremblaies à érable à sucre et des bétulaies jaunes à sapin baumier dans trois secteurs forestiers du sud-ouest québécois*. Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche appliquée. Rapport interne n° 287, 109 p.

PERALA, D.A. et A.A. ALM, 1990. *Regeneration sylviculture of birch : a review*. For. Ecol. Manage. 32 : 39-77.

## **Annexe 2**

### **Relations entre l'établissement, la croissance et les besoins de lumière du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*)**

par

Christian MESSIER, ing.f., M.Sc., *Ph. D.* (GREFi – UQAM)

Marilou BEAUDET, biol., M.Sc., *Ph. D.* (GREFi – UQAM)

Sylvain DELAGRANGE, biol., M.Sc. (GREFi – UQAM)

Annie MORIN, biol. (GREFi – UQAM)

et

Julie POULIN, biol., M.Sc. (GREFi – UQAM)



## **1. AUTOÉCOLOGIE DU BOULEAU JAUNE**

### **1.1 Climat, aire de répartition et peuplements**

Le bouleau jaune est une espèce que l'on trouve sous des climats frais où les précipitations sont abondantes. Cette essence exige généralement, pour sa germination et sa croissance, des sols riches et humides (ERDMANN 1990) (ex. : loams fertiles bien drainés ou loams sableux à drainage intermédiaire). Au Québec, le bouleau jaune est à la limite nord de son aire de distribution, ce qui pourrait le prédisposer à une sensibilité accrue aux stress (insectes, maladies, blessures causées par la machinerie ou encore sécheresse). Le bouleau jaune forme rarement des peuplements purs, excepté sur de petites superficies (à la suite de feu ou de l'abandon d'un espace défriché). Il est présent en forêt de feuillu (érablière à bouleau jaune) mais aussi en forêt mixte (sapinière à bouleau jaune, bétulaie jaune à sapin).

### **1.2 Production et dispersion des graines**

La production de graines viables du bouleau jaune est extrêmement variable d'une année à l'autre et est meilleure lors des bonnes années semencières (tous les 2 ou 3 ans). Normalement, la production des graines commence vers l'âge de 40 ans et est optimale à l'âge de 70 ans (ERDMANN 1990). La dispersion des graines s'effectue par le vent et s'étend sur une période relativement longue (d'août à mars, maximum en octobre [HOULE et PAYETTE 1990]). Les graines voyagent sur des distances moyennes de 100 à 400 m, mais peuvent parcourir jusqu'à 1 km sur de la neige durcie (ERDMANN 1990, BÉRARD 1996). Une perturbation du sol est reconnue pour être très profitable à la germination des graines de cette essence (HOULE 1992).

### **1.3 Germination et établissement des semis**

Seulement 1 % des graines viables parviennent au stade de semis (HOULE et PAYETTE 1990). Ce taux de mortalité élevé est attribuable à la prédation, aux attaques de pathogènes, ou à l'épuisement des réserves. De plus, le nombre de semis s'établissant avec succès ne semble pas être limité par la disponibilité en graines mais plutôt par la présence d'un substrat adéquat.

Le bois en décomposition et les souches recouvertes de mousses constituent de bons substrats de germination pour le bouleau jaune. WHITE *et al.* (1985) ont démontré que malgré la faible proportion de ces microsites dans les parterres forestiers (12 %), ils représentent 58 % des sites d'établissement de cette espèce (WHITE *et al.* 1985). Cependant, les microsites permettant une bonne germination du

bouleau jaune ne permettent pas nécessairement sa survie à long terme; une mortalité peut survenir à la suite d'un mauvais enracinement ou d'une intensité lumineuse insuffisante.

En revanche, les microsites où le sol minéral a été exposé à la suite d'une perturbation sont souvent décrits comme étant particulièrement favorables à la germination du bouleau jaune. Si le sol minéral est mélangé à l'humus, ces microsites peuvent aussi être propices à la croissance et la survie du bouleau jaune. La perturbation du sol ramène les graines à la surface du sol forestier et les expose aux températures plus clémentes, nécessaires à leur germination. Sans cette perturbation, la faible quantité de réserves contenues dans la petite graine de bouleau jaune ne lui permettrait pas de produire un hypocotyle assez robuste pour percer la couche de feuilles mortes, à l'inverse de l'érable et du hêtre.

À propos de l'ouverture du couvert, il n'est pas réellement démontré qu'une augmentation de la lumière soit propice à la germination du bouleau jaune. En effet, les bénéfices d'une augmentation de la lumière ou de la modification spectrale sur la germination du bouleau jaune sont mal connus. Une étude réalisée au Québec a montré que l'absence de litière semblait plus importante pour la germination que le degré d'ouverture du couvert (HOULE 1992). La bonne germination du bouleau jaune observée dans les trouées causées par des chablis pourrait donc être liée à la perturbation du sol associée à la chute de l'arbre plus qu'à l'augmentation de la lumière. D'un autre côté, une ouverture du couvert pourrait augmenter la température au sol et donc être favorable à l'établissement du bouleau jaune (CROW et METZGER 1987), mais dans certains cas, cette augmentation de la température pourrait également provoquer l'assèchement du sol.

#### **1.4 Croissance et survie en relation avec la disponibilité de la lumière**

Le bouleau jaune est depuis longtemps reconnu comme une espèce semi-tolérante à l'ombre (BAKER 1949, FORCIER 1975). Des études ont effectivement montré qu'un ombrage partiel est plus favorable à sa croissance que la pleine lumière (GORDON 1969, DELAGRANGE [1]). En pleine lumière, les jeunes arbres seraient soumis à des conditions environnementales (vents, température, humidité de l'air) plus intenses qu'en condition ombragée, ce qui forcerait un investissement en carbone plus important pour les mécanismes de protection au détriment de la croissance de l'arbre.

En ce qui concerne la quantification de cet ombrage partiel, plusieurs études convergent pour fixer à 45 % de la lumière totale l'intensité optimale pour la croissance du bouleau jaune. L'expérience de référence de LOGAN (1965), citée dans ces études, montre effectivement que la biomasse totale est supérieure lorsque les arbres sont soumis à 45 % de la lumière totale par rapport aux intensités lumineuses inférieures. Cependant, cette différence ne s'observe pas pour la hauteur entre les arbres

soumis à 45 et 20 % de lumière (réf. : Figure 1 tirée d'une expérimentation en pépinière en 2001 laquelle parvient aux mêmes résultats {DELAGRANGE [1]}). De plus, pour cette expérience, Logan a arrosé seulement les plants soumis à 45 % de la lumière totale afin de prévenir le dessèchement causé par l'évapotranspiration, laquelle était de 10 % supérieure à celle mesurée aux intensités lumineuses plus faibles. Si les intensités lumineuses plus fortes provoquent une augmentation de la consommation en eau par une évapotranspiration plus importante, il semble qu'une ouverture plus grande du couvert en milieu naturel obtiendrait les mêmes résultats, surtout en période de sécheresse durant la saison estivale. Conséquemment, les grandes ouvertures seraient en théorie plus favorables pour le bouleau jaune dans les climats plus frais et plus humides (PERALA et ALM 1990). Plusieurs études portent sur les relations entre la croissance en hauteur et en diamètre et la lumière en milieu naturel, mais les résultats varient quelque peu selon les sites et la taille des bouleaux jaunes étudiés. Plusieurs études montrent très clairement que la croissance du bouleau jaune d'une hauteur de 0,5 à 3 m est supérieure à celle de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles le long d'un gradient de lumière de 1 à 40 % (BEAUDET et MESSIER 1998, GOULET *et al.* 2000, RICARD *et al.* 2002). Donc, pour obtenir une croissance supérieure aux autres espèces, il n'est pas nécessaire d'augmenter la lumière de façon dramatique. Cependant, le bouleau jaune augmenterait sa croissance radiale et sa hauteur de façon plus marquée que l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles au fur et à mesure que la lumière augmente jusqu'à atteindre un maximum de 20 à 50 % de la lumière totale. Une étude récente montre, par exemple, que la croissance en hauteur et la production de biomasse atteignent un maximum dans des trouées de surface de 80 à 100 m<sup>2</sup> (Figure 2, WEBSTER et LORIMER 2002). De même, la mortalité juvénile du bouleau jaune diminuerait très rapidement avec l'augmentation de la lumière pour être minimale au-delà de 15 % de la lumière totale (KOBÉ *et al.* 1995). Au cours du développement de sa taille, les besoins en lumière du bouleau jaune augmentent (MESSIER et NIKINMAA 2000), ce qui sous-entend que même si sa germination et sa croissance juvénile peuvent s'effectuer en conditions de faibles intensités lumineuses, sa croissance et sa survie à long terme nécessitent une ouverture durable ou fréquente du couvert (SEYMOUR 1994) car le bouleau jaune s'accommode peu des périodes de suppression, soit au maximum pendant 3 à 5 ans (WHITE *et al.* 1985, DELAGRANGE [2]). Cependant, une étude montre clairement que la taille maximale atteinte par le bouleau jaune, l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles est inférieure à 1 m pour des intensités lumineuses d'environ 1 %, et de 4 m pour des intensités lumineuses de seulement 5 % (MESSIER et NIKINMAA 2000). Donc, même sous de très faibles intensités lumineuses, il est possible de retrouver du bouleau jaune d'environ 4 m, si les conditions de germination sont adéquates. Cependant, la survie et la croissance à long terme du bouleau jaune sont menacées à moins de 10 % de lumière.

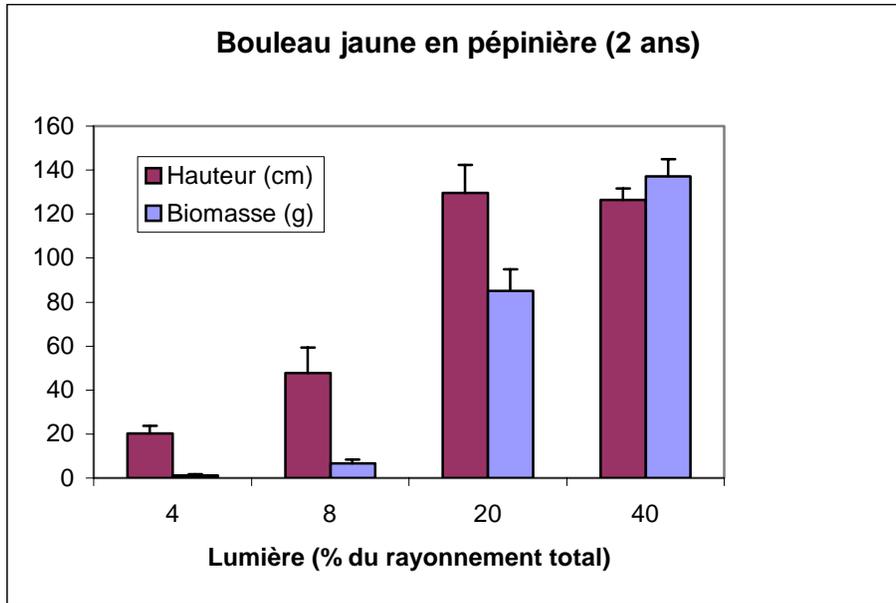


Figure 1. Hauteur et biomasse totale de semis de bouleau jaune en pépinière (milieu contrôlé sans limite d'éléments nutritifs et d'eau) après 2 ans selon un gradient de lumière. Comme indiqué par LOGAN (1965), la biomasse totale est maximale à environ 40 % de pleine lumière, mais la hauteur maximale est atteinte à environ 20 % de pleine lumière. Tiré de DELAGRANGE [1].

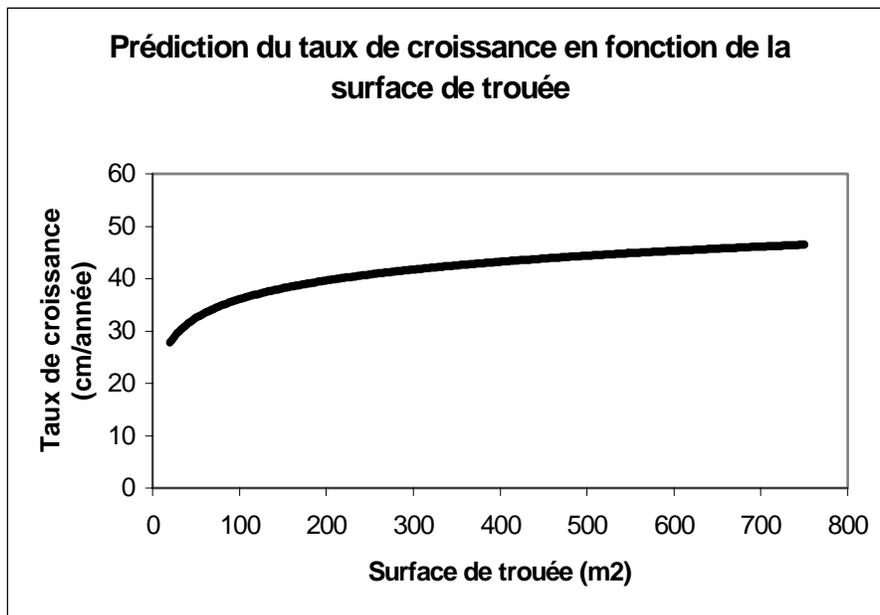


Figure 2. Taux de croissance de la flèche terminale de gaulis et de jeunes bouleaux jaunes selon le degré d'ouverture du couvert. Tiré de WEBSTER et LORIMER (2002).

## 1.5 Végétation compétitive

Selon les hypothèses de GRIME (1973), une augmentation des ressources amène une augmentation de la densité de plantes et donc une augmentation de la compétition entre les individus d'une même espèce et d'espèces différentes. Ainsi, l'augmentation de l'ouverture du couvert augmenterait la diversité et la densité d'espèces, ce qui tendrait à augmenter la compétition, d'autant plus que les espèces de lumière sont généralement reconnues comme très agressives (CHAPIN 1980). Afin de limiter le potentiel nuisible de cette compétition, tant au-dessus qu'au-dessous du sol, il est recommandé de réduire la taille des ouvertures de façon à stimuler la croissance du bouleau jaune sans favoriser celle des espèces compétitives. Une autre étude montre qu'une ouverture du couvert qui maintiendrait l'intensité de la lumière à moins de 10 % de la lumière totale serait très fortement défavorable aux espèces qui compétitionnent pour la lumière (LIEFFERS *et al.* 1999). Par contre, une telle ouverture ne devrait pas défavoriser la croissance juvénile du bouleau jaune par rapport aux autres espèces tels l'érable à sucre et le hêtre (MESSIER et BEAUDET 2000). Par ailleurs, si la mise à nu du sol minéral stimule la germination du bouleau jaune, elle pourrait aussi retarder celle des espèces compétitives en éliminant leurs banques de graines (GODMAN et KREFTING 1960).

## 2. Simulation de la répartition de la lumière en sous-bois selon différentes surfaces terrières résiduelles dans l'érablière

Le module de lumière du modèle SORTIE (PACALA *et al.* 1993, PACALA *et al.* 1996) a été paramétré pour l'érablière à bouleau jaune du Québec (COATES *et al.*, soumis). À l'aide de ce modèle, des simulations furent effectuées pour évaluer les effets de plusieurs scénarios sylvicoles sur la répartition de microsites de différentes intensités lumineuses (Figures 3, 4 et 5). Il est clair, par exemple, que la même intensité de récolte (30 % de la surface terrière) n'a pas le même effet sur la répartition de la lumière en sous-bois si la récolte est faite de façon régulière (comme pour un jardinage traditionnel) par opposition aux trouées ou aux parquets (Figure 3). De plus, nous avons évalué l'effet d'une diminution de la surface terrière résiduelle, jusqu'à 9 m<sup>2</sup>, sur la proportion moyenne de lumière pour deux types de peuplement et deux densités de végétation de sous-bois (500 et 5 000 tiges/ha de 1 à 10 cm de dhp) (Figure 4). La figure 4 illustre bien les effets possibles de la composition du couvert et de la densité des gaules sur la disponibilité de la lumière en sous-bois. À la figure 5, on s'aperçoit qu'une moyenne de 22 % de pleine lumière que l'on trouve dans un peuplement de 9 m<sup>2</sup> avec peu de gaules (Figure 4a) se traduit par une répartition des microsites allant de 0,5 à 73 % de la lumière totale. Ces différentes simulations démontrent très bien que peu importe la surface terrière résiduelle, la répartition de la lumière est aussi affectée par la répartition spatiale et la composition des arbres résiduels. Pour créer des microsites propices à la croissance à long terme du bouleau jaune, il peut être judicieux d'intervenir en deux étapes : la première serait de créer des lits de germination propices au bouleau jaune tout en augmentant la lumière de manière à ce qu'une bonne proportion de microsites reçoive au moins 10 % de la lumière totale (Figure 3b ou c) et la deuxième serait de revenir après un délai de 10-15 ans pour effectuer une coupe plus importante et ainsi augmenter la proportion de microsites soumis à une forte intensité lumineuse (ex. : 20 à 40 %), ce qui permettrait au bouleau jaune de poursuivre son développement normalement.

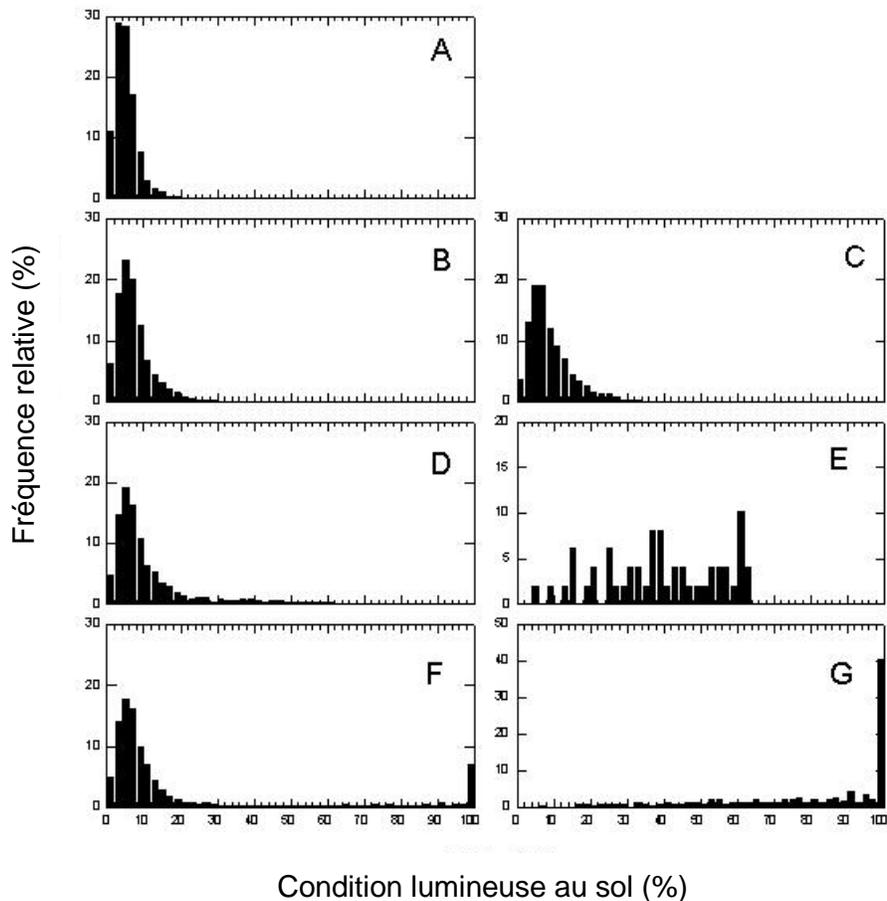


Figure 3. Comparaison de l'effet de différents types de coupe sur la distribution de fréquence des conditions lumineuses à 0,2 m au-dessus du parterre forestier dans un peuplement de 9 ha composé de 70 % d'érable à sucre, 20 % de bouleau jaune et 10 % de hêtre (% de surface terrière [s.t.]), tel qu'obtenu à l'aide du module de lumière de SORTIE paramétré à Duchesnay (BEAUDET *et al.* 2002): A) avant coupe (s.t. 27 m<sup>2</sup>/ha); B) à la suite d'une coupe de jardinage à 20 % (s.t. résiduelle 21,9 m<sup>2</sup>/ha); C) à la suite d'une coupe de jardinage à 30 % (s.t. résiduelle 19,0 m<sup>2</sup>/ha); D) à la suite d'une coupe de jardinage par trouées (trouées de 900 m<sup>2</sup> dont la superficie traitée couvre 9 % et CJ de 20 % entre les trouées) (s.t. résiduelle 19,9 m<sup>2</sup>/ha); E) dans une trouée de 900 m<sup>2</sup> du traitement de coupe de jardinage avec trouées; F) coupe de jardinage avec parquets (parquets de 1,44 ha dont la superficie traitée couvre 16 % et CJ de 20 % entre les parquets) (s.t. résiduelle 18,3 m<sup>2</sup>/ha); G) dans un parquet de 1,44 ha. Tiré de BEAUDET *et al.* (2002).

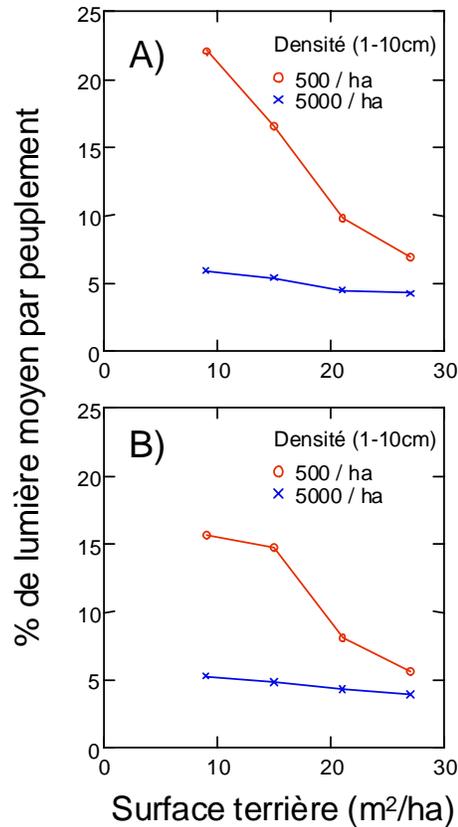


Figure 4. Pourcentage de lumière moyen par peuplement en fonction de la surface terrière des tiges de dhp > 10 cm, pour deux densités de tiges de 1 à 10 cm de dhp, obtenu à l'aide du modèle de simulation SORTIE calibré pour Duchesnay pour deux compositions forestières : A) 85 % ers, 15 % boj et 0 % heg; B) 55 % ers, 15 % boj et 30 % heg. La lumière a été simulée à 5 m de hauteur. La composition en espèces des tiges de 1-10 cm est la même que celle des tiges de plus de 10 cm de dhp.

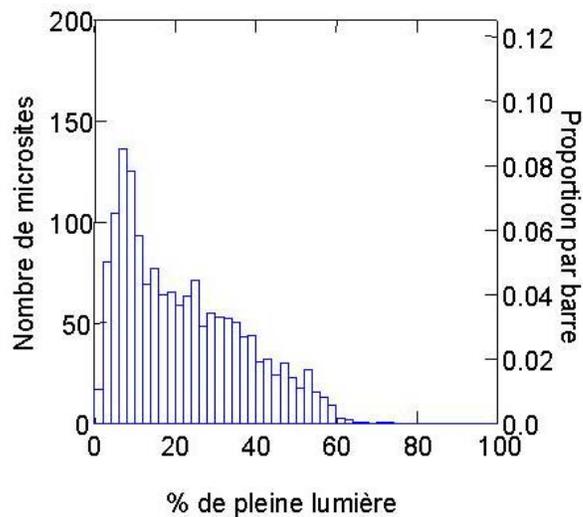


Figure 5. Distribution de fréquence des intensités lumineuses observées en différents points, à 5 m de hauteur, d'un peuplement de 9 ha et d'une surface terrière de 9 m<sup>2</sup>/ha, une composition de 85 % ers, 15 % boj et 0 % heg, et une densité de 500 tiges/ha dans les dhp 1 à 10 cm. Résultats obtenus selon une simulation effectuée avec le modèle de lumière de SORTIE calibré pour Duchesnay.

### 3. Conclusion

En guise de conclusion, nous croyons que nous ne devrions mettre au point des stratégies sylvicoles pour augmenter uniquement la proportion d'une seule espèce. On devrait plutôt voir comment différentes stratégies sylvicoles influencent la panoplie des espèces qui sont présentes et essayer, dans la mesure du possible, de conserver une structure et une composition diversifiées. De plus, on devrait commencer à réfléchir aux conditions futures du climat qui risquent d'être grandement différentes de celles d'aujourd'hui. On devrait surtout mettre l'accent sur la création de peuplements et de tiges de qualité au lieu d'extrapoler uniquement sur la composition du peuplement. De plus, il faut se souvenir que pour une certaine surface terrière résiduelle, les conditions de lumière en sous-bois changeront énormément selon la répartition spatiale des tiges résiduelles et que peu importe cette répartition, il s'y retrouvera une grande variété de microsites. Finalement, les besoins optimaux de lumière pour le bouleau jaune varient probablement selon les sites et la taille de l'arbre. Il est clair que les petits semis n'ont pas besoin de beaucoup de lumière pour s'établir et croître. Cependant, les besoins en lumière augmentent avec l'accroissement de taille. Par conséquent, pour assurer la survie du bouleau jaune et maintenir sa bonne croissance, il faut éventuellement créer des conditions d'au moins 15 % de la lumière totale. Ceci est possible en utilisant une diversité de traitements sylvicoles, mais il faut aussi faire attention de ne pas favoriser la compétition, surtout au tout début de la croissance du bouleau jaune. De ce fait, un traitement qui maintiendrait la lumière en deçà de 10 % pour les 15 premières années subséquentes à une coupe permettrait l'établissement du bouleau jaune sans favoriser la compétition. Évidemment, cela dépend des conditions qui prévalent au moment de la coupe. Un peuplement fermé avec une forte proportion d'érable à sucre, de hêtre à grandes feuilles, d'érable à épis ou de viorne risque de se refermer très rapidement à la suite d'une coupe et de défavoriser l'établissement du bouleau jaune peu importe l'ouverture que l'on crée.

Conséquemment, pour s'assurer que l'on conserve des conditions de croissance et d'habitats favorables à l'ensemble des espèces végétales et animales qui se retrouvent normalement dans nos érablières, il faudrait diversifier les types et les intensités de coupes de façon à imiter du mieux possible ce que la nature fait. Cela veut dire de varier dans le temps et l'espace, le type et l'intensité de la coupe de façon à assurer le maintien de conditions de croissance optimales pour l'ensemble de la communauté végétale que constitue l'écosystème forestier « ÉRABLIÈRE ». Un mélange de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres pourrait être, selon plusieurs, la meilleure combinaison pour régénérer à la fois les espèces tolérantes et semi-tolérantes à l'ombre (TUBBS *et al.* 1983, NYLAND 1987, ROBITAILLE et MAJCN 1991, MILLER *et al.* 1995, LEAK et FILIP 1997, MESSIER et BEAUDET 2000).

#### 4. Références

- BAKER, F.S., 1949. *A revised tolerance table*. J. For. 47 : 179-181.
- BEAUDET, M. et C. MESSIER, 1998. *Growth and morphological responses of yellow birch, sugar maple, and beech seedlings growing under a natural light gradient*. Can. J. For. Res. 28 : 1007-1015.
- BEAUDET, M., C. MESSIER et C.D CANHAM, 2002. *Predictions of understory light conditions in northern hardwood forests following parameterization, sensitivity analysis, and tests of the SORTIE light model*. For. Ecol. Manage. 165 : 231-244.
- BÉRARD, J.A., coordonnateur, 1996. *Manuel de foresterie*. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Les Presses de l'Université Laval. Québec.
- CHAPIN, F.S., 1980. *The mineral nutrition of wild plants*. Ann. Rev. Ecol. Syst. 11 : 233-260.
- COATES, K.D., C. MESSIER, M. BEAUDET et C.D. CANHAM, soumis. *SORTIE : a resource mediated, spatially-explicit and individual-tree model that simulates stand dynamics in forest ecosystems*. For. Ecol. Manage.
- CROW, T.R. et F.T. METZGER, 1987. *Regeneration under selection cutting*. In R.D. Nyland, ed. Managing northern hardwoods; 1986, June 23; State University of New York, College of Environmental Science and Forestry, Society of American Foresters. Syracuse, NY.
- DELAGRANGE, S., [1]. Données non publiées sur l'étude des plasticités physiologiques, morphologiques et d'allocation chez l'érable à sucre et le bouleau jaune sous différentes conditions de lumière en forêt de Duchesnay (Québec).
- DELAGRANGE, S., [2]. Données non publiées sur l'étude du bilan carboné de l'érable à sucre et du bouleau jaune en fonction de l'éclaircissement de croissance en pépinière (INRA Nancy, France).
- ERDMANN, G.G., 1990. *Betula alleghaniensis Britton - Yellow Birch*. In Burns, R.M., Honkala B.H., editors. *Silvics of North America*. Volume 2. Hardwoods. U.S.D.A. p 133-147.
- FORCIER, L.K., 1975. *Reproductive strategies and the co-occurrence of climax tree species*. Science 189 : 808-809.

- GODMAN R.M. et L.W KREFTING, 1960. *Factors important to yellow birch establishment in upper Michigan*. Ecology 14 : 18-28.
- GORDON, J.C., 1969. *Effect of shade on photosynthesis and dry weight distribution in yellow birch (Betula alleghaniensis Britton) seedlings*. Ecology 50 : 924-926.
- GOULET, J., C. MESSIER et E. NIKINMAA, 2000. *Effects of branch position and light availability on shoot growth of understory sugar maple and yellow birch saplings*. Can. J. Bot. 78 : 1077-1085.
- GRIME, J.P., 1973. *Competitive exclusion in herbaceous vegetation*. Nature 242 : 344-347.
- HOULE, G., 1992. *The reproductive ecology of Abies balsamea, Acer saccharum and Betula alleghaniensis in the Tantaré Ecological Reserve, Québec*. J. Ecol. 80 : 611-623.
- HOULE, G. et S. PAYETTE, 1990. *Seed dynamics of Betula alleghaniensis in a deciduous forest of north-eastern North America*. J. Ecol. 78 : 677-690.
- KOBE, R.K., S.W. PACALA, J.A. SILANDER, Jr et C.D. CANHAM, 1995. *Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance*. Ecol. Appl. 5 : 517-532.
- LEAK W.B. et S.M. FILIP, 1997. *Thirty-eight years of group selection in New England northern hardwoods*. J. For. 75 : 641-643.
- LIEFFERS, V., C. MESSIER, F. GENDRON et P. COMEAU, 1999. *Predicting and managing light in the understory of boreal forests*. Can. J. For. Res. 29 : 796-811.
- LOGAN, K.T., 1965. *Growth of tree seedlings as affected by light intensity. I. White birch, yellow birch, sugar maple and silver maple*. Department of Forestry of Canada, Petawawa Forest Experiment Station. Publication No. 1121. Chalk River, Ont.
- MESSIER, C. et M. BEAUDET, 2000. *Vers un aménagement durable des érablières*. L'Aubelle, 1<sup>re</sup> partie janvier-février-mars : 14-16; 2<sup>e</sup> partie avril-mai-juin : 22-23.

- MESSIER, C. et E. NIKINMAA, 2000. *Effect of light availability and sapling size on growth, biomass allocation and crown morphology of understory Sugar Maple, Yellow Birch and American Beech*. *Ecoscience* 7 : 345-356.
- MILLER G.W., T.M. SCHULER et H.C. SMITH, 1995. *Method for applying group selection in central Appalachian hardwoods*. USDA Forest Service, Res. Paper NE-696. 11 p.
- NYLAND, R.D., 1987. *Selection system and its application to uneven-aged northern hardwoods*. In : Proceedings of Managing Northern Hardwoods Silvicultural Symposium at Syracuse. R.D. Nyland (éd.). Publication No. 13 (ESF 87-002), 49-80. State University of New York, College of Environmental Science and Forestry. Syracuse, NY.
- PACALA, S.W., C.D. CANHAM Jr. et J.A. SILANDER, 1993. *Forest models defined by field measurements. 1. The design of a northeastern forest simulator*. *Can. J. For. Res.* 23 : 1980-1988.
- PACALA, S.W., C.D. CANHAM, J. SAPONARA Jr., J.A. SILANDER, R.K. KOBE et E. RIBBENS, 1996. *Forest models defined by field measurements: II Estimation, error analysis, and dynamics*. *Ecol. Mon.* 66 : 1-43.
- PERALA, D.A. et A.A. ALM, 1990. *Regeneration silviculture of birch : a review*. *For. Ecol. Manage.* 32 : 39-77.
- RICARD, J.P., C. MESSIER, S. DELAGRANGE et M. BEAUDET, 2002. *Do understory sapling respond to light and below-ground competition? : a field experiment in a hardwood forest and a literature review*. Accepté dans *Ann. For. Sci.*
- ROBITAILLE L. et Z. MAJGEN, 1991. *Traitements sylvicoles visant à favoriser la régénération et la croissance du bouleau jaune*. *L'Aubelle fév.* :10-12.
- SEYMOUR, R.S., 1994. *The northeastern region [Chapter 2]. Regional silviculture of the United States. 3<sup>e</sup> édition*. In J.W. Barrett (éd.), John Wiley & Sons Inc., New York. p. 31-77.
- TUBBS C.H., R.D. JACOBS et D. CUTLER, 1983. *Northern Hardwoods*. In : Silvicultural systems for the major forest types of the United States. R.M. Burns (éd.), Washington D.C., USDA For. Serv. p. 121-127.

WEBSTER, C.R. et C.G. LORIMER, 2002. *Single-tree versus group selection in hemlock-hardwood forest : are smaller opening less productive?* Can. J. For. Res. 32 : 591-604.

WHITE, P.S., M.D. MACKENZIE et R.T. BUSING, 1985. *Natural disturbance and gap phase dynamics in southern Appalachian spruce-fir forests.* Can. J. For. Res. 15 : 233-240.

### **Annexe 3**

#### **Quelques éléments des régimes de perturbations naturelles des forêts de feuillues et mixtes dominées ou sous-dominées par le bouleau jaune**

par :

Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)

et

Zoran MAJGEN, ing.f., *Ph.D.* (MRN – DRF)

avec la collaboration de :

Jean NOËL, techn.for. (MRN – DRF)

et

Denis HOTTE, techn.for. (MRN – DRF)



## Introduction

Cette annexe présente quelques éléments des régimes des perturbations naturelles des forêts de feuillus et mixtes dominées ou sous-dominées par le bouleau jaune. Cette connaissance, ainsi que la dynamique forestière qui en découle, constituent la base de l'aménagement forestier écosystémique. Cette école de pensée propose que le maintien de la biodiversité s'appuie sur les processus qui gèrent la répartition et le développement des forêts naturelles. Ainsi, s'inspirer de la nature et de sa variabilité serait le meilleur moyen d'assurer le développement durable de nos écosystèmes (PINCHOT 1905, WESTVELD 1953, NOSS 1985, FRANKLIN et FORMAN 1987, FRANKLIN 1989, HUNTER 1990, RUNKLE 1991). Plusieurs pays souscrivent à l'aménagement écosystémique, notamment les États-Unis (LORIMER et FRELICH 1994, LEAK *et al.* 1997, SEYMOUR *et al.* 2002), les pays scandinaves (FRIES *et al.* 1997, JASINSKI et ANGELSTAM 2002) et l'Australie (LINDENMAYER et MCCARTHY 2002). Le concept est aussi utilisé en Ontario (OMNR 1998; LEADBITTER *et al.* 2002) et au Québec (BERGERON *et al.* 1999, HARVEY *et al.* 2002).

Caractériser le régime des perturbations naturelles des érablières (Er, ErBj), de la bétulaie jaune (Bj) et de la bétulaie jaune résineuse (BjR) constitue une tâche relativement complexe en raison de la diversité des processus en cours (ex. : stratégies de reproduction des diverses espèces en fonction de la lumière et des caractéristiques des lits de germination). Malheureusement, l'information québécoise sur ces régimes est déficiente. Plusieurs travaux en cours permettront de combler en partie cette lacune. DOYON et SOUGAVINSKI (2002) présentent une synthèse des connaissances des régimes des perturbations naturelles de la forêt de feuillus du nord-est de l'Amérique du Nord. À partir de cette information, les auteurs proposent une sylviculture qui s'inspire de la nature. La présente annexe s'inscrit dans cette lignée. La littérature consultée a permis 1) de documenter davantage certains points particuliers de la dynamique forestière (ex. : microtrouées) et 2) d'y puiser de l'information utile à l'élaboration d'enjeux de biodiversité, lesquels s'inscrivent dans la poursuite des travaux entrepris au sein du Comité consultatif scientifique. Bon nombre d'auteurs consultés ont réalisé leurs travaux à l'intérieur de grands types forestiers bien représentés dans le centre et l'est des États-Unis. Ce sont les forêts de feuillus nordiques (FOWELLS 1965, BORMANN et LIKENS 1979, LORIMER et FRELICH 1994, ROONEY 1995, SEYMOUR 1995, SMITH 1995, MCGEE *et al.* 1999), les forêts de feuillus centrales (PARKER et MERRITT 1995) et les forêts mixtes mésophytiques (BRAUN 1950, KÜCHLER 1964, MARTIN 1992, SMITH 1995). Les résultats obtenus peuvent être extrapolés au Québec, mais avec une certaine prudence.

## 1. Concepts relatifs à la dynamique naturelle

La présentation de la dynamique naturelle peut se faire de diverses façons. Aux fins de la présente annexe, la structure retenue met tout d'abord en évidence les grandes variables des perturbations naturelles qui modulent le développement des écosystèmes dans une région climatique homogène. Selon la superficie, la sévérité et la fréquence des perturbations, la dynamique forestière adopte des caractéristiques particulières que nous synthétisons au moyen de « modèles ». Ces modèles sont en accord avec l'autécologie des espèces qui nous intéressent, notamment le bouleau jaune et ses espèces compagnes. Enfin, une dynamique forestière particulière caractérise chacun des milieux physiques présents dans les paysages (versants des collines, platières sableuses...).

### 1.1 Les variables descriptives des régimes de perturbations naturelles

Trois variables des régimes de perturbation influencent la dynamique. Il s'agit de la superficie, la sévérité et la fréquence des perturbations (SOUSA 1984, LERTZMAN et FALL 1998, GAUTHIER *et al.* 2001, GRONDIN *et al.* 2001, HARVEY *et al.* 2002).

La superficie (ou la taille) des perturbations est fort variable. Certaines couvrent des étendues importantes, de l'ordre de plusieurs km<sup>2</sup>, à l'exemple des feux, de certains chablis et des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). D'autres sont de superficie beaucoup plus réduite et résultent de la chute d'un ou d'un nombre très restreint d'arbres mûrs ou sénescents (trouée). Le premier type est qualifié de « perturbation exogène ou primaire », et le second, de « perturbation endogène ou secondaire ». WHITE *et al.* (1985) ainsi que MCCARTHY (2001) considèrent que les trouées issues de phénomènes exogènes ont une superficie généralement supérieure à 200 m<sup>2</sup>. Ces dernières sont dénommées « *patch* » que nous traduisons par « grandes trouées ». Les trouées de plus faible dimension (< 200 m<sup>2</sup>) sont davantage liées aux phénomènes endogènes. Elles correspondent à des « *gap* », c'est-à-dire à des « microtrouées ».

La sévérité d'une perturbation se réfère aux modifications qu'elle entraîne sur les organismes vivants de l'écosystème, y compris la couche superficielle du sol (GAUTHIER *et al.* 2001, OIFQ 2000). Par exemple, le chablis qui laisse une abondance de débris végétaux et qui perturbe très peu la surface du sol se caractérise par une faible sévérité. L'action de la majorité des feux est beaucoup plus drastique (forte sévérité).

La fréquence caractérise le nombre de perturbations survenues sur un territoire au cours d'une période donnée. Par exemple, il est admis que la fréquence des feux est faible dans l'est du Québec, relativement pluvieux, par rapport à l'ouest, où la fréquence est plus forte en raison d'un climat plus sec.

## 1.2 Les « modèles de sévérité » créés par les perturbations naturelles

Le comportement de la végétation, à la suite des perturbations de superficie, de sévérité et de fréquence variées, a incité quelques auteurs à proposer des modèles qui présentent les cheminements le long desquels la végétation est susceptible de se développer sous l'effet du temps. Ces modèles sont qualifiés de « modèles de sévérité » en raison de l'importance de cette variable dans la colonisation et le développement de la végétation après une perturbation (CONNELL et SLATYER 1977, OLIVER et LARSON 1990). Ainsi, trois modèles sont utilisés afin de présenter la dynamique des peuplements discutés dans cette annexe. Les modèles sont illustrés dans la figure 1. Ces modèles ne sont pas indépendants. Par conséquent, plusieurs d'entre eux peuvent se matérialiser sur une même portion de territoire, mais à des moments différents.

Le premier modèle (Figure 1) caractérise essentiellement les perturbations de grande superficie et de forte sévérité, à l'exemple du feu. Au cours des décennies qui suivent cette catégorie de perturbations, des changements relativement importants peuvent se produire dans la proportion des espèces dominantes et sous-dominantes. Ainsi, les peuplements de début de succession (ex. : tremblaine), apparus à la suite du feu, peuvent évoluer vers des peuplements de milieu de succession (ex. : tremblaine à sapin et bouleau jaune) puis vers des peuplements de fin de succession (ex. : bétulaie jaune à sapin). Bien des nuances doivent cependant être apportées à une telle conceptualisation. Par exemple, les épidémies de TBE peuvent faire en sorte que les stades de milieu de succession se perpétuent (KNEESHAW et BERGERON 1998). Les changements dans la composition forestière sont accompagnés de modification dans la structure interne des peuplements (équienne vers inéquienne). Ce modèle correspond aux principes de EGLER (1954) selon lesquels 1) la majorité des espèces sont présentes à la suite d'une perturbation et 2) la dynamique forestière repose essentiellement sur des changements dans la dominance des espèces lesquels apparaissent en fonction du temps écoulé depuis la dernière perturbation.

Le second modèle (Figure 1) montre la dynamique forestière qui se produit à la suite de perturbations de grande superficie et de faible sévérité, à l'exemple des chablis et des épidémies de TBE. Lors de telles perturbations, les peuplements de fin de succession (ex. : érablière mature) se régénèrent en espèces dotées du même statut dynamique. On assiste essentiellement à une dynamique forestière qui repose sur le développement de la régénération préétablie sous la forêt avant perturbation à laquelle

s'ajoutent, après la perturbation, les espèces semi-tolérantes (bouleau jaune) et une relativement faible proportion d'espèces intolérantes. La structure est au départ équiennne ou intermédiaire entre équiennne et inéquiennne et, avec le temps, devient inéquiennne ou irrégulière. Cette perception de la dynamique forestière met donc l'accent sur 1) la spécificité des espèces forestières en regard d'une niche écologique particulière et 2) leur coexistence dans un environnement similaire et sur une même période de temps. Elle est appuyée par les travaux de CURTIS et MCINTOSH (1951), WHITTAKER (1956, 1960), CURTIS (1959), MAYCOCK (1963), WHITTAKER et NIERING (1964).

Le troisième modèle (Figure 1) possède beaucoup d'affinités avec le second par le fait qu'il appuie la coexistence des espèces et une composition en essences relativement stable sous des perturbations répétées de faible sévérité. Il s'en distingue cependant par la présence de perturbations de petite superficie et une nette dominance d'espèces tolérantes et semi-tolérantes à l'ombre. Toutefois, au cours de leur développement, les peuplements montrent passablement de variabilité en regard de leur âge, de leur densité et de leur structure. Cette autonomie relative de certains peuplements à se perpétuer par eux-mêmes sous l'effet de perturbations de faible sévérité est parfois qualifiée de système « autorégulateur » (MORIN et LAPRISE 1990). Les érablières qui se perpétuent par elles-mêmes sous l'effet des microtrouées appartiennent à cette catégorie.

### 1.3 L'autécologie des espèces

Les trois modèles « de sévérité » sont fortement liés aux exigences spécifiques des espèces en regard d'un ensemble de variables environnementales, notamment la lumière, les caractéristiques des lits de germination et le régime nutritif du sol ainsi qu'à leur propre écologie (ex. : rythme de croissance). Plusieurs de ces aspects sont traités à l'intérieur de manuels de référence (FOWELLS 1965, SCHOPMEYER 1974). En raison de l'importance du bouleau jaune dans le cadre du présent avis, l'annexe 2 lui est consacrée. Des données complémentaires sont présentées par DOYON et SOUGAVINSKI (2002).

### 1.4 Les variables du milieu physique

Les modèles « de sévérité » doivent cependant être adaptés aux composantes du milieu physique, notamment la position topographique, le dépôt de surface et le drainage. Ainsi, la description du premier modèle de sévérité sera fort différente selon que la perturbation (ex. : feu) survient sur un till mésique à mi-pente (tremblaie vers bétulaie jaune à sapin) comparativement à une vaste platière de sable (pin gris vers épinette noire). Ce serait donc sous l'influence combinée des régimes de perturbations naturelles, des exigences particulières des espèces et des conditions changeantes des variables du milieu physique que serait façonnée la diversité naturelle de nos écosystèmes.

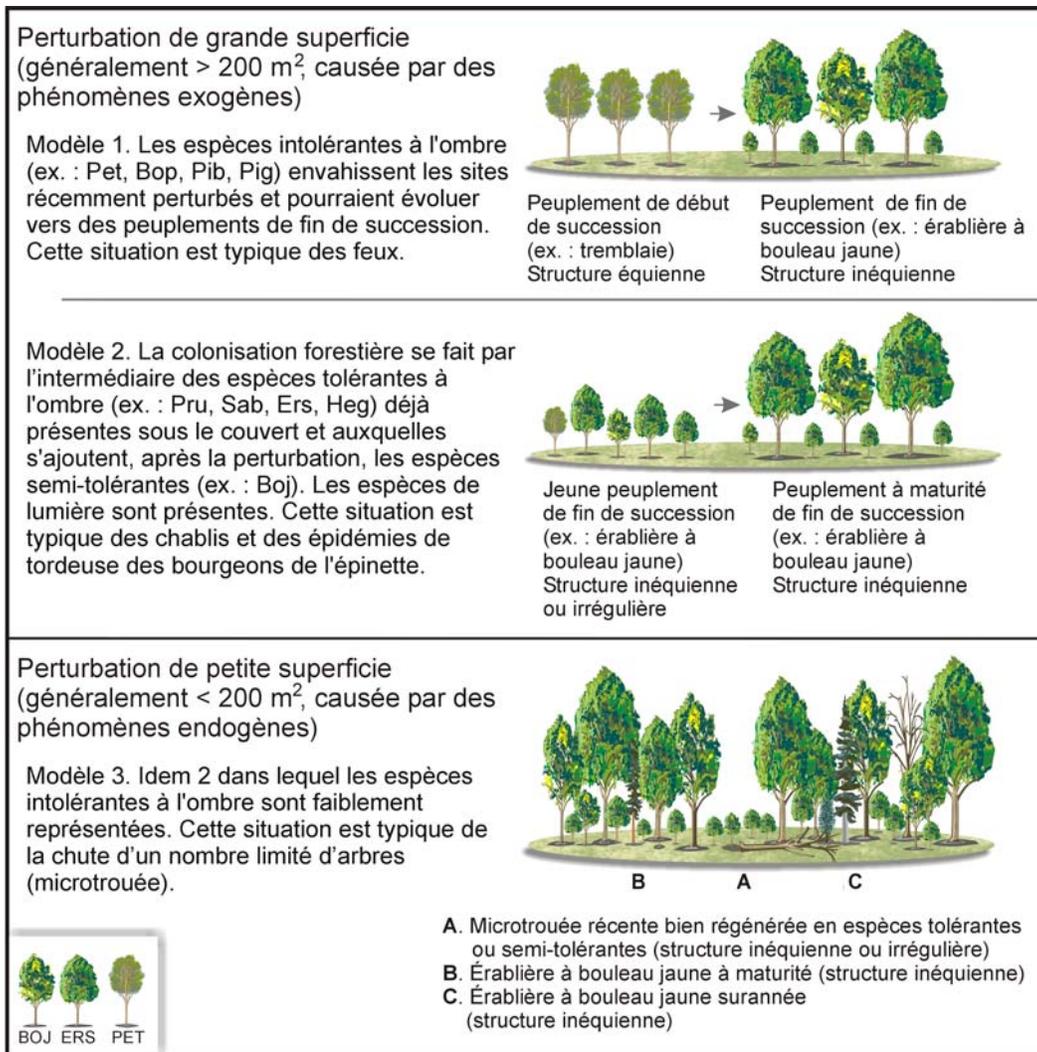


Figure 1. La dynamique forestière est largement influencée par la superficie ainsi que par la sévérité des perturbations. Trois modèles sont proposés et dénommés « modèles de sévérité » (CONNELL et SLATYER 1977, OLIVER et LARSON 1990).

La dynamique particulière qui apparaît sur les diverses combinaisons de dépôts de surface et de drainage est exprimée par le biais de la notion « du type écologique ». Chacun des types écologiques présents sur un territoire est pourvu d'une certaine proportion de peuplements de début, de milieu et de fin de succession. Cette complexité constitue, en quelque sorte, l'expression de la biodiversité d'un territoire ou, du moins, de son « filtre brut ». Au Québec, cette biodiversité est exprimée par le système de classification écologique mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ 2001). Cette annexe cible les domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune (SAUCIER *et al.* 1998, ROBITAILLE et SAUCIER 1998, SAUCIER *et al.* 2001; Figure 2) et, plus

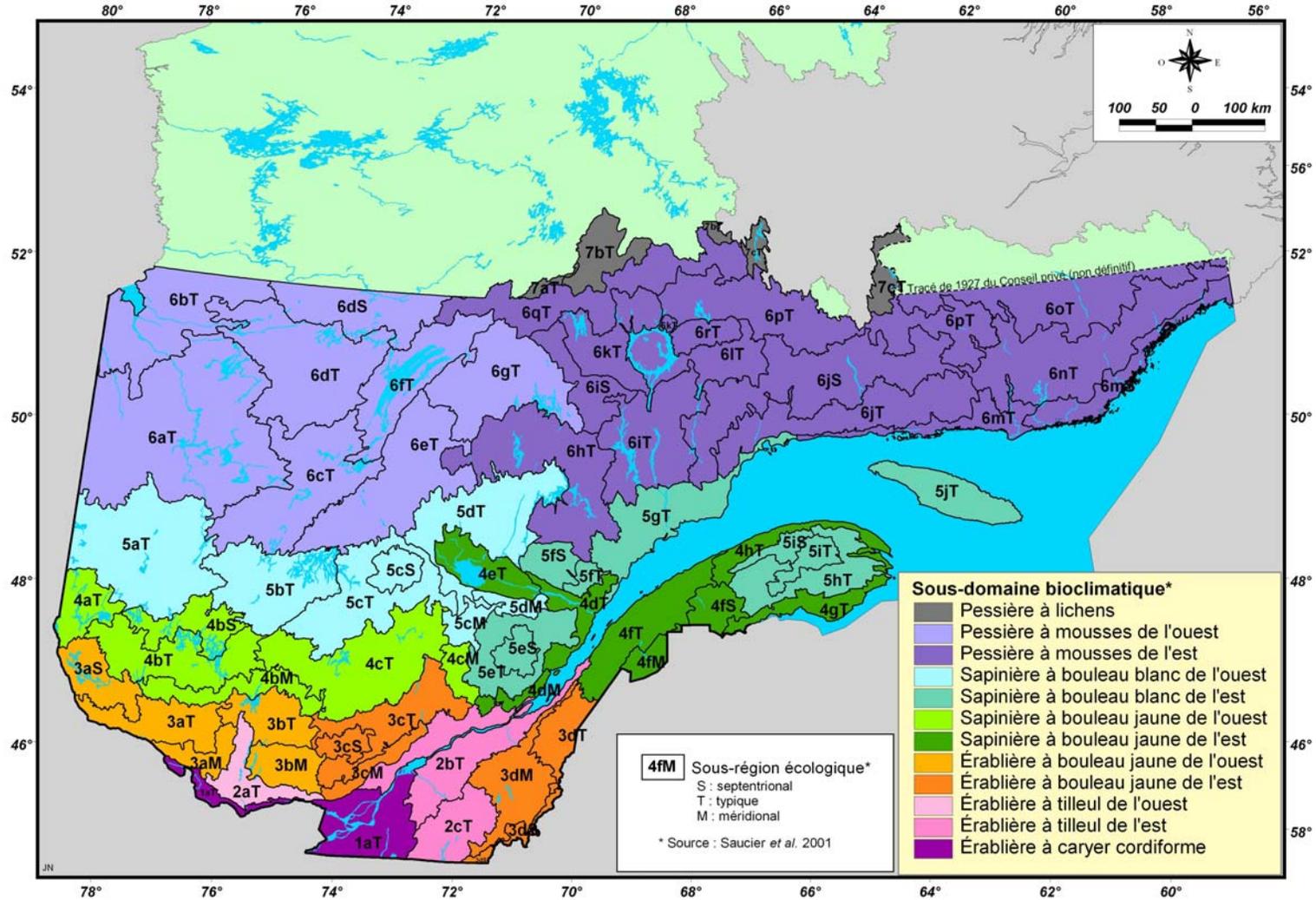


Figure 2. Sous-domaines bioclimatiques couverts par cette étude. Il s'agit des érablières à bouleau jaune de l'est et de l'ouest et des sapinières à bouleau jaune de l'est et de l'ouest.

particulièrement, de la majorité des types écologiques dans lesquels le bouleau jaune est bien représenté. Il s'agit des types écologiques appartenant aux végétations potentielles de l'érablière à bouleau jaune (FE3), de la bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1) et de la bétulaie jaune à sapin (MJ2) (Figure 3). Ces types sont présentés plus en détail dans les travaux de GOSSELIN *et al.* (1998a, b; 1999) et de GRONDIN *et al.* (1999). Les strates Er et ErBj font partie du type écologique des érablières (FE3). La strate Bj est classée avec le type écologique MJ1 quand elle est sous-dominée par l'érable à sucre. Par contre, lorsque le sapin y abonde, elle est associée au type écologique MJ2. Enfin, les BjR appartiennent à ce dernier type écologique.

Sous une période climatique relativement stable, la proportion des peuplements dans un secteur donné (ex. : région écologique), ou du moins des stades évolutifs (début, mi ou fin de succession), devrait demeurer sensiblement la même. Par contre, à un endroit donné, la composition et la structure de la végétation peuvent se modifier considérablement au point de changer de stade évolutif. Malgré cela, la proportion des divers stades demeure relativement constante à l'échelle du paysage. Cette notion est qualifiée de « mosaïque de remplacement » (Figure 4).

## **2. Dynamique forestière à la suite de perturbations sur de grandes superficies**

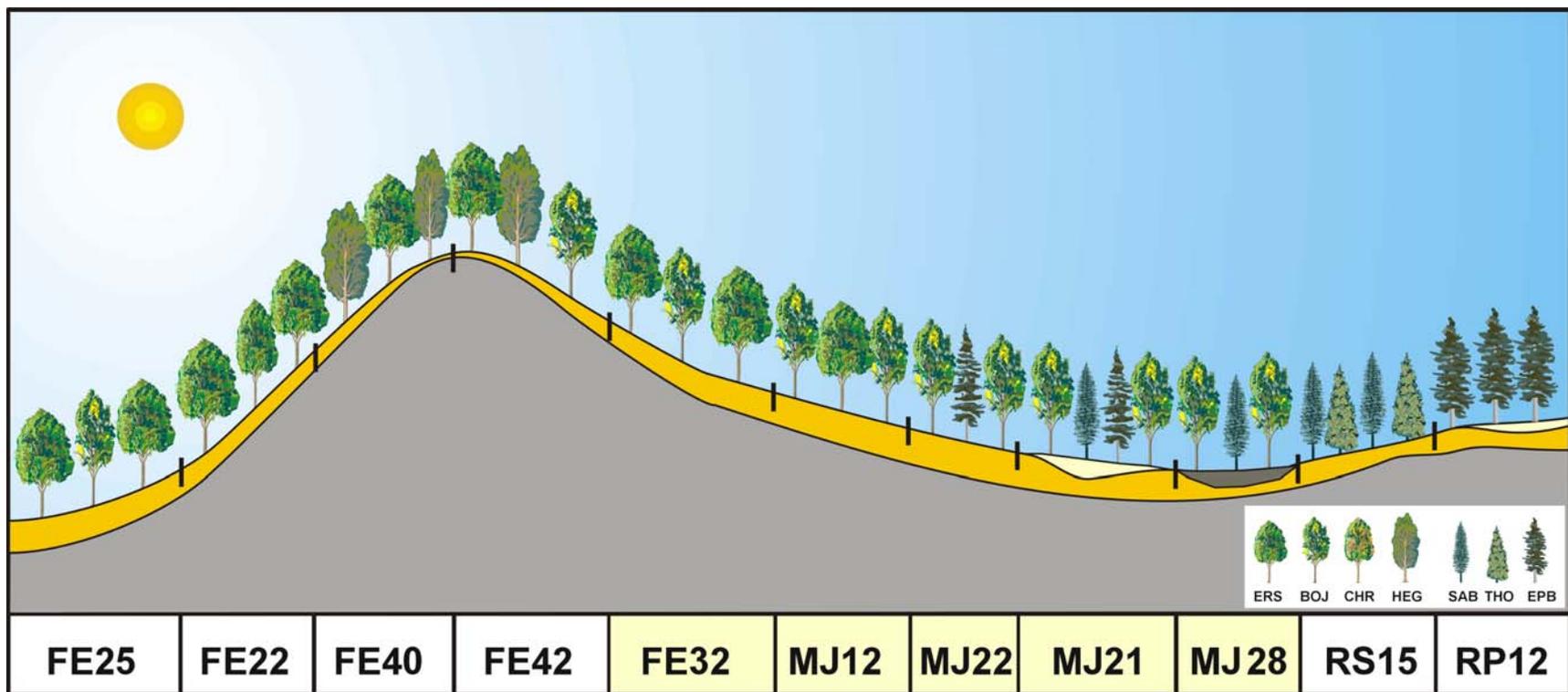
Après avoir fait une « mise à niveau » sur les concepts relatifs à la dynamique forestière, il est maintenant beaucoup plus facile de présenter les processus liés aux types écologiques à l'étude. Le type écologique de la bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1) est cependant négligé en raison du peu de connaissances que nous avons de sa dynamique forestière.

### **2.1 Les érablières et les peuplements apparentés**

La dynamique des érablières et des peuplements apparentés (type écologique FE3) est régie par plusieurs perturbations naturelles, notamment les chablis et les feux (Figures 5 à 8).

#### **2.1.1 Le chablis**

La réalité du climat québécois nous a habitué à reconnaître les chablis comme un phénomène de relativement faible importance dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau jaune. En effet, les chablis surviennent à l'occasion et ne touchent que de petites superficies (LEHMANN *et al.* 1975). La situation est cependant fort différente le long de la côte est américaine, où les tempêtes de vent sont reconnues comme la plus importante perturbation catastrophique (CLINE et SPURR 1942, STEARNS 1949, HENRY et SWAN 1974, BORMANN et LIKENS 1979, FOSTER 1988, PEART *et al.* 1992).



**FE2** Érablière à tilleul

**FE3** Érablière à bouleau jaune

**FE4** Érablière à bouleau jaune et hêtre

**MJ1** Bétulaie jaune à érable à sucre

**MJ2** Bétulaie jaune à sapin

**RS1** Sapinière à thuya

**RP1** Pinède blanche

**0** Sol mince

**1** Sol épais de texture grossière (sable)

**2** Sol épais de texture moyenne (till) et de drainage mésique

**5** Sol épais de texture moyenne (till) et de drainage subhydrique

**8** Sol hydrique minérotrophe

Figure 3. Les paysages des domaines bioclimatiques à l'étude sont formés de plusieurs types écologiques. Ceux considérés dans cette annexe sont dominés ou sous-dominés par le bouleau jaune à divers stades de leur développement. Ces types sont ceux de l'érablière à bouleau jaune (FE3), de la bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1) et de bétulaie jaune à sapin (MJ2).

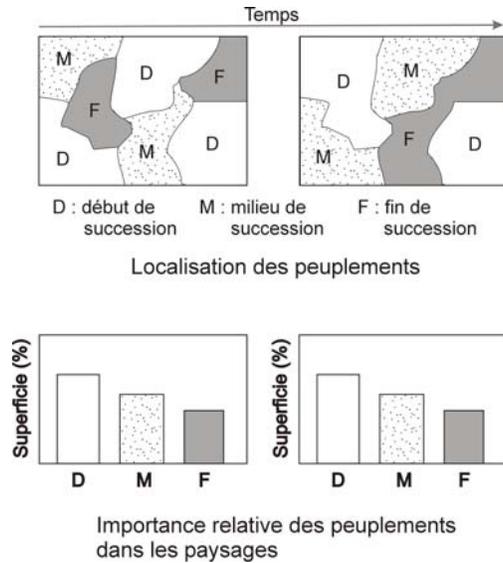


Figure 4. Schématisation du concept de la « mosaïque de remplacement » défini par LERTZMAN et FALL (1998). Ce concept montre que le statut dynamique d'un peuplement localisé à un endroit donné peut varier dans le temps. Par exemple, une tremblaie à érable à sucre (milieu de succession) peut évoluer vers une érablière (fin de succession). Par contre, certaines érablières bien pourvues de peuplier peuvent, sous l'effet du feu, se transformer en tremblaies. Cette dynamique fait en sorte que la proportion des stades évolutifs dans le paysage peut demeurer sensiblement la même. Il est important de comprendre ce concept, surtout lors de la définition de stratégies d'aménagement à l'échelle du paysage.

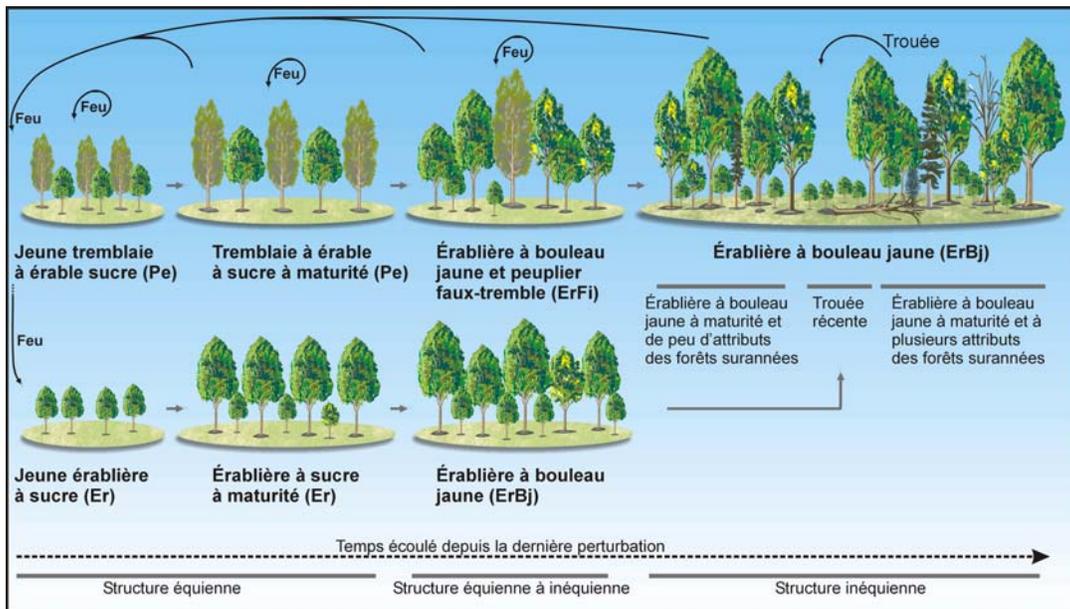


Figure 5. Représentation schématique de la dynamique de l'érablière à bouleau jaune (type écologique FE3). Les peuplements de début de succession (tremblaies ou de jeunes érablières équiennes) qui proviennent de feu pourraient, peu à peu, se transformer vers des érablières inéquiennes. Les érablières équiennes issues de perturbations naturelles (feu) semblent rares au Québec. La dynamique des érablières inéquiennes est principalement régie par des trouées de petite dimension, réparties de façon aléatoire et, à un moment donné, d'une superficie totale relativement faible (couvert fermé en permanence). La dynamique des chablis s'apparente à celle des trouées (modèle 2 de sévérité).

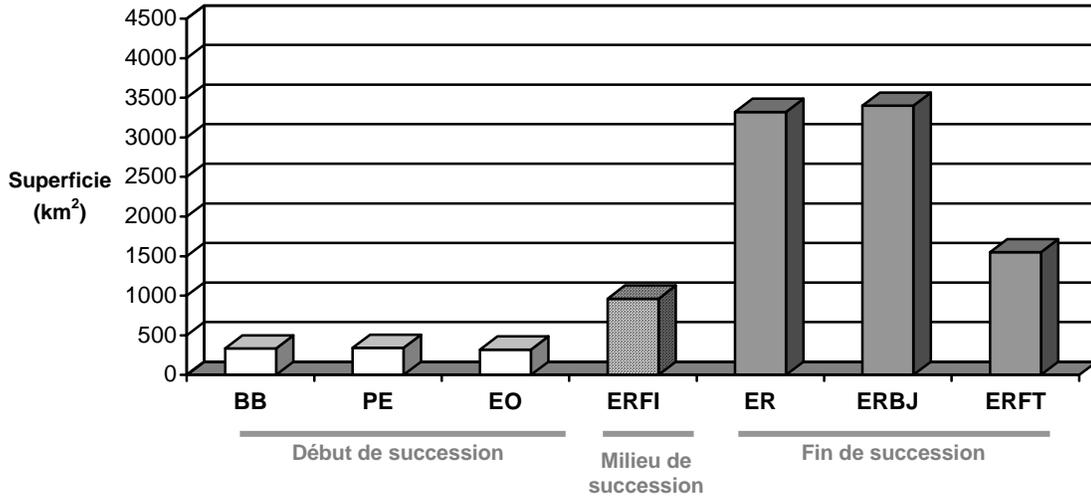


Figure 6. Importance relative des peuplements de début, de milieu et de fin de succession sur le type écologique FE3. Seulement la portion du territoire disponible au moment de la présente compilation des données (environ 60 %) du troisième programme d'inventaire décennal du MRNQ a été prise en compte.

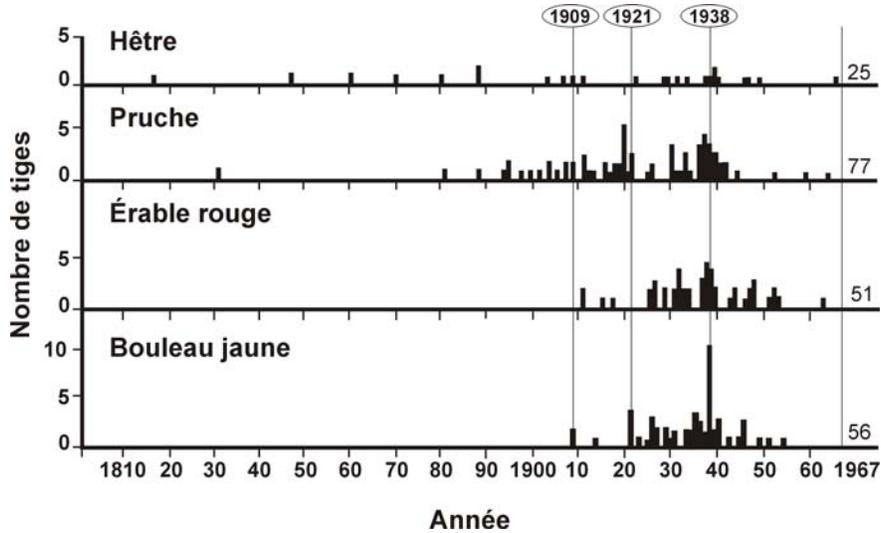


Figure 7. Selon la forêt actuellement sur pied et les macrorestes qui jonchent le sol ou sont cachés sous l'humus, HENRY et SWAN (1974) recréent la dynamique d'une forêt de pruche, bouleau jaune, érable rouge et hêtre au New-Hampshire. L'intérêt de cette recherche est qu'elle montre clairement l'importance des chablis de 1909, 1921 et 1938 dans l'installation de la régénération forestière, notamment des espèces semi-tolérantes à l'ombre (érable rouge, bouleau jaune). Le chablis de 1938 était de très grande envergure. Il joua un rôle majeur dans l'installation de nouvelles tiges.

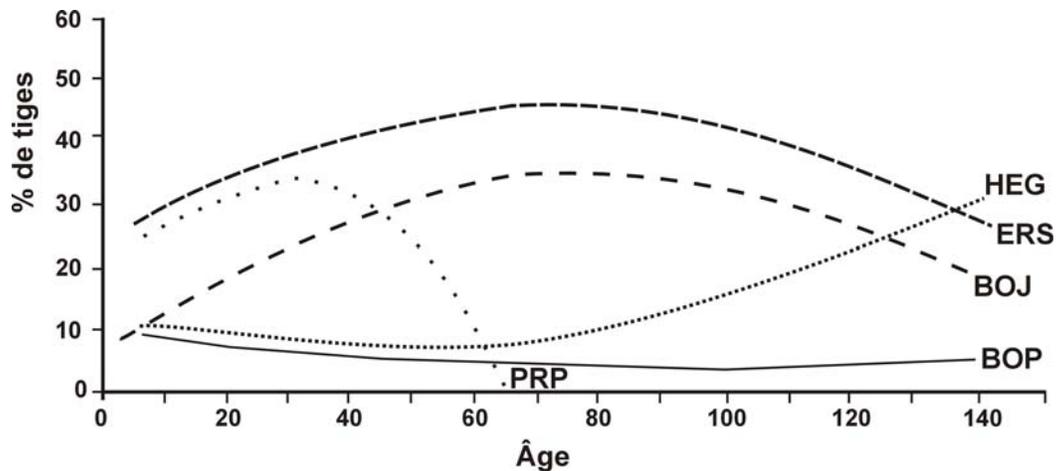


Figure 8. Modèle de succession des principales espèces de l'érablière conçu selon un échantillonnage de peuplements d'âge varié (5 ans après la coupe jusqu'à des forêts anciennes). Selon ce modèle, le cerisier de Pennsylvanie persiste dans le peuplement pour une période d'environ 60 ans. Par la suite, l'érable à sucre et le bouleau jaune sont les espèces dominantes, mais peu à peu le hêtre prendra de l'importance. Par contre, les trouées qui favorisent l'apport continu de bouleau jaune et le développement des érables à sucre préétablis empêchent cette dynamique de se réaliser. Les trouées jouent donc un rôle important dans le maintien de la diversité d'espèces d'un peuplement (LEAK 1991).

Il semble que la tempête de vent de 1938 survenue en Nouvelle-Angleterre ait été d'une intensité inégalée (BROOKS 1939, PEART *et al.* 1992, COOPER-ELLIS *et al.* 1999). Le cycle de chablis varierait de près de 500 ans à environ 1 000 ans le long de la côte est américaine (BORMANN et LIKENS 1979; LORIMER 1977, 1989; CANHAM et LOUCKS 1984; WHITNEY 1986, 1990; ZHANG *et al.* 1999). Cela signifie qu'une période d'au-delà de plusieurs siècles serait nécessaire pour qu'une superficie équivalente à celle sous étude soit perturbée par les chablis. Certaines surfaces risquent d'être l'objet de plusieurs périodes de chablis alors que d'autres en seront épargnées (HEINSELMAN 1973, PICKETT et WHITE 1985).

Lors du passage d'une tempête de vent, un grand nombre d'arbres sont endommagés. COOPER-ELLIS *et al.* (1999) avancent que près de 80 % des arbres ont été touchés lors de l'ouragan de 1938. CASTELLI *et al.* (1999) évaluent que 50 à 55 % des arbres de plus de 15 cm de diamètre ont été affectés dans le chablis qu'ils ont étudié. Le chablis perturbe peu la régénération de même que les « propagules » contenues autant dans les arbres que dans l'humus (SPURR 1956, BREWER et MERRITT 1978, CASTELLI *et al.* 1999, COOPER-ELLIS *et al.* 1999). C'est pour cette raison qu'il est associé au second modèle de sévérité présenté à la figure 1. Plus concrètement, une érablière soumise à un chablis devrait évoluer vers une érablière à maturité bien pourvue de bouleau jaune. STEARNS (1949) distingue les vieilles forêts de celles qui ont subi des chablis catastrophiques récents uniquement par le diamètre des arbres plutôt que par la composition de la forêt. De leur côté, PEART *et al.* (1992) estiment que seulement 40 ans sont nécessaires afin de masquer l'effet des ouragans. Les microhabitats créés par la chute des arbres, et tout

particulièrement par les arbres déracinés, sont d'une grande importance dans la colonisation forestière. On sait, par exemple, que le bouleau jaune profitera du sol minéral mis à nu sur les amoncellements des arbres renversés (HUTNIK 1952, DUNN *et al.* 1983, RUEL *et al.* 1988). Les observations de PETERSON et PICKETT (1991, 1995) montrent que peu de feuillus de lumière sont présents dans les chablis. Les auteurs attribuent ce phénomène aux longues périodes au cours desquelles aucune perturbation catastrophique ne soit survenue. Dans de telles conditions, les espèces de début de succession ont tendance à se raréfier en raison de leur faible longévité. La dynamique à plus long terme des chablis nous est rapportée par HENRY et SWAN (1974) (Figure 7). Ces auteurs démontrent l'importance des chablis dans le maintien de la diversité des espèces, notamment des espèces semi-tolérantes à l'ombre (ex. : bouleau jaune).

### 2.1.2 Le feu

À l'intérieur des paysages dominés par les érablières, les feux ne sont pas reconnus comme une perturbation importante. Leur cycle serait de l'ordre de 700 à 1 000 ans (WEIN et MOORE 1977; FAHEY et REINERS 1981; NOLET *et al.* 1999, 2001; DOYON et SOUGAVINSKI 2002). Les peuplements de résineux, généralement localisés sur des sols minces ou sableux, sont les plus touchés en raison d'un indice d'inflammabilité supérieur à celui des peuplements de feuillus (STEARNS 1949, BORMANN et LIKENS 1979, FAHEY et REINERS 1981, WHITNEY 1987, LORIMER et FRELICH 1994, ROONEY 1995, SEYMOUR 1995).

Les feux possèdent un gradient de répartition géographique inverse de celui des chablis. Leur incidence augmenterait en importance au fur et à mesure que l'on pénètre vers le centre du continent et que l'humidité diminue. À cette manifestation s'ajoute le bruit de fond considérable afférent aux feux d'origine anthropique (CLINE et SPURR 1942). Au cours des deux derniers siècles, ces feux auraient été plus importants que ceux d'origine naturelle. Ces affirmations sont confirmées autant par l'étude de documents d'archive (LORIMER et FRELICH 1994) que par les analyses palynologiques (RUSSELL *et al.* 1993).

Enfin au Québec, les feux sont probablement d'une importance beaucoup plus grande dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune que dans celui de l'érablière à bouleau jaune. Cette hypothèse repose sur la plus grande abondance de végétation résineuse. Les épidémies de TBE accroissent encore davantage le risque d'inflammabilité des forêts.

La dynamique des sites propices à la croissance des érablières (type écologique FE3) après feu est peu connue (Figure 5). LEAK (1991) propose un modèle de dynamique pour les forêts secondaires (issues de coupe) du New-Hampshire, lequel s'apparente beaucoup à ce qui pourrait se passer à la suite d'un feu (Figure 8). Selon ce modèle, les sites propices à l'érablière sont d'abord envahis par les espèces

de début de succession, notamment le cerisier et le bouleau blanc. Ces espèces sont pourvues des habilités particulières à conquérir les sites perturbés en raison 1) de leurs stratégies propres de reproduction, soit des graines enfouies dans le sol (cerisier); 2) de leurs semences nombreuses et sujettes au transport sur de longues distances (bouleau, peuplier...) et 3) par leur potentiel de drageonner (peuplier). Le bouleau jaune et l'érable à sucre sont reconnus comme des espèces de milieu de succession qui atteignent leur représentativité maximum dans les peuplements environ 80 ans après une perturbation. À ce moment, la structure verticale de ces peuplements devient relativement diversifiée. Les espèces de début de succession sont encore présentes et constituent les plus gros arbres de la forêt. Les espèces de milieu de succession (Ers, Boj) composent une partie importante du couvert. Éventuellement, le hêtre, considéré comme une espèce de fin de succession, est susceptible de dominer le couvert. Dans certaines situations, des érablières perturbées par le feu pourraient se reconstruire par le biais de jeunes érablières (BILODEAU 1992).

### 2.1.3 Composition à l'échelle du paysage

Selon les principes de l'aménagement écosystémique, il est important de définir des stratégies d'aménagement à l'échelle du paysage. Celles-ci devraient permettre de maintenir des proportions de stades évolutifs (début, milieu et fin de succession) qui se situent à l'intérieur de la variabilité naturelle. Dans ce contexte, les études qui visent à définir les paysages naturels sont d'un grand intérêt (LORIMER 1977, FRELICH 1995, ZHANG *et al.* 1999). Dans une étude portant sur des archives de la période 1793-1827 et un territoire de près de 16 500 km<sup>2</sup> au nord du Maine, LORIMER (1977) estime que la composition des paysages primitifs devrait se définir ainsi : 1) 27 % de forêts climaciques, inéquiennes et des arbres très âgés (300 ans et +), 2) 32 % de forêts climaciques inéquiennes et des arbres âgés (150-300 ans), 3) 25 % de forêts climaciques inéquiennes et des arbres jeunes (75-150 ans), 4) 14 % de jeunes forêts équiennes de bouleau et de peuplier lesquelles sont d'origine de feux et 5) 2 % de superficies récemment brûlées. Près de 60 % des forêts auraient donc une structure inéquienne et seraient âgées de plus de 150 ans. Après avoir étudié un territoire de 9 000 km<sup>2</sup>, dans l'état du Michigan, ZHANG *et al.* (1999) concluent que les forêts précoloniales se composaient de 68 % de vieux peuplements. Ces derniers regroupaient essentiellement des forêts de conifères mixtes (39,3 %), probablement apparentées à nos bétulaies jaunes résineuses, et des peuplements de feuillus nordiques (34,7 %), de même nature que nos érablières. Les données obtenues par ces auteurs semblent applicables au domaine de l'érablière à bouleau jaune du Québec. C'est du moins ce que révèle la cartographie écologique élaborée par RICHARD *et al.* (1982) ainsi que les données du troisième programme d'inventaire décennal du ministère des Ressources naturelles du Québec (Figure 6).

## 2.2 Les bétulaies jaunes à sapin et les peuplements apparentés

La dynamique en activité sur les sites propices au développement des bétulaies jaunes résineuses (type écologique MJ2) est passablement différente de celle des érablières. Cela est principalement lié à la présence du sapin et à sa forte vulnérabilité aux épidémies de TBE (Figures 9 à 13).

### 2.2.1 Le feu

Les zones perturbées par le feu seraient envahies par les feuillus de lumière et l'évolution des paysages forestiers ferait en sorte que les espèces de fin de succession domineraient graduellement le couvert (Figure 9). Soixante ans après feu, ARCHAMBAULT *et al.* (1997) notent, lors d'une étude réalisée dans le Bas-Saint-Laurent, que les peuplements se composaient, en ordre décroissant de la surface terrière, des espèces suivantes : bouleau à papier, érable rouge, érable à sucre, bouleau jaune, peuplier faux-tremble et sapin baumier. Parmi les espèces présentes dans les forêts de fin de succession, seul le thuya pourrait s'être installé après la perturbation d'origine.

### 2.2.2 Les épidémies de TBE

La dynamique des bétulaies jaunes résineuses en relation avec les épidémies de TBE est peu documentée. On suppose qu'elle s'apparente à celle de la sapinière à bouleau blanc pour laquelle les auteurs ont défini un « modèle pendulaire ». Ce modèle met en évidence des périodes au cours desquelles les feuillus sont bien représentés dans les paysages (périodes postépidémiques) et des périodes pour lesquelles ces derniers sont relativement rares (DÉRY *et al.* 2000).

Quelques auteurs ont défini la dynamique de trouées qui se réalise dans les peuplements mixtes (sans ou avec bouleau jaune) ou résineux (sapin, épinette rouge, bouleau jaune). Leurs enseignements se résument aux éléments suivants.

Les peuplements mélangés et résineux sont régis par une dynamique de petites trouées endogènes qui peuvent s'agrandir sous l'effet de facteurs exogènes (vent, épidémies d'insectes). Cette dynamique semble relativement homogène sur l'ensemble de la forêt mixte. FOSTERS et REINERS (1983, 1986) ont étudié le développement en altitude des forêts résineuses de la Nouvelle-Angleterre. La majorité des trouées échantillonnées ont moins de 600 m<sup>2</sup>. Par contre, celles-ci peuvent s'agrandir sous l'effet des vents et atteindre des dimensions supérieures (de l'ordre de 2 ha). Au total, les petites trouées couvrent 24 % de la superficie totale alors que les grandes (plus de 600 m<sup>2</sup>) comptent pour 15 %. La superficie

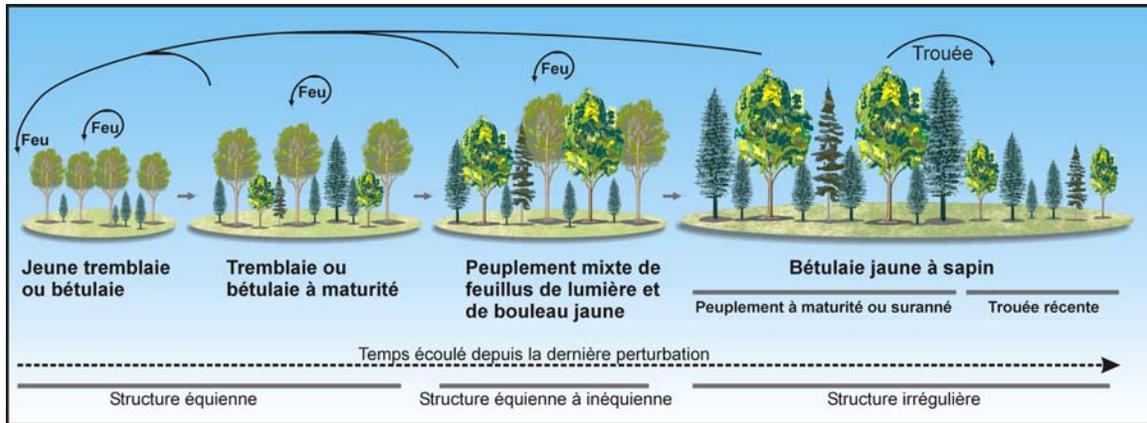


Figure 9. Représentation schématique de la dynamique de la bétulaie jaune à sapin (type écologique MJ2). Les peuplements de début de succession (tremblaies ou bétulaies blanches) qui proviennent de feu peuvent, peu à peu, se transformer en bétulaie jaune à sapin. La dynamique des bétulaies jaunes résineuse est principalement régie par des trouées de dimension inconnue. Nous posons l'hypothèse que ces dernières sont généralement petites et de plus grande dimension dans un contexte d'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette. La structure des tiges composant les trouées est également inconnue. Elle peut être irrégulière.

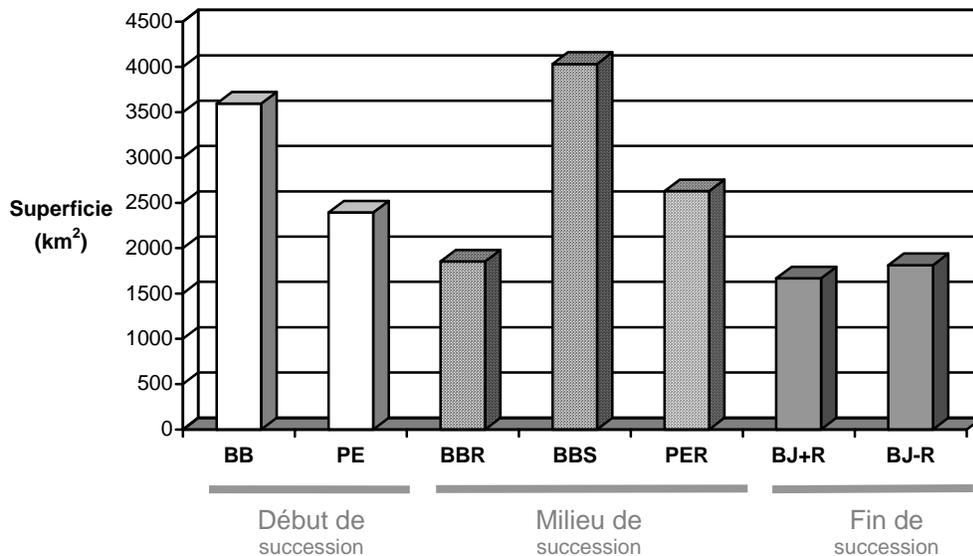


Figure 10a. Importance relative des peuplements de début, de milieu et de fin de succession sur le type écologique MJ2 (bétulaies jaunes à sapin). Seulement la portion du territoire disponible au moment de la présente compilation des données (environ 60 %) du troisième programme d'inventaire décennal du MRNQ a été prise en compte.

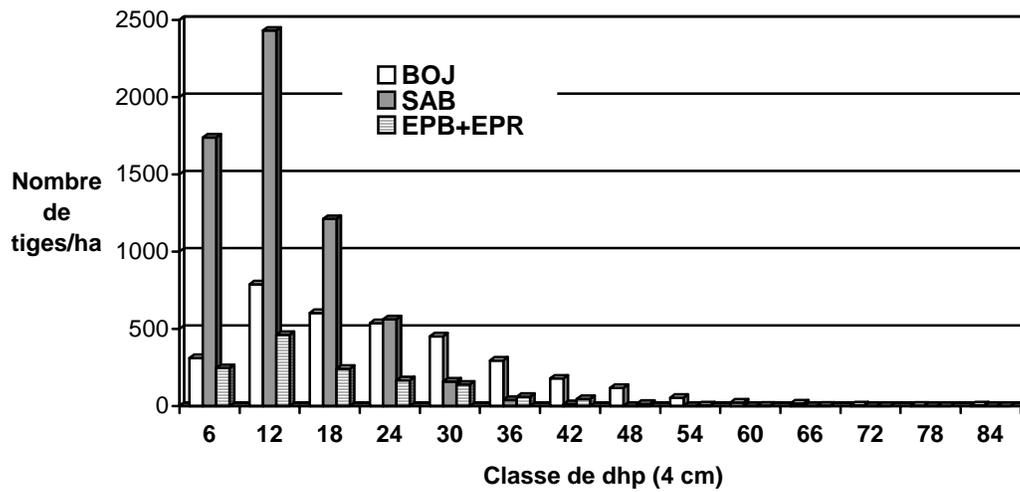


Figure 10b. Structure diamétrale des bétulaies jaunes résineuses selon les placettes temporaires du troisième programme d'inventaire décennal du MRNQ, compilées pour les fins du présent avis.

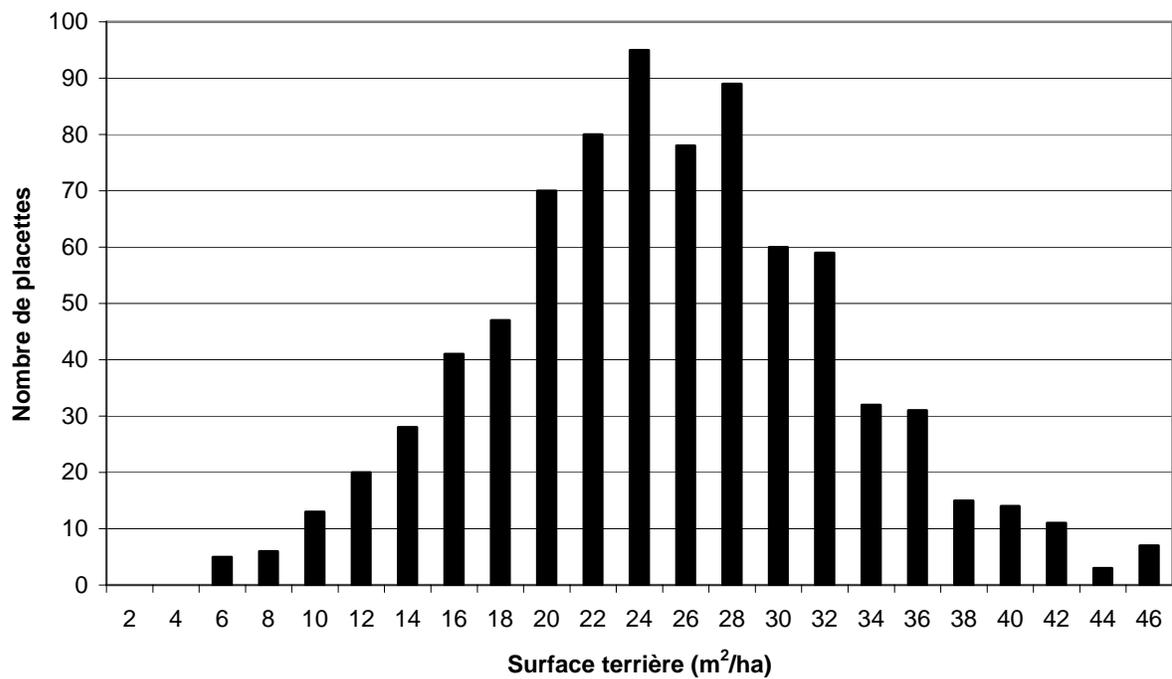
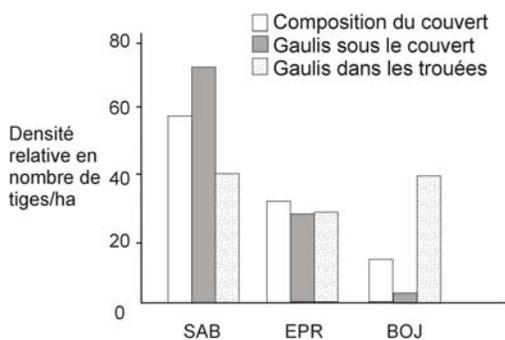
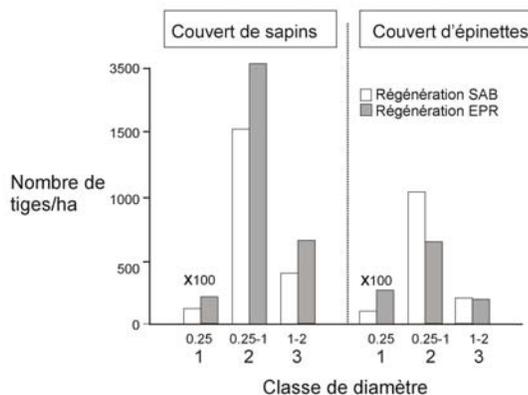


Figure 10c. Surface terrière des bétulaies jaunes résineuses selon les placettes temporaires du troisième programme d'inventaire décennal du MRNQ, compilées pour les fins du présent avis.

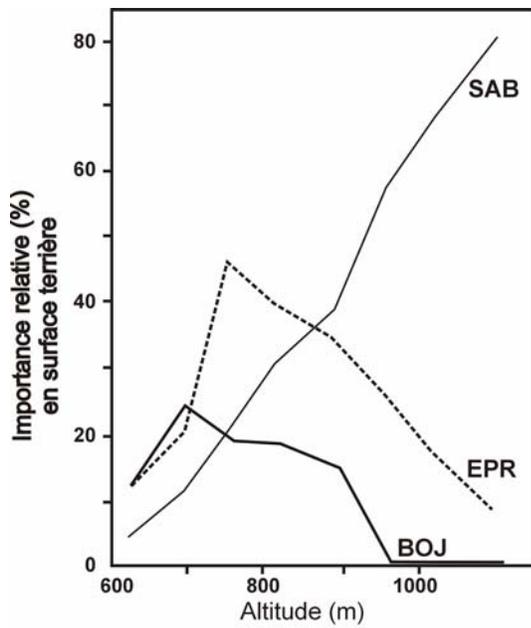


On note que le bouleau jaune est favorisé par les trouées et que cette essence persiste dans le couvert en dehors des périodes de perturbations

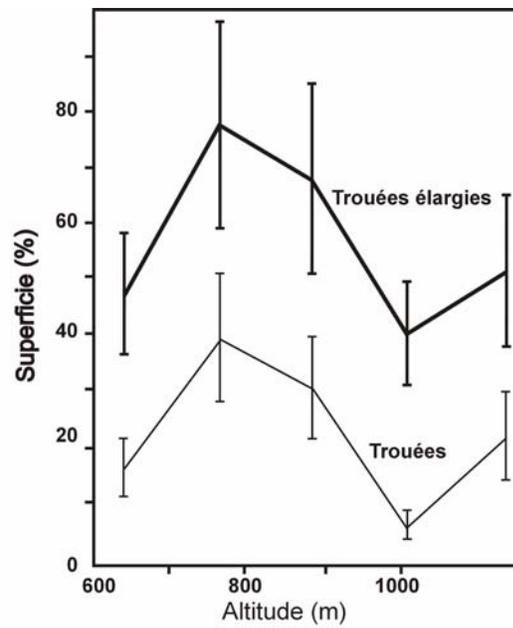


Régénération sous le couvert du sapin et le couvert de l'épinette. On note que la régénération d'épinette est relativement abondante sous les sapins. L'inverse se produit sous les épinettes.

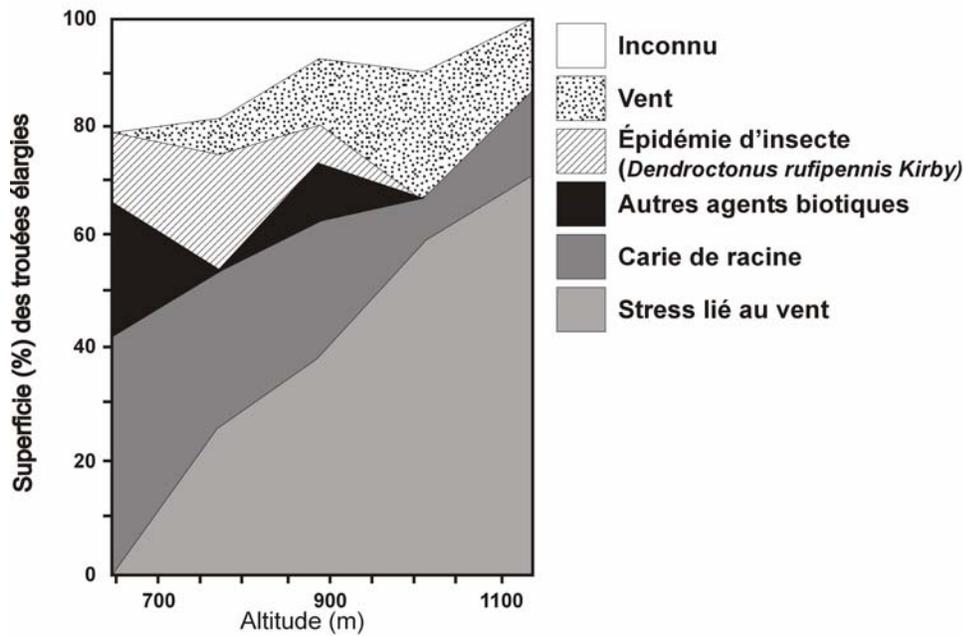
Figure 11. WHITE *et al.* (1985) estiment que les peuplements de sapins, d'épinettes rouges et de bouleaux jaunes des montagnes blanches du Great Smoky Montains National Park (Caroline du Nord et Tennessee) se perpétuent par l'intermédiaire d'une relation de « coexistence ». La corrélation entre la régénération de sapin et son couvert est positive. Le bouleau jaune profite des trouées. Cet assemblage de relations permet le maintien de peuplements composés de trois espèces.



Importance relative des espèces selon le gradient altitudinal



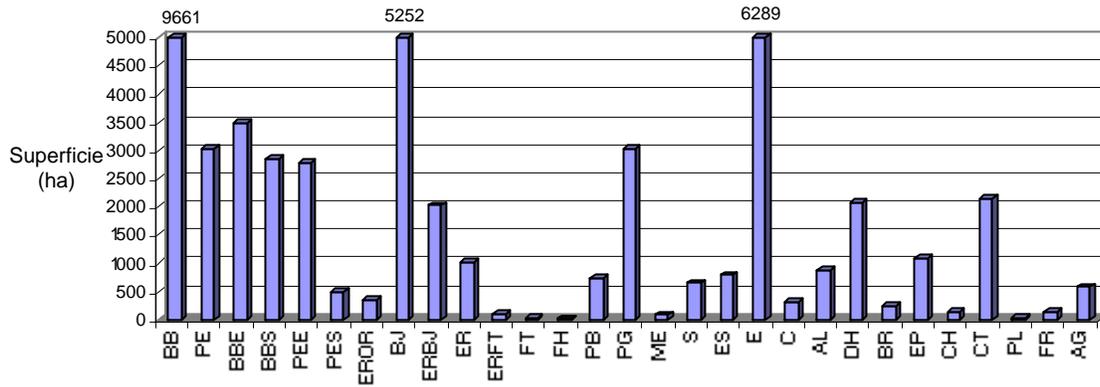
Superficie totale (%) occupée par les trouées



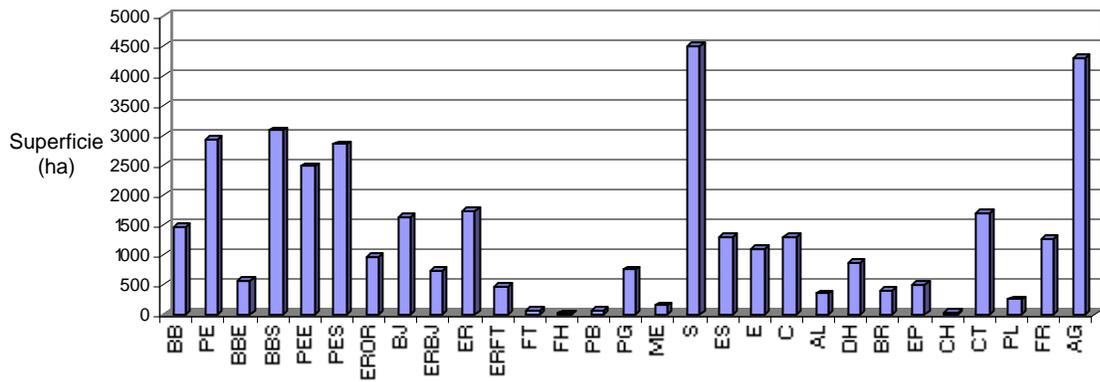
Variables provoquant les trouées selon le gradient altitudinal

Figure 12. Les travaux de WORRALL et HARRINGTON (1988) réalisés dans une pessière à sapin et bouleau jaune des montagnes blanches du New-Hampshire mettent en évidence la dynamique des trouées laquelle varie selon un gradient altitudinal. Plusieurs variables influencent le façonnement des trouées.

### Sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest



### Sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'est



Peuplement synthèse		Peuplement synthèse	
code	Description	code	description
AL	Aulnaie	ERFT	Érablière à feuillus tolérants
BB	Bétulaie blanche	EROR	Érablière rouge résineuse
BBE	Bétulaie blanche à épinette noire	ES	Pessière noire à sapin
BBS	Bétulaie blanche à sapin	FH	Feuillus humides
BJ	Bétulaie jaune et bétulaie jaune résineuse	FR	Friche
BR	Brûlis	FT	Feuillus tolérants
C	Cédrière	ME	Mélèzaies
CH	Chablis total	PB	Pinèdes blanches
CT	Coupe totale	PE	Tremblaie
DH	Dénudé humide (tourbière)	PEE	Tremblaie à épinette noire
E	Pessière noire	PES	Tremblaie à sapin
EP	Épidémie forte	PG	Pinède grise
ER	Érablière	PL	Plantation
ERBJ	Érablière à bouleau jaune	S	Sapinière

Figure 13. Portrait de la végétation à l'échelle du paysage (NOËL 2002) dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune. Ce portrait peut être utilisé afin de définir des stratégies d'aménagement. Les données proviennent du deuxième programme d'inventaire décennal du MRNQ, compilées pour les fins du présent avis.

totale des trouées est donc de 40 %. Les épidémies d'insectes semblent provoquer des résultats apparentés à ceux du vent. En effet, KNEESHAW et BERGERON (1998) notent que la superficie couverte par les trouées varie de 7 % dans les peuplements de début de succession (tremblaias) à 40 % dans les vieilles forêts de sapin et de feuillus de lumière touchées par la TBE. La majorité des trouées ont moins de 400 m<sup>2</sup>, mais un bon nombre excède cette valeur. Ces dernières comptent cependant pour près de 50 % de la superficie totale couverte par les trouées. Ces résultats sont conformes à ceux de SPIES *et al.* 1990, LERTZMAN et KREBS 1991, QINGHONG et HYTTEBORN 1991, PERKINS *et al.* 1992 et BATTLES et FAHEY 1996. Par ailleurs, il semblerait que les peuplements peu affectés par la TBE possèdent une superficie totale de trouées de l'ordre de 15 à 20 % et que celle-ci double lorsque les éléments exogènes entrent en jeu (D'AOUST *et al.*, soumis; KNEESHAW et PRÉVOST, en préparation; Daniel Kneeshaw, comm. pers.). De plus, au Québec, cette dynamique semblerait relativement homogène sur l'ensemble du domaine de la sapinière à bouleau jaune (MESSIER *et al.*, en préparation). Enfin, ces résultats indiquent que l'application d'un aménagement écosystémique aux peuplements mélangés consisterait à faire un bon nombre de petites trouées entrecoupées de quelques trouées de plus grande dimension. Ces dernières pourraient avoir une superficie entre 500 et 1 500 m<sup>2</sup> (Daniel Kneeshaw, comm. pers.).

Le bouleau jaune se régénère bien dans une dynamique de trouées. Ces dernières favorisent la coexistence du sapin, de l'épinette rouge et du bouleau jaune. WHITE *et al.* (1985) analysent les relations entre les arbres qui composent le couvert et la régénération sous-jacente (semis et gaulis). Ils notent de bonnes relations entre 1) le couvert de sapin et la régénération d'épinette rouge, 2) le couvert d'épinette rouge et la régénération de sapin et 3) la présence de bouleau jaune dans les trouées. KNEESHAW et PRÉVOST (en préparation) notent que le bouleau jaune se régénère mieux dans les trouées de dimension modérée (de l'ordre de 800 m<sup>2</sup>). Ces relations de coexistence reposent sur la présence de niches particulières à chacune des espèces. Elles seraient à la base de la conservation des peuplements résineux sous-dominés par le bouleau jaune (Figure 11). On note cependant que les processus découlant de ces relations de coexistence sont peu compris.

La dynamique des trouées est liée à un ensemble de variables dont l'importance relative se modifie selon les changements des conditions écologiques. WORRALL et HARRINGTON (1988) ainsi que BATTLES *et al.* (1995) (Figure 12) notent que dans les basses altitudes (moins de 1 000 m) des montagnes blanches du New-Hampshire, les trouées couvrent près de 30 % de la superficie totale. Elles sont principalement liées à des champignons qui causent la carie des racines (surtout *Armillaria* spp.) et à des stress occasionnés par le vent. L'épinette rouge, attaquée par un scolyte du bois (*Dendroctonus rufipennis* Kirby), est également responsable de plusieurs trouées. En haute altitude, le bouleau jaune est pratiquement absent. Les trouées couvrent moins de territoire (moins de 20 % de la superficie) et plus de

la moitié d'entre elles sont directement reliées à un ensemble d'éléments qui favorisent la chute des arbres sous l'action du vent (ex. : sol mince).

C'est donc sous l'influence de processus apparentés à ceux-ci que se forment les peuplements mixtes de bouleau jaune (BjR). Au Québec, ces peuplements ont été décrits selon leur composition et leur structure par plusieurs auteurs (LEMIEUX 1963, BLOUIN et GRANDTNER 1971, BROWN 1981, MAJGEN *et al.* 1984). La structure de la bétulaie jaune à sapin baumier est relativement complexe en raison des particularités des diverses espèces qu'on y observe (épinette rouge ou blanche, pruche, thuya, érable rouge, érable à sucre) et la surface terrière est relativement élevée (souvent supérieure à 28 m<sup>2</sup>) (Figures 10b et 10c). La structure de ces espèces se situe à divers degrés entre la courbe de Liocourt et de la courbe en cloche (courbe de Gauss). La distribution des tiges de bouleau jaune peut prendre la forme d'une courbe de Liocourt aplatie ou d'une branche descendante de la cloche ou même d'une cloche. Les âges du bouleau jaune sont cependant très variables et la distribution diamètre-âge donne l'allure de peuplements inéquiennes (LEMIEUX 1963, BROWN 1981, MAJGEN *et al.* 1987). La distribution du sapin baumier ressemble soit à une courbe abrupte de Liocourt, soit à une branche descendante de la cloche. Cette distribution est fortement influencée par les épidémies de TBE et les chablis (LUSSIER *et al.* 2000). Certains peuplements pourraient se composer de cohortes de sapins provenant de plusieurs épidémies (1920, 1950, 1980) (MORIN 1990, MORIN et LAPRISE 1990). Les relations diamètre-âge montrent que le sapin peut former des populations inéquiennes et équiennes. La distribution des tiges de l'épinette rouge est généralement intermédiaire entre la courbe de Liocourt et la branche descendante de la cloche. La compilation sommaire des placettes temporaires du ministère des Ressources naturelles appuie cette thèse (Figure 10b).

### 2.2.3 Composition à l'échelle du paysage

On possède peu d'information sur les superficies couvertes par les divers stades évolutifs du domaine de la sapinière à bouleau jaune. La figure 13 montre des différences importantes dans la composition des sous-domaines de l'est et de l'ouest de la sapinière à bouleau jaune. Dans le premier cas, les sapinières abondent (bon nombre d'entre elles contiennent du bouleau jaune). Dans l'ouest, trois strates dominent : la bétulaie blanche, la bétulaie jaune résineuse et les pessières. À l'appui des données du troisième programme d'inventaire décennal, on estime qu'une superficie de l'ordre de 60 % des sites propices au type écologique de la bétulaie jaune résineuse (MJ2) serait occupée par des peuplements de début et de milieu de succession (Figure 10a). Cette proportion est nettement supérieure à celle observée dans les érablières. Elle est liée à des feux survenus vers 1850 dans la section ouest du Québec. Une présentation différente pourrait être obtenue si les compilations étaient réalisées à l'échelle de la région écologique. Enfin, dans le cadre de la problématique du bouleau jaune, il serait entièrement

justifié de définir des scénarios sylvicoles qui permettraient d'obtenir du bouleau jaune de qualité et en quantité suffisantes lorsque les peuplements de début et de milieu de succession auront atteint le stade de fin de succession. L'aménagement forestier permettrait d'atteindre plus rapidement ce dernier stade que l'évolution naturelle.

### 3. Les perturbations de petite superficie

Une fois que les divers peuplements présents sur le type écologique des érablières (tremblaie, tremblaie à érable à sucre...) ont atteint leur stade de fin de succession (érablière inéquienne) (Figure 5), la dynamique est prise en charge par des phénomènes internes (endogènes) de faible envergure, notamment la chute de quelques arbres formant des « microtrouées ». Les trouées créées dans les bétulaies jaunes résineuses sont probablement de plus grandes dimensions et causées par la combinaison de processus endogènes (chute d'arbres sénescents) et exogènes (épidémies de TBE). Ces trouées ont donc été reconnues comme une perturbation de grande superficie et elles ont été traitées dans la section précédente.

#### 3.1 Définition de la microtrouée

PINCHOT (1905), WATT (1947), BRAY (1956), WHITE (1979) ainsi que WHITE *et al.* (1985) semblent les premiers auteurs à avoir reconnu les « microtrouées » comme un phénomène important dans le maintien de la composition et de la structure des écosystèmes forestiers. La trouée correspond à la surface située directement sous la couronne des arbres formant le couvert (RUNKLE 1985). BROKAW (1982) stipule qu'une ouverture minimale de 20 m<sup>2</sup> est nécessaire pour être reconnue comme une trouée. Aucun autre auteur consulté ne précise une telle limite inférieure, de sorte que pour eux une trouée se forme aussitôt qu'un arbre du couvert tombe au sol. Certains auteurs utilisent le concept de la « trouée élargie » afin d'englober la trouée telle que définie précédemment ainsi qu'une section de la zone limitrophe influencée par la lumière. Les limites de la « trouée élargie » sont fixées par les tiges des arbres qui définissent la trouée (RUNKLE 1982, CANHAM 1988b, LERTZMAN *et al.* 1996). La zone d'influence des trouées sur la croissance des arbres peut cependant se rendre jusqu'à 5 à 10 m de la bordure des petites trouées. Ainsi, même très petites, les trouées d'un seul arbre peuvent avoir un effet significatif sur le taux de croissance des arbres localisés sous le couvert (CANHAM 1985). D'autres auteurs insistent sur la formation de « trouées progressives », c'est-à-dire d'ouvertures causées par des arbres qui perdent graduellement leurs feuilles et leurs branches (KRASNY et WHITMORE 1992). Les trouées progressives sont généralement associées à une maladie de l'arbre (ex. : maladie corticale du hêtre). Elles s'opposent aux « trouées soudaines » causées par des arbres faiblement défoliés et pourvus de la majorité de leurs branches. Enfin, pour les dendrochronologues, la trouée correspond à la superficie occupée par les

arbres montrant une même signature de leur patron de surcimage (oppression sous le couvert) et de détente (regain de croissance des arbres après l'ouverture du couvert) (PAYETTE *et al.* 1990).

Le passage entre la microtrouée et le couvert se situe à diverses hauteurs selon les auteurs consultés (WHITE *et al.* 1985). Par exemple, pour RUNKLE (1982), la limite se situe entre 10 et 20 m. WORRALL et HARRINGTON (1988), qui ont étudié des forêts résineuses, reconnaissent que les arbres font partie de la trouée tant que leur hauteur demeure inférieure à la moitié du couvert environnant.

### 3.2 Caractéristiques des arbres à l'origine des microtrouées

La majorité des trouées (près de 75 à 80 %) sont formées par la chute d'un seul arbre. Près de 15 % proviennent de la chute de deux arbres alors que le reste est formé par plus de deux arbres (FOX 1977; ROMME et MARTIN 1982; RUNKLE 1982, 1985, 1990; KRASNY et WHITMORE 1992; DAHIR et LORIMER 1996).

Les arbres causant les trouées sont généralement de gros individus dont le diamètre est égal ou supérieur à 40 cm (RUNKLE 1990, KRASNY et WHITMORE 1992). La principale cause de la chute des arbres de mauvaise qualité serait la carie interne. Elle fait en sorte que les arbres cassent au-dessus du sol car ils ne peuvent plus supporter le poids de leur cime (BARDEN 1980, 1981; MCCARTHY 2001). La façon dont les arbres tombent au sol (cassés ou déracinés) ont des répercussions importantes sur la dynamique forestière (PUTZ *et al.* 1983, PICKETT et WHITE 1985, RUEL *et al.* 1988, PETERSON et PICKETT 1991). Les arbres déracinés ont un impact local 1) sur le façonnement d'une microtopographie bosselée et 2) sur l'apparition de sol minéral à la surface du sol.

### 3.3 Cycle des microtrouées

La prise en compte du cycle des microtrouées constitue une donnée importante car elle permet d'identifier un âge au-delà duquel les peuplements possèdent des attributs des forêts surannées, notamment des gros arbres, des gros chicots et des gros débris ligneux. La surface terrière de ces forêts est généralement élevée (plus de 30 m<sup>2</sup>/ha). Les forêts et les arbres excédant le cycle des trouées devraient donc faire l'objet d'une attention particulière lors de leur aménagement.

Les auteurs dont les travaux ont porté sur le cycle des trouées caractérisant les peuplements de feuillus utilisent trois méthodes dont les résultats sont apparentés. La première consiste à définir une superficie annuelle de trouées à l'hectare (ex. : 50 m<sup>2</sup>), laquelle est convertie en un taux annuel de remplacement (0,5 %) et en un cycle (200 ans). La seconde méthode définit un âge pour lequel les arbres composant les trouées atteignent le couvert (ex. : 90 ans) et leur âge moyen de mortalité

(ex. : 200 ans). La différence obtenue entre ces deux âges est dénommée le « temps de passage dans le couvert » et correspond au cycle de feu (ex. : 110 ans) (Figure 14). Enfin, la troisième méthode évalue le cycle en assumant que sa durée équivaut à près de la moitié de la longévité des arbres qui constituent le couvert (MCGEE *et al.* 1999).

À la lumière des résultats rapportés dans la littérature, nous recommandons, dans le contexte de cette annexe, qu'un cycle de trouées de l'ordre de 150 à 200 ans soit retenu. Cela signifie que le taux annuel des microtrouées varie de 0,64 %, pour une superficie annuelle de trouées de 64 m<sup>2</sup>/ha (cycle de 150 ans) à un taux annuel de 0,5 % pour une superficie annuelle de trouées de 50 m<sup>2</sup>/ha (cycle de 200 ans). Ces estimés découlent, tout d'abord, des auteurs qui ont évalué le cycle par le biais d'une superficie annuelle de trouées. Il s'agit soit d'observations réalisées directement dans les peuplements actuels (ROMME et MARTIN 1982; RUNKLE 1982, 1985, 1991) ou qui résultent d'une analyse de dendrochronologie (PAYETTE *et al.* 1990). À ceux-ci s'ajoutent les auteurs ayant utilisé la notion du « temps de passage dans le couvert » (LORIMER et FRELICH 1989, 1994; FRELICH et GRAUMLICH 1994; DAHIR et LORIMER 1996). Enfin, l'âge maximal mentionné pour les arbres qui composent les érablières, laisse supposer que le cycle proposé est réaliste (HOUGH et FORBES 1943; FOWELLS 1965).

### 3.4 Dynamique des microtrouées et formation de la structure inéquienne

La majorité des microtrouées naturelles possèdent une superficie inférieure ou égale à 400 m<sup>2</sup> (BORMANN et LIKENS 1979; LORIMER 1980; BARDEN 1981; RUNKLE 1981, 1982, 1985; PARKER 1989; PAYETTE *et al.* 1990; MCCLURE et LEE 1993; BEAUDET et MESSIER 1997; DOYON et SOUGAVINSKI 2002; Tableau 1). Selon les travaux de RUNKLE (1982), réalisés dans le sud des Appalaches (New York, Ohio, Tennessee, etc.), les trouées de plus de 400 m<sup>2</sup> représentaient seulement 3 % du nombre total de trouées, ce qui correspondait à approximativement 1 % de la superficie totale occupée par l'ensemble des trouées. Le rapport entre le diamètre des trouées et la hauteur du couvert (D/H) est souvent inférieur à 0,5 et, dans la majorité des cas, inférieur à 1,0 (RUNKLE 1990). Certaines informations en provenance des forêts mixtes mésophytiques indiquent toutefois que les trouées naturelles peuvent y couvrir des superficies plus importantes (LORIMER et FRELICH 1994). Par exemple, ROMME et MARTIN (1982) montrent que 14 % des trouées ont une superficie supérieure à 600 m<sup>2</sup> alors que 35 % excèdent 400 m<sup>2</sup>.

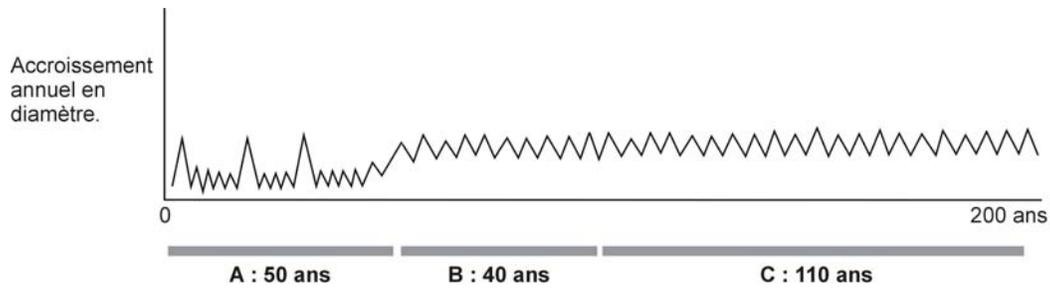
La dimension des trouées est influencée par le stade de développement des peuplements (DAHIR et LORIMER 1996). Dans le contexte de la Nouvelle-Angleterre, les érablières relativement jeunes et issues d'une perturbation catastrophique possèdent des microtrouées de superficie inférieure à celle des forêts exemptes de perturbations depuis une longue période (LORIMER 1989). RUNKLE (1991) note des trouées de l'ordre de 280 m<sup>2</sup> dans les vieilles forêts comparativement à 40 m<sup>2</sup> dans les forêts plus jeunes.

**Tableau 1. Description des trouées échantillonnées par divers auteurs nord-américains et brève présentation de leur secteur d'étude (adapté de DOYON et SOUGAVINSKI 2002)**

Auteur	Minimum	Moyenne	Maximum	Commentaires
BARDEN 1979		65 m <sup>2</sup> (médiane)		Étude réalisée dans un parc national du Tennessee. Les trouées étudiées (n = 95) se sont surtout formées lors de la chute de pruches laquelle a favorisé le développement d'espèces moins tolérantes à l'ombre, notamment <i>Betula alleghaniensis</i> , <i>Liriodendron tulipifera</i> et <i>Magnolia fraseri</i> . Le problème est de maintenir la pruche. Bien que la grandeur moyenne actuelle des trouées soit de 65 m <sup>2</sup> , l'auteur estime la dimension moyenne des trouées à 130 m <sup>2</sup> , lors de leur formation.
BARDEN 1980	2	51 m <sup>2</sup> (médiane)	215	Étude réalisée dans un parc national du Tennessee à l'intérieur de cent trouées créées par la chute d'un arbre. Les forêts étudiées se composent de <i>Acer saccharum</i> , <i>Tilia heterophylla</i> , <i>Tsuga canadensis</i> , <i>Aesculus octandra</i> et <i>Halesia carolina</i> . À l'aide du modèle de Markov, l'auteur a prévu la végétation susceptible d'occuper les trouées. Il note l'augmentation de trois espèces très tolérantes à l'ombre : <i>Acer saccharum</i> , <i>Halesia carolina</i> et <i>Fagus grandifolia</i> . Les autres espèces seraient en décroissance. Bien que la grandeur moyenne des trouées soit de 51 m <sup>2</sup> , les auteurs estiment la dimension moyenne des trouées à 100 m <sup>2</sup> , lors de leur formation.
BARDEN 1981	Trouées formées par un arbre N = 118			Étude réalisée dans un parc national du Tennessee. À l'aide du modèle de Markov, l'auteur démontre que les espèces peu tolérantes à l'ombre, bien qu'en décroissance, peuvent se maintenir comme composantes mineures sans l'influence de perturbations exogènes majeures.
	8	90	404	
	Trouées formées par plusieurs arbres N = 42			
	70	242	1 320	
ROMME et MARTIN 1982	74	374	1 235	Suivi de trouées sur un territoire de 104 ha dans les forêts mixtes mésophytiques du Kentucky. Les trouées sont surtout formées par la chute des hêtres.
RUNKLE 1982	25	150-200	1 500	Étude réalisée dans quatorze secteurs de la forêt mésophytique. La pruche, le hêtre, l'érable à sucre et le bouleau jaune sont les espèces dominantes. Un pour cent des trouées a une superficie supérieure à 400 m <sup>2</sup> . Ces dimensions maximales sont, selon les territoires étudiés, de 507, 707 et 1 490 m <sup>2</sup> . Une superficie de 400 m <sup>2</sup> serait suffisante pour régénérer le bouleau jaune. La superficie totale moyenne couverte par les trouées est de 9,5 % (3,2 à 24,2 %).
PAYETTE <i>et al.</i> 1990	9	126	385*	Caractérisation des trouées (n = 32) et de la dynamique naturelle d'une érablière à bouleau jaune localisée au nord de la ville de Québec. Seulement deux trouées ont plus de 300 m <sup>2</sup> alors qu'aucune n'excède 400 m <sup>2</sup> . * La plus grande trouée (385 m <sup>2</sup> ) n'est cependant pas cartographiée dans sa totalité puisqu'elle déborde l'aire d'étude.

**Tableau 1 (fin). Description des trouées échantillonnées par divers auteurs nord-américains et brève présentation de leur secteur d'étude (adapté de DOYON et SOUGAVINSKI 2002)**

Auteur	Minimum	Moyenne	Maximum	Commentaires
MLADENOFF 1990	49,5	138,8	214	Étude réalisée au Michigan dans une vieille forêt de feuillus tolérants et de pruche. Analyse des relations entre les réservoirs de graines contenus dans le sol des trouées et ceux caractérisant le reste de la forêt. Les trouées étudiées ne favorisent pas la germination et la croissance du bouleau jaune.
CHO et BOERNER 1991		25,9 (20,3) 34,2 (58,9)	86,4 285,9	Étude réalisée en Ohio dans deux forêts de 146 et 71 ha dominées par l'érable à sucre et le hêtre. Les chênes sont présents (23 % de la surface terrière) et la dynamique naturelle des trouées ne semble pas assurer leur maintien. (les valeurs entre parenthèses correspondent à l'écart-type)
KRASNY et WHITMORE 1992		42,8 m <sup>2</sup> (trouée) 209,1 m <sup>2</sup> (trouée étendue)		Étude réalisée dans l'état de New-York dans une forêt composée de <i>Fagus grandifolia</i> , <i>Acer saccharum</i> , <i>Fraxinus americana</i> , <i>Acer rubrum</i> et <i>Quercus rubra</i> . Le but est de caractériser les trouées progressives causées principalement par la chute des hêtres atteints par la maladie corticole du hêtre.
DAHIR et LORIMER 1996		44 m <sup>2</sup> (a) 70 m <sup>2</sup> (b)		Étude réalisée au Michigan sur un territoire de 14 000 ha dominé par des forêts de feuillus ainsi que par des peuplements mixtes de feuillus et de pruche. Caractérisation des trouées (taux annuel, superficie, caractéristiques des arbres produisant les trouées...) relativement à divers stades de développement (gaulis, mature, suranné). A : trouées dans les vieilles forêts, un seul arbre B : trouées formées par plus d'un arbre



- A : Alternance de périodes de bonne et de mauvaise croissance liées à l'ouverture et à la fermeture du couvert.
- B : Temps écoulé depuis la dernière trouée et l'atteinte du couvert par les jeunes arbres. La définition de la hauteur du couvert varie selon les auteurs. Pour certains, elle correspond à la moitié de la hauteur du couvert dominant.
- C : Temps de passage dans le couvert ( $200 - 50 - 40 = 110$  ans).

Figure 14. Méthode utilisée par les divers auteurs afin de définir le temps de passage dans le couvert. Cette notion est utilisée afin de définir le cycle des trouées, estimé à 150-200 ans dans les érablières.

Les microtrouées présentes dans les peuplements de feuillus n'auraient pas tendance à s'agrandir. Certaines seraient cependant perturbées par la chute d'arbres sains ou morts localisés à proximité (RUNKLE 1984, 1990). Il ne s'agit cependant pas d'un phénomène d'agrandissement des trouées similaire à celui décrit dans les forêts résineuses par WHITE *et al.* (1985), mais d'un processus dynamique associé à l'ensemble de la superficie couverte par les érablières (RUNKLE 1984, 1990; FOSTER et REINERS 1986; RUNKLE et YETTER 1987; FRELICH et GRAUMLICH 1994).

Les trouées se répartissent de façon aléatoire dans les peuplements. Par exemple, FRELICH et GRAUMLICH (1994) montrent que les trouées provenant de diverses périodes (1840-1859, 1910-1959 et 1980-1988) sont réparties sur l'ensemble de la superficie étudiée. Les paysages naturels d'érablières présentent donc une certaine uniformité au niveau de leur couvert lequel est interrompu par de petites trouées réparties sans aucun ordre apparent. Les spécialistes décrivent un tel assemblage comme « un mélange spatial aléatoire à grains fins » (FRELICH et GRAUMLICH 1994).

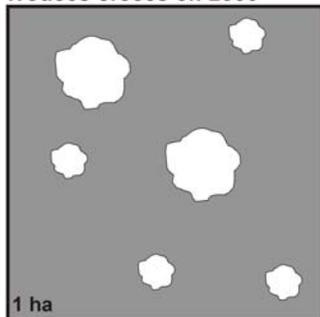
De nouvelles trouées se forment à l'intérieur des anciennes. Par exemple, la plus vaste trouée ( $385 \text{ m}^2$ ) recensée par PAYETTE *et al.* (1990) a été créée en 1897. Celle-ci s'est par la suite fragmentée en quatre autres petites trouées au cours des décennies 1940 et 1950. L'ensemble de ces trouées récentes couvre près de 80 % de la superficie de la trouée d'origine. La superficie non touchée (20 %) a des attributs des forêts surannées (gros arbres sains...).

La superficie annuelle couverte par les trouées (taux de renouvellement) varie d'une année à l'autre, ce qui provoque un recrutement épisodique de nouveaux individus lesquels formeront les prochains peuplements. Les observations de plusieurs auteurs confirment cette observation (HOUGH et FORBES 1943, LORIMER 1980, ROMME et MARTIN 1982, PAYETTE *et al.* 1990, RUNKLE 1990, FRELICH et GRAUMLICH 1994, CHOKKALINGAM et WHITE 2001). Par exemple, PAYETTE *et al.* (1990) notent que les plus vieilles trouées se sont formées aux cours des décennies 1860, 1870 et 1890. Aucune ne s'est formée au cours des décennies 1900, 1910 et 1920 bien que la majorité des jeunes trouées se soient établies au cours des décennies 1940 à 1980. Les causes de ces variations peuvent être diverses. ROMME et MARTIN (1982) évoquent des tempêtes de vent locales et de courte durée.

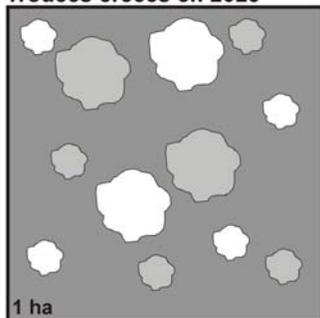
La superficie totale moyenne occupée par les trouées est de l'ordre de 10 % (LORIMER 1980; ROMME et MARTIN 1982; RUNKLE 1982, 1990; LORIMER 1989; PARKER 1989; MLADENOFF 1990, KRASNY et WHITMORE 1992; Figure 15), ce qui est conforme avec le cycle des trouées défini précédemment. Les superficies totales des trouées recensées varient cependant de 3,2 à 24,2 % (RUNKLE 1982) et entre 2 et 12 % (FRELICH et GRAUMLICH 1994). Les secteurs échantillonnés par RUNKLE (1982) et dans lesquels la superficie des trouées excède 10 % proviennent du même site d'échantillonnage (*Great Smoky Mountain National Park*). DAHIR et LORIMER (1996) évaluent la superficie totale couverte par les trouées sur la base de la décennie (1940, 1950, 1960, 1970, 1980). Leurs résultats montrent que cette superficie varie de 0,6 à 17,9 %. La majorité des valeurs supérieures à 10 % se rapportent à la décennie 1950 laquelle a fait l'objet d'importantes tempêtes de vent. De plus, LORIMER (1980) recense huit perturbations survenues au cours des 250 dernières années. Aucune d'elles n'a touché plus de 10 % du couvert. Enfin, KRASNY et WHITMORE (1992) ont étudié une forêt de 8,7 ha de l'état de New York, touchée par la maladie corticale du hêtre. Cette forêt est dominée par le hêtre, l'érable à sucre, le frêne blanc, l'érable rouge et le chêne rouge. Les auteurs évaluent à 8 % la superficie couverte par les trouées étendues.

La dynamique des trouées, définie par un recrutement continu d'individus, forme des peuplements inéquiennes composés d'arbres dont l'âge, le diamètre, la hauteur et la répartition horizontale sont très variés (PINCHOT 1905; MEYER et STEVENSON 1943; JONES 1945; ARBOGAST 1957; TRIMBLE *et al.* 1974; MARQUIS 1978; BORMANN et LIKENS 1979; LORIMER 1980, 1989; CROW *et al.* 1981; SMITH et LAMSON 1982, MAJCEN *et al.* 1984, 1985, 1990; LEAK et GOTTSACKER 1985; WHITMORE 1989; PAYETTE *et al.* 1990; NYLAND 2002; Figures 16 et 17). Les oscillations causées par le nombre de tiges, lequel varie selon les classes de diamètre, font en sorte que la courbe de répartition naturelle des tiges n'est pas en équilibre (LORIMER 1989). Cette variabilité s'estompe cependant lorsque des courbes sont tracées sur la base de classes de diamètre de l'ordre de 10 cm. La structure inéquienne, schématisée au moyen d'un « J inversé » représente la distribution théorique de Liocourt (LEAK 1965). Cette structure se matérialise sur de petites superficies, c'est-à-dire de l'ordre de 0,65 ha. Elle n'est donc pas la conséquence d'un assemblage de petits peuplements de structure inéquienne et d'âge varié.

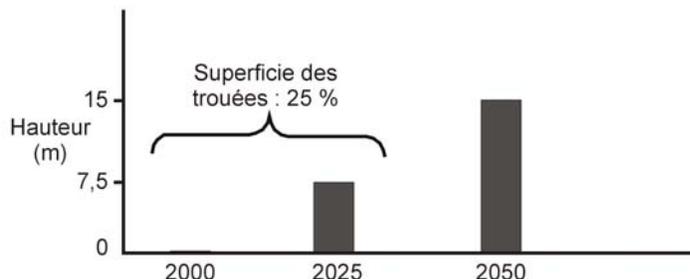
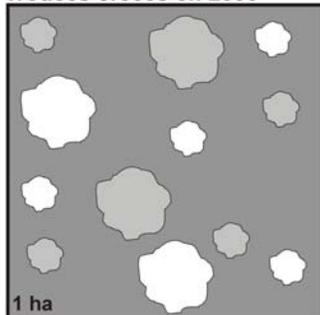
Trouées créées en 2000



Trouées créées en 2025



Trouées créées en 2050



Évolution de la croissance en hauteur des arbres en régénération dans les trouées de l'an 2000. En 2025, ceux-ci feront encore partie de la trouée parce que leur hauteur est inférieure à 0,5 la hauteur du couvert. En 2050, les arbres de l'an 2000 appartiennent au couvert.

Année de coupe	Superficie (m <sup>2</sup> ) cumulée de coupe/ha	Diamètre (cm) <sup>1</sup>	Hauteur (m) <sup>1</sup>	Superficie en trouées (%)
2000	1 250	0	0	12
2025	2 500	10	7.5	25
2050	3 750	20	15	25
2075	5 000	30	22	25
2100	6 250	40	23	25
2125	7 500	50	24	25
2150	8 750	60	25	25
2175	10 000	70	25	25

1 Diamètre des arbres libérés en 2000 selon un taux annuel d'accroissement en diamètre de 4 mm.

2 Hauteur des arbres libérés en 2000 selon un taux annuel d'accroissement en hauteur de 30 cm (en début de croissance).

Figure 15. Représentation schématique d'un taux de prélèvement de microtrouées de 0,5 % (cycle de 200 ans). Ce taux permet d'ouvrir le couvert sur une superficie de 1 250 m<sup>2</sup> à chacune des interventions. La première récolte survient en 2000. Lors de la seconde récolte (2025), la superficie occupée par les trouées est de 25 %. Par contre, si les arbres dégagés en 2000 avaient déjà une hauteur de quelques mètres à cette époque, il est possible que ceux-ci excèdent 10 m en 2025. Alors le recouvrement des trouées serait de l'ordre de 12 %. Idéalement, la superficie occupée par les trouées n'excéderait pas 10 % de la superficie totale. Une fois le couvert atteint, les tiges ont besoin d'un certain nombre d'années pour atteindre un âge (environ 120 ans) et un diamètre d'exploitabilité (plus de 40 cm). Lors de l'intervention de 2050, la superficie des trouées maximum sera de 25 % car les arbres qui constituaient les trouées de l'an 2000 ont atteint le couvert.

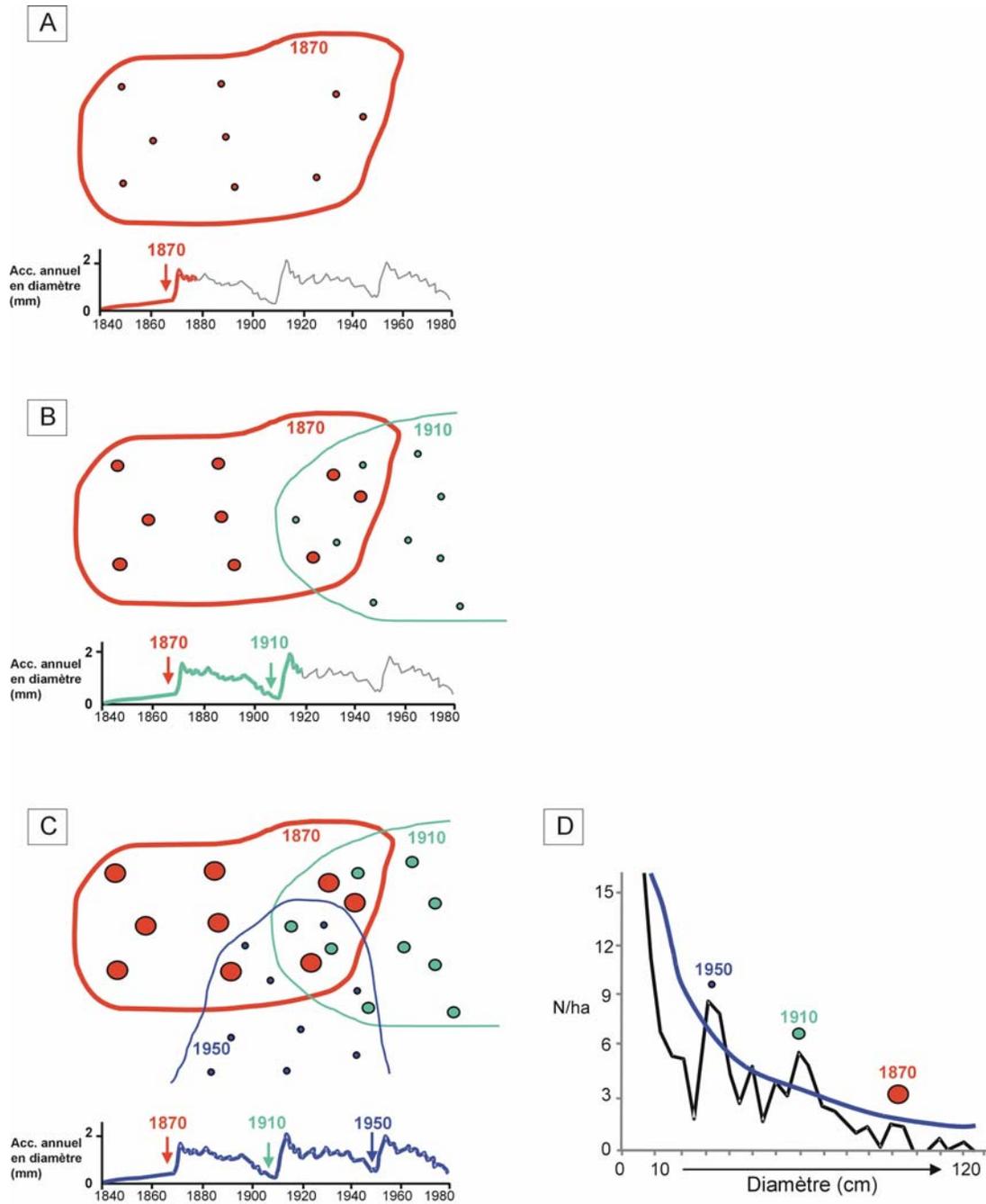


Figure 16. Les érablières naturelles mûres ou surannées adoptent une structure irrégulière avec oscillations. Cette structure est créée par le chevauchement de trouées de petite dimension lesquelles apparaissent de façon sporadique (recrutement épisodique). Par exemple, une trouée s'est formée en 1870 (A). Celle-ci a favorisé le développement de la régénération préétablie ainsi que l'installation de nouveaux individus. Ces semis et gaulis ont cru en hauteur et en diamètre. Le même processus s'est répété au cours des trouées subséquentes formées en 1910 (B) et en 1950 (C). La structure inéquienne obtenue est schématisée au moyen d'un « J inversé » (D). Cet exemple s'inspire de PAYETTE *et al.* (1990) et de LORIMER (1980).

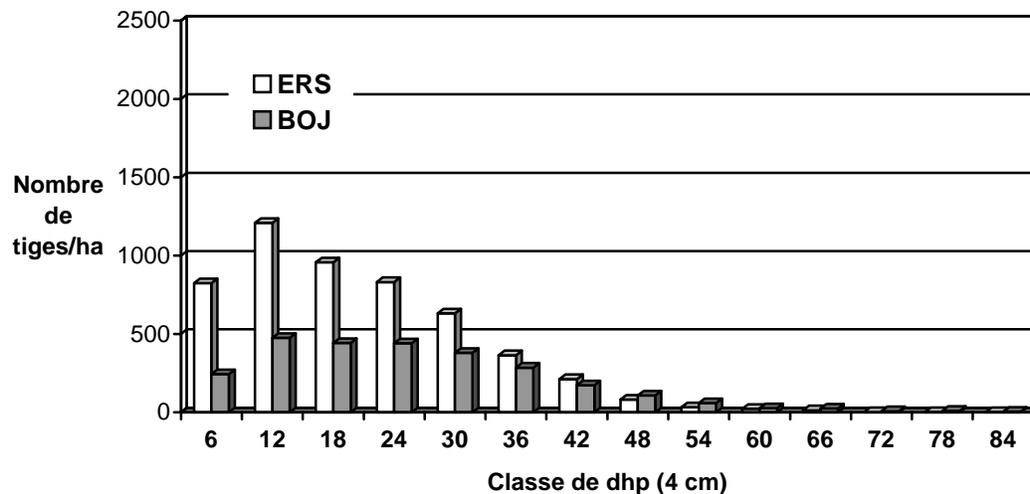


Figure 17. Structure diamétrale des érablières à bouleau jaune selon les placettes temporaires du troisième programme d'inventaire décennal du MRNQ, compilées pour les fins du présent avis.

La structure inéquienne est tout d'abord façonnée par l'érable à sucre. Le nombre de tiges de cette espèce est très élevé dans les petites classes de diamètre et diminue à mesure que le diamètre augmente. Lorsque les espèces compagnes sont abondantes, elles peuvent modifier l'allure de la courbe. Leur présence se manifeste soit par l'apparition de protubérances dans la courbe de distribution du nombre total des tiges. Une déficience d'érable à sucre peut également amener une rectification de la courbe. Les bouleaux jaunes sont généralement moins abondants que les érables à sucre dans la majorité des classes de diamètre. La courbe créée par la distribution diamétrale de cette espèce ressemble à un J ou à une cloche aplatie. Souvent, les plus gros arbres qui composent les érablières sont des bouleaux jaunes. Cette répartition particulière du bouleau jaune serait liée à la faible disponibilité des lits de germination (sol minéral, bois en décomposition) ainsi qu'aux conditions de lumière qui satisfont plus rarement les exigences de cette espèce (MLADENOFF 1990, PAYETTE *et al.* 1990, Figure 17). Dans un contexte d'aménagement forestier, la structure inéquienne des peuplements risque de s'altérer à divers niveaux, notamment par la perte ou la réduction notable des individus de gros diamètres (plus de 50 cm) et une certaine régularisation de la structure causée par la recherche d'un nombre de tiges dans la classe de diamètre qui se rapproche le plus possible de la distribution théorique de Liocourt. Ces éléments pourraient également produire des surfaces terrières inférieures à celles des peuplements naturels ou actuellement aménagés. On note sur la figure 18 qu'un nombre assez important de peuplements ont une surface terrière égale ou supérieure à 30 m<sup>2</sup>.

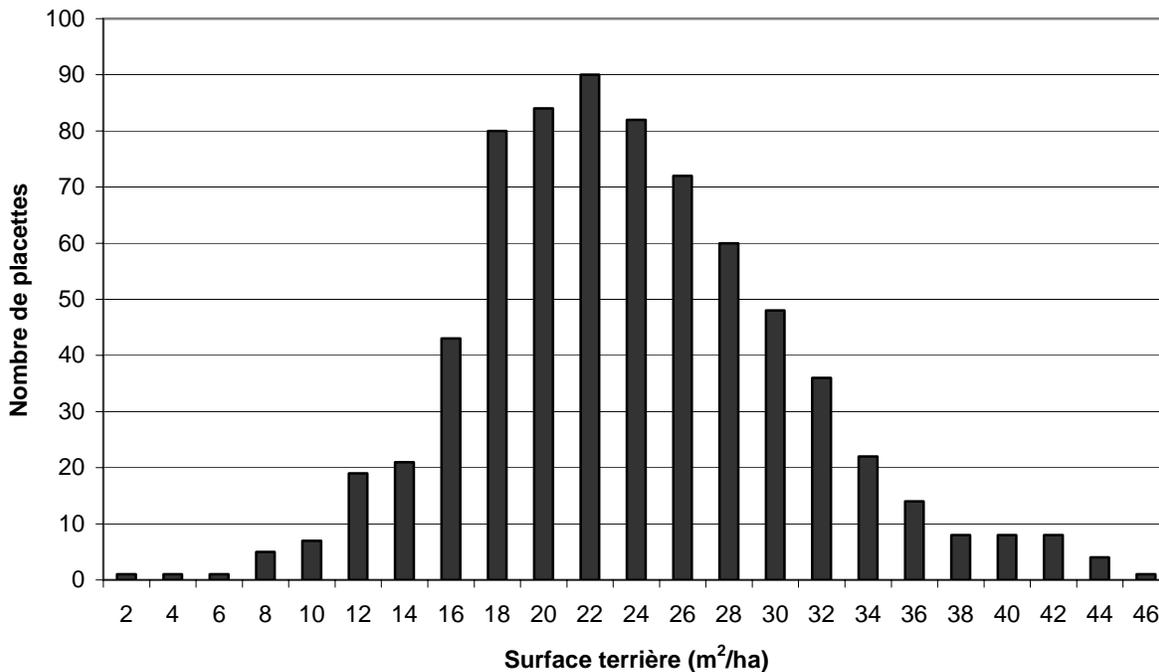


Figure 18. Surface terrière des érablières à bouleau jaune selon les placettes temporaires du troisième programme d'inventaire décennal du MRNQ, compilées pour les fins du présent avis.

Dans tout le processus de création des trouées et de la dynamique générale des érablières et des bétulaies jaunes à érable à sucre, les gros arbres, les gros chicots et les gros débris ligneux caractéristiques des forêts surannées constituent un habitat essentiel pour un nombre important d'organismes. Certains y nichent alors que d'autres les utilisent comme couvert ou pour se mettre à l'abri des prédateurs. Enfin, certains les utilisent pour se déplacer ou pour se percher (MCGEE *et al.* 1999). Les chicots et débris ligneux sont de plus des substrats propices au développement des champignons (AMARANTHUS *et al.* 1994, BADER *et al.* 1995), des bryophytes (SODERSTROM 1988, LESICA *et al.* 1991), des lichens (LESICA *et al.* 1991, ESSEEN *et al.* 1996) et des plantes vasculaires (BRATTON 1976, WEBB 1988, HARMON et FRANKLIN 1989, MCGEE et BIRMINGHAM 1997). Selon leur degré de décomposition, les attributs des vieilles forêts font même l'objet de successions d'espèces de bryophytes (ANDERSSON et HYTTBORN 1991), de champignons (BADER *et al.* 1995) et d'invertébrés (HANULA 1996). Les coupes forestières sont susceptibles de diminuer et d'abaisser la qualité des attributs des forêts surannées (ZEEDYK et EVANS 1975, MCCOMB et NOBLE 1980, LORIMER 1989, ROONEY 1995, GOODBURN et LORIMER 1998, MCGEE *et al.* 1999).

On pose l'hypothèse que les érablières naturelles de structure équienne sont rares (Zoran Majcen, comm. pers.). On les observerait ici et là et elles seraient d'origine de feu. BILODEAU (1992) présente la dynamique de certaines d'entre elles au lac Saint-Jean. Les érablières équiennes seraient principalement d'origine anthropique et seraient la conséquence de coupes totales exécutées dans des érablières inéquiennes (BORMANN et LIKENS 1979, LEAK et GOTTSACKER 1985, LORIMER 1989, LEAK 1991, LORIMER et FRELICH 1994).

### 3.5 Dynamique de la végétation à l'intérieur des trouées et relation de coexistence entre les espèces

Les trouées se situent au cœur de la dynamique des érablières qui ne sont pas touchées par les perturbations catastrophiques. Par rapport à la forêt qui leur est adjacente, elles sont caractérisées par une augmentation de la lumière, de l'humidité et d'éléments minéraux (MLADENOFF 1987, 1990). Une fois les trouées formées, une dynamique forestière complexe se met en œuvre. Celle-ci repose sur 1) la fermeture de la couronne, 2) les espèces déjà présentes sous le couvert et le recrutement de nouvelles espèces et 3) la croissance en hauteur de ces diverses espèces. Cette dynamique est fortement influencée par l'autécologie des espèces, notamment leur tolérance à l'ombre, la grosseur et la mobilité de leurs semences et la qualité des lits de germination.

#### 3.5.1 Le taux de fermeture

La prise en compte de la fermeture du couvert constituerait un élément important de la dynamique des trouées de très petite dimension (HIBBS 1982, LORIMER 1989). Le taux de fermeture du couvert varie généralement de 4 à 14 cm annuellement, bien qu'il puisse atteindre de 20 à 26 cm (BARDEN 1980; RUNKLE 1985, 1990). La croissance latérale moyenne du bouleau jaune dans le couvert serait de 11 cm annuellement (HIBBS 1982), en comparaison de 8,3 cm pour l'érable à sucre (RUNKLE 1982). Dans les trouées de plus grande dimension, la dynamique reposerait davantage sur la croissance de la végétation à l'intérieur de la trouée (MCCLURE *et al.* 2000). Les observations des écologistes québécois supposent que la fermeture du couvert soit négligeable dans des trouées de plus de 200 m<sup>2</sup>, 17 ans après leur formation (Zoran Majcen, comm. pers.).

#### 3.5.2 La composition forestière

Dans les ouvertures créées par les trouées, certaines espèces sont déjà présentes alors que de nouvelles espèces s'installent sur une courte période. Au-delà des deux tiers des hêtres et des érables à sucre présents dans les trouées appartiennent à la régénération préétablie, alors que la majorité des bouleaux jaunes se sont établis après la formation des trouées (PETERSON et PICKETT 1991, 1995; MCCLURE *et al.* 2000). La période d'installation serait de l'ordre de 4 ans (MCCLURE *et al.* 2000), bien que certains auteurs la prolonge jusqu'à 13 ans (RUNKLE 1982, BROKAW 1985, Figure 19).

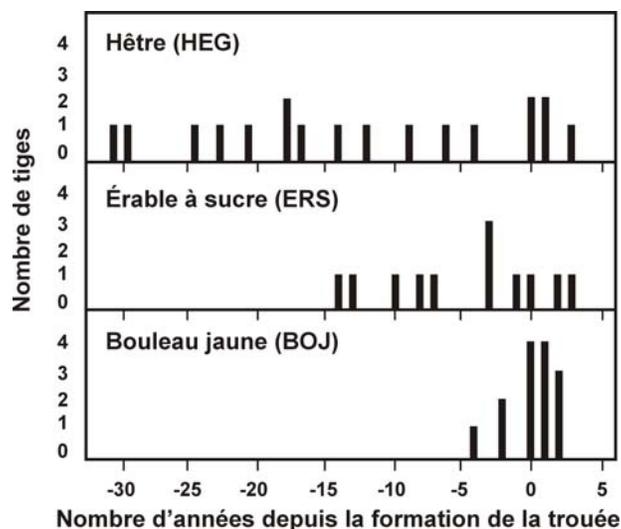
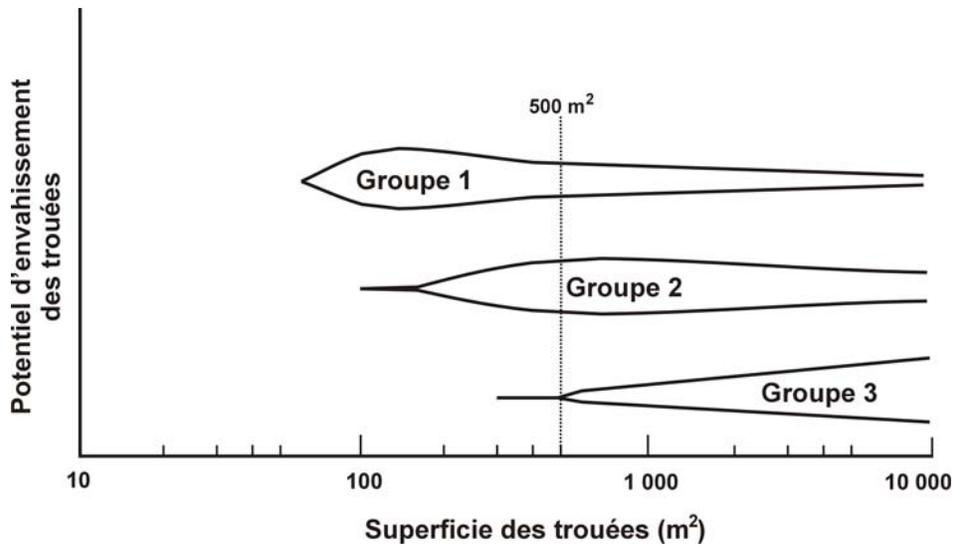


Figure 19. Dynamique d'établissement des principales espèces de l'érablière en fonction de l'année de la formation d'une trouée. Le hêtre, une espèce très tolérante à l'ombre, s'établit régulièrement sous le couvert avant que la trouée se forme à l'année 0. À l'inverse, le bouleau jaune est fortement associé aux conditions créées par la trouée (lumière, mise à nu de sol minéral causé par le chablis de quelques arbres) et est reconnu comme une espèce semi-tolérante. L'érable à sucre occupe une position intermédiaire entre les deux espèces précédentes. Il est quand même classé parmi les espèces intolérantes à l'ombre (MCCLURE *et al.* 2000).

La composition forestière à l'intérieur des trouées varie également selon le degré d'ouverture. Les petites trouées favorisent la croissance des espèces tolérantes à l'ombre, comme le hêtre et la pruche, c'est-à-dire d'espèces dont la germination et l'installation sont possibles sous un couvert fermé (espèces préétablies lors de la formation des trouées). Des ouvertures de l'ordre de 400 m<sup>2</sup> semblent assurer le maintien des espèces semi-tolérantes à l'ombre, notamment le bouleau jaune. Des ouvertures plus grandes favoriseraient le développement des espèces intolérantes à l'ombre (cerisier de Pennsylvanie, peuplier faux-tremble, bouleau blanc, chêne rouge) (HATCHER 1966; MARKS 1974; LEAK et GOTTSACKER 1985; RUNKLE 1985; WHITE *et al.* 1985; CANHAM 1988a, 1989; Figure 20). L'érable à sucre serait relativement polyvalent et s'accommoderait de diverses dimensions de trouées (HIBBS 1982, CANHAM 1988a). Il faut noter que la régénération du chêne rouge n'est pas une préoccupation dans le cadre de cette annexe puisque les types écologiques étudiés en recèlent très peu.

### 3.5.3 La croissance des espèces

À l'intérieur des trouées, la croissance en hauteur des semis et des gaulis est généralement bonne mais elle diminue dès que les conditions de luminosité ne sont pas optimales. Plusieurs ouvertures sont nécessaires pour que les arbres atteignent le couvert. Par exemple, la croissance en hauteur des érables à sucre sous le couvert est inférieure à 3 cm annuellement, comparativement à près de 40 cm en période d'ouverture optimale (Figure 21). Si de tels rythmes sont maintenus durant 50 ans, une hauteur de 1,5 m



**Groupe 1 : espèces tolérantes à l'ombre (érable à sucre- Ers, hêtre- Heg)**

**Groupe 2 : espèces semi-tolérantes (bouleau jaune- Boj)**

**Groupe 3 : espèces intolérantes à l'ombre (peuplier faux-tremble- Pet, cerisier de Pensylvanie- Prp)**

Figure 20. Représentation schématique de la capacité des divers groupes d'espèces à se développer à l'intérieur des trouées (BORMANN et LIKENS 1979, légèrement modifié).

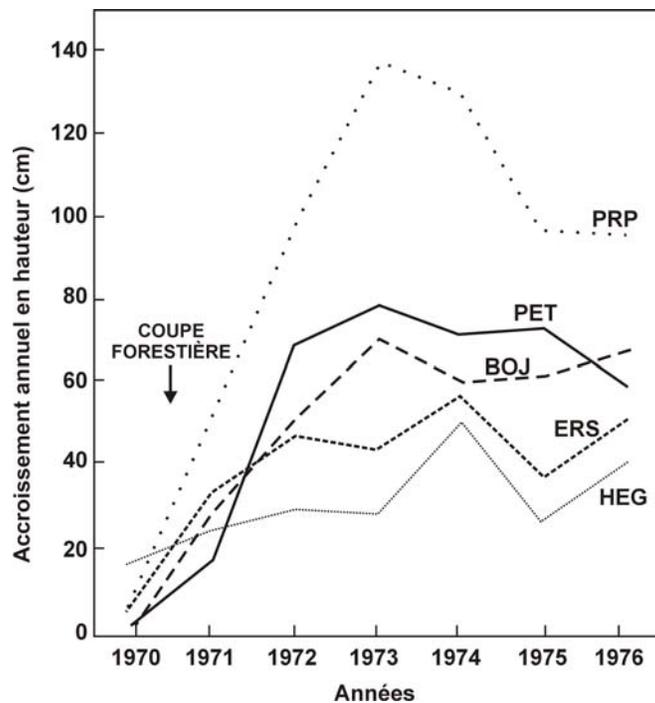


Figure 21. Accroissement annuel en hauteur de diverses espèces après une coupe forestière. Règle générale, la croissance augmente depuis les espèces tolérantes à l'ombre (Ers, Heg) vers les espèces intolérantes à l'ombre (Prp, Pet) (BORMANN et LIKENS 1979).

sera atteinte par les érables à sucre présents sous le couvert, par rapport à 20 m pour ceux localisés dans les ouvertures (CANHAM 1985). La fermeture du couvert, l'augmentation de la densité des semis et des gaulis ainsi que des réductions de croissance des espèces font en sorte qu'un nombre restreint de semis atteindront le couvert en une seule trouée. HIBBS (1982) ainsi que ANDERSON et RICE (1993) soulignent qu'un taux de croissance en hauteur de 45 cm annuellement serait nécessaire pour que le bouleau jaune atteigne le couvert avant la fermeture de trouées de moins de 100 m<sup>2</sup>. Le taux de fermeture des trouées est de l'ordre de 15 cm annuellement. La majorité des tiges auront plutôt besoin de deux ou trois ouvertures (HIBBS 1982, RUNKLE et YETTER 1987, RUNKLE 1990).

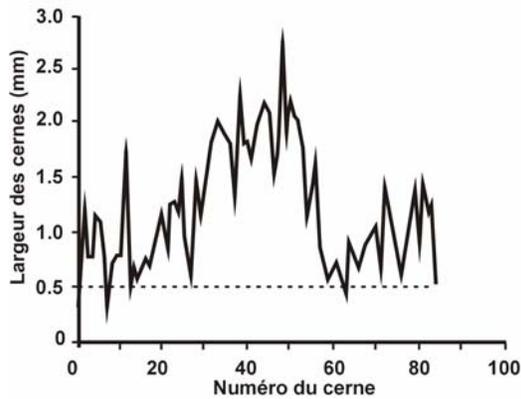
Selon l'influence des conditions variables de luminosité, trois principaux modes de croissance sont observés (CANHAM 1985, 1990; Figures 22 et 23). Dans le premier modèle, les périodes d'oppression, c'est-à-dire les périodes au cours desquelles la largeur des cernes annuels est en deçà de 0,5 mm sont absentes. Il s'agit cependant d'un modèle rarement observé (CANHAM 1990). Le second modèle est caractérisé par une longue période d'oppression initiale, conséquence d'une oppression prolongée sous couvert. Ce modèle est également peu fréquent et est davantage représentatif du hêtre que de l'érable à sucre. Enfin, le troisième modèle est celui généralement observé. Il est caractérisé par une alternance de périodes de bonne (regains de croissance) et de mauvaise (oppression) croissance. Sur l'ensemble des tiges étudiées par CANHAM (1985, 1990) la longueur des périodes d'oppression est toujours supérieure à celle des périodes de bonne croissance. De plus, les périodes de bonne croissance sont généralement plus longues pour l'érable à sucre que pour le hêtre.

Chacune des essences possède une vitesse de croissance particulière (MCCLURE *et al.* 2000, Figure 24). L'érable rouge et l'érable à sucre sont les espèces qui présentent la meilleure croissance. Le bouleau jaune montre un départ très lent (0-5 ans). Par la suite, soit jusqu' l'âge de 12 ans, il s'agit de l'espèce qui a la meilleure croissance. Ultérieurement, la croissance est similaire à celle des deux espèces précédentes. Enfin, le hêtre serait l'espèce dont la croissance juvénile est la plus lente. Par contre, 33 ans après la formation des trouées, il rejoint le bouleau jaune.

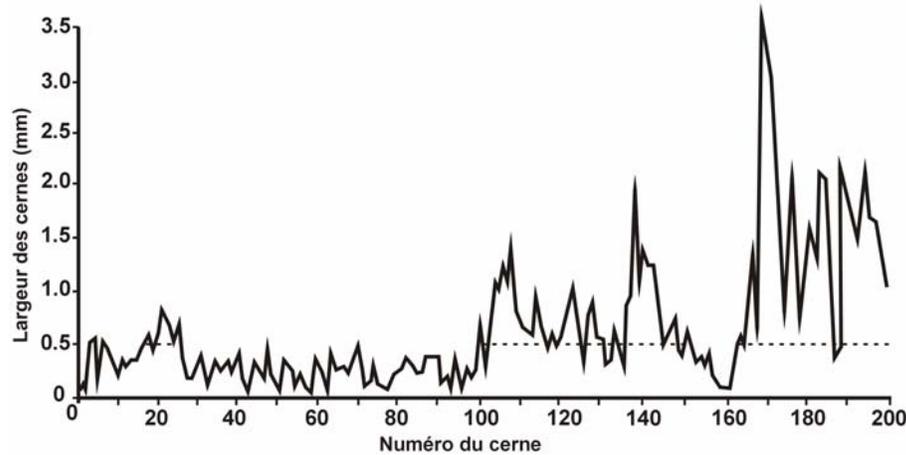
#### 3.5.4 Une dynamique forestière gravitant autour du concept de la coexistence

FORCIER (1975) propose un modèle de dynamique forestière spécifique aux peuplements de feuillus en fin de succession. Ce modèle repose sur la démonstration de relations positives entre les tiges à maturité, les gaulis et les semis du hêtre, de l'érable à sucre et du bouleau jaune (Figure 25). Selon les relations statistiques définies par cet auteur, des relations positives unirait les tiges marchandes du bouleau jaune aux semis et aux gaulis de l'érable à sucre. En d'autres termes, on rencontrerait souvent sous les bouleaux jaunes, des semis et gaulis d'érable à sucre. Le même type de relation unirait les tiges

Modèle A : Les périodes de mauvaise croissance, correspondant aux années au cours desquelles la largeur des cerne est inférieure à 0,5 mm, sont pratiquement absentes.



Modèle B : Les périodes de mauvaise croissance sont importantes et se situent principalement en début de croissance, soit avant la formation des trouées qui stimuleront le développement des arbres.



Modèle C : Alternance de périodes de bonne et de mauvaise croissance conditionnées par l'ouverture et la fermeture des trouées. Il s'agit du modèle le plus fréquent.

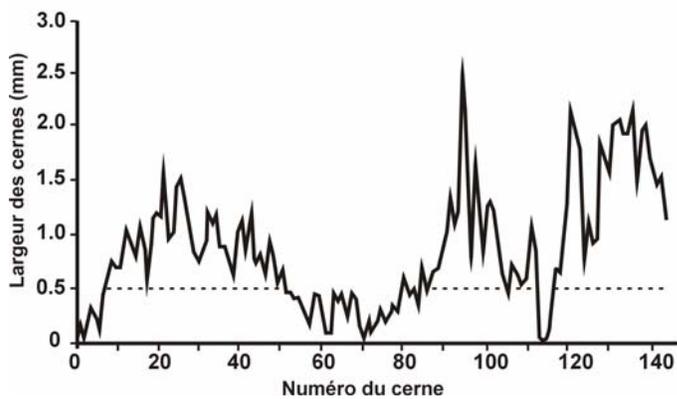
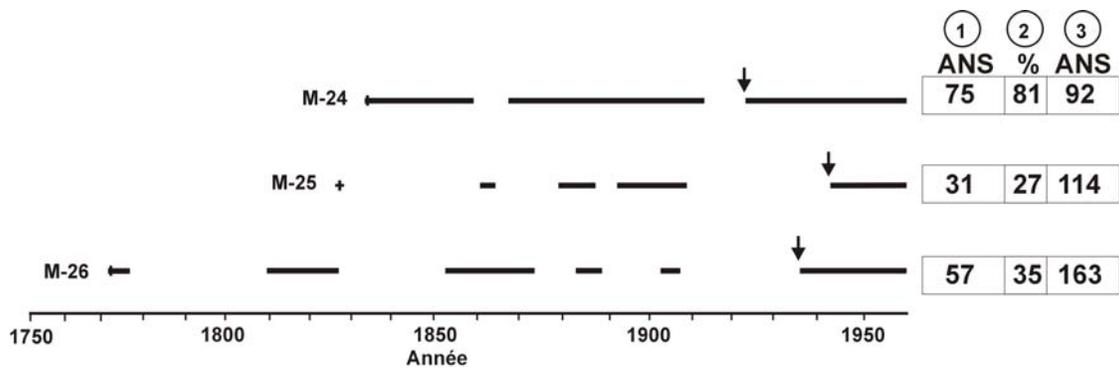


Figure 22. Les arbres réagissent fortement aux conditions changeantes d'éclairage créées par les trouées. Trois modèles de croissance ont été définis pour l'érable à sucre (CANHAM 1985, légèrement modifié). Des modèles similaires ont été définis pour le hêtre (CANHAM 1990).



- ① Nombre d'années de bonne croissance (☛) avant d'atteindre le couvert
- ② Importance relative du nombre d'années de bonne croissance
- ③ Âge de l'arbre lors de son recrutement dans le couvert (↓).  
Le diamètre des arbres est alors d'environ 10 cm.

Figure 23. Schématisation de la croissance d'arbres représentatifs des trois modes de croissance définis à la figure précédente. M 24 : dominance d'une bonne croissance, M 25 : dominance d'une mauvaise croissance, M 26 : alternance d'une bonne et d'une mauvaise croissance (CANHAM 1985, modifié). À noter que les arbres des figures 22 et 23 ne sont pas les mêmes.

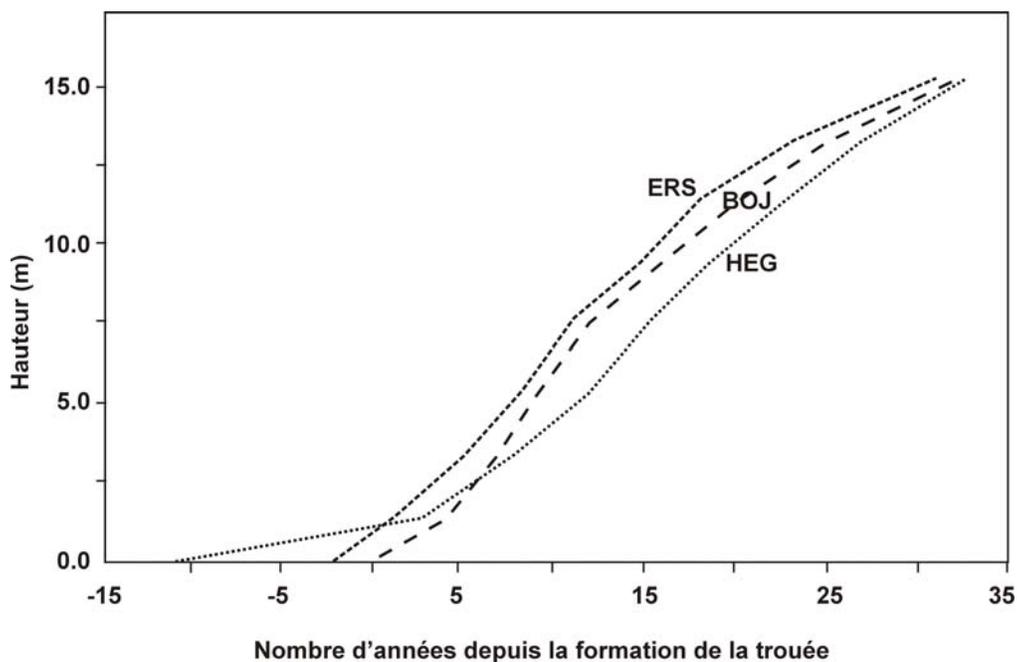


Figure 24. Croissance en hauteur de l'éclaircie à sucre ( $n = 12$ ), du bouleau jaune ( $n = 14$ ) et du hêtre ( $n = 18$ ) évaluée à partir d'analyses de tiges. Chaque espèce adopte un patron de croissance particulier. Par exemple, le bouleau jaune croît lentement durant les cinq premières années et montre de forts accroissements entre 5 et 12 ans. La croissance se régularise par la suite (McCLURE *et al.* 2000).

marchandes de l'érable à sucre ainsi que les semis et les gaulis de hêtre. Enfin, une étroite relation serait établie entre les hêtres à maturité et les jeunes hêtres produits par le drageonnement. Si l'on excluait de la dynamique naturelle les trouées et les perturbations catastrophiques, des forêts de hêtres issues de drageonnement pourraient se former. Ce modèle de « coexistence » entre les espèces élaboré par FORCIER (1975) est appuyé par plusieurs auteurs (WHITTAKER et LEVIN 1977, WOODS 1979, CYPHER et BOUCHER 1982, BRISSON *et al.* 1994, CANHAM *et al.* 1994, CHOKKALINGAM et WHITE 2001, GRAVEL 2002).

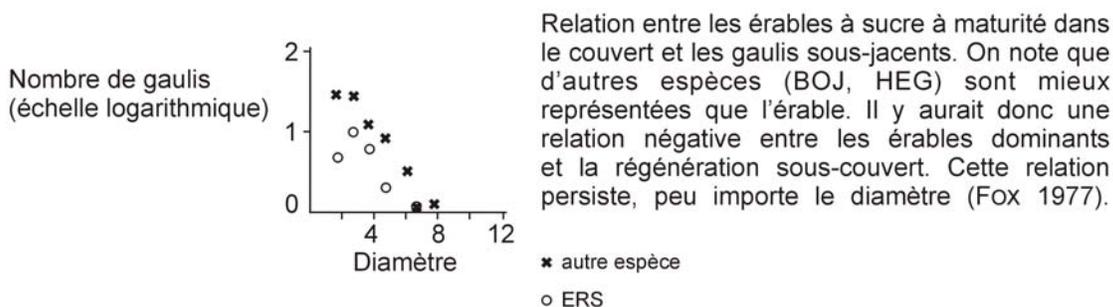
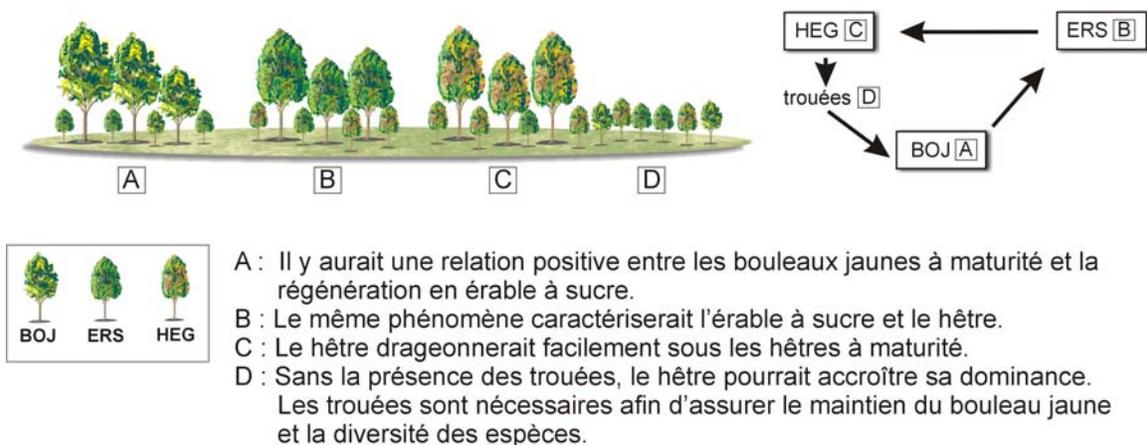


Figure 25. Trois principales espèces forestières sont observées dans les érablières : l'érable à sucre (ERS), le bouleau jaune (BOJ) et le hêtre (HEG). Plusieurs auteurs ont étudié les relations entre ces dernières afin d'établir si elles se développaient dans une relation de succession ou de coexistence. La majorité d'entre eux favorisent la coexistence, notamment FORCIER (1975) et Fox (1977).

C'est donc sous l'influence de la présence continue de microtrouées que les espèces de l'érablière se maintiennent dans un contexte où chacune d'entre elles a sa niche écologique particulière. Le cortège floristique regroupe principalement l'érable à sucre, le bouleau jaune et le hêtre (LEMIEUX 1963, GRANDTNER 1966). À ces espèces se joignent des espèces compagnes dont la présence coutumière rehausse la diversité des érablières. Plusieurs de ces espèces sont reconnues pour leur appartenance au cortège floristique de l'érablière à tilleul, mais s'observent tout de même dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune. On peut citer comme exemple, le cerisier tardif et le tilleul (Figure 26).

Cette dynamique naturelle pourrait être influencée par les aménagements forestiers. Ainsi, le bouleau jaune pourrait être favorisé dans le cadre de trouées réalisées lorsque les conditions de régénération et de croissance sont optimales. C'est du moins ce qu'ont observé McCLURE et LEE (1993) (Figure 27). On peut également se demander si la dynamique de coexistence des espèces qui dominent les érablières ne serait pas en train de se modifier en raison d'une présence accrue et inexplicée du hêtre. Cette augmentation de la fréquence du hêtre est constatée autant en situation naturelle (parcelles témoins) qu'en zone aménagée (MAJCEN 1998a, b; 1997). Par exemple, les peuplements non aménagés du réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF), présentent une augmentation importante de la représentativité du hêtre pour les tiges de faible diamètre au cours des 10 dernières années. Cette augmentation se fait parallèlement à un déclin de la présence de l'érable à sucre suggérant une modification de la composition et de la structure de ces peuplements pour les années à venir (PAQUIN *et al.*, en préparation). Selon plusieurs auteurs, la relation de coexistence se poursuivrait (POULSON et PLATT 1981, 1982, 1989; CANHAM 1985, 1988a; POAGE et PEART 1993). De plus, plusieurs auteurs soulignent la possibilité d'envahissement de l'érable à sucre, consécutive à la coupe exécutée dans divers peuplements mélangés ou résineux bien régénérés en érable (STEARNS 1949, 1950; WHITNEY 1987, PARKER 1989, WHITE et MLADENOFF 1994, CARLETON 2000, LEADBITTER *et al.* 2002). Enfin, la dynamique naturelle semble de plus en plus influencée par le cerf de Virginie (HOUGH et FORBES 1943; KELTY et NYLAND 1981; WHITNEY 1984; PARKER 1989; PETERSON et PICKETT 1991, 1995; MARQUIS *et al.* 1992; DECALESTA 1994; ROONEY 1995; LESSARD *et al.* 1999).

La dynamique de la bétulaie jaune à érable à sucre (type écologique MJ1) n'est pas définie en détail dans cette annexe en raison de sa superficie relativement faible, de sa similitude avec l'érablière à bouleau jaune et du peu de travaux qui y ont été réalisés. Sa composition en essences est cependant présentée au tableau 2 alors que sa description phytosociologique et ses principales caractéristiques d'habitat sont données par MAJCEN *et al.* (1984) et BROWN (1981).

**Tableau 2. Importance relative (%) de la surface terrière des principales espèces ou groupes d'espèces à l'intérieur de quelques groupements d'essences observés sur les sites propices à la croissance de l'éraablière à bouleau jaune (FE3), de la bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1) et de la sapinière à bouleau jaune (MJ2). Une synthèse des groupements d'essence a été réalisée (Boj : bouleau jaune, Ers : érable à sucre, Heg : hêtre, Chr : chêne rouge, Err : érable rouge, Fi : feuillu de lumière, R : résineux, Til : tilleul d'Amérique et frêne d'Amérique, aut : autres espèces, Nbre pe : nombre de placettes-échantillons. Ces données proviennent des placettes temporaires du troisième programme d'inventaire décennal, compilées pour les fins du présent avis**

ESS	Nbre tige	BB	BBR	PE	PER	EO	EOR	ER	ERBJ	ERFI	ERFT	ERR	FT	BJ	BJ+R	BJ-R	RBJ+	RBJ-	REO	SFI	SS
<b>Éraablière à bouleau jaune (FE3)</b>																					
BOJ	6 710	3,20		2,81		10,50		6,87	30,42	5,73	9,84	10,26	15,47	49,43							
ERS	22 959	15,92		12,81		14,31		74,96	42,97	32,96	45,59	34,73	14,60	16,84							
HEG	4 870	0,72		2,54		5,65		3,28	2,30	1,78	28,09	2,69	40,41	1,89							
CHR	113	0,04		0,06		0,09		0,11	0,13	0,60	0,27	0,21	0,41								
ERR	5 561	8,52		8,06		49,89		5,44	5,55	12,48	5,48	6,90	11,89	8,22							
FI	3 678	52,93		61,50		4,51		1,73	2,52	29,83	1,31	3,85	2,27	2,82							
R	9 634	15,16		9,68		10,74		4,31	11,70	13,84	5,17	36,19	10,92	13,29							
TIL	311	0,11		0,17		0,68		0,53	0,26	0,19	1,28	0,35	0,32	0,19							
aut	5 382	3,40		2,36		3,62		2,71	4,12	2,59	2,84	4,77	3,70	7,31							
Nbre pe	2 853	82		78		134		1 106	632	63	369	153	112	124							
<b>Bétulaie jaune à érable à sucre (MJ1)</b>																					
BOJ	6 045	12,92	8,29	8,73		15,11	12,71		39,38					55,29	42,10	32,86		21,59			
ERS	2 272	3,50	1,61	5,72		4,38	3,80		22,52					6,89	3,18	5,42		3,24			
HEG	340	0,27	0,01	0,47		1,71	1,70		1,58					0,66	0,22	0,55		0,43			
CHR	43					0,50	0,07		0,09					0,03	0,02	0,01		0,29			
ERR	3 192	8,29	4,02	12,88		54,15	34,79		12,45					7,07	4,32	7,89		8,57			
FI	2 947	51,63	45,72	56,62		6,35	4,83		3,49					6,00	3,41	5,56		4,43			
R	9 664	17,20	36,86	10,05		12,86	36,81		15,09					16,67	40,96	43,36		58,35			
TIL	101	0,02	0,25	0,07		0,12	0,30		0,31					0,08	0,19	0,17		0,07			
aut	3 031	6,17	3,25	5,00		4,79	4,89		5,09					7,27	5,60	4,19		3,02			
Nbre pe	1 198	89	43	30		50	40		48					433	209	220		36			
<b>Bétulaie jaune à sapin (MJ2)</b>																					
BOJ	6 321	10,42	6,12	3,44	3,46	13,80	9,69							55,85	45,74	31,47	32,54	23,70	7,15	7,39	6,27
ERS	426	0,16	0,20	0,47	0,24	0,79	1,16							1,17	0,59	0,68	0,21	0,48	0,26	0,09	
HEG	75	0,06	0,02	0,04	0,07	0,24	0,20							0,05	0,06	0,10	0,02	0,16	0,16		
CHR	12			0,01	0,14									0,00	0,01			0,01			0,08
ERR	4 958	12,17	6,03	13,64	9,77	53,27	35,08							7,43	3,68	7,83	2,01	6,03	20,86	5,28	5,89
FI	7 545	47,54	42,97	64,24	47,82	9,55	7,94							8,01	4,60	9,95	4,33	6,88	6,87	25,36	6,92
R	16 585	23,66	41,03	14,26	36,03	17,62	42,19							20,03	39,44	45,48	57,74	59,38	62,62	59,07	79,17
TIL	62	0,01		0,06	0,01	0,89	0,39							0,07	0,01	0,01		0,02	0,01		
aut	3 665	5,97	3,63	3,56	2,45	3,45	3,24							7,36	5,86	4,47	3,16	3,34	2,07	2,82	1,64
Nbre pe	1 710	235	124	72	75	66	64							237	231	197	43	166	64	101	35

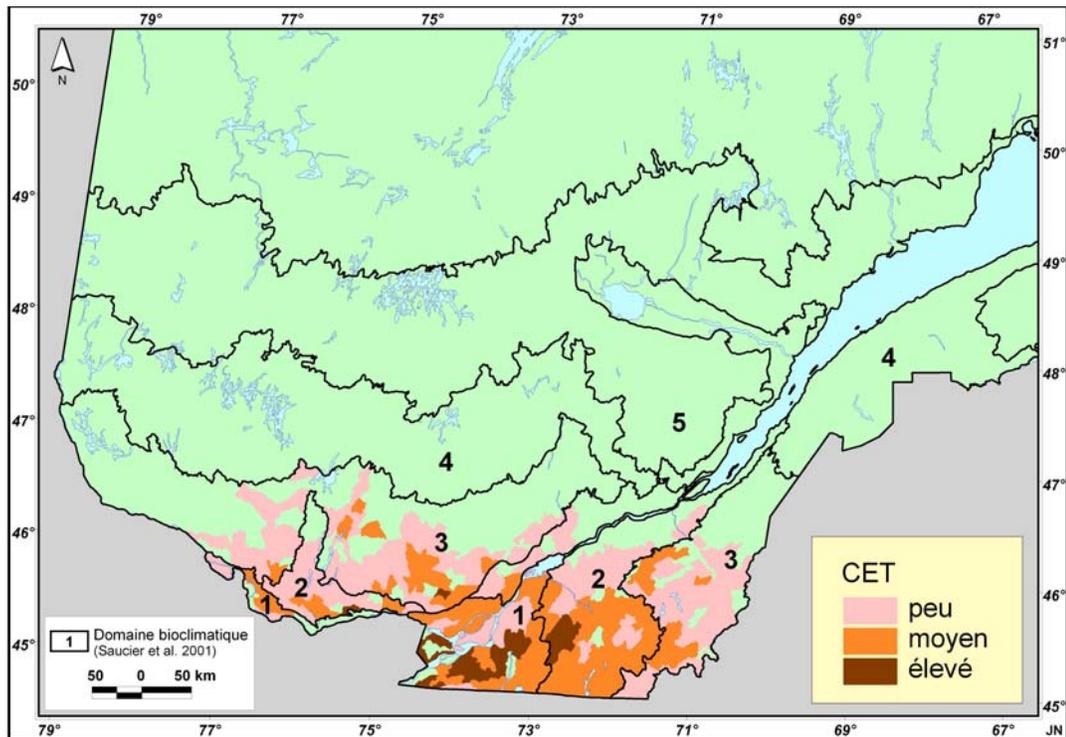
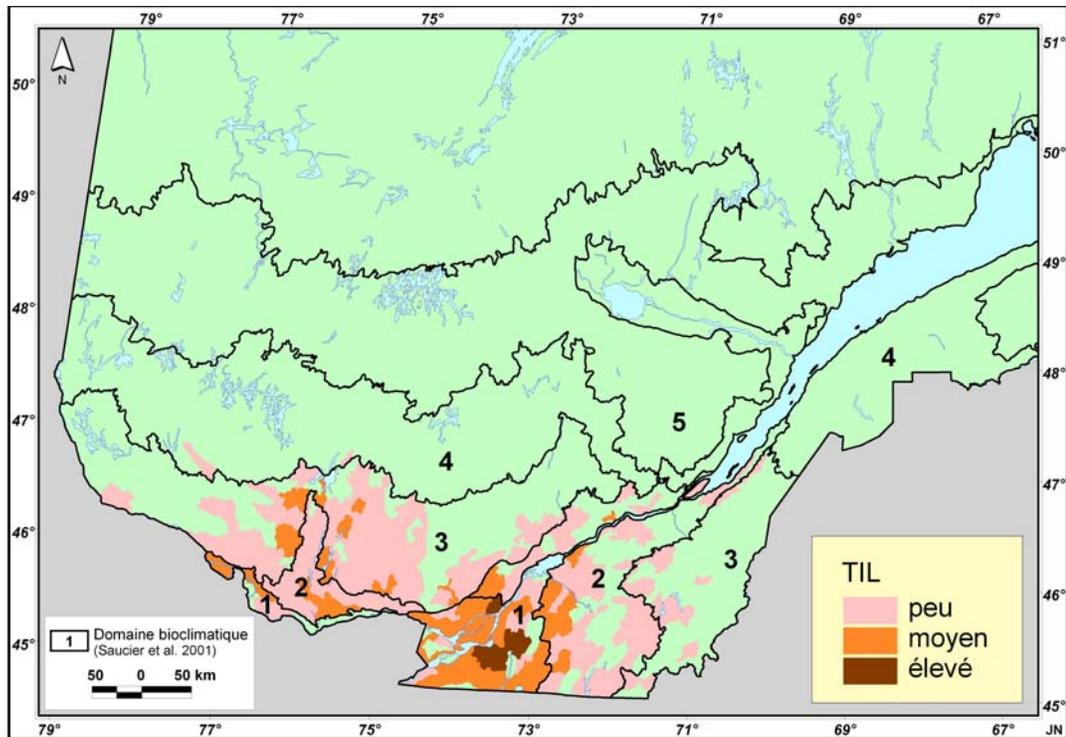


Figure 26. Répartition et abondance du tilleul (TIL) et du cerisier tardif (CET). On peut noter que ces espèces s'observent, à l'occasion, dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune.

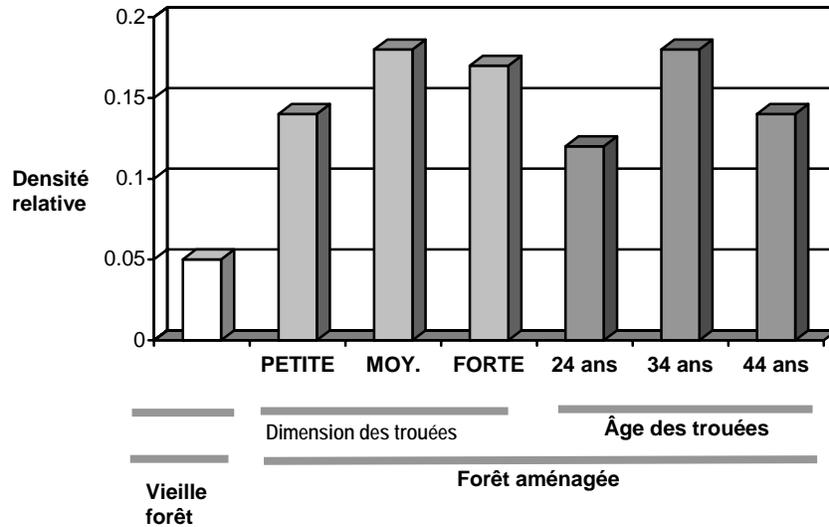


Figure 27. Comparaison du nombre de tiges de bouleau jaune entre les vieilles forêts et les forêts aménagées. Dans ces dernières, le bouleau jaune est relativement abondant. Le nombre de tiges varie peu en fonction des trouées de petite (324-931 m<sup>2</sup>), moyenne (1 052-1 376 m<sup>2</sup>) ou forte (1 497-2 428 m<sup>2</sup>) dimension ou encore de trouées qui datent de 24, 34 ou 44 ans (McCLURE et LEE 1993).

#### 4. Conclusion

Cette annexe a été réalisée dans le but de définir les grandes lignes de la dynamique naturelle des écosystèmes relativement bien pourvus en bouleau jaune et d'appuyer les enjeux de biodiversité décrits au chapitre deux du présent avis. Afin d'introduire le sujet, nous avons présenter les trois principales variables déterminantes des régimes de perturbations de la dynamique forestière, soit leur superficie, leur sévérité et leur fréquence. Cette mise en situation a servi à la présentation de trois modèles de dynamique forestière dénommés « modèles de sévérité ». Ces modèles permettent de structurer la partie centrale de l'annexe laquelle décrit les perturbations en fonction de leur superficie.

La section sur les perturbations de grande superficie s'ouvre sur les chablis (faible sévérité) et les feux (forte sévérité) qui régissent la dynamique à des échelles de temps relativement grandes, soit à l'échelle du siècle. Bien que plus fréquentes, les épidémies de tordeuse sont intégrées dans cette section puisqu'elles constituent une perturbation de type « exogène » et que la dimension des ouvertures créées puisse être relativement importante (> 200 m<sup>2</sup>). La section sur les petites perturbations cible les microtrouées. Ces dernières forment le moteur de la dynamique des peuplements de fin de succession. Les microtrouées sont présentées en deux volets. Le premier mène à la reconnaissance de la structure inéquienne des érablières. Le second fait la démonstration d'une relation de coexistence entre les espèces des érablières.

Afin de définir les enjeux, il faut maintenant s'interroger sur les biais provoqués à la dynamique naturelle par l'aménagement forestier. Ce dernier s'effectue sur les trois plus importants types écologiques des domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. Des pistes ont été données dans l'annexe mais les résultats de la démarche sont décrits au chapitre deux. On peut cependant percevoir la forte insistance du maintien de la structure inéquienne et des divers éléments qui lui sont associés, à l'exemple des gros arbres sains. Ces derniers éléments sont dénommés des « attributs de forêts surannées ». De plus, une attention particulière devra être apportée à la composition des érablières, tant au niveau des espèces dominantes, sous-dominantes que des espèces compagnes. C'est l'ensemble de cette diversité, observée autant à l'échelle du peuplement, du type écologique que du paysage que l'on doit s'efforcer d'aménager selon les principes de l'aménagement écosystémique.

## 5. Références

- AMARANTHUS, M., J.M. TRAPPE, L. BEDNAR et D. ARTHUR, 1994. *Hypogeous fungal production in mature Douglas-fir forest fragments and surrounding plantations and its relation to coarse woody debris and animal mycophagy*. Can. J. For. Res. 24 : 2157-2165.
- ANDERSON, H.W. et J.A. RICE, 1993. *A tree-marking guide for the tolerant hardwoods working group in Ontario*. Ont. Min. Nat. Resources, Forest Resources Branch. Science and Technology Series, Volume 8. 159 p.
- ANDERSSON, L.I. et H. HYTTERBORN, 1991. *Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forests*. Holartic Ecology 14 : 121-130.
- ARBOGAST, C., Jr., 1957. *Marking guides for northern hardwoods under the selection system*. USDA For. Serv., Lake States For. Exp. Stn. Pap. No. 56. 21 p.
- 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.
- BADER, P., S. JANSSON et B.G. JONSSON, 1995. *Wood-in-habiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests*. Biological Conservation 72 : 355-362.
- BARDEN, L.S., 1979. *The replacement in small canopy gaps of a Tsuga canadensis forest in the southern Appalachians, Tennessee*. Oecologia 44 : 141-142.

- BARDEN, L.S., 1980. *Tree replacement in a cove hardwood forest of the southern Appalachians*. Oikos 35 : 16-19.
- BARDEN, L.S., 1981. *Forest development in canopy gaps of a diverse hardwood forest of the southern Appalachian Mountains*. Oikos 37 : 2.
- 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., T.J. FAHEY et E.M.B. HARNEY, 1995. *Spatial patterning in the canopy gap regime of a sub-alpine Abies-Picea forest in the northeastern United States*. JAVS 6 : 807-814.
- BEAUDET, M. et C. MESSIER, 1997. *Le bouleau jaune en peuplements feuillus et mixtes : autécologie, dynamique forestière et pratiques sylvicoles*. Groupe de recherche en écologie forestière (GREF), Université du Québec à Montréal (UQAM). 56 p.
- BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC et S. GAUTHIER, 1999. *Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics : Stands-and-forest-level considerations*. For. Chron. 75(1) : 1-6.
- BILODEAU, J., 1992. *Écologie des érablières à sucre (Acer saccharum Marsh.) à leur limite nord de distribution au Saguenay-Lac-Saint-Jean*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Département des sciences fondamentales. 50 p.
- 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. 371 p.
- BORMANN, F.H. et G.E. LIKENS, 1979. *Pattern and process in a forested ecosystem : disturbance, development and the steady state based on the Hubbard Brook ecosystem study*. Springer-Verlag, New York. 253 p.
- BRATTON, S.P., 1976. *Resource division in an understory herb community : responses to temporal and microtopographic gradients*. Amer. Natur. 110 : 679-693.
- BRAUN, E.L., 1950. *Deciduous forests of eastern North America*. The Blakiston Compagny, Philadelphia, Toronto. 596 p.

- BRAY, J.R., 1956. *Gap phase replacement in a maple-basswood forest*. Ecology 37 : 598-600.
- BREWER, R. et P.G. MERRITT, 1978. *Wind throw and tree replacement in a climax beech-maple forest. Copenhagen*. OIKOS 30 : 149-152.
- BRISSON, J., Y. BERGERON, A. BOUCHARD et A. LEDUC, 1994. *Beech-maple dynamics in an old-growth forest in southern Québec, Canada*. Écoscience 1 : 40-46.
- BROKAW, N.V.L., 1982. *Treefalls : frequency, timing and consequences*. In : The ecology of a tropical forest : seasonal rythms and longer-term changes. Édité par E.G. Leigh, Jr., A.S. Rand et D.M. Windsor. Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C. p. 101-108.
- BROKAW, N.V.L., 1985. *Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests*. In : The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Édité par S.T.A. Pickett et P.S. White. Academic Press. p. 53-69.
- BROOKS, C.F., 1939. *Hurricanes into New England. Meteorology of the storm of September 21, 1938*. Geog. Rev. 29 : 119-127.
- BROWN, J.-L., 1981. *Les forêts du Témiscamingue, Québec. Écologie et photo-interprétation*. Lab. d'écol. for., Université Laval. Étude écologique n° 5. 447 p.
- CANHAM, C.D., 1985. *Suppression and release during canopy recruitment in Acer saccharum*. Bull. Torrey Bot. Club 112 : 134-145.
- CANHAM, C.D., 1988a. *Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees : response to canopy gaps*. Ecology 69 : 786-795.
- CANHAM, C.D., 1988b. *An index for understory light levels in and around canopy gaps*. Ecology 69 : 1634-1638.
- CANHAM, C.D., 1989. *Different responses to gaps among shade-tolerant tree species*. Ecology 70 : 548-550.

- CANHAM, C.D., 1990. *Suppression and release during canopy recruitment in Fagus grandifolia*. Bull. Torrey Bot. Club 117 : 1-7.
- CANHAM, C.D. et O.L. LOUCKS, 1984. *Catastrophic windthrow in the presettlement forest of Wisconsin*. Ecology 65 : 803-809.
- CANHAM, C.D., A.C. FINZI, S.W. PACALA et D.H. BURBANK, 1994. *Causes and consequences of resource heterogeneity in forests : interspecific variation in light transmission by canopy trees*. Can. J. For. Res. 24 : 337-349.
- CARLETON, T.J., 2000. *Vegetation response to the managed forest landscape of central and northern Ontario*. Édité par A.H. Perera, D.L. Euler et I.D. Thompson. In : Ecology of a managed terrestrial landscape : patterns and processes of forest landscapes in Ontario. Chapitre 10, p. 178-197. University of British Columbia Press et Ontario Ministry of Natural Resources.
- CASTELLI, J.P., B.B. CASPER, J.J. SULLIVAN et R.E. LATHAM, 1999. *Early understory succession following catastrophic wind damage in a deciduous forest*. Can. J. For. Res. 29 : 1997-2002.
- CHO, D.-S. et R.E.J. BOERNER, 1991. *Canopy disturbance patterns and regeneration of Quercus species in two Ohio old-growth forests*. Vegetatio 93 : 9-18.
- CHOKKALINGAM, U. et A. WHITE, 2001. *Structure and spatial patterns of trees in old-growth northern hardwood and mixed forests of northern Maine*. Plant Ecology 156 : 139-160.
- CLINE, A.C. et S.H. SPURR, 1942. *The virgin upland forest of central New England : a study of old growth stands in the Pisgah mountain section of southwestern New Hampshire*. Harvard Forest, Bulletin No. 21. 58 p.
- CONNELL, J.H. et R.O. SLATYER, 1977. *Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization*. Amer. Natur. 111 : 1119-1144.
- COOPER-ELIS, S., D.R. FOSTER, G. CARLTON et A. LEZBERG, 1999. *Forest response to catastrophic wind : results from an experimental hurricane*. Ecology. 80 : 2683-2696.
- CROW, T.R., C.H. TUBBS, R.D. JACOBS et R.R. OBERG, 1981. *Stocking and structure for maximum growth in sugar maple selection stands*. USDA For. Serv., Res. Pap. NC-199. 16 p.

- CURTIS, J.T., 1959. *The vegetation of Wisconsin : an ordination of plant communities*. University of Wisconsin Press, Madison. 657 p.
- CURTIS, J.T. et R.P. McINTOSH, 1951. *An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin*. Ecology 32 : 476-496.
- CYPHER, J. et D.H. BOUCHER, 1982. *Beech-maple coexistence and seedling growth rates at Mont Saint-Hilaire, Québec*. Can. J. Bot. 60 : 1279-1281.
- D'AOUST, V., D.D. KNEESHAW et Y. BERGERON, soumis. *Characterisation of canopy openness before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest*. Can. J. For. Res.
- DAHIR, S.E. et C.G. LORIMER, 1996. *Variation in canopy gap formation among developmental stages of northern hardwood stands*. Can. J. For. Res. 26 : 1875-1892.
- DECALESTA, D.S., 1994. *Deer and diversity in Allegheny hardwood forests : managing an unlikely challenge*. Landscape and Urban Plan. 28 : 47-53.
- 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.
- DOYON, F. et S. SOUGAVINSKI, 2002. *Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du Nord*. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue (IQAFF). Travail réalisé pour la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles du Québec. 116 p.
- DUNN, C.P., G.R. GUNTENSPERGEN et J.R. DORNEY, 1983. *Catastrophic wind disturbance in an old-growth hemlock-hardwood forest, Wisconsin*. Can. J. Bot. 61 : 211-217.
- EGLER, F.E., 1954. *Vegetation science concepts 1 : initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development*. Vegetatio 4 : 412-417.
- ESSEEN, P.-A., K.-E. RENHORN et R.B. PATTERSON, 1996. *Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests : effect of branch quality*. Ecol. Appl. 6 : 228-238.

- FAHEY, T.J. et W.A. REINERS, 1981. *Fire in the forests of Maine and New Hampshire*. Bull. Torrey Bot. Club 108 : 362-373.
- FORCIER, L.K., 1975. *Reproductive strategies and the co-occurrence of climax tree species*. Science 189 : 808-809.
- FOSTER, D.R., 1988. *Species and stand response to catastrophic wind in central New England, U.S.A.* J. Ecol. 76 : 135-151.
- 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.
- FOSTER, J.R. et W.A. REINERS, 1986. *Size distribution and expansion of canopy gaps in a northern Appalachian spruce-fir forest*. Vegetatio 68 : 109-114.
- FOWELLS, H.A., 1965. *Silvics of forest trees of the United States*. USDA For. Serv., Agriculture Handbook No. 271. 762 p.
- FOX, J.F., 1977. *Alternation and coexistence of tree species*. Amer. Natur. 111 : 69-89.
- FRANKLIN, J.F., 1989. *Towards a new forestry*. American Forests 95 : 37-44.
- FRANKLIN, J.F. et R.T.T. FORMAN, 1987. *Creating landscape patterns by forest cutting : ecological consequences and principles*. Landscape Ecol. 1 : 5-18.
- FRELICH, L.E., 1995. *Old forest in the Lake States today and before european settlement*. Nat. Areas J. 15 : 157-167.
- FRELICH, L.E. et L.J. GRAUMLICH, 1994. *Age-class distribution and spatial patterns in an old-growth hemlock-hardwood forest*. Can. J. For. Res. 24 : 1939-1947.
- FRIES, C., O. JOHANSSON, B. PETTERSSON et P. SIMONSSON, 1997. *Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests*. For. Ecol. Manage. 94 : 89-103.

- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU, 2001. *Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique*. Nat. Can. 125 : 10-17.
- GOODBURN, J.M. et C.G. LORIMER, 1998. *Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan*. Can. J. For. Res. 28 : 427-438.
- GOSELIN, J., P. GRONDIN et J.-P. SAUCIER, 1998a. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers. 160 p.
- GOSELIN J., P. GRONDIN et J.-P. SAUCIER, 1998b. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers. 168 p.
- GOSELIN, J., P. GRONDIN et J.-P. SAUCIER, 1999. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'ouest*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 185 p.
- GRANDTNER, M.M., 1966. *La végétation forestière du Québec méridional*. Les Presses de l'Université. Laval, Québec. 216 p.
- GRAVEL, D., 2002. *L'envahissement de l'érablière à bouleau jaune par le hêtre à grandes feuilles : revue de littérature et perspectives de recherche*. Projet de fin d'études en biologie forestière. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. 66 p.
- 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, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 198 p.
- GRONDIN, P., Y. BERGERON et S. GAUTHIER, avec la collaboration de Jean NOËL et Denis HOTTE, 2001. *L'aménagement forestier écosystémique au Québec : concepts et applications*. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 47. 63 p.

- HANULA, J.L., 1996. *Relationship of wood-feeding insects and coarse woody debris*. In : Biodiversity and coarse woody debris in southern forests. Édité par McMinn, J.W. et D.A. Crossley, Jr. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-94. p. 55-81.
- HARMON, M.E. et J.F. FRANKLIN, 1989. *Tree seedlings on logs in Picea-Tsuga forests of Oregon and Washington*. Ecology 70 : 48-59.
- 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., 1966. *Yellow birch regeneration on scarified seedbeds under small canopy openings*. For. Chron. 42 : 350-358.
- HEINSELMAN, M.L., 1973. *Fire in the virgin forests of boundary waters canoe area, Minnesota*. Quat. Res. 3 : 329-382.
- HENRY, J.D. et J.M.A. SWAN, 1974. *Reconstructing forest history from live and dead plant material - an approach to the study of forest succession in southwest New Hampshire*. Ecology 55 : 772-783.
- HIBBS, D.E., 1982. *Gap dynamics in a hemlock-hardwood forest*. Can. J. For. Res. 12 : 522-527.
- HOUGH, A.F. et R.D. FORBES, 1943. *The ecology and silvics of forests in the high plateaus of Pennsylvania*. Ecol. Monogr. 13 : 299-320.
- HUNTER, M.L., Jr., 1990. *Wildlife, forests and forestry : principles of managing forests for biological biodiversity*. Prentice-Hall, New Jersey. 370 p.
- HUTNIK, R.J., 1952. *Reproduction on windfalls in a northern hardwood stand*. J. For. 50 : 693-694.
- JASINSKI, K. et P. ANGELSTAM, 2002. *Long-term differences in the dynamics within a natural forest landscape-consequences for management*. For. Ecol. Manage. 161 : 1-11.
- JONES, E.W., 1945. *The structure and reproduction of the virgin forest of the north temperate zone*. New Phytol. 44 : 130-148.

- KELTY, M.J. et R.D. NYLAND, 1981. *Regenerating Adirondack northern hardwoods by shelterwood cutting and control of deer density*. J. For. 79 : 22-26.
- KNEESHAW, D.D. et Y. BERGERON, 1998. *Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest*. Ecology 79 : 783-794.
- KNEESHAW, D.D. et M. PRÉVOST, en préparation. *Natural canopy gap disturbances and silvicultural applications in the mixedwood forest of central Québec, Canada*.
- KRASNY, M.E. et M.C. WHITMORE, 1992. *Gradual and sudden forest canopy gaps in Allegheny northern hardwood forests*. Can. J. For. Res. 22 : 139-143.
- KÜCHLER, A.W., 1964. *Potential natural vegetation of the conterminous United States*. American Geographical Society. Special publication No. 36. 116 p.
- LEADBITTER, P., D. EULER et B. NAYLOR, 2002. *A comparison of historical and current forest cover in selected areas of the Great Lakes - St. Lawrence Forest of central Ontario*. For. Chron. 78 : 522-529.
- LEAK, W.B., 1965. *The J-shaped probability distribution*. For. Sci. 11 : 405-409.
- LEAK, W.B., 1991. *Secondary forest succession in New-Hamshire*. For. Ecol. Manage. 43 : 69-86.
- LEAK, W.B. et J.H. GOTTSACKER, 1985. *New approaches to uneven-age management in New England*. North. J. of Appl. For. 2 : 28-31.
- LEAK, W.B., M. YAMASAKI, D.B. KITTREDGE, Jr., N.I. LAMSON et M.L. SMITH, 1997. *Applied ecosystem management on nonindustrial forest land*. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-239. 30 p.
- LEHMANN, A., C. EAST et J. LAFLAMME, 1975. *Les tornades au Québec : recherche à partir de chablis*. Rev. Geogr. Montréal, 29 : 357-366.
- LEMIEUX, G., 1963. *Ecology and productivity of the northern hardwood forests of Quebec*. University of Michigan, Ann Harbor. 144 p. (Thèse de doctorat).

- LERTZMAN, K.P. et J. FALL, 1998. *From forest stands to landscapes : spatial scales and the roles of disturbances*. In : Ecological scale : theory and applications. Édité par Peterson, D. et V.T. Parker. Columbia University Press. Chapitre 16 : 339-367.
- LERTZMAN, K.P. et C.J. KREBS, 1991. *Gap-phase structure of a sub-alpine old-growth forest*. Can. J. For. Res. 22 : 1730-1741.
- LERTZMAN, K.P., G.D. SUTHERLAND, A. INSELBERG et S.C. SAUNDERS, 1996. *Canopy gaps and the landscape mosaic in a coastal temperate rain forest*. Ecology 77 : 1254-1270.
- LESICA, P., B. MCCUNE, S.V. COOPER et W.S. HONG, 1991. *Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests of the Swan Valley, Montana*. Can. J. Bot. 69 : 1745-1755.
- LESSARD, G., T. RYABEL, D. BLOUIN, M. HUOT, R. JOBIDON, C. CAMIRÉ et C. OLIVIER, 1999. *L'utilisation des trouées dans la régénération des forêts du Québec*. Formation continue. Cours n° 39 encart de l'Aubelle, n° 128. 16 p.
- LINDENMAYER, D. et M.A. MCCARTHY, 2002. *Congruence between natural and human forest disturbance : a case study from Australian montane ash forests*. For. Ecol. Manage. 155 : 319-335.
- LORIMER C.G., 1977. *The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine*. Ecology 58 : 139-148.
- LORIMER, C.G., 1980. *Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest*. Ecology 61 : 1169-1184.
- LORIMER, C.G., 1989. *Relative effects of small and large disturbances on temperate hardwood forest structure*. Ecology 70 : 565-567.
- LORIMER, C.G. et L.E. FRELICH, 1989. *A methodology for estimating canopy disturbance frequency and intensity in dense temperate forest*. Can. J. For. Res. 19 : 651-663.
- LORIMER, C.G. et L.E. FRELICH, 1994. *Natural disturbance regimes in old-growth northern hardwoods*. J. For. 92 : 33-38.

- LUSSIER, J.-M., R. GAGNÉ et G. BÉLANGER, 2000. *Analyse dendroécologique des bétulaies jaunes à sapin de la région de Portneuf : résultats préliminaires*. Dans : De la recherche à la pratique, systèmes sylvicoles adaptés à la forêt mélangée (SSAM), 2<sup>e</sup> atelier, Duchesnay 6 et 7 juin 2000. p. 24-28.
- MAJCEN, Z. 1997. *Coupe de jardinage et coupe de succession dans trois secteurs forestiers. Accroissement décennal en surface terrière et état de la régénération*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire n° 129. 48 p.
- MAJCEN, Z., 1998a. *Coupe de jardinage dans trois secteurs forestiers. Accroissement décennal en surface terrière et état de la régénération*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 430. 42 p.
- MAJCEN, Z., 1998b. *Coupe de jardinage et coupe de succession dans quatre secteurs forestiers. Accroissement quinquennal en surface terrière et état de la régénération*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 429. 36 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1984. *Écologie et dendrométrie dans le sud-ouest du Québec. Étude de douze secteurs forestiers*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche. Mémoire n° 85. 333 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1985. *Composition, structure et rendement des érablières dans cinq secteurs de la région des Outaouais*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche. Mémoire n° 88. 133 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1987. *Composition, structure et rendement des tremblaies à érable à sucre et des bétulaies jaunes à sapin baumier dans trois secteurs forestiers du sud-ouest québécois*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche. Rapport interne n° 287. 105 p.
- MAJCEN, Z., Y. RICHARD, M. MÉNARD et Y. GRENIER, 1990. *Choix des tiges à marquer pour le jardinage d'érablières inquiennes. Guide technique*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche. Mémoire n° 96. 94 p.
- MARKS, P.L., 1974. *The role of pin cherry (Prunus pensylvanica L.) in the maintenance of stability in northern hardwood ecosystems*. Ecol. Monogr. 44 : 73-88.

- MARQUIS, D., 1978. *Application of uneven-aged silviculture and management in public and private lands. In : Uneven-aged silviculture and management in the United States. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. WO-24. p 25-61.*
- MARQUIS, D.A., R.L. ERNST et S.L. STOUT, 1992. *Prescribing silvicultural treatments in hardwoods stands of the Alleghenies (revised). USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-96. 101 p.*
- MARTIN, W.H., 1992. *Characteristics of old-growth mixed mesophytic forests. Nat. Areas J. 12 : 127-135.*
- MAYCOCK, P.F., 1963. *The phytosociology of the deciduous forests of extreme southern Ontario. Can. J. Bot. 41 : 379-438.*
- MCCARTHY, J., 2001. *Gap dynamics of forest trees : a review with particular attention to boreal forests. Environ. Rev. 9 : 1-59.*
- MCCLURE, J.W. et T.D. LEE, 1993. *Small-scale disturbance in a northern hardwoods forest : effects on tree species abundance and distribution. Can. J. For. Res. 23 : 1347-1360.*
- MCCLURE, J.W., T.D. LEE et W.B. LEAK, 2000. *Gap capture in northern hardwoods : patterns of establishment and height growth in four species. For. Ecol. Manage. 127 : 181-189.*
- MCCOMB, W.C. et R.E. NOBLE, 1980. *Effects of single-tree selection cutting upon snag and natural cavity characteristics in Connecticut. Trans. Northeast Sect. Wildl. Soc. 37 : 50-57.*
- MCGEE, G.G. et J.P. BIRMINGHAM, 1997. *Decaying logs as germination sites in northern hardwoods forests. North. J. Appl. For. 14 : 178-192.*
- MCGEE, G.G., D.J. LEOPOLD et R.D. NYLAND, 1999. *Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. Ecol. Appl. 9 : 1316-1329.*
- MESSIER, J., D.D. KNEESHAW, A. DE ROMER et M. BOUCHARD, en préparation. *A comparaison of the old forest gap composition in Gaspésie and Témiscamingue.*
- MEYER, H.A. et D.D. STEVENSON, 1943. *The structure and growth of virgin beech-birch-maple-hemlock forests in northern Pennsylvania. J. Agric. Res. 67 : 465-484.*

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRNQ), 2001. *Le système hiérarchique de classification écologique du territoire*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers.
- MLADENOFF, D.J., 1987. *Dynamics of nitrogen mineralization and nitrification in hemlock and hardwood treefall gaps*. Ecology 68 : 1171-1180.
- MLADENOFF, D.J., 1990. *The relationship of the soil seed bank and understory vegetation in old-growth northern hardwood-hemlock treefall gaps*. Can. J. Bot. 68 : 2714-2721.
- 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. et D. LAPRISE, 1990. *Histoire récente des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean, Québec : une analyse dendroécologique*. Can. J. For. Res. 20 : 1-8.
- NOËL, J., 2002. *Synthèse de groupements d'essences*. Documents cartographiques basés sur le deuxième décennal d'inventaire forestier (SIFORT). Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction de la recherche forestière. (en préparation).
- NOLET, P., E. FORGET, D. BOUFFARD et F. DOYON, 2001. *Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier du bassin de La Lièvre au cours du 20<sup>e</sup> siècle*. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue (IQAFF). 115 p.
- NOLET, P., S. SOUGAVINSKI et F. DOYON, 1999. *Caractérisation du régime des perturbations naturelles de la réserve faunique Papineau-Labelle*. Industries James MacLaren et Forêt Québec. Écoforesterie consultants.
- Noss, R.F., 1985. *On characterizing presettlement vegetation : how and why*. Nat. Areas J. 5 : 5-19.
- NYLAND, R.D., 2002. *Sylviculture : concept and applications*. 2<sup>nd</sup> édition. New York, McGraw-Hill. 682 p.
- OIFQ, 2000. *Dictionnaire de la foresterie*. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Édité par M. Coté. Les Presses de l'Université Laval. 473 p.

- OLIVER, C.D. et B.C. LARSON, 1990. *Forest stand dynamics*. McGraw Hill, New York, NY, USA.
- OMNR, 1998. *A silvicultural guide for the tolerant hardwood forest in Ontario*. Ont. Min. Nat. Resour. Queen's Printer for Ontario. Toronto. 500 p.
- PAQUIN, R., L. DUCHESNE, R. OUIMET et J.-D. MOORE, en préparation. *Change in the regeneration dynamics of sugar maple and American beech in sugar maple stands of Quebec*.
- PARKER, G.R., 1989. *Old-growth forests of the central hardwood region*. Nat. Areas J. 9 : 5-11.
- PARKER, G.R. et C. MERRITT, 1995. *The central region*. In : Regional silviculture of the United States. 3<sup>nd</sup> édition. John Wiley & Sons. Édité par J. W. Barrett. New York, NY. p. 129-171.
- PAYETTE, S., L. FILLION et A. DELWAIDE, 1990. *Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns : the Tantaré ecological reserve, Québec*. Can. J. For. Res. 20 : 1228-1241.
- PEART, D.R., C.V. COGBILL et P.A. PALMIOTTO, 1992. *Effects of logging history and hurricane damage on canopy structure in a northern hardwoods forest*. Bull. Torrey Bot. Club 119 : 29-38.
- PERKINS, T.D., R.M. KLEIN, G.J. BADGER et M.J. EASTER, 1992. *Spruce-fir decline and gap dynamics on Camels Hump, Vermont*. Can. J. For. Res. 22 : 413-422.
- PETERSON, C.J. et S.T.A. PICKETT, 1991. *Treefall and resprouting after windthrow*. For. Ecol. Manage. 42 : 205-217.
- PETERSON, C.J. et S.T.A. PICKETT, 1995. *Forest reorganization : a case study in an old-growth forest catastrophic blowdown*. Ecology 76 : 763-774.
- PICKETT, S.T.A. et P.S. WHITE, 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Patch dynamics : A synthesis*. Academic Press, inc.. Orlando, Flo. p. 371-384.
- PINCHOT, G., 1905. *A primer of forestry. Part II. Practical forestry*. USDA For. Serv., Bull. 24 : 88.
- POAGE, N.J. et D.R. PEART, 1993. *The radial growth response of American beech (Fagus grandifolia) to small canopy gaps in a northern hardwood forest*. Bull. Torrey Bot. Club 120 : 45-48.

- POULSON, T.L. et W.J. PLATT, 1981. *Dynamics of tree replacement in a beech-maple forest at Warren Woods, Michigan*. Bull. Ecol. Soc. Amer. 62 : 135.
- POULSON, T.L. et W.J. PLATT, 1982. *Root sprouts : unimportance in beech regeneration at Warren Woods*. Bull. Ecol. Soc. Amer. 63 : 202.
- POULSON, T.L. et W.J. PLATT, 1989. *Gap light regimes influence canopy tree diversity*. Ecology 70 : 553-555.
- PUTZ, F.E., P.D. COLEY, K. LU, A. MONTALVO et A. AIELLO, 1983. *Uprooting and snapping of trees : structural determinants and ecological consequences*. Can. J. For. Res. 13 : 1011-1020.
- QINGHONG, L. et H. HYTTEBORN, 1991. *Gap structure, disturbance and regeneration in a primeval Picea abies forest*. JAVS 2 : 391-402.
- RICHARD, Y., Z. MAJZEN et M. MÉNARD, 1982. *Étude dendrométrique des groupements végétaux du secteur de Sainte-Véronique*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche. Rapport interne n° 229. 106 p.
- ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional, Québec*. Les publications du Québec. 213 p.
- ROMME, W.H. et W.H. MARTIN, 1982. *Natural disturbance by tree-falls in old-growth mixed mesophytic forest : Lilley Cornett Woods, Kentucky*. In : Fourth central hardwood forest conference. Édité par R.N. Muller. University Ky., Lexington. Kentucky. p. 367-383.
- ROONEY, T.P., 1995. *Restoring landscape diversity and old growth to Pennsylvania's northern hardwood forests*. Nat. Areas J. 15 : 274-278.
- RUEL, J.-C., D. LOUSTAU et M. PINEAU, 1988. *Relations entre la microtopographie, les caractéristiques de la couverture morte et la répartition des essences dans une érablière à bouleau jaune*. Can. J. For. Res. 18 : 1196-1202.
- RUNKLE, J.R., 1981. *Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States*. Ecology 62 : 1041-1051.

- RUNKLE, J.R., 1982. *Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America*. Ecology 63 : 1533-1546.
- RUNKLE, J.R., 1984. *Development of woody vegetation in treefall gaps in a beech-sugar maple forest*. Holarctic Ecol. 7 : 157-164.
- RUNKLE, J.R., 1985. *Disturbance regimes in temperate forests*. In : The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Édité par S.T.A. Pickett et P.S. White. Academic Press. p. 18-33.
- RUNKLE, J.R., 1990. *Gap dynamics in an Ohio Acer-Fagus forest and speculations on the geography of disturbance*. Can. J. For. Res. 20 : 632-641.
- RUNKLE, J.R., 1991. *Gap dynamics of old-growth eastern forests : management implications*. Nat. Areas J. 11 : 19-25.
- RUNKLE, J.R. et T.C. YETTER, 1987. *Treefalls revisited : gap dynamics in the southern Appalachians*. Ecology 68 : 417-424.
- RUSSELL, E.W.B., R.B. DAVIS, R.S. ANDERSON, T.E. RHODES et D.S. ANDERSON, 1993. *Recent centuries of vegetational change in the glaciated north-eastern United States*. J. Ecol. 81 : 647-664.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. *Les régions écologiques du Québec méridional (3e 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. 12 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 du Québec, Direction des inventaires forestiers.
- SCHOPMEYER, C.S., 1974. *Seeds of woody plants in the United States*. USDA For. Serv., Handbook No. 450. 883 p.
- SEYMOUR, R.S., 1995. *The northeastern region*. In : Regional silviculture of the United States. 3<sup>nd</sup> édition. Édité par J.W. Barret. J. Wiley & Sons, inc., New York. p. 31-79.

- SEYMOUR, R.S., A.S. WHITE et P.G. DEMAYNADIER, 2002. *Natural disturbance regimes in northeastern North America – evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies*. For. Ecol. Manage. 155 : 357-367.
- SMITH, D.M., 1995. *The southern Appalachian hardwood region*. In : Regional silviculture of the United States. 3<sup>nd</sup> édition. Édité par J.W. Barret. J. Wiley & Sons, inc., New York. p. 173-225.
- SMITH, H.C. et N.I. LAMSON, 1982. *Number of residual trees. A guide for selection cutting*. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. NE-80. 33 p.
- SODERSTROM, L., 1988. *The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and managed forest stand in northeast Sweden*. Biological Conservation 45 : 169-178.
- SOUSA, W.P., 1984. *The role of disturbance in natural communities*. Ann. Rev. Ecol. Syst. 15 : 353-391.
- SPIES, T., J.F. FRANKLIN et M. KLOPSCH, 1990. *Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade mountains*. Can. J. For. Res. 20 : 534-544.
- SPURR, S.H., 1956. *Natural restocking of forests following the 1938 hurricane in central New England*. Ecology 37 : 443-451.
- STEARNS, F., 1949. *Ninety years of change in a northern hardwood forest in Wisconsin*. Ecology 30 : 350-358.
- STEARNS, F., 1950. *The composition of a remnant of white pine forest in the Lake States*. Ecology 31 : 290-292.
- TRIMBLE, R.T., J.J. MENDEL et R.A. KENNEL, 1974. *A procedure for selection marking in hardwoods. Combining silvicultural considerations with economic guidelines*. USDA For. Serv., Res. Pap. NE-292. 13 p.
- WATT, A.S., 1947. *Pattern and process in the plant community*. J. Ecol. 35 : 1-22.
- WEBB, S., 1988. *Windstorm damage and microsite colonisation in two Minnesota forests*. Can. J. For. Res. 18 : 1186-1195.

- WEIN, R.W. et J.M. MOORE, 1977. *Fire history and rotations in the New Brunswick Acadian forest*. Can. J. For. Res. 7 : 285-294.
- WESTVELD, M., 1953. *Ecology and silviculture of the spruce-fir forests of eastern North America*. J. For. 51 : 422-430.
- WHITE, P.S., 1979. *Pattern, process, and natural disturbance in vegetation*. Bot. Rev. 45 : 229-299.
- WHITE, M.A. et D.J. MLADENOFF, 1994. *Old-growth forest landscape transitions from pre-European settlement to present*. Landscape Ecology 9 : 191-205.
- WHITE, P.S., M.D. MACKENZIE et R.T. BUSING, 1985. *Natural disturbance and gap phase dynamics in southern Appalachian spruce-fir forests*. Can. J. For. Res. 15 : 233-240.
- WHITMORE, T.C., 1989. *Canopy gap and the two major groups of forest trees*. Ecology 70 : 536-538.
- WHITNEY, G.G., 1984. *Fifty years of change in the in the arboreal vegetation of Heart's contents, an old-growth hemlock-white pine – northern hardwood stand*. Ecology 65 : 403-408.
- WHITNEY, G.G., 1986. *Relation of Michigan's presettlement pine forests to substrate and disturbance history*. Ecology 67 : 1548-1559.
- WHITNEY, G.G., 1987. *An ecological history of the Great Lakes forest of Michigan*. J. Ecol. 75 : 667-684.
- WHITNEY, G.G., 1990. *The history and status of the hemlock-hardwood forests of the Allegheny Plateau*. J. Ecol. 78 : 443-458.
- WHITTAKER, R.H., 1956. *Vegetation of the Great Smoky Mountains*. Ecol. Monogr. 26 : 1-80.
- WHITTAKER, R.H., 1960. *Vegetation of Siskiyou Mountains, Oregon and California*. Ecol. Monogr. 30 : 279-338.
- WHITTAKER, R.H. et S.A. LEVIN, 1977. *The role of mosaic phenomena in natural communities*. Theoretical Population Biology 12 : 117-139.

- WHITTAKER, R.H. et W.A. NIERING, 1964. *Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona : a gradient analysis of the south slope*. Ecology 46 : 429-452.
- WOODS, K.D., 1979. *Reciprocal replacement and the maintenance of codominance in a beech-maple forest*. Oikos 33 : 31-39.
- WORRALL, J.J. et T.C. HARRINGTON, 1988. *Etiology of canopy gaps in spruce-fir forests at Crawford Notch, New Hampshire*. Can. J. For. Res. 18 : 1463-1469.
- ZEEDYK, W.D. et K.E. EVANS, 1975. *Silvicultural options and habitat values in deciduous forests*. In : Proceedings, Symposium on Management of Forest and Range Habitats for Nongame Birds, 6-9 May 1975, Tucson, Ariz. Tech. Coord. : D.R. Smith, USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. WO-1. p. 115-127.
- ZHANG, Q., K.S. PREGITZER et D.D. REED, 1999. *Catastrophic disturbance in the presettlement forests of the Upper Peninsula of Michigan*. Can. J. For. Res. 29 : 106-114.

**Annexe 4**

**Impacts probables des coupes de jardinage  
sur l'herpétofaune et les invertébrés au Québec**

par

Jean-David MOORE, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)



## 1. Introduction

Dans les forêts feuillues et mixtes du sud du Québec, le système sylvicole le plus fréquemment utilisé est la coupe de jardinage. En raison des préoccupations afférentes au maintien de la biodiversité, il importe d'en connaître les effets sur la faune du sol (salamandres, arthropodes, etc.). Toutefois, seuls les travaux de MOORE *et al.* (2002, 2003) en ont évalué les impacts sur certains de ces organismes au Québec, et à notre connaissance au Canada. Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, de telles études sont également peu abondantes. Cette annexe traite des impacts réels ou appréhendés de la coupe de jardinage sur l'herpétofaune et les invertébrés<sup>1</sup> au Québec.

## 2. L'herpétofaune

Au Québec, l'herpétofaune est représentée par 21 espèces d'amphibiens (salamandres, anoures<sup>2</sup>) et par 16 espèces de reptiles (serpents, tortues), soit un total de 37 espèces. Parmi ces 37 espèces, 34 sont du milieu forestier dont 14 sont en situation précaire (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC 1996).

### 2.1 Les salamandres

Les travaux de BURTON et LIKENS (1975) ont démontré que la biomasse des salamandres, dans le bassin versant de Hubbard Brook au New Hampshire, équivaut à celle des petits mammifères et au double de celle des oiseaux forestiers. Bien qu'aucune étude du genre n'ait été réalisée au Québec, on peut avancer l'hypothèse que la salamandre est aussi l'un des vertébrés les plus abondants dans les forêts du sud du Québec, la plus commune étant la salamandre rayée (*Plethodon cinereus*) (BIDER et MATTE 1994).

Les salamandres sont très sensibles aux perturbations causées par les activités forestières (DEMAYNADIER et HUNTER 1995, MCLEOD et GATES 1998, HARPOLE et HAAS 1999, HERBECK et LARSEN 1999). Des auteurs ont démontré que leur population peut diminuer durant plusieurs décennies à la suite de coupes totales (ASH 1997, MITCHELL *et al.* 1997, POUGH *et al.* 1987, PETRANKA *et al.* 1994). C'est pourquoi elles sont souvent utilisées comme indicatrices d'une intensité de perturbation du milieu forestier (MCLAREN *et al.* 1998, SUGAR *et al.* 2001, WELSH et DROEGE 2001).

---

<sup>1</sup> Les invertébrés en milieu forestier sont composés d'espèces qui vivent au sol et dans les strates végétales. Parmi ceux-ci on retrouve, entre autres, les arthropodes, les annélides et les mollusques terrestres.

<sup>2</sup> Les anoures comprennent les crapauds, les grenouilles et les rainettes.

L'étude de MOORE *et al.* (2002), réalisée dans une érablière à bouleau jaune des Basses-Laurentides de la région de Québec (Duchesnay), montre que les salamandres rayées ont été capturées en nombre à peu près égal dans les forêts jardinées par pied d'arbre (surface terrière (ST) résiduelle ~ 18 m<sup>2</sup>/ha) et dans celles retenues comme témoins (ST ~ 25 m<sup>2</sup>/ha), 6 et 8 ans après le traitement. Un tel résultat laisse supposer qu'il n'y a pas eu d'effet de la coupe de jardinage par pied d'arbre sur l'abondance de la salamandre rayée dans cette région. Ce résultat corrobore ceux obtenus par MESSERE et DUCEY (1998) et POUGH *et al.* (1987) qui ont évalué l'effet de coupes partielles de faibles intensités, similaires aux coupes de jardinage par pied d'arbre<sup>1</sup>, sur les salamandres rayées dans l'état de New York, 1 an après le traitement. Dans une étude située dans le nord-est de la Pennsylvanie, ROSS *et al.* (2000) notent qu'une surface terrière résiduelle après coupe de plus de 15 m<sup>2</sup>/ha semble être plus favorable aux salamandres (notamment la salamandre rayée), qu'une surface terrière résiduelle inférieure à ce seuil.

Par ailleurs, HARPOLE et HAAS (1999) ont noté une baisse de l'abondance des salamandres rayées 3 ans après une coupe partielle par trouées dans une forêt feuillue de Virginie. La dimension de ces trouées représentait approximativement 0,5 ha, divisée en trois groupes à l'intérieur de la parcelle de 2 ha, soit en moyenne des trouées d'environ 45 m de diamètre (~ 1 600 m<sup>2</sup>). Dans cette même étude, une coupe progressive de ST résiduelle de 12-15 m<sup>2</sup>, une autre de ST résiduelle de 4-7 m<sup>2</sup>, une coupe avec réserve de semenciers et une coupe totale ont aussi engendré une baisse de l'abondance des salamandres rayées. Les plus faibles abondances ont été observées pour les coupes les plus fortes, soit les trois derniers types de coupe. Les auteurs attribuent cette diminution à une température plus élevée de la surface du sol ainsi qu'à un taux d'humidité plus faible de la litière. L'importance de l'humidité de la litière, pour cette espèce, avait déjà été démontrée (HEATWOLE 1962).

La coupe de jardinage par pied d'arbre ne semble donc pas nuire aux populations de salamandres rayées, comparativement aux coupes partielles par trouées et aux coupes progressives à faible surface terrière résiduelle. Étant donné que cette espèce est l'une des plus sensibles aux activités forestières, on peut avancer l'hypothèse que la plupart des autres espèces de salamandres ne seront que peu ou pas touchées par ce type de coupe.

MOORE *et al.* (2002) mentionnent que la grande quantité de débris ligneux au sol, produits par la coupe de jardinage, peuvent contribuer à minimiser les impacts à court terme de ce type de coupe en procurant des abris aux salamandres rayées. À plus long terme, la présence de débris ligneux est importante pour la reproduction de cette espèce. En effet, la salamandre rayée pond ses œufs surtout

---

<sup>1</sup> MESSERE et DUCEY (1998) ont examiné l'effet de trouées de 6 à 11 m de diamètre alors que POUGH *et al.* (1987) ont examiné un peuplement issu de coupes pour le bois de chauffage.

dans les rondins de bois pourri (BISHOP 1941). BUTTS et MCCOMB (2000) ont aussi noté l'importance des débris ligneux pour les salamandres.

Par ailleurs, l'importance des forêts anciennes pour les salamandres au Québec a été rapportée dans les travaux de BONIN *et al.* (1999). Plus particulièrement, ces auteurs mentionnent que la salamandre rayée s'est avérée un indicateur de l'intégrité des forêts et ont laissé percevoir le rôle que peut jouer une forêt ancienne, même de taille réduite, au sein d'un ensemble forestier plus vaste.

## 2.2 Les anoures

Dans des forêts de feuillus de Pennsylvanie, ROSS *et al.* (2000) n'ont pas trouvé de corrélation entre l'abondance des anoures et la densité du couvert végétal. Ces auteurs notent aussi que malgré leur besoin d'humidité, les grenouilles et les crapauds tolèrent mieux les températures élevées que les salamandres en général, ce qui leur permet de survivre même dans des secteurs où le couvert végétal est faible, en autant qu'il y est une source d'eau à proximité. Ceci est corroboré par CROMER *et al.* (2002) qui ont noté un effet bénéfique des coupes par trouées (de 150 à 5 000 m<sup>2</sup>) sur les rainettes dans des forêts de feuillus de la Caroline du Sud. Ces auteurs attribuent cet effet à la présence d'eau emprisonnée dans les ornières, laquelle procure ainsi un habitat propice aux rainettes. Toutefois, DIMAURO et HUNTER (2001) soulignent que les étangs temporaires, créés par les opérations forestières, deviennent des « puits » pour les populations de grenouilles des bois, étant donné la disparition plus rapide de l'eau dans ces étangs que dans les étangs naturels, et la forte mortalité des larves occasionnée par la sécheresse hâtive. À notre connaissance, aucune étude effectuée au Québec n'a documenté l'effet de ces étangs temporaires sur les amphibiens forestiers.

## 2.3 Reptiles

Les résultats de ADAMS *et al.* (1996) (Kentucky), de ROSS *et al.* (2000) (Pennsylvanie) et de GREENBERG (2001) (Caroline du Nord) suggèrent que l'ouverture du couvert végétal, par les opérations forestières, est bénéfique aux serpents. GREENBERG (2001) mentionne que plusieurs espèces de reptiles du sud des Appalaches sont présents à une faible densité dans les forêts naturelles et denses et qu'elles dépendent des perturbations naturelles, comme les chablis, pour le maintien de leur population.

En ce qui concerne les tortues, la tortue des bois (*Clemmys insculpta*) est l'espèce la plus terrestre que nous ayons au Québec. Bien qu'elle soit très associée aux cours d'eau, la tortue des bois peut utiliser de façon importante le milieu forestier pendant sa période active, soit généralement de avril à

nombre au Québec. Selon ARVISAIS (2000), cette tortue n'utiliserait pas les milieux forestiers créés par les coupes totales récentes. L'auteur ajoute que :

« Il semblerait donc qu'une coupe totale perturbe le milieu le rendant défavorable à la tortue des bois jusqu'à ce qu'il y ait une régénération de la végétation entraînant une augmentation d'espèces d'intérêt pour la tortue des bois (petits fruits comestibles, couvert herbacé et arbustif). »

D'ailleurs, selon ce même auteur, les milieux en régénération (10 à 15 ans) et les trouées créées par les chablis dans les peuplements à maturité semblent favoriser la présence de cette espèce.

Certaines mesures de protection ont été proposées pour la tortue des bois (ANONYME 2002). Parmi celles-ci, mentionnons l'établissement d'une zone de protection de 200 m de part et d'autre du cours d'eau utilisé par cette espèce.

### **3. Les invertébrés**

Les invertébrés représentent le groupe d'organismes le plus abondant en milieu forestier au Québec (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC 1996). Ils assurent des fonctions essentielles reliées à la fertilité et à la productivité des écosystèmes forestiers, en contribuant à la remise en circulation des éléments nutritifs (REICHLE *et al.* 1969, CROSSLEY 1977, EDMONDS et EGLISTIS 1989). Aussi, ils constituent un maillon important de la chaîne alimentaire terrestre, ce qui en fait un élément indispensable pour le maintien de plusieurs autres espèces animales en milieu forestier (SOUTH 1980, VAUGHAN et PEARSE 1980, KREMEN *et al.* 1993).

#### Effets des coupes de jardinage sur les invertébrés

Les coupes de jardinage peuvent affecter l'abondance des insectes ou des arthropodes du sol. En effet, dans une étude réalisée à l'érablière de Duchesnay, MOORE *et al.* (2002) ont noté que les araignées étaient moins abondantes dans les forêts jardinées par pied d'arbre que dans les forêts témoins, 6 et 8 ans après le traitement.

Les coupes de jardinage peuvent aussi avoir des effets positifs sur les invertébrés. En effet, MOORE *et al.* (2002) ont observé une plus grande abondance des millipèdes et des escargots dans les forêts jardinées par pied d'arbre que dans les forêts témoins. Dans ce cas, il semble que la coupe de jardinage ait modifié certaines propriétés de la forêt, lesquelles étaient favorables à ces organismes. MOORE *et al.*

(2002) posent l'hypothèse que la réduction du couvert arborescent, combinée à l'apport de débris ligneux au sol, créent des conditions favorables aux millipèdes et aux escargots. Cette hypothèse est en partie appuyée par des observations sur le terrain réalisées lors de cette dernière étude, lesquelles révèlent que les millipèdes et les escargots jeunes sont plus nombreux sous les débris ligneux que sous la litière forestière. Par ailleurs, d'autres invertébrés, comme les collemboles, les grillons et les limaces, n'ont pas été affectés par les coupes de jardinages réalisées lors de cette étude.

WERNER et RAFFA (2000) ont noté très peu de changement dans la communauté de coléoptères du sol dans les forêts de feuillus inéquiennes du Wisconsin et du Michigan, lesquelles n'avaient subi aucune coupe depuis au moins 4 ans, comparativement à des forêts anciennes. En fait, seules deux espèces de carabes étaient plus abondantes dans les coupes sélectives par pied d'arbre. Par rapport à ce dernier résultat, les travaux de MOORE *et al.* (2003), réalisés dans l'érablière de Duchesnay 4 et 6 ans après la coupe, n'ont pas révélé de différence entre les espèces de carabes présentes dans les forêts jardinées et témoins.

Finalement, il semble que certains attributs du milieu forestier soient importants pour les invertébrés. Mentionnons par exemple, les débris ligneux au sol (SAVELY 1939, LLOYD 1963, MOORE *et al.* 2002) et les chicots (MARTIKAINEN *et al.* 1999). Ces attributs devraient donc être conservés à la suite d'une coupe de jardinage, afin de perpétuer les communautés d'invertébrés.

#### **4. Conclusion**

Au-delà d'un certain seuil, l'herpétofaune devient très sensible à l'ouverture du couvert arborescent occasionnée par les activités forestières. La coupe de jardinage par pied d'arbre semble bien convenir aux besoins de la majorité des salamandres alors que des trouées relativement grandes semblent plus propices à certains anoures et reptiles. Il semble donc que la coupe de jardinage par pied d'arbre et groupe d'arbres (CJPG; voir chapitre 1) puisse se réaliser sans que l'ensemble de l'herpétofaune forestière au Québec n'en subisse d'effets négatifs.

En ce qui concerne les invertébrés, très peu de travaux les ont étudiés à la suite des interventions sylvicoles pratiquées dans les forêts de feuillus et mixtes inéquiennes. La seule étude réalisée au Québec démontre que les coupes de jardinage par pied d'arbre ont peu ou pas d'impact sur l'abondance des invertébrés.

Une diversification de l'aménagement à l'échelle du paysage, comprenant des coupes de jardinage par pied d'arbre et par groupe d'arbres, ainsi que la conservation de forêts anciennes, est recommandée

afin de maintenir la diversité de l'herpétofaune et des invertébrés dans les forêts de feuillus et mixtes du sud du Québec.

Le faible nombre de travaux ainsi que leur courte durée, fait cependant ressortir le besoin d'études supplémentaires afin de connaître les effets à long terme des coupes de jardinage sur la faune du sol au Québec.

## 5. Références

ADAMS, J.P., M.J. LACKI et M.D. BAKER, 1996. *Response of herpetofauna to silvicultural prescriptions in the Daniel Boone National Forest, Kentucky*. Proc. Ann. Conf. Southeast. Ass. Fish and Wildl. Ag. 50 : 312-320.

ANONYME, 2002. *Protection des espèces menacées ou vulnérables en milieu forestier : la tortue des bois (Clemmys insculpta)*. Société de la faune et des parcs du Québec (Direction de l'environnement forestier) et ministère des Ressources naturelles du Québec (Direction de l'environnement forestier).

ARVISAIS, M., 2000. *Caractérisation et sélection de l'habitat à l'intérieur des domaines vitaux chez la tortue des bois (Clemmys insculpta) au nord de son aire de répartition, Québec, Canada*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, Québec, Canada.

ASH, A.N., 1997. *Disappearance and return of plethodontid salamanders to clearcut plots in the southern Blue Ridge mountains*. Conserv. Biol. 11 : 983-989.

BIDER, J.R. et S. MATTE, 1994. *Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec*. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec. 106 p.

BISHOP, S.C., 1941. *The Salamanders of New York*. New York State Museum Bulletin No. 324.

BONIN, J., J.-F. DESROCHES, M. OUELLET et A. LEDUC, 1999. *Les forêts anciennes : refuges pour les salamandres*. Nat. Can. 123 : 13-18.

BURTON, M.B. et G.E. LIKENS, 1975. *Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire*. Copeia 1975 : 541-546.

- BUTTS, S.R. et W.C. McCOMB, 2000. *Associations of forest-floor vertebrates with coarse woody debris in managed forests of western Oregon*. J. Wildl. Manage. 64 : 95-104.
- CROMER, R.B., D. LANHAM et H. HANLIN, 2002. *Herpetofaunal response to gap and skidder rut wetland creation in a southern bottomland hardwood forest*. For. Sci. 48 : 407-416.
- CROSSLEY, D.A., Jr., 1977. *The role of terrestrial saprophagous arthropods in forest soil : current status and concepts. The role of arthropods in forest ecosystems*. In W.J. Mattson (éd.), Springer Verlag, New York, USA. p. 49-56.
- DEMAYNADIER, M.L. et P.G. HUNTER, 1995. *The relationship between forest management and amphibian ecology : a review of the North American literature*. Environ. Rev. 3 : 230-261.
- DIMAURO, D. et M.L. HUNTER, 2001. *Reproduction of amphibians in natural and anthropogenic temporary pools in managed forests*. For. Sci. 48 : 397-406.
- EDMONDS, R.L. et A. EGLISTIS, 1989. *The role of Douglas-fir beetle and wood borers in the decomposition and nutrient release from Douglas-fir logs*. Can. J. For. Res. 19 : 853-859.
- GREENBERG, C.H., 2001. *Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians*. For. Ecol. Manage. 148 : 135-144.
- HARPOLE, D.N. et C.A. HAAS, 1999. *Effects of seven silvicultural treatments on terrestrial salamanders*. For. Ecol. Manage. 114 : 349-356.
- HEATWOLE, H., 1962. *Environmental factors influencing local distribution and activity of the salamander, Plethodon cinereus*. Ecology 43 : 460-472.
- HERBECK, L.A. et D.R. LARSEN, 1999. *Plethodontid salamander response to silvicultural practices in Missouri Ozark Forests*. Conserv. Biol. 13 : 623-632.
- KREMEN, C., R.K. COLWELL, T.L. ERWIN, D.D. MURPHY, R.F. NOSS et M.A. SANJAYAN, 1993. *Terrestrial arthropod assemblages : their use in conservation planning*. Conserv. Biol. 7 : 796-808.
- LLOYD, M., 1963. *Numerical observations on movements of animals between beech litter and fallen branches*. J. Anim. Ecol. 32 : 157-163.

- MARTIKAINEN, P., J. SIITONEN, L. KAILA, P. PUNTTILA et J. RAUH, 1999. *Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland*. For. Ecol. Manage. 116 : 233-245.
- MCLAREN, M.A., I.D. THOMPSON et J.A. BAKER, 1998. *Selection of vertebrate wildlife indicators for monitoring sustainable forest management in Ontario*. For. Chron. 74 : 241-248.
- MCLEOD, R.F. et J.E. GATES, 1998. *Response of herpetofaunal communities to forest cutting and burning at Chesapeake Farms, Maryland*. Am. Midl. Nat. 139 : 167-177.
- MESSERE, M. et P.K. DUCEY, 1998. *Forest floor distribution of northern redback salamanders, Plethodon cinereus, in relation to canopy gaps : first year following selective logging*. For. Ecol. Manage. 107 : 319-324.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 1996. *Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagements du ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec*. ISBN : 2-550-30058-0.
- MITCHELL, J.C., S.C. RINEHART, J.F. PAGELS, K.A. BUHLMANN et C.A. PAGUE, 1997. *Factors influencing amphibian and small mammal assemblages in central Appalachian forests*. For. Ecol. Manage. 96 : 65-76.
- MOORE, J.-D., R. OUMET, C. CAMIRÉ et D. HOULE, 2002. *Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada*. Can. J. Soil Sci. 82 : 105-113.
- MOORE, J.-D., R. OUMET, C. CAMIRÉ et D. HOULE, 2003. *Effects of two silvicultural practices on Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) abundance in a northern hardwood, Québec, Canada*. Conserv. Biol. (soumis)
- PETRANKA, J.W., M.P. BRANNON, M.E. HOPEY et C.K. SMITH, 1994. *Effects of timber harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamanders*. For. Ecol. Manage. 67 : 135-147.
- POUGH, F.H., E.M. SMITH, D.H. RHODES et A. COLLAZO, 1987. *The abundance of salamanders in forest stands with different histories of disturbance*. For. Ecol. Manage. 20 : 1-9.

- REICHLER, D.E., M.H. SHANKS et D.A. CROSSLEY Jr., 1969. *Calcium, potassium and sodium content of forest floor arthropods*. Ann. Entomol. Soc. Am. 62 : 57-62.
- ROSS, B., T. FREDERICKSEN, E. ROSS, W. HOFFMAN, M.L. MORRISON, J. BEYEA, M.B. LEBSTER, B.N. JOHNSON et N.J. FREDERICKSEN, 2000. *Relative abundance and species richness of herpetofauna in forest stands in Pennsylvania*. For. Sci. 46 : 139-146.
- SAVELY, H.E., 1939. *Ecological relations of certain animals in dead pine and oak logs*. Ecol. Monogr. 9 : 321-385.
- SOUTH, A., 1980. *A technique for the assessment of predation by birds and mammals on the slug Deroceras reticulatum (Muller) (Pulmonata : Limacidae)*. J. Conchol. 30 : 229-234.
- SUGAR, A., T. BELLHOUSE, D. PHOENIX, N. DAWSON et G. HOLBORN, 2001. *A sampling protocol for red-backed salamander (Plethodon cinereus) populations in Ontario : the 2nd pilot study*. Wildlife Assessment Program, Ontario Ministry of Natural Resources. WAP-2001-01.
- VAUGHAN, T.A. et W. PEARSE, 1980. *The importance of arthropods in diet of Zapus princeps in a subalpine habitat*. J. Mammal. 61 : 122-124.
- WELSH Jr., H.H. et S. DROEGE, 2001. *A case for using Plethodontid Salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American Forests*. Conserv. Biol. 15 : 558-569.
- WERNER, S.M. et K.F. RAFFA, 2000. *Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great Lakes Region*. For. Ecol. Manage. 139 : 135-155.



**Annexe 5**

**Effets sur les oiseaux et les mammifères des coupes partielles  
destinées à la production prioritaire de bouleau jaune**

par

Marcel DARVEAU, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (UL – FFG)



## 1. Introduction

Cet avis traite des effets, sur les oiseaux et les mammifères, des coupes partielles destinées à la production prioritaire de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) dans des peuplements inéquiens, soit essentiellement l'érablière à bouleau jaune, la sapinière à bouleau jaune et la bétulaie jaune à sapin. Dans ces peuplements, les types de coupes partielles les plus courants sont le jardinage avec trouées, le jardinage par bouquet et le jardinage par pied d'arbre (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 2000). Les coupes par parquets sont parfois considérées comme des coupes partielles, alors qu'elles sont en fait des petites coupes totales (de 1 ha et plus) dont les incidences sur la faune ne sont aucunement apparentées aux coupes partielles.

L'évaluation de ces effets s'appuie sur une revue non exhaustive des études publiées et des travaux en cours dans les forêts québécoises et par la prise en compte des études des effets de traitements sylvicoles apparentés et en vigueur dans des écosystèmes semblables hors du Québec. Étant donné que les effets des traitements sylvicoles sur les oiseaux et les mammifères sont essentiellement indirects, c'est-à-dire qu'ils découlent de changements dans la structure et la composition des peuplements, cette revue a été structurée non pas en fonction des effets sur la faune, mais plutôt en regard des préoccupations liées aux changements dans la disponibilité d'attributs essentiels aux peuplements pour le maintien de la faune non exploitée (biodiversité) et de la faune exploitée.

## 2. Préoccupations

### 2.1 Ouverture du couvert

#### 2.1.1 Effets sur les espèces arboricoles

L'ouverture du couvert arborescent peut résulter de processus naturels ou de l'activité humaine. Au Québec, le dépérissement des érablières a retenu l'attention de chercheurs en écologie faunique au cours des années 1980-1990, notamment dans le cadre d'une étude des populations d'oiseaux insectivores, d'arthropodes et de plantes des peuplements d'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) en dépérissement de dix-huit érablières des régions de l'Amiante et des Bois-Francs (MARTEL *et al.* 1991, DARVEAU *et al.* 1997). En moyenne, le dépérissement avait causé une perte de feuillage de 20 à 30 %. Les nombres moyens d'espèces et de couples d'oiseaux par point d'écoute étaient négativement corrélés au dépérissement ( $P = 0,08$  et  $P = 0,09$ ), ce qui reflète les tendances obtenues pour les moucheronneurs et les glaneurs de cime et les glaneurs d'arbustes. Plus spécifiquement, les populations de moucheronne tchébec (*Empidonax minimus*), qui était l'espèce dominante dans ces sites, montrait des corrélations

négatives avec le dépérissement. De plus, dans les sites dépéris, la fréquence de nourrissage des oisillons était plus élevée dans les sites dépéris (DARVEAU *et al.* 1993). Les parents ont aussi passé plus de temps au nid dans les sites dépéris en 1988, probablement en réaction à la demande accrue de couvaison, qui résultait du temps froid durant l'élevage, cette année-là. Il semble que les oisillons des sites dépéris aient subi un stress thermique à la suite de l'ouverture du couvert et que les parents aient dû travailler plus (c'est-à-dire nourrir et couvrir plus) pour assurer leur succès de nidification.

Pour ce qui est de coupes partielles, les travaux effectués dans le cadre du projet SSAM (Scénarios sylvicoles adaptés à la forêt mélangée) ont montré que les coupes de jardinage avec trouées et de jardinage par pied d'arbre avec un prélèvement d'environ 30 % de la surface terrière ne changeaient pas radicalement les communautés d'oiseaux de la sapinière à bouleau jaune et de l'érablière à bouleau jaune, mais qu'elles ont néanmoins des effets notables sur l'abondance de certaines espèces (DARVEAU *et al.* 2000, 2001; 2002). De même, plusieurs études des effets des coupes partielles sur la faune réalisées hors du Québec ont montré des effets semblables à ceux du dépérissement, c'est-à-dire des baisses de populations de certaines espèces d'oiseaux de la strate arborescente (WEBB *et al.* 1977; CRAWFORD *et al.* 1981; DELLASALA et RABE 1987; VIRKKALA 1987, 1989; VIRKKALA et LIEHU 1990, DELLASALA *et al.* 1996, ROBINSON et ROBINSON 1999) ou afférents au succès de la reproduction (VIRKKALA 1990, HARTLEY et HUNTER 1997).

Il est donc évident que les coupes partielles ont des effets négatifs sur certaines espèces d'oiseaux insectivores qui se nourrissent sur le feuillage des arbres et qui sont associées aux forêts fermées.

#### 2.1.2 Effets sur les espèces vivant au niveau du sol

On pourrait penser à prime abord que les oiseaux qui se nourrissent sur le feuillage des arbustes et au sol pourraient bénéficier de la croissance accrue de la végétation basse à la suite de l'ouverture du couvert arborescent (DESGRANGES 1987). Toutefois, les résultats d'études sur les effets du dépérissement des érablières ont montré que ce n'est pas le cas pour certaines espèces (DARVEAU *et al.* 1997). De même, les résultats du projet SSAM (DARVEAU *et al.* 2002) montrent que les coupes partielles ont des effets semblables négatifs sur certaines espèces d'oiseaux des arbustes et du sol (DARVEAU *et al.* 2000). C'est entre autres le cas pour la paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*) qui est abondante dans les peuplements témoins et quasi absente des peuplements traités du projet SSAM. D'autres études des effets des coupes partielles sur la faune ont aussi montré que la paruline couronnée est vulnérable à l'ouverture du couvert (CRAWFORD *et al.* 1981, ANNAND et THOMPSON III 1997, NORTON et HANNON 1997). Il devient donc important de conserver une proportion minimale de peuplements intacts, à l'échelle du paysage, si l'on veut maintenir la paruline couronnée. Cette proportion reste toutefois à déterminer.

En ce qui a trait aux mammifères herbivores, il est connu que la forêt mixte offre dans un même peuplement le couvert de conifères et la nourriture de feuillus, tout en fournissant des habitats de haute qualité pour le lièvre d'Amérique (GUAY 1994, FERRON *et al.* 1996) et l'orignal (COURTOIS 1993). En revanche, ces mammifères, lorsqu'ils ont des populations élevées, peuvent perturber la structure et le fonctionnement des écosystèmes (AUGUSTINE et JORDAN 1998, KIELLAND et BRYANT 1998). Il s'avère donc important de s'assurer que les traitements sylvicoles ne favorisent pas certaines espèces d'herbivores tels le lièvre et l'orignal au point de perturber la production de ligneux commerciaux, comme cela a déjà été observé, pour l'orignal à la suite d'éclaircies de sapinières à Terre-Neuve (THOMPSON et WELSH 1993) ou pour le lièvre dans des plantations de conifères dans le sud du Québec (BERGERON et TARDIF 1988).

Une étude de la quantification des trouées naturelles et de la nourriture disponible pour les mammifères herbivores dans ces trouées a été effectuée dans le parc de la Mauricie (HÉBERT 2000). Les résultats montrent que dans la sapinière à bouleau jaune mûre intacte, des trouées d'une superficie moyenne de 185 m<sup>2</sup> occupent 21 % de la superficie des peuplements. La quantité de ramilles disponibles pour le broutement par les mammifères herbivores est plus grande dans ces trouées que sous couvert. Pour ce qui est des forêts aménagées, les résultats des relevés de brout du projet SSAM ont montré que le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) broute de 1 à 31 % des ramilles selon les traitements. Si l'on évalue le nombre de ramilles broutées comme un indice de l'utilisation par le lièvre pour son alimentation, les coupes par bandes offriraient les meilleurs habitats suivis des témoins mélangés et des sites en régénération de 5 à 12 ans. Les comptages de fèces en 2000 et 2001 montrent que le lièvre utilise, de façon significative, plus les témoins en conifères, les régénérations vieilles et les coupes par bandes (20 à 40 fèces/5 m<sup>2</sup>), alors qu'il utilise très peu les jardinages avec trouées et les témoins de feuillus (< 1 fèce/5 m<sup>2</sup>).

## 2.2 Changements dans la composition forestière

Les coupes partielles causent souvent une simplification volontaire ou involontaire du nombre d'essences dans les peuplements. Dans les érablières aménagées pour la production de sève, les essences compagnes sont souvent éradiquées et il est courant de voir des peuplements qui sont composés à 100 % d'érable à sucre (ROY *et al.* 1985, DARVEAU *et al.* 1992). De tels peuplements sont peu favorables à des espèces tel l'ours noir (*Ursus americanus*) qui dépend, dans les forêts de feuillus du sud du Québec, des faines de hêtre d'Amérique (*Fagus grandifolia*). Dans de tels peuplements, les communautés d'oiseaux insectivores sont plus simples, de toute évidence à cause des communautés d'insectes simplifiées et d'une disponibilité d'insectes moins régulière durant la période de nidification (HOLMES et ROBINSON 1981).

Dans une érablière à bouleau jaune au New Hampshire, des études de la sélection d'arbres pour l'alimentation des oiseaux insectivores ont montré que diverses espèces préfèrent diverses essences (HOLMES et ROBINSON 1981, ROBINSON et HOLMES 1984). Dans le cadre du projet SSAM dans Portneuf, les travaux d'une étudiante au doctorat, madame Caroline Girard, montrent aussi que ces préférences ne changent pas en relation avec des changements de la composition du couvert, c'est-à-dire que certaines espèces d'oiseaux sont peu adaptables (DARVEAU *et al.* 2002).

### 2.3 Raréfaction du bois mort

Une conséquence typique de l'aménagement forestier sur la composition et la structure des peuplements est la réduction de la densité de gros chicots et de gros débris ligneux (GILG 1997, McCOMB et LINDENMAYER 1999). On peut même se servir des densités de chicots comme indicateurs de l'altération des écosystèmes (KELLOMÄKI *et al.* 2001).

DARVEAU et DESROCHERS (2001) ont effectué, pour la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles, une revue de littérature sur les relations entre le bois mort et la faune vertébrée, entre autres les oiseaux et les mammifères. Les chicots fournissent des substrats d'alimentation, des sites de repos et des cavités de nidification à une foule d'espèces animales qui évoluent en association avec les peuplements forestiers naturels. DARVEAU et DESROCHERS (2001) ont fait une revue des données disponibles sur les chicots au Québec, une synthèse des connaissances sur l'utilisation des chicots par la faune, des facteurs qui déterminent leur abondance en milieu naturel et des effets de l'activité humaine sur les chicots et la faune.

#### 2.3.1 Données sur les chicots au Québec

Dans des érablières à sucre peu aménagées de la Seigneurie Nicolas-Riou de la forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, BERGERON *et al.* (1997) ont établi 20 places-échantillons circulaires de 1 ha au semi-hasard pour le suivi des chicots. Ces places-échantillons avaient en moyenne des densités de 40 chicots de  $d_{hp} \geq 20$  cm, 11 chicots  $\geq 30$  cm et 2 chicots  $\geq 40$  cm à l'hectare. En comparaison, 20 places-échantillons du même type dans des érablières à bouleau jaune aménagées pour la production acéricole sur le territoire du groupement forestier de l'est du lac Témiscouata (aussi à la forêt modèle du Bas-Saint-Laurent) avaient des densités de chicots de 10 chicots de  $d_{hp} \geq 20$  cm, 5 chicots  $\geq 30$  cm et 0,5 chicots  $\geq 40$  cm à l'hectare.

Les mêmes chercheurs ont aussi recensé cinq bandes relativement intactes de 20 m x 500 m (1 ha) en bordure de lacs à la Seigneurie Nicolas-Riou et ils les ont comparées avec des bandes adjacentes

situées à 20-40 m des lacs et ayant fait l'objet de coupes partielles. Il y avait en moyenne 4 chicots de dhp  $\geq$  40 cm au dhp à l'hectare dans la bande riveraine de 20 m contre un dans les 20 m adjacents (BERGERON *et al.* 1997).

Dans des érablières à bouleau jaune en Outaouais (65 km au nord d'Ottawa), DOYON *et al.* (1999) ont évalué la densité de chicots dans des peuplements soumis à trois scénarios sylvicoles : 1) jardinage en 1982-1985 dans des peuplements ayant fait l'objet de coupes à diamètre limite depuis le début du siècle, 2) coupe par bandes (1/3 coupé au moment de l'étude) dans des peuplements issus de feu en 1910 et 3) témoins dans des peuplements aussi issus du feu de 1910. Ils ont évalué en 1994 la densité de chicots  $\geq$  5 cm de dhp dans 270 places-échantillons de 60 m x 60 m réparties systématiquement dans ces peuplements. Les densités de chicots étaient en moyenne de 119 chicots à l'hectare dans les peuplements aménagés en coupes par bandes, 97 dans les peuplements jardinés et 156 dans les peuplements témoins.

Toujours en Outaouais, dans la réserve Papineau-Labelle, L'ÉCUYER (1998) a échantillonné quatre transects de 20 m de largeur et de 1 600 à 2 300 m de longueur dans des érablières à feuillus intolérants et des érablières à bouleau jaune âgées d'environ 90 ans lesquelles avaient fait l'objet d'une coupe de jardinage en 1996. Il a dénombré en moyenne 8 chicots de dhp  $\geq$  34 cm à l'hectare. Trente-quatre pour cent de ces chicots étaient des bouleaux jaunes, malgré le fait que cette essence ne constituait que quatorze pour cent des tiges vivantes et mortes du peuplement, une différence probablement attribuable à la longévité des chicots de bouleau jaune. L'ÉCUYER (1998) a aussi calculé le taux de recrutement de chicots en se basant par les données inédites de Z. Majcen (Direction de la recherche forestière, MRN) de neuf blocs de 2 ha situés près de la réserve Papineau-Labelle (Sainte-Véronique, lac Simon et forêt de Gatineau). Sur une période de 20 ans, il a calculé que chaque bloc devrait produire au moins 2 chicots de dhp  $\geq$  34 cm à l'hectare, ce qui pourrait maintenir la densité de chicots à plus de 16 chicots à l'hectare si ces arbres restent debout.

En forêt mixte, DARVEAU *et al.* (2001, 2002) ont évalué, dans le cadre du projet SSAM, les densités de chicots et de débris ligneux dans des peuplements à maturité intacts et des peuplements ayant subi des coupes partielles ou totales. Ils ont observé que la surface terrière des chicots était significativement plus élevée dans les témoins de mélangés que les témoins de conifères (12 contre 5 m<sup>2</sup>/ha,  $P < 0,05$ ), de même que dans les coupes de jardinage par rapport aux témoins de conifères et de feuillus (13 contre 5-6 m<sup>2</sup>/ha). En ce qui concerne les débris ligneux, leur volume était plus élevé dans les témoins mixtes que dans les témoins de conifères et les sites en régénération jeune (121 contre 35-48 m<sup>3</sup>/ha,  $P < 0,05$ ). Dans l'ensemble, les densités moindres de chicots et de débris ligneux dans les témoins de conifères par rapport aux témoins de feuillus et mixtes laissent supposer que l'intensité d'aménagement y est plus

élevée, ce qui pourrait en revanche indiquer une altération plus prononcée de la biodiversité. En prenant en compte que les peuplements de conifères sont soumis à des coupes totales et que la surface terrière des chicots après coupe est quasi nulle, on peut conclure que dans la mosaïque de la sapinière à bouleau jaune, les peuplements de conifères sont les plus vulnérables en ce qui a trait au maintien de la biodiversité.

Dans l'ensemble, les quelques études de chicots réalisées au Québec montrent que les coupes partielles réduisent la surface terrière des chicots. Dans certains cas, comme celui de coupes de jardinage par pied d'arbre dans des érablières à bouleau jaune de la réserve Papineau-Labelle ou des sapinières à bouleau jaune dans Portneuf, il ne semble pas y avoir de réduction drastique. Il demeure que la coupe de jardinage répétée aux 15-20 ans devrait inévitablement avoir pour conséquence de réduire la densité de chicots.

### 2.3.2 Chicots et faune

Il est évident que la plupart des pratiques forestières courantes, dont l'objectif est orientée vers la production d'arbres sains et sans défauts en vue de la récolte, sont défavorables à la production de chicots, notamment de gros chicots et perturbent la faune qui y est vit. Dans certains pays d'Europe, où le début de l'exploitation forestière remonte au Moyen Âge et où l'aménagement forestier intensif se pratique depuis plusieurs décennies, plusieurs espèces de pics sont menacées d'extinction ou sont déjà éteintes régionalement (MIKUSINSKI et ANGELSTAM 1998). L'aménagement forestier y est reconnu comme la première cause de déclin des pics (SANDSTROM 1992). La situation semble tout aussi drastique dans le sud-est de l'Amérique du Nord où une espèce, le pic à bec ivoire (*Campephilus principalis*), est disparue au cours des dernières décennies et une autre, le pic à face blanche (*Picoides borealis*), est menacée de disparition (REED 1990).

Conscients des effets de l'aménagement forestier sur les chicots, les aménagistes forestiers et les biologistes de la faune ont étudié les effets des traitements sylvicoles sur les chicots et sur les espèces qui les colonisent. Ces espèces peuvent être classifiées en trois groupes selon leurs préférences d'habitats : les spécialistes des milieux forestiers avec couvert fermé (ex. : mésange à tête brune [*Poecile hudsonicus*]), les espèces de milieu ouvert (ex. : merle bleu de l'Est [*Sialia sialis*]) et les espèces qui subsistent dans les forêts fermées mais qui préfèrent les forêts ouvertes par des perturbations intenses tels le feu ou une épidémie d'insectes (ex. : pic à dos noir [*Picoides arcticus*]).

Un certain nombre de chercheurs ont mené des études pour savoir si les traitements sylvicoles nuisaient aux oiseaux nicheurs de cavités. Les résultats varient selon les peuplements et les traitements

sylvicoles, mais aussi selon une foule de facteurs liés aux oiseaux nicheurs eux-mêmes, par exemple, l'espèce d'oiseau, son niveau de population, celui de sa nourriture ou de ses prédateurs. La fidélité au territoire et les effets de refuges temporaires (DARVEAU *et al.* 1995, HAGAN *et al.* 1996) peuvent aussi masquer certains effets à court terme. Malgré tous ces facteurs confondus, il a été démontré que des traitements de coupe partielle peuvent affecter les oiseaux de cavité qui fréquentent les forêts fermées. Par exemple, en Finlande, VIRKKALA et LIEHU (1990) ont étudié la mésange lapone (*Parus cinctus*), un pendant européen de la mésange à tête brune. Ils ont observé qu'elle était en moyenne quatre fois moins abondante et qu'elle avait un succès reproducteur moindre dans des peuplements soumis à des coupes d'éclaircie (50 % du volume de bois sur pied) par rapport à des forêts non aménagées.

## **Conclusion**

La gestion du bois mort est souvent la première pratique d'aménagement à laquelle on pense lorsqu'on veut protéger la biodiversité et la structure de la forêt. Toutefois, aucune étude au Québec n'a permis d'évaluer la quantité de bois mort qu'il faut laisser dans les forêts aménagées. En attendant que de telles études se réalisent, nous recommandons l'approche proposée par DARVEAU et DESROCHERS (2001) pour les coupes partielles.

Étant donné que certaines espèces animales sont très sensibles à l'ouverture du couvert arborescent causée par les coupes partielles, il s'avère important, si l'on veut conserver ces espèces dans un territoire donné, de s'assurer de garder en tout temps une proportion significative des principaux types de peuplements qu'on retrouverait en conditions naturelles. À notre connaissance, aucune étude n'a été réalisée pour évaluer la quantité de couvert intact qu'il faudrait conserver dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune pour assurer le maintien de la diversité d'oiseaux et de mammifères.

## **Références**

- ANNAND, E.M. et F.R. THOMPSON III, 1997. *Forest bird response to regeneration practices in central hardwood forests*. J. Wildl. Manage. 61 : 159-171.
- AUGUSTINE, D.J. et P.A. JORDAN, 1998. *Predictors of white-tailed deer grazing intensity in fragmented deciduous forests*. J. Wildl. Manage. 62 : 1076-1085.

- BERGERON, D., M. DARVEAU, A. DESROCHERS et J.P.L. SAVARD, 1997. *Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional*. Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, Série de rapports techniques 271.
- BERGERON, J.M. et J. TARDIF, 1988. *Winter browsing preferences of snowshoe hares for coniferous seedlings and its implication in large-scale reforestation programs*. Can. J. For. Res. 18 : 280-282.
- COURTOIS, R., 1993. *Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (Alces alces) au Québec*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec. Doc. tech. 93/1.
- CRAWFORD, H.S., R.G. HOOPER et R.W. TITTERINGTON, 1981. *Songbird population response to silvicultural practices in central appalachian hardwoods*. J. Wildl. Manage. 45 : 680-692.
- DARVEAU, M. et A. DESROCHERS, 2001. *Le bois mort et la faune vertébrée : état des connaissances au Québec*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, Québec. Rapport DEF-0199.
- DARVEAU, M., J. L. DESGRANGES et G. GAUTHIER, 1992. *Habitat use by three breeding insectivorous birds in declining maple forests*. The Condor 94 : 72-82.
- DARVEAU, M., G. GAUTHIER, J.L. DESGRANGES et Y. MAUFFETTE, 1993. *Nesting success, nest sites, and parental care of the least flycatcher in declining maple forests*. Can. J. Zool. 71 : 1592-1601.
- DARVEAU, M., P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER, J. HUOT et P. LARUE, 1995. *Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest*. J. Wildl. Manage. 59 : 67-78.
- DARVEAU, M., J. MARTEL, J.L. DESGRANGES et Y. MAUFFETTE, 1997. *Associations between forest decline and bird and insect communities in northern hardwoods*. Can. J. For. Res. 27 : 876-882.
- DARVEAU, M., J. HUOT et J.P. SAVARD, 2000. *Développement durable de la sapinière à bouleau jaune : effets des pratiques sylvicoles sur la biodiversité - Rapport annuel 1999*. Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Centre d'études nordiques, Sainte-Foy, Québec. Rapport.

- DARVEAU, M., C. GIRARD, J. HUOT et J.P. SAVARD, 2001. *Développement durable de la sapinière à bouleau jaune : effets des pratiques sylvicoles sur la biodiversité - Rapport annuel 2000*. Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Centre d'études nordiques, Sainte-Foy, Québec. Rapport.
- DARVEAU, M., C. GIRARD, J. HUOT et J.P. SAVARD, 2002. *Développement durable de la sapinière à bouleau jaune : effets des pratiques sylvicoles sur la biodiversité - Rapport annuel 2001*. Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Centre d'études nordiques, Sainte-Foy, Québec. Rapport.
- DELLASALA, D.A. et D.L. RABE, 1987. *Response of Least Flycatcher Empidonax minimus to forest disturbances*. Biol. Conserv. 41 : 291-299.
- DELLASALA, D.A., J.C. HAGAR, K.A. ENGEL, W.C. MCCOMB, R.L. FAIRBANKS et E.G. CAMPBELL, 1996. *Effects of silvicultural modifications of temperate rainforest on breeding and wintering bird communities, Prince of Wales island, southeast Alaska*. The Condor 98 : 706-721.
- DESGRANGES, J.L., 1987. *Forest birds as biological indicators of the progression of maple dieback in Quebec*. ICBP Tech. Publ. 6 : 249-257.
- DOYON, F., J.P.L. SAVARD, D. GAGNON, J.J. GIROUX, 1999. *Snag characteristics and use as woodpecker drilling sites in harvested and non-harvested northern hardwood forests*. In *Biology and conservation of forest birds*. A.W. Diamond et D.N. Nettleship (éds.), Society of Canadian Ornithologists, Fredericton. p. 103-114.
- FERRON, J., R. COUTURE et Y. LEMAY, 1996. *Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune*. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy, Québec. 206 p.
- GILG, O., 1997. *Éléments d'évaluation de la naturalité des écosystèmes forestiers vosgiens*. DEA, Université de Metz, Metz.
- GUAY, S., 1994. *Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (Lepus americanus)*. Ministère des Ressources naturelles du Québec et ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec. Document technique 93/6.

- HAGAN, J.M., W.M. VANDER HAEGEN et P.S. MCKINLEY, 1996. *The early development of forest fragmentation effects on birds*. *Conserv. Biol.* 10 : 188-202.
- HARTLEY, M.J. et M.L. HUNTER, Jr., 1997. *A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates*. *Conserv. Biol.* 12 : 465-469.
- 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, Université Laval, Québec.
- HOLMES, R.T. et S.K. ROBINSON, 1981. *Tree species preference of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest*. *Oecologia* (Berlin) 48 : 31-35.
- KELLOMÄKI, S., J. KOUKI, P. NIEMELÄ et H. PELTOLA, 2001. *Timber industry*. *Encycl. Biodiv.* 5 : 655-666.
- KIELLAND, K., J.P. BRYANT, 1998. *Moose herbivory in taiga : effects of biogeochemistry and vegetation dynamics in primary succession*. *Oikos* 82 : 377-383.
- L'ÉCUYER, H., 1998. *Évaluation de l'effet de la coupe de jardinage sur la disponibilité de chicots*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, Québec. Note technique RN98-3038.
- MARTEL, J., Y. MAUFFETTE et S. TOUSIGNANT, 1991. *Secondary effects of canopy dieback: the epigeal carabid fauna in Quebec Appalachian maple forests*. *Can. Ent.* 123 : 851-859.
- MCCOMB, W. et D. LINDENMAYER, 1999. *Dying, dead, and down trees*. In *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. M.L. Hunter Jr (éd.), Cambridge University Press, Cambridge, UK. p. 335-372.
- MIKUSINSKI, G. et P. ANGELSTAM, 1998. *Economic geography, forest distribution, and woodpecker diversity in central Europe*. *Conserv. Biol.* 12 : 200-208.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 2000. *Guide de terrain d'identification du type écologique - Région écologique 2b*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec. p. 35.

- NORTON, M.R. et S.J. HANNON, 1997. *Songbird response to partial-cut logging in the boreal mixedwood forest of Alberta*. Can. J. For. Res. 27 : 44-53.
- REED, J.M., 1990. *The dynamics of Red-cockaded Woodpecker rarity and conservation*. In Conservation and management of woodpecker populations. A. Carlson et G. Aulén (éds.), Dept. Wildl. Ecol., Swedish Univ. Agric. Sc., Uppsala, Sweden. p. 37-56.
- ROBINSON, S.K. et R.T. HOLMES, 1984. *Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds*. The Auk 101 : 672-684.
- ROBINSON, W.D. et S.K. ROBINSON, 1999. *Effects of selective logging on forest bird populations in a fragmented landscape*. Conserv. Biol. 13 : 58-66.
- ROY, G., L. ROBITAILLE et G. GAGNON.,1985. *Étude des principaux facteurs du dépérissement des érablières au Québec*. Phytoprotection 66 : 91-99.
- SANDSTROM, U., 1992. *Cavities in trees : their occurrence, formation and importance for hole-nesting birds in relation to silvicultural practice*. Swedish Univ. Agric. Sc., Uppsala. 132 p.
- THOMPSON, I.D. et D.A. WELSH, 1993. *Integrated resource management in boreal forest ecosystems - impediments and solutions*. For. Chron. 69 : 32-39.
- VIRKKALA, R., 1987. *Effects of forest management on birds breeding in northern Finland*. Ann. Zool. Fenn. 24 : 281-294.
- VIRKKALA, R., 1989. *Short-term fluctuations of bird communities and populations in virgin and managed forests in Northern Finland*. Ann. Zool. Fenn. 26 : 277-285.
- VIRKKALA, R., 1990. *Ecology of the Siberian Tit Parus cinctus in relation to habitat quality : effects of forest management*. Ornis Scandinavica 21 : 139-146.
- VIRKKALA, R. et H. LIEHU, 1990. *Habitat selection by the Siberian Tit Parus cinctus in virgin and managed forests in northern Finland*. Ornis Fennica 67 : 1-12.
- WEBB, W.L., D.F. BEHREND et B. SAISORN, 1977. *Effect of logging on songbird populations in a northern hardwood forest*. Wildl. Monogr. 55 : 1-35



## APPENDICE 1

### Problématique d'aménagement des peuplements à production de bouleau jaune (BOU et RBOU)

Par Daniel PIN, ing.f.  
Conférence des coopératives forestières du Québec  
et Louis MÉNARD, ing.f.  
MRNQ, région 06

#### Contexte

Nous retrouvons régulièrement sur le terrain des strates feuillues et mélangées à structure « dite » inéquienne avec une bonne proportion de bouleau jaune et qui ont été orientées dans les PGAF's en productions prioritaires BOU et RBOUF. Pour assurer le maintien et l'augmentation de la proportion des bouleaux (bouleau jaune et bouleau à papier) dans ces strates, le Manuel ne prévoit que deux types d'intervention : la coupe de jardinage avec régénération par trouées et la coupe de jardinage avec régénération par parquets. La coupe de régénération n'étant en pratique applicable que dans des cas spécifiques de dégradation de la strate et la coupe d'éclaircie d'étalement ne s'applique qu'à de rares occasions dans les Laurentides et l'Outaouais. À défaut de traitements plus appropriés pour la majorité des superficies à traiter dans les productions prioritaires BOU et RBOUF, nous assistons présentement à une problématique d'application inconsiderée des coupes de jardinage avec régénération par trouées ou par parquets dans plusieurs conditions rencontrées sur le terrain.

Aux rencontres du comité permanent sur le Manuel d'aménagement forestier (MAF) de février et mars 2002, M. Louis Ménard (MRNQ, région Laurentides) et M. Daniel Pin (CCFQ) ont exposé différentes problématiques opérationnelles réelles liées à l'aménagement du bouleau jaune dans les groupes de production prioritaire BOU et RBOUF, problématiques également soulevés par plusieurs forestiers en région, tant industriels que ministériels. À la demande du comité MAF et du comité scientifique nous tenterons par la présente de clarifier la situation rencontrée sur le terrain, et ce texte se veut un complément d'information aux présentations déjà faites au comité du MAF.

## Revue sommaire des connaissances sur l'établissement et la croissance du bouleau jaune

La littérature scientifique indique que le bouleau jaune est régénéré initialement à partir de perturbations du sol et dans le couvert forestier causées par la chute d'un arbre, d'un groupe d'arbres ou à plus grande échelle dans le cas de feux ou d'épidémies sévères. En forêt feuillue et mélangée, on se retrouve à aménager des superficies qui ont déjà, par le passé, été perturbées soit par des épidémies de tordeuse, soit par des chablis localisés ou simplement par des interventions de récolte sur des produits ciblés. Le processus de perturbation est dynamique et graduellement les trouées naturelles, de petite dimension à l'origine, s'agrandissent pour atteindre des dimensions plus importantes. Ce qui pourrait expliquer la présence du bouleau jaune dans l'ensemble des classes de diamètre sans toutefois présenter la distribution typique de la courbe de Liocourt caractéristique des strates à structure inéquienne de l'érable à sucre par exemple.

Les conditions d'établissement et de croissance des bouleaux sont assez bien documentées par des études sérieuses. Il ressort que trois conditions doivent être présentes pour assurer une régénération naturelle abondante : des semences de qualité, des lits de germination adéquats, et un environnement favorable à l'établissement et à la croissance des semis. Les principaux éléments environnementaux qui influencent l'établissement et la croissance de la régénération se résument à trois : la température, l'humidité et la lumière.

La germination est optimale avec un ombrage partiel. L'ombre semble favoriser la germination du bouleau en maintenant un taux adéquat d'humidité et une température clémente à la surface du sol (MARQUIS 1966, 1969). Les semis étant moins exigeants en lumière que ne le sont les arbres plus âgés, une grande quantité de semis peuvent donc s'établir sous couvert composant ainsi une banque intéressante en vue d'une ouverture prochaine du couvert.

Le bouleau jaune autant que le bouleau à papier requiert, pendant sa période de croissance en hauteur, une ouverture graduelle du couvert forestier. L'intensité lumineuse optimale pour la croissance du bouleau est de 45 à 50 % du rayonnement incident (ERDMANN 1990 et LOGAN 1965). Des études ontariennes<sup>1</sup> indiquent qu'avec une surface terrière inférieure à 9 m<sup>2</sup>, le bouleau jaune a une croissance en hauteur supérieure à l'érable à sucre et au hêtre.

En plus de devoir compter sur une production abondante de semences et une exposition à la lumière, l'établissement des semis dépend aussi grandement de l'abondance et de la qualité des lits de

---

<sup>1</sup> A silvicultural guide for the tolerant hardwoods working group in Ontario, 1990, page 29.

germination. Le sol minéral est un substrat idéal à la germination, mais la croissance et la survie des semis sont favorisées par un substrat d'humus perturbé ou un mélange d'humus et de sol minéral (ERDMANN 1990, PERALA et ALM 1990).

MAJCEN et RICHARD (1992)<sup>2</sup> ont observé dans une étude sur la coupe de jardinage à la forêt de Sainte-Véronique, que les coupes ont provoqué une bonne régénération du bouleau jaune.

« Les coupes de jardinage ont aussi favorisé la régénération du bouleau jaune malgré le fait qu'il y avait peu de semenciers de cette essence. D'après une étude de Willis et Johnson (1978)<sup>3</sup> dans l'État du Michigan, la régénération du bouleau jaune résiste mal à la concurrence des autres espèces, à la sécheresse et à la défaillance nutritive des sols minéraux sur les sites scarifiés, quelle que soit l'intensité des coupes. Pourtant, selon les mêmes auteurs, on rencontre des bouleaux jaunes de tous les âges dans les forêts inéquiennes à dominance d'érable à sucre. Le bouleau jaune serait favorisé naturellement par les vieux arbres qui, lors de leur chute, créent des ouvertures favorables à son développement et contribuent à enrichir le lit de germination en bois pourri. ... Nous avons pu constater une bonne régénération de cette espèce, soit une représentation par plusieurs milliers d'individus, peu importe la surface terrière résiduelle. Cinq ans après la coupe, le bouleau jaune résiste mieux dans le bloc où la surface terrière résiduelle demeure la plus élevée, et son nombre diminue avec l'ouverture du couvert. Il est possible qu'il ait du mal à résister, dans les endroits plus ouverts, à la concurrence des espèces non commerciales (framboisier et autres) qui s'ajoutent au nombre élevé de jeunes individus d'érable. Si l'on juge des effets de la coupe par l'accroissement en surface terrière, la régénération et le taux de tiges blessées, la meilleure image provient actuellement des placettes où l'intensité de coupe a été de près de 28 %. »

Les besoins environnementaux du bouleau varient selon le stade de développement de l'arbre (MARQUIS 1965, FILIP 1973). Les semences nécessitent beaucoup d'humidité pour la germination. Les jeunes semis ont besoin d'un sol de température modérée et d'une certaine humidité pour survivre, ainsi que d'une certaine quantité de lumière pour croître. BELLEFLEUR et LAROCQUE (1983a)<sup>4</sup> ont démontré qu'une faible intensité lumineuse constitue un facteur moins limitatif pour la croissance du bouleau jaune,

---

<sup>2</sup> MAJCEN, Z. et Y. RICHARD, 1992. *Résultats après 5 ans d'un essai de coupe de jardinage dans une érablière*. Can. J. For. Res. 22 : 1623-1629.

<sup>3</sup> WILLIS, G.L. et J.A. JOHNSON, 1978. *Regeneration of yellow birch following selective cutting of old-growth northern hardwoods*. Mich. Technol. Univ. Ford For. Cent. Res. Note n° 26.

<sup>4</sup> BELLEFLEUR, P. et G. LAROCQUE, 1983a. *Comparaison de la croissance d'espèces ligneuses en milieu ouvert et sous couvert forestier*. Can. J. For. Res. 13 : 506-513.

en début de succession, que pour l'érable à sucre et le hêtre à grandes feuilles<sup>5</sup>. D'après MESSIER (1994)<sup>6</sup>, dans les érablières, « le bouleau jaune a montré une meilleure croissance que le hêtre à grandes feuilles et l'érable à sucre sous toutes les conditions de lumière... La quantité minimale de lumière requise pour assurer la survie du bouleau, de l'érable et du hêtre augmentait avec la taille des arbres, de 0,5 % pour les semis de moins de 1 m à 4 % pour les gaulis de 6 m de haut. » Ces résultats expliqueraient en partie le faible nombre de gaulis de 3 m et plus sous couvert fermé : il n'y aurait tout simplement pas assez de microsites avec des intensités de plus de 3 % de lumière pour assurer le développement d'un grand nombre de gaulis. La survie et le développement futur d'un semis de bouleau jaune seraient donc assujettis à la formation continue de petites trouées qui augmenteraient la lumière au-delà des exigences spécifiques à la taille du gaulis. BEAUDET et MESSIER (1994) ont trouvé que la croissance verticale et horizontale du bouleau jaune était supérieure à celle du hêtre et de l'érable sous toutes les conditions de lumière (de 1,5 à 40 % de pleine lumière).

La littérature scientifique donne des résultats peu convainquant pour ce qui est du maintien de la proportion de bouleaux après une certaine période d'évolution (15-20 ans). Le bouleau a tendance à céder sa place à des espèces plus agressives (hêtre et l'érable à sucre). Il faut toutefois souligner que dans les études consultées, aucune intervention de nettoyage et de dépressage n'a été réalisée pour soutenir la présence du bouleau. ROBERGE (1987)<sup>7</sup> observe que, dans les trouées (780 m<sup>2</sup>), la proportion de gaulis de bouleau jaune diminuait au détriment des arbustes, passant respectivement de 10 et 6 % à 3 et 51% après 15 ans. Dans les Hautes-Laurentides nous constatons la même tendance dans les peuplements jardinés où un scarifiage sous couvert a été réalisé. Après quatre saisons de croissance, les microsites sont très bien régénérés en bouleau jaune, toutefois la végétation compétitive (viorne, érable à épis et framboisier) commence à envahir le puit de lumière du microsite.

### **Aménagement du bouleau jaune dans les strates ERBJ**

Dans les régions des Laurentides et de l'Outaouais, les strates forestières ERBJ présentant un potentiel de bouleau jaune ont été aménagées dans le groupe de production prioritaire Bouleaux (BOU) dans le dernier exercice de PGAF. Comme le montre les graphiques ci-après, ces strates montrent généralement une présence importante d'érable à sucre. La distribution des tiges des essences objectifs par classes de diamètre présente une courbe de Liocourt caractéristique d'une structure inéquienne.

---

<sup>5</sup> Voir Mémoire de fin d'études. Jean-Denis GRENIER 1996. *Étude de la régénération du bouleau jaune dans des coupes par bandes.*

<sup>6</sup> MESSIER, C., 1994. *Relations fonctionnelles entre l'ouverture de la canopée, la lumière et la régénération en sous-couvert : les cas de l'érablière et de la sapinière.* Colloque n° 112 de l'ACFAS « La régénération de la zone de la forêt mixte ».

<sup>7</sup> ROBERGE, M.R., 1987. *Aménagement d'une bétulaie jaune à érable par la coupe par groupe : résultats de 15 ans.*

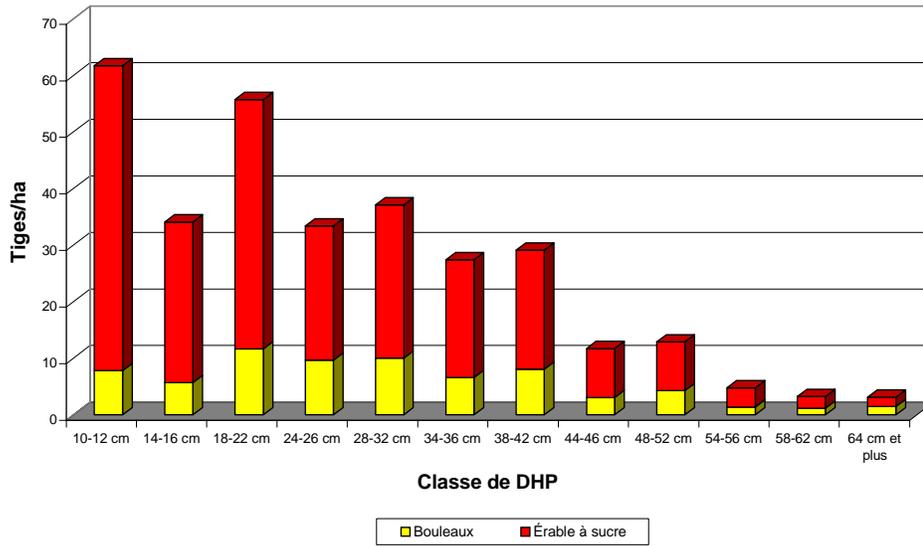
Toutefois, on observe que le bouleau jaune se maintient dans chaque classe de diamètre alors que l'érable à sucre est plus abondant dans les petites tiges. On peut ici se questionner sur l'orientation d'aménagement de ces strates.

**Question :** Est-ce qu'il aurait été souhaitable d'orienter ces strates en groupe de production prioritaire Érable à sucre (ERS)?

Actuellement les strates présentées sont aménagées en BOU et le Manuel d'aménagement forestier (MAF) n'y prévoit que du jardinage par trouées ou parquets. Au niveau opérationnel, lorsqu'on applique intégralement les « Instructions relatives » dans des strates avec un couvert dense (densité A et B), on rencontre des difficultés pour le maintien de la qualité du peuplement après coupe à cause du prélèvement incontournable dans les trouées d'une portion de tiges de vigueur I. Nous avons aussi observé dans nos prélèvements des tiges de qualité avec un petit diamètre ce qui constitue un sacrifice inutile de jeunes tiges d'avenir par l'établissement des trouées. De plus, le prélèvement entre les trouées est faible (10 à 15 % selon les stratégies de PGAF à appliquer) ce qui laisse présager une faible réaction du peuplement après le traitement et des risques plus élevés de causer des blessures d'exploitation (surtout dans le cas d'opérations mécanisées).

Dans l'optique où le bouleau jaune doit être favorisé, sans toutefois compromettre la présence de l'érable à sucre, le MAF pourrait permettre le jardinage par pied d'arbre ou groupe d'arbres dans le BOU. Pour certaines strates présentant des conditions favorables à l'augmentation de la présence du bouleau jaune, un scarifiage sous couvert pourrait être prescrit.

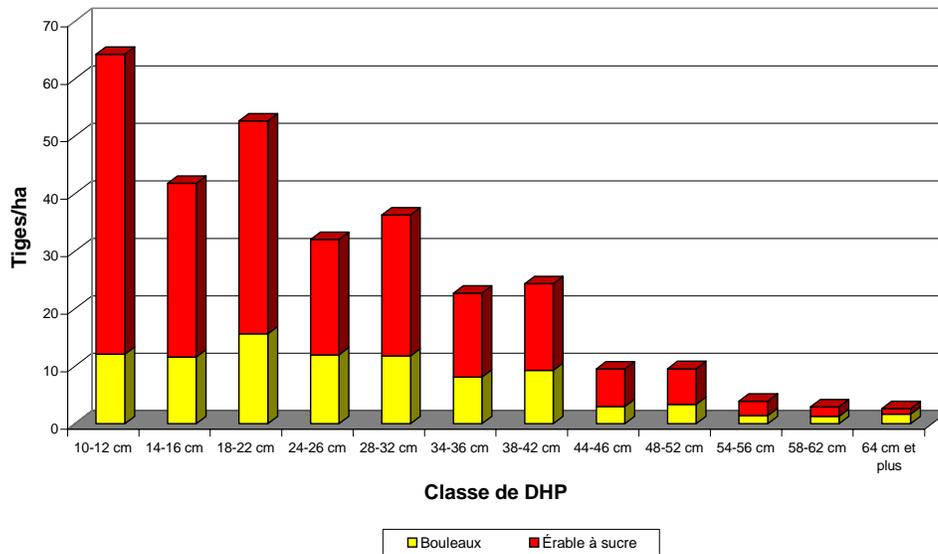
### F ERBJ A2 VIN C



- Superficie: 8 585 ha
- ST totale: 26,3 m<sup>2</sup>
- ST Bouleaux: 6,0 m<sup>2</sup>
- ST Érable: 15,1 m<sup>2</sup>

Échantillonnage: 201 parcelles  
 Précision 97 % avec C.V. 2 3 %  
 Précision 87 % avec C.V. 95 %  
 Précision 92 % avec C.V. 60 %

### F ERBJ B2 VIN C



- Superficie: 11 700 ha
- ST totale: 24,9 m<sup>2</sup>
- ST Bouleaux: 6,7 m<sup>2</sup>
- ST Érable: 11,8 m<sup>2</sup>

Échantillonnage: 235 parcelles  
 Précision 97 % avec C.V. 23 %  
 Précision 89 % avec C.V. 88 %  
 Précision 91 % avec C.V. 74 %

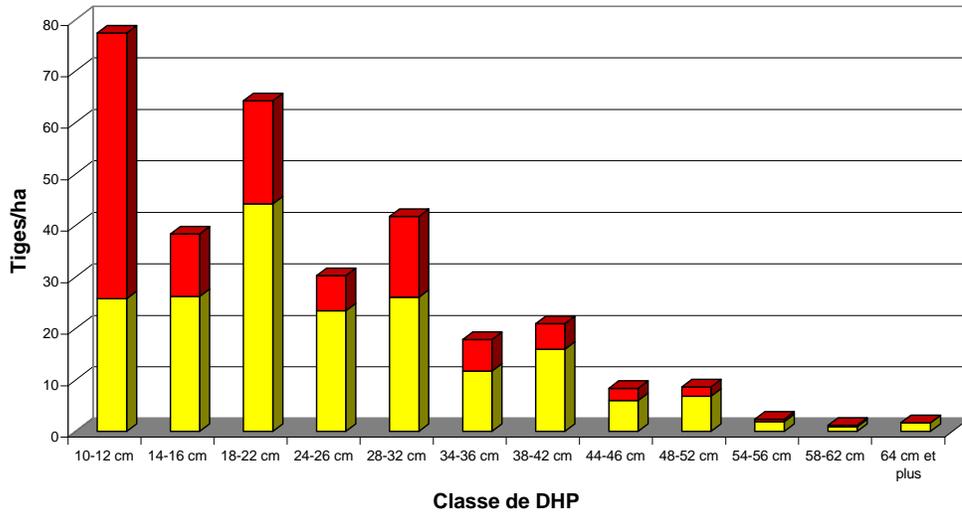
## **Aménagement du bouleau jaune dans les strates BJ**

Les strates BJ généralement rencontrées sont constituées de bouleau jaune et d'érable à sucre dans des proportions semblables en surface terrière. La courbe de Liocourt est généralement rencontrée dans ce type de strates lorsqu'on considère le bouleau jaune et l'érable à sucre comme essences objectif. Comparativement aux cas précédant ERBJ, le bouleau jaune est plus abondant dans les petites tiges. Un régime à structure inéquienne peut être envisagé pour ce type de strates.

On observe dans bien des cas, que les superficies traitées affichent déjà un couvert forestier parsemé de trouées dites naturelles de dimension variant entre la largeur d'une cime à plusieurs cimes. Or, l'établissement de trouées en surplus de ces trouées naturelles donne à penser que de jeunes tiges seront sacrifiées. Les multiples campagnes d'inventaire d'intervention réalisées au cours des dernières années ont permis de constater que dans les trouées naturelles, tantôt elles sont bien régénérées en bouleau et tantôt non malgré des conditions similaires de perturbation dans le couvert forestier. Une condition essentielle à l'établissement du bouleau jaune ne semble pas être généralement rencontrée, la perturbation du sol pour offrir un lit de germination adéquat.

Pour favoriser le bouleau jaune, sans toutefois compromettre la survie des jeunes tiges existantes, le MAF pourrait permettre le jardinage par pied d'arbre ou groupe d'arbres dans le BOU, avec comme objectif d'agrandir les trouées déjà existantes comme le ferait la dynamique naturelle de perturbation par chablis localisé. Pour assurer le maintien et même augmenter l'établissement et la croissance de semis de bouleau, un scarifiage léger sous couvert ainsi qu'une série de traitements d'éducation devraient être envisagés. L'avantage opérationnel d'une telle pratique serait de prélever en moyenne entre 25 et 35% de la surface terrière (constance dans les habitudes des marteleurs) et de réduire sensiblement les risques de blessures associées à des prélèvements trop faibles entre les trouées (sous les 20 %).

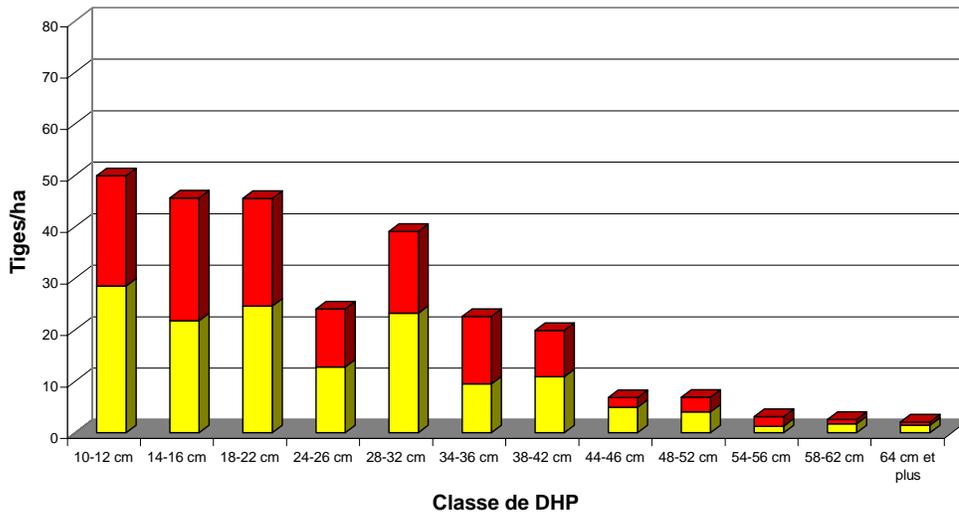
**F BJ B2 VIN C**



■ Bouleaux ■ Érable à sucre

- Superficie: 5 025 ha
  - ST totale: 24,8 m<sup>2</sup>
  - ST Bouleaux: 12,2 m<sup>2</sup>
  - ST Érable: 5 m<sup>2</sup>
- Échantillonnage: 54 parcelles  
 Précision 92 % avec C.V. 31 %  
 Précision 88 % avec C.V. 46 %  
 Précision 68 % avec C.V. 119 %

**F BJ C2 VIN C**



■ Bouleaux ■ Érable à sucre

- Superficie: 10 800 ha
  - ST totale: 24,2 m<sup>2</sup>
  - ST Bouleaux: 8,8 m<sup>2</sup>
  - ST Érable: 7,1 m<sup>2</sup>
- Échantillonnage: 33 parcelles  
 Précision 91 % avec C.V. 27 %  
 Précision 72 % avec C.V. 82 %  
 Précision 60 % avec C.V. 118 %

## **Aménagement du bouleau jaune dans les strates BJR**

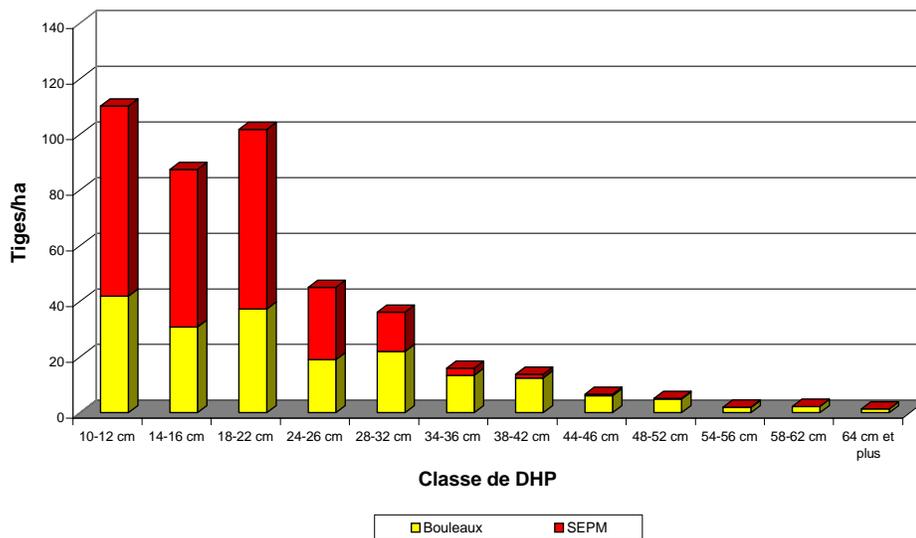
Les strates BJR rencontrées dans les Laurentides sont principalement constituées de bouleau jaune et de SEPM. La courbe de Liocourt est généralement rencontrée dans ce type de strates lorsqu'on considère le SEPM comme essence principale objectif.

**Question** : Est-ce qu'on peut considérer le SEPM comme essence objectif alors que son âge de maturité est bien inférieur à celui du bouleau jaune?

**Question** : Peut-on plutôt considérer le SEPM dans ces strates comme des essences secondaires ayant un rôle cultural?

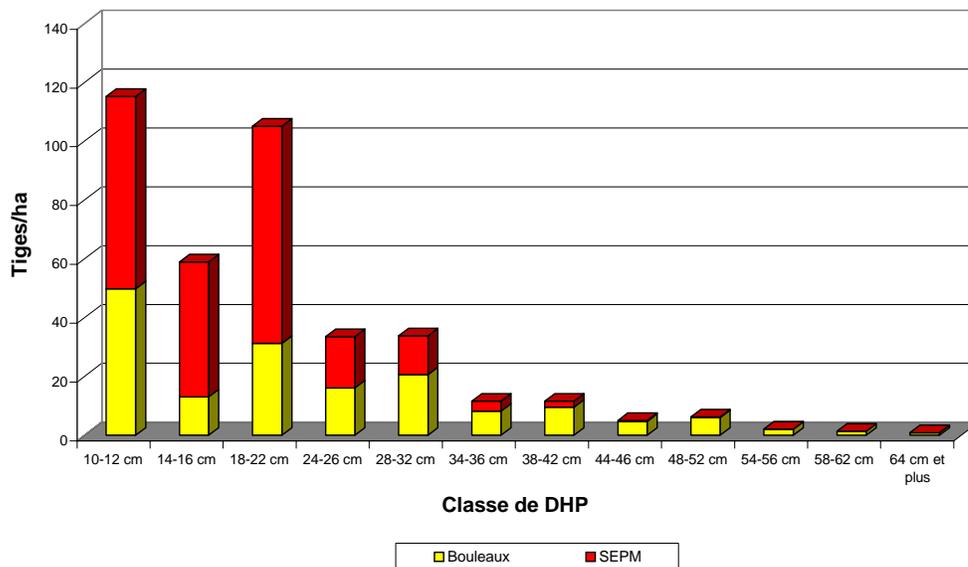
Dépendamment de la proportion résineux-feuillus dans ces strates, nous croyons que celles-ci pourraient s'aménager avec une approche plus polyvalente que celle proposée au MAF, allant de la coupe de succession lorsque le résineux est mûre et que le Boj, par exemple, est encore à un âge prématûre (ex. : BjR de 60 ans). Dans d'autres cas, on pourrait envisager des trouées et des parquets, lorsque la strate est dégradée et âgée, et même aller jusqu'à une CR plus intensive en stade final.

M BJ+R B2 VIN C



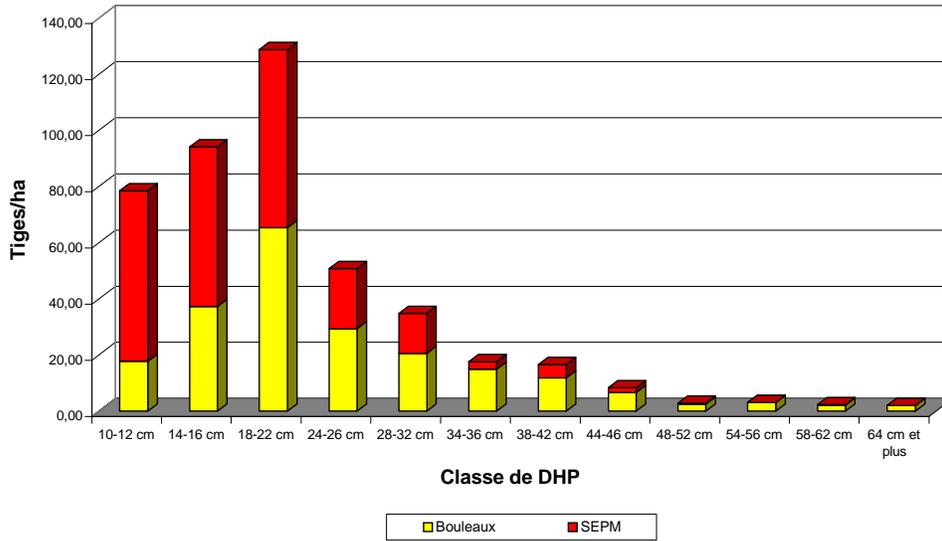
- Superficie: 4 670 ha Échantillonnage: 143 parcelles
- ST totale: 26,6 m<sup>2</sup> Précision 95 % avec C.V. 30 %
- ST Bouleaux: 11,0 m<sup>2</sup> Précision 91 % avec C.V. 55 %
- ST SEPM: 6,4 m<sup>2</sup> Précision 92 % avec C.V. 48 %

M BJ+R C2 VIN C



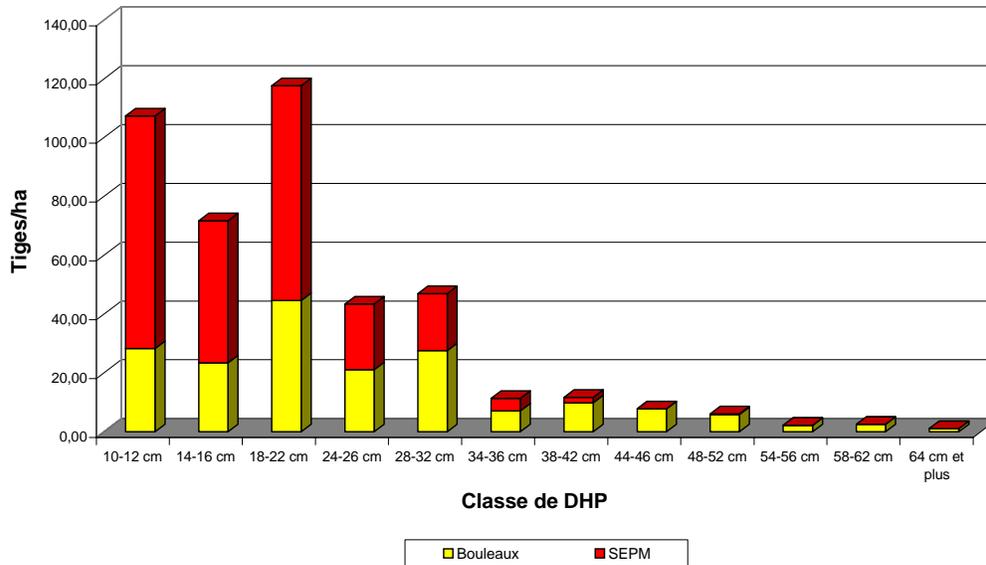
- Superficie: 5 040 ha Échantillonnage: 48 parcelles
- ST totale: 23,6 m<sup>2</sup> Précision 91 % avec C.V. 33 %
- ST Bouleaux: 9,0 m<sup>2</sup> Précision 83 % avec C.V. 59 %
- ST SEPM: 6,2 m<sup>2</sup> Précision 76 % avec C.V. 85 %

**M BJ-R A3 JIN C**



- Superficie: 300 ha
  - ST totale: 26,2 m<sup>2</sup>
  - ST Bouleaux: 12,4 m<sup>2</sup>
  - ST SEPM: 7,0 m<sup>2</sup>
- Échantillonnage: 30 parcelles  
 Précision 90 % avec C.V. 27 %  
 Précision 84 % avec C.V. 44 %  
 Précision 72 % avec C.V. 78 %

**M BJ-R B3 JIN C**



- Superficie: 1 300 ha
  - ST totale: 24,2 m<sup>2</sup>
  - ST Bouleaux: 12,8 m<sup>2</sup>
  - ST SEPM: 7,1 m<sup>2</sup>
- Échantillonnage: 34 parcelles  
 Précision 92 % avec C.V. 22 %  
 Précision 80 % avec C.V. 58 %  
 Précision 72 % avec C.V. 82 %

## Autres points de réflexion

Après l'implantation du bouleau, l'aménagiste doit appliquer des traitements de dégagement et d'éducation. À ce jour, on dispose de peu d'informations sur les interventions que l'on devrait réaliser, spécialement dans les premières années (1-6 ans), afin d'assurer une croissance adéquate de la régénération<sup>8</sup>. La compétition pour l'espace et la lumière élimine beaucoup de tiges au cours de l'évolution du semis jusqu'au stade de tige d'avenir libre de croître. Pour les premiers stades de développement, cette compétition peut être contrôlée avec le maintien d'un couvert forestier après coupe. Pour favoriser la croissance en hauteur des plants, une surface dégagée autour des microsites devrait être assurée. Par exemple, en appliquant la notion de puits de lumière, on pourrait considérer un microsite dégagé s'il n'y a pas de présence de végétation compétitive dans un rayon déterminé autour du microsite.

Le bouleau jaune requiert, pendant sa période de croissance en hauteur, une ouverture graduelle du couvert forestier. Alors, si la coupe est réalisée de façon à donner de l'ombre pour l'établissement des semis, des prévisions doivent être effectuées pour dégager les semis plus tard afin de leur donner toute la lumière nécessaire à leur croissance, c'est-à-dire une intensité lumineuse optimale de 45 à 50 % du rayonnement incident (ERDMANN 1990 et LOGAN 1965).

**Question :** Est-ce que la surface terrière résiduelle 9 m<sup>2</sup> telle que définie dans la littérature ontarienne constituerait un outil terrain approprié?

---

<sup>8</sup> IQAFF, 2001. *Rapport d'activités de la Table régionale de concertation en recherche, développement et transfert technologique de l'Outaouais.*

## Conclusion

Dans les cas présentés ici, lorsque nous sommes en présence d'une structure inéquienne avec une grande quantité de jeunes tiges de bouleau uniformément réparties, on devrait s'efforcer de préserver ces arbres d'avenir qui ont pris plusieurs décennies à s'établir. D'autre part, si nous sommes en présence d'une telle structure, c'est donc que ce peuplement s'est établie et se maintient à partir de petites perturbations partielles étalées de façon continue dans le temps. La coupe de jardinage par pied d'arbre ou par bouquets reproduirait mieux selon nous ces perturbations et permettrait ainsi de perpétuer à peu de frais le peuplement, et serait un outil de plus nous permettant un aménagement beaucoup mieux adapté dans les situations décrites ici. Pour assurer le maintien et même augmenter l'établissement et la croissance de semis de bouleau, un scarifiage léger sous le couvert ainsi qu'une série de traitements d'éducation pourraient être envisagés.

En complément aux questions présentées dans le mandat principal, nous aimerions que le comité avisier scientifique se penche sur les interrogations suivantes :

1. Est-ce que la courbe de Liocourt doit être réalisée avec les essences principales objectif pour déterminer la structure inéquienne de la strate à traiter?
2. Est-ce que la surface terrière résiduelle de  $9 \text{ m}^2$  constitue un bon outil terrain pour mesurer l'environnement optimal (45 % d'intensité lumineuse) d'établissement et de croissance du bouleau jaune?

