

RAPPORT DÉTAILLÉ
DU COMITÉ SCIENTIFIQUE
CHARGÉ D'EXAMINER
LE CALCUL DE LA POSSIBILITÉ FORESTIÈRE

Octobre 2004



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

ISBN 2-550-43386-6
2004-3037

© Gouvernement du Québec
On peut citer tout ou partie de ce texte en indiquant la référence.

COMPOSITION DU COMITÉ

Pierre BERNIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*
Service canadien des forêts - Centre de foresterie des Laurentides

Michèle BERNIER-CARDOU, M.Sc. (stat.)
Service canadien des forêts - Centre de foresterie des Laurentides

Georges BLAIS, ing.f.
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs – Direction des inventaires forestiers

Claude GAGNÉ, ing.f., M.Sc.
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs – Direction des inventaires forestiers

Gilles GAUTHIER, ing.f., M.Sc.
(Consultant)

Robert JOBIDON, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs – Direction de la recherche forestière

Jacques MOISAN, ing.f., M.Sc.
Ordre des ingénieurs forestiers du Québec

François PELLETIER, ing.f.,
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs – Direction des programmes forestiers

David POTHIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*
Université Laval - Faculté de foresterie et de géomatique

Guy PRÉGENT, ing.f., M.Sc.
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs – Direction de la recherche forestière

Frédéric RAULIER, *Ph.D.*
Université Laval - Faculté de foresterie et de géomatique

Chhun-Huor UNG, ing.f., *Ph.D.*
Service canadien des forêts - Centre de foresterie des Laurentides

Sylvain VÉGIARD, B.Sc. (stat.), B.Sc. (biol.)
Institut de la statistique du Québec

Président du Comité : Robert JOBIDON, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*
Secrétaire : François PELLETIER, ing.f.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 Description sommaire et analyse critique de l'approche de modélisation de l'aménagement forestier pour fins d'évaluation de la possibilité forestière	5
CHAPITRE 2 Calcul de la possibilité forestière	51
CHAPITRE 3 Propagation de l'imprécision de l'inventaire dans le calcul de la possibilité forestière.....	79
CHAPITRE 4 Erreur de prédiction associée au modèle de croissance « par courbes ».....	89
CHAPITRE 5 Précision de l'estimation de l'indice de qualité de station (IQS) des strates de 7 mètres et moins selon les méthodes de croissance internodale et d'accroissement quinquennal (hauteur des cinq derniers verticilles)	115
CHAPITRE 6 Erreur de prédiction associée au modèle de croissance « par taux »	125
CHAPITRE 7 Erreur de prédiction associée au modèle de croissance « de plantations ».....	159
CHAPITRE 8 Analyse de sensibilité d'un calcul de possibilité forestière à la variabilité des don- nées de l'inventaire	179
CHAPITRE 9 Analyse de sensibilité d'un calcul de possibilité forestière aux hypothèses d'aménagement applicables au modèle de simulation « par courbes »	189
CHAPITRE 10 Analyse de sensibilité d'un calcul de possibilité forestière aux hypothèses d'aménagement applicables au modèle de simulation « par taux »	263
CHAPITRE 11 Calcul de la possibilité forestière par une approche indépendante	311
CHAPITRE 12 Avis scientifique exprimé par un expert indépendant.....	347
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	363
GLOSSAIRE	369

PRÉSENTATION

Dans le rapport déposé à l'Assemblée Nationale en novembre 2002, la Vérificatrice générale (p.i.) du Québec soulignait certaines lacunes apparentes dans le processus de calcul de la possibilité forestière (CPF) dont le résultat conduit à fixer le niveau de récolte dans les forêts publiques québécoises. Pour répondre aux interrogations de la Vérificatrice générale, le sous-ministre du Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec s'engageait en février 2003, lors d'une Commission parlementaire sur l'administration publique, à examiner la méthode du calcul de la possibilité forestière.

À la demande des sous-ministres associés, un Comité scientifique a été formé afin de procéder à un examen du calcul de la possibilité forestière du Québec. Il s'agit d'un premier examen de la sorte réalisé au Québec et à notre connaissance au Canada. Plus particulièrement, le mandat confié par les sous-ministres consiste essentiellement à réaliser :

- ✱ une étude visant à établir la sensibilité et la précision des principales variables qui influencent un CPF, notamment l'inventaire forestier et les modèles de prédiction de la croissance (tables de rendement);
- ✱ une étude visant à établir l'effet de l'application des stratégies d'aménagement sur les résultats du CPF à partir de cas types.

Une équipe de spécialistes appartenant à plusieurs disciplines, chacune contribuant à un aspect de l'analyse du calcul de la possibilité, a ainsi été rassemblée pour répondre aux nombreuses questions et difficultés analytiques qu'un tel mandat soulevait.

Le Comité a entrepris formellement ses travaux en septembre 2003 et s'est rapidement divisé en quatre « cellules » abordant des aspects différents du problème : la cellule « inventaire forestier », la cellule « modélisation », la cellule « scénarios d'aménagement » et la cellule « approche indépendante du calcul ». À leur tour, ces cellules de travail ont mis à contribution bon nombre de personnes que je remercie au passage. Il importe aussi de souligner que cet examen critique a pu être mené à terme parce que le comité pouvait s'appuyer sur d'importantes assises

en matière d'information et de connaissances scientifiques. Par exemple, soulignons la qualité de l'information forestière provenant des inventaires successifs dont dispose le Québec.

Au terme de ses travaux, j'estime que les recommandations du Comité incluses dans ce rapport seront susceptibles d'améliorer autant la précision que l'ensemble du processus du calcul de la possibilité forestière, et qu'elles permettront de rendre son résultat davantage crédible tant auprès de la communauté d'experts, des organismes non gouvernementaux préoccupés par l'aménagement de nos forêts, que du public en général.

Le Comité n'a certes pas la prétention d'avoir répondu à toutes les questions - en fait il en soulève également plusieurs -, mais il estime avoir porté un premier regard critique sur cet exercice de toute première importance qu'est, dans la perspective d'un aménagement durable des forêts, l'évaluation la plus juste possible de la possibilité forestière. Il importe de souligner que les ingénieurs forestiers qui ont à réaliser des calculs de possibilité forestière prennent bon nombre de décisions fondées tantôt sur des connaissances scientifiques et techniques, tantôt sur l'expérience et le jugement professionnel. Mais tous ont un souci commun : celui de ne ménager aucun effort pour minimiser le plus possible la part d'incertitude qui fait et fera sans doute toujours partie de ce type d'exercice. Les travaux du Comité se veulent une contribution à un tel effort.

Je désire ici souligner l'exceptionnelle qualité des contributions et des échanges qu'ont maintenus les membres du Comité au cours d'une année de travail ponctuée de multiples rencontres, en comité ou en cellules, de discussions et de questionnements entre spécialistes de plusieurs disciplines. Il a fallu, par exemple, convenir d'une approche de travail, en définir les méthodes, procéder aux analyses détaillées, à l'interprétation des résultats, à la rédaction des rapports et, bien entendu, trouver des solutions aux nombreuses embûches rencontrées au cours d'un tel examen.

Pour mener à bien ses travaux, le Comité a pu profiter de la contribution des firmes d'ingénieurs conseils suivantes à qui des mandats spécifiques ont été confiés :

- ∄ Consultants forestiers DGR, Inc.;
- ∄ Les Entreprises Gauthier Parent, Ltée;
- ∄ Del Degan, Massé et Associés.

Le Comité souhaite, en particulier, exprimer sa plus vive reconnaissance à messieurs Gaëtan Laberge, ing.f., M.Sc., François Plante, ing.f. et Pierre Dupuis, ing.f. de ces firmes de consultants, pour la très grande qualité de leur travail.

Le Comité a aussi pu profiter, au début de ses travaux, des précieux conseils de messieurs Guy Lessard, ing.f., M.Sc., et Pascal Gauthier, ing.f. de CERFO, que nous remercions sincèrement.

Le Comité exprime aussi toute sa reconnaissance à mesdames Isabelle Auger, M.Sc. (stat.), Josianne DeBlois, M.Sc. (stat.) et Lise Charette, B.Sc. (stat.), de la *Direction de la recherche forestière* du Ministère, qui ont réalisé un travail à la fois remarquable et inédit, principalement pour le développement d'une approche analytique qui a permis d'évaluer les erreurs des modèles de prédiction de la croissance ainsi qu'à mesdames Marie-Claude Lambert, M.Sc. (stat.) et Xiao Jing Guo, M.Sc. (stat.) qui ont développé le modèle de croissance et le programme pour les travaux de la cellule « approche indépendante du calcul ». En cela, elles ont reçu une collaboration unique de messieurs Jean Noël et Denis Hotte, techniciens forestiers de la *Direction de la recherche forestière*, qui ont su valider les données des placettes permanentes des trois inventaires décennaux, lesquelles ont servi à la calibration des modèles.

Le Comité est également très redevable à monsieur Louis Duchesne, ing.f., M.Sc., chercheur à la *Direction de la recherche forestière*, qui a accepté avec enthousiasme de contribuer de manière soutenue et très significative à un examen critique de l'approche méthodologique de modélisation. Les travaux réalisés par madame Mélanie Gaudreault, biol., et monsieur Daniel Mailly, ing.f., Ph.D., de la *Direction de la recherche forestière*, sont très appréciés. Enfin, nous tenons à souligner la contribution de monsieur Jean-Pierre Saucier, ing.f., D.Sc, de la *Direction des inventaires forestiers* du Ministère.

À une étape de ses travaux, le Comité a consulté un chercheur scientifique externe, le Dr J. Buongiorno de la *Wisconsin University*, sur la question du calcul de la possibilité forestière, tel qu'il est réalisé au Québec. Nous lui exprimons toute notre reconnaissance d'avoir accepté cette tâche.

Le présent rapport est la version détaillée du rapport du Comité. En plus des résultats de ses travaux et de leur interprétation, elle contient des renseignements nécessaires à une compréhension fine des méthodes utilisées pour atteindre les objectifs définis dans le mandat. Des membres du Comité et d'autres spécialistes ont contribué à la rédaction des divers chapitres de ce rapport détaillé. Les noms des principaux auteurs sont indiqués au début de chaque chapitre. Cependant, les textes signés ici sont le fruit de réflexions, de discussions et d'échanges soutenus entre tous les membres du Comité et leurs collaborateurs tout au long des travaux. Par ailleurs, une information additionnelle se retrouve en annexe pour les chapitres 2, 9 et 10, disponible sur demande, mais en format électronique seulement.

Nous sommes redevables à monsieur Raymond Bonin (*Plume-Art*, Saint-Alexis-de-Matapédia) pour son travail remarquable de révision et d'édition.

Bonne lecture.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'R. Jobidon', with a long horizontal flourish extending to the right.

Robert Jobidon

Président du Comité

RÉSUMÉ

Un « Comité scientifique d'examen du calcul de la possibilité forestière » a été constitué afin de donner suite au plan d'action du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec déposé à la Commission parlementaire sur l'administration publique tenue en février 2003, concernant le rapport de 2002 de la Vérificatrice générale du Québec sur la gestion de la ressource forestière.

Le calcul de la possibilité forestière repose principalement sur l'information en provenance des inventaires, sur des modèles de croissance de la forêt et sur des hypothèses d'aménagement. On a demandé au Comité d'examiner l'imprécision d'un calcul de la possibilité forestière et la sensibilité de certains de ses intrants. Le présent rapport fait état des résultats des travaux de ce comité scientifique.

Il existe deux types de méthodes d'estimation de l'imprécision d'un estimateur (c'est-à-dire de son erreur quadratique moyenne) comme celui de la possibilité forestière : les méthodes analytiques classiques et les méthodes basées sur des calculs intensifs. Des analyses initiales ont révélé que les imprécisions ne pouvaient être propagées analytiquement ni dans les systèmes d'équations des modèles de croissance ni dans *Sylva II*, à cause notamment de la complexité de ces modèles et de la nécessité où se trouve l'aménagiste de faire des choix. Par conséquent, les méthodes du premier type n'ont pu être appliquées dans le cadre des travaux qui font l'objet de ce rapport. La seconde approche, basée sur l'utilisation de calculs intensifs, a donc été appliquée à un sous-ensemble d'une aire commune. Dans ces analyses, la méthode du *bootstrap* a permis d'estimer une partie de l'imprécision associée à l'estimation d'une possibilité forestière. Cette imprécision ainsi estimée reflète essentiellement l'erreur d'échantillonnage des inventaires et ses répercussions à travers les modèles de croissance. Dans l'un des groupes de calcul étudiés, les résultats révèlent l'existence d'un biais de -2,9 % (surestimation de la possibilité annuelle), avec un intervalle de confiance à 95 % de $\pm 6,3$ % de la possibilité forestière estimée. Le présent rapport fait état des limites d'interprétation de ce résultat. En particulier, l'intervalle de confiance et l'estimation de l'erreur quadratique moyenne ne tiennent pas compte des imprécisions associées

aux tarifs de cubage, aux modèles de croissance et aux décisions des aménagistes. Le rapport suggère une méthode qui permettrait d'estimer les bornes d'un intervalle de confiance qui intègre pratiquement toutes les sources d'imprécision dans un calcul de la possibilité forestière.

Le Comité a examiné et documenté de nombreuses sources d'imprécision associées aux diverses étapes du calcul de la possibilité forestière. Les sources imputables aux inventaires forestiers ont ainsi été étudiées. Les travaux suggèrent certaines révisions, notamment au niveau du plan d'échantillonnage.

Les trois modèles de prédiction de la croissance du volume marchand utilisés au Québec ont fait l'objet d'un examen approfondi pour en évaluer les erreurs de prédiction (au sens statistique). L'erreur de prédiction des modèles de croissance a été analysée à partir de réseaux de placettes permanentes du Ministère (Direction des inventaires forestiers et Direction de la recherche forestière) dont le suivi peut atteindre 30 ans.

Le modèle de croissance « par courbes » s'avère biaisé et ce biais s'accroît à mesure que l'horizon de prédiction s'allonge. Le biais est considéré comme négligeable pour un horizon de prédiction de 5 ans, mais atteint $5,4 \text{ m}^3/\text{ha}$ en sous-estimation pour un horizon de 25 ans. L'imprécision augmente aussi avec l'horizon de prédiction et double quand cet horizon passe de 5 à 25 ans. L'erreur associée à l'indice de densité relative explique la plus grande part de l'erreur de prédiction du volume marchand. De plus, l'arrondissement de l'indice de densité relative et de l'indice de qualité de station semble n'avoir que peu d'effet sur l'estimation de la possibilité, de même que l'utilisation du modèle pour des peuplements mixtes. Enfin, l'évaluation de l'erreur due à la compilation des données d'inventaires par strate plutôt que par placette engendre une surestimation moyenne de $1,0 \text{ m}^3/\text{ha}$.

Le modèle de croissance « par taux » prédit le volume marchand disponible d'une période de simulation en additionnant le volume disponible de la période précédente avec l'accroissement net entre ces deux moments. L'imprécision de l'estimation de l'accroissement net en volume est expliquée à 71 % par celle de la mortalité. L'accroissement net estimé est non biaisé pour les peuplements de volume moyen, mais il est inférieur (biaisé) à l'accroissement net dans les peuplements

de faible volume et il lui est supérieur (biaisé) dans les peuplements de fort volume. Le biais observé s'accroît à mesure que l'horizon de prédiction s'allonge. Pour les petits volumes, la sous-estimation du volume exploitable passe de 3,9 m³/ha pour un horizon de 5 ans, à 15,3 m³/ha pour un horizon de 30 ans ; pour les peuplements à fort volume, la surestimation du volume exploitable passe de 8,8 m³/ha à 5 ans, à 32,9 m³/ha à 30 ans. Tous volumes confondus, l'imprécision augmente aussi avec le temps, triplant d'un horizon de 5 ans à un horizon de 30 ans. Les analyses n'ont pas permis d'expliquer de manière satisfaisante l'imprécision associée à la mortalité. Pour chacun des deux modèles de croissance, on explique comment les imprécisions de prédiction se compensent, du moins en partie.

Les modèles de croissance « de plantations » qui prédisent le volume marchand montrent des biais lorsque le modèle est appliqué par essence avec des surestimations d'accroissement en volume de l'épinette de Norvège (2,6 m³/ha/an), du pin gris (2,3 m³/ha/an) et de l'épinette noire (0,7 m³/ha/an) et une sous-estimation de celui de l'épinette blanche (4,0 m³/ha/an). L'ampleur des biais s'explique par le faible nombre de plantations disponibles au moment de l'étalonnage des modèles, des prédictions faites à partir d'un jeune âge, ce qui rend les prédictions plus difficiles, et par la productivité généralement plus élevée des plantations. Néanmoins, le sens opposé des biais réduit leur importance puisque la possibilité est calculée pour toutes les espèces d'un même territoire. Les travaux actuellement en cours permettront d'améliorer les modèles existants.

Une analyse de la sensibilité du calcul de la possibilité à la variabilité des données de l'inventaire (âge, hauteur et volume) révèle un niveau de sensibilité relativement élevé pour le territoire étudié. Par exemple, un changement du volume à l'hectare par essence produit, sur le calcul de la possibilité, un effet d'égale proportion et de même signe que le changement lui-même. Cette analyse illustre l'importance de recourir à des procédures d'inventaire qui génèrent des résultats sans biais.

Plusieurs hypothèses d'aménagement propres au modèle de croissance « par courbes » ont fait l'objet d'analyses de la sensibilité. Chaque analyse a été réalisée pour neuf territoires différents représentant toutes les combinaisons de trois structures de forêts (anormale par surabondance de stock mûr, anormale par insuffisance de stock mûr, et irrégulière) et de trois compositions

forestières (peuplements résineux, mélangés et de feuillus intolérants). Les variables étudiées sont: les priorités de récolte, l'âge d'exploitabilité, les superficies de plantations, d'éclaircie pré-commerciale et d'éclaircie commerciale, la proportion de feuillus dans les strates de retour, et l'âge appliqué aux strates de retour (délais de régénération). Dans toutes les simulations, la possibilité se stabilise avant 150 ans, ce qui suggère que cet horizon de simulation permet de bien évaluer la possibilité. La possibilité forestière est très sensible aux modifications des valeurs de toutes les variables testées dans le cas des forêts résineuses anormales par surabondance de stock mûr, mais cette sensibilité s'avère modérée dans les autres types de peuplement. Ce résultat met en évidence l'importance pour l'aménagiste de réaliser des analyses de sensibilité lors de l'exercice du calcul de la possibilité afin de lui permettre d'identifier les variables auxquelles la possibilité affiche une sensibilité élevée. Il traduit aussi l'effet sur le calcul de possibilité des écarts entre le plan d'aménagement et sa mise en application.

Plusieurs hypothèses d'aménagement propres au modèle de croissance par taux, incluant les scénarios d'évolution, ont aussi fait l'objet d'une analyse de la sensibilité. Les variables étudiées pour la simulation de coupes partielles à long terme sont : l'étalement (le nombre de périodes nécessaires pour réaliser un traitement), la durée des rotations, les taux de passage et le nombre de calculs. Les variables étudiées pour la simulation avec prépondérance de scénarios d'évolution sont : le nombre de coupes partielles avant la coupe finale et le choix de scénarios pour sites riches ou pauvres. La possibilité forestière s'est avérée particulièrement sensible à la durée des rotations. Les analyses font ressortir l'importance que le plan d'aménagement doit accorder aux contraintes opérationnelles et le soin que les exploitants doivent mettre à le réaliser le plus fidèlement possible.

Le problème de la propagation des imprécisions dans l'estimation de la possibilité forestière a été partiellement contourné par la création d'un nouvel outil de calcul qui respecte les postulats de base de *Sylva II*. Plus précisément, cette approche indépendante a permis de propager une part des imprécisions liées à la variabilité du volume marchand à l'intérieur de la strate, à l'estimation de sa croissance et, plus partiellement, à la composition de la strate de retour, jusque dans le calcul du volume exploitable et de la possibilité. Les résultats de cette analyse montrent que l'imprécision des volumes exploitables estimés augmente avec le temps de simulation et varie

entre les groupes de calculs. L'imprécision moyenne à la période critique est d'environ 30 % pour les quatre groupes de calcul utilisés. Elle révèle aussi que l'information contenue dans les inventaires ne permet généralement pas de procéder au calcul de la possibilité avec la finesse de stratification couramment employée lors de la confection des plans d'aménagement.

Finalement la consultation avec un expert international sur le bien-fondé de la méthodologie du calcul et des hypothèses générales sous-jacentes a permis de mettre en lumière les forces et faiblesses de la méthode utilisée au Québec. Celle-ci paraît généralement appropriée. La répétition du calcul aux 5 ans est perçue comme un élément très positif de l'approche québécoise. Par contre, l'expert consulté considère l'absence de prise en compte des imprécisions, des événements stochastiques et des aspects économiques (autant des coûts que des opportunités) et sociaux dans le calcul de la possibilité comme autant de lacunes à combler.

Notre analyse de la méthode du calcul de la possibilité forestière révèle que celle-ci est raisonnable étant donné les contraintes et la nature des informations disponibles. Cependant, cette méthode est très complexe. De plus, elle fait appel à de nombreuses hypothèses qui reposent sur des jugements d'experts, notamment sur l'évolution des strates de moins de 7 m et des strates de retour après perturbations. Cette complexité et ces hypothèses ne sont pas des défauts en elles-mêmes, mais elles constituent des embûches majeures si l'on veut estimer l'imprécision de l'estimation de la possibilité forestière, car nous sortons alors du cadre pour lequel de tels estimateurs peuvent être développés.

Compte tenu des considérations qui précèdent, nous recommandons :

1. que le plan de sondage et les estimateurs des inventaires forestiers soient révisés à la lumière des développements récents en théorie de l'échantillonnage ;
2. que les modèles de croissance soient simplifiés, afin que les imprécisions de leurs intrants puissent être propagées aux prédictions qu'ils génèrent ;
3. que les efforts investis aux différentes phases du calcul soient répartis afin que le niveau de précision des estimateurs atteint à une étape quelconque s'harmonise avec celui des autres étapes ;

4. que le calcul de la possibilité forestière se prête à l'analyse de sa sensibilité aux décisions de l'aménagiste et permette d'estimer et de propager les imprécisions de ses composantes ;
5. que la recherche soit encouragée dans les domaines suivants :
 - œ la théorie de l'échantillonnage et le développement de méthodes d'estimation adaptées aux inventaires forestiers ;
 - œ la modélisation de la succession forestière ;
 - œ la modélisation de la croissance des peuplements, et la prédiction à long terme de leur volume ;
 - œ la dynamique des perturbations naturelles (leur étendue, leur intensité, leur fréquence), et son impact sur la possibilité forestière ;
 - œ l'impact des contraintes sociales et opérationnelles et des opportunités économiques sur la possibilité forestière.

INTRODUCTION

« Nous voulions d’abord évaluer si le Ministère voit à ce que la possibilité forestière soit établie dans une perspective d’aménagement durable de la forêt publique.... Nos travaux portant sur l’établissement des calculs de possibilité forestière inclus dans les derniers plans généraux ont révélé ... l’utilisation d’outils pas toujours adéquats. » (Rapport de la Vérificatrice générale du Québec 2001-2002)

L’aménagement forestier durable est un processus complexe qui doit tenir compte à la fois de valeurs sociales et économiques en évolution constante ainsi que des conditions variées propres à un grand nombre d’écosystèmes dynamiques. Le calcul de la possibilité forestière — une activité essentielle à la base de l’aménagement forestier —, est fondé sur l’information provenant de la stratification cartographique des peuplements forestiers, des inventaires terrain, des modèles de croissance en volume marchand et des interactions entre ces composantes et les hypothèses d’aménagement. Chaque composante de ce calcul comporte une dose d’imprécision qui se propage nécessairement au calcul de la possibilité. La stratification des peuplements est basée sur une interprétation de photographies aériennes par des spécialistes, mais elle implique néanmoins une part de subjectivité. Les inventaires procèdent par échantillonnage de la forêt, ce qui suppose un certain degré d’imprécision. Les modèles de croissance postulent des propriétés et des trajectoires de croissance dont l’ajustement empirique aux données d’inventaire est imparfait. Enfin, les réponses des arbres aux traitements sylvicoles demeurent difficiles à quantifier en raison des nombreuses interactions avec l’environnement physique et biotique. Ce constat d’imprécision, commun à toutes les juridictions responsables de gérer des forêts, est d’autant plus vrai que le territoire est vaste et diversifié. Le défi du calcul de la possibilité forestière est de prendre en compte ces imprécisions et, si possible, de les traduire en informations utiles aux décideurs et aux gestionnaires de la forêt.

L’une des méthodes les plus importantes et reconnues par plusieurs juridictions pour tenir compte de cette incertitude consiste à réviser et à analyser fréquemment les données et les plans d’aménagement pour s’assurer qu’ils intègrent les informations et les connaissances les plus récentes.

Au Québec, le calcul de la possibilité forestière est refait à tous les 5 ans. Une telle gestion du risque permet de corriger ou de minimiser les effets négatifs à long terme d'une décision antérieure, laquelle a été forcément prise avec un niveau plus restreint d'information ou de connaissance. Ainsi, le nouveau calcul permet d'intégrer les mises à jour portant sur les hypothèses d'aménagement, les volumes récoltés et disponibles sur un territoire, les superficies et leur affectation, les changements dans les politiques d'aménagement et les améliorations apportées aux modèles de croissance. En d'autres termes, une certaine forme de gestion de l'incertitude fait partie des processus en cours. De plus, la poursuite des inventaires décennaux et l'amélioration constante des connaissances sur les effets des pratiques sylvicoles et sur les régimes des perturbations sont autant de moyens qui permettront au Québec d'améliorer de façon continue le calcul de la possibilité forestière.

Une autre façon de tenir compte de l'incertitude consiste à procéder par analyse de sensibilité pour vérifier comment la possibilité forestière peut varier lorsqu'une information de base, comme les hypothèses et les scénarios choisis par l'aménagiste, comporte une part d'imprécision. Les hypothèses sont des estimations d'expert décrivant le résultat de processus peu ou mal connus, résultats dont il est impossible, par conséquent, d'estimer l'imprécision. Les scénarios d'aménagement correspondent aux choix de l'aménagiste et sont liés, le plus souvent, à des interventions sylvicoles prévues dans l'avenir ou à des jugements sur les effets escomptés de ces interventions. Dans les deux cas, une analyse de sensibilité permet de quantifier l'effet sur le calcul de la possibilité forestière de variations dans les valeurs des hypothèses et dans les scénarios. Par exemple, une analyse de la sensibilité peut révéler qu'une faible variation de la valeur d'une variable engendre un effet marqué sur la possibilité ou, inversement, qu'une variation importante n'a que peu d'impact. D'un autre point de vue, une analyse de la sensibilité peut aussi servir à évaluer l'impact du non-respect de la stratégie d'aménagement. Les résultats d'une analyse de la sensibilité permettent de préciser les priorités en matière d'actions à entreprendre pour abaisser le niveau d'incertitude ou appuyer les processus décisionnels, liés à la gestion du risque.

La complexité des tâches qui sous-tendent le calcul de la possibilité forestière et l'évolution constante des requêtes soumises à cette méthodologie ont fait en sorte que la structure inhérente à ce calcul n'a que peu été remise en question depuis ses débuts, il y a maintenant presque 30 ans.

À la suite du rapport 2001-2002 de la Vérificatrice générale, on a confié au présent Comité scientifique le mandat d'examiner les sources d'imprécision susceptibles d'affecter le calcul de la possibilité forestière et la sensibilité de ce calcul à ses variables d'intrant. Le travail, échelonné sur près de 12 mois, a permis d'évaluer le processus actuel et de mettre en lumière de nombreuses pistes d'amélioration. Les travaux du Comité se sont concentrés sur quatre aspects distincts : les imprécisions liées à l'inventaire, celles liées aux trois modèles de croissance utilisés dans le calcul de la possibilité forestière, la sensibilité de celle-ci aux principales hypothèses d'aménagement, et finalement l'utilisation d'une approche indépendante pour valider l'approche actuelle. Ces analyses ont été réalisées sur les principales structures d'âge et sur les principaux mélanges d'essences de manière à bien représenter la diversité des forêts à l'échelle du territoire québécois.

En plus d'examiner ces éléments techniques, le Comité s'est penché sur une évaluation plus globale du bien-fondé de l'approche utilisée pour calculer la possibilité forestière, notamment par une revue de littérature, ainsi que d'une consultation auprès d'un expert international en matière d'aménagement forestier. Finalement, le Comité propose un ensemble de recommandations couvrant chaque composante du calcul ainsi que des aspects structurels et conceptuels du processus global.

CHAPITRE 1

Description sommaire et analyse critique de l'approche de modélisation de l'aménagement forestier pour fins d'évaluation de la possibilité forestière

Louis DUCHESNE, ing.f., M.Sc.

Direction de la recherche forestière

Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

et

Frédéric RAULIER, *Ph.D.*

Faculté de foresterie et de géomatique

Université Laval

SOMMAIRE

DU CHAPITRE 1

INTRODUCTION	9
1. OUTILS DE PLANIFICATION POUR LA DÉTERMINATION DE LA POSSIBILITÉ ANNUELLE DE COUPE À RENDEMENT SOUTENU.....	11
1.1 Méthodologies existantes	11
1.1.1 Les modèles de simulation.....	11
1.1.2 Les modèles d'optimisation	12
1.1.3 Les modèles utilisant les techniques propres à l'intelligence artificielle	13
1.1.4 Le contrôle par aires et le contrôle par volume.....	13
1.2 Description succincte des approches utilisées dans divers pays	15
1.2.1 Canada	15
1.2.2 États-Unis.....	16
1.2.3 France.....	17
1.2.4 Finlande	18
1.2.5 Nouvelle-Zélande.....	18
2. MODÈLES DE SIMULATION UTILISÉS AU QUÉBEC POUR DÉTERMINER LA POSSIBILITÉ ANNUELLE DE COUPE À RENDEMENT SOUTENU	19
2.1 Les intrants aux modèles de simulation	20
2.1.1 Définir le regroupement des strates forestières.....	22
2.1.2 Définir la vocation des unités territoriales	24
2.1.3 Définir la stratégie d'aménagement	25
2.2 Système de planification pour les peuplements de structure équiennne	25
2.2.1 L'évolution des superficies	27
2.2.2 L'évolution des volumes marchands.....	28
2.2.3 Le contrôle de la récolte.....	29
2.3 Système de planification pour les peuplements de structure inéquiennne	32
2.3.1 L'évolution de la fréquence des tiges	33
2.3.2 L'évolution des volumes marchands.....	35
2.3.3 Le contrôle de la récolte.....	35
3. ANALYSE CRITIQUE DES OUTILS D'ÉVALUATION DE LA POSSIBILITÉ FORESTIÈRE AU QUÉBEC.....	36
3.1 Système d'aménagement pour les peuplements de structure équiennne	36
3.1.1 Le type de modèle utilisé	36
3.1.2 Le concept de forêt normale	37
3.1.3 L'effet de possibilité	38
3.1.4 La modélisation de la succession forestière	39
3.1.5 Les événements catastrophiques	39
3.1.6 La création des familles de courbes	39

3.1.7 Le pas de simulation et l'horizon de planification	40
3.1.8 La gestion adaptative	40
3.1.9 Solutions alternatives	40
3.2 Système de planification pour les peuplements de structure inéquienne.....	41
3.2.1 Le contrôle de la récolte.....	41
3.2.2 Le recrutement	42
3.2.3 Le pas de simulation et l'horizon de planification	42
3.2.4 Les événements catastrophiques	43
CONCLUSION	44
BIBLIOGRAPHIE	45
ANNEXE 1 Articles sélectionnés de la <i>Loi sur les forêts</i>	50

LISTES DES TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAU 1. Comparaison des différentes méthodologies utilisées par les provinces canadienne pour calculer la possibilité de récolte annuelle	16
TABLEAU 2. Répartition des aires communes par domaines bioclimatiques.....	20
FIGURE 1. Schéma de la planification hiérarchique de l'aménagement.....	10
FIGURE 2. Schéma de la planification stratégique de l'aménagement forestier au Québec	21
FIGURE 3. Possibilité de regroupement des strates d'inventaires. (Adapté de MRN, 1999.).....	24

INTRODUCTION

Au cours du mois de décembre 2002, la Vérificatrice générale du Québec déposait son rapport à l'Assemblée nationale pour l'année fiscale 2001-2002. Un chapitre complet de ce rapport portait sur la gestion de la ressource forestière de manière à évaluer, entre autres, si le Ministère voit à ce que la possibilité forestière soit établie dans une perspective d'aménagement durable de la forêt publique. Les travaux portant sur l'établissement des calculs de possibilité forestière ont alors révélé l'insuffisance des connaissances du Ministère sur plusieurs des aspects liés au CPF ainsi qu'une utilisation d'outils pas toujours adéquats. Ce rapport a aussi relevé des failles dans l'information provenant de l'inventaire décennal, qui constitue le point de départ de ces calculs, de même que dans les hypothèses servant aux calculs ou dans les ajustements relatifs à ces hypothèses (Fortin *et al.*, 2002).

Au Québec, la possibilité forestière est évaluée à l'aide d'un modèle de simulation de l'aménagement portant le nom de *Sylva II* et qui a été élaboré par le Ministère en 1997. Cet outil permet, sur un horizon de 150 ans, de simuler, de compiler et d'illustrer les résultats, par rapport à la possibilité forestière, de diverses stratégies d'aménagement afin d'en retenir une (Fortin *et al.* 2002). Selon la Vérificatrice générale, le modèle de simulation *Sylva II* comporte un certain nombre de lacunes qui contribuent à augmenter les risques d'effectuer des calculs de possibilité inadéquats. Par exemple, des utilisateurs lui reprochent de ne pas comporter de mécanisme permettant de déterminer si certains intrants et résultats sont « raisonnables », la lourdeur de sa documentation et la difficulté d'en vérifier le contenu (Fortin *et al.*, 2002).

Lors de la comparution du sous-ministre devant la *Commission parlementaire sur l'administration publique* en février 2003, les parlementaires ont insisté sur l'importance d'explorer la possibilité d'établir une certaine forme de marge d'erreur applicable aux résultats de calcul de possibilité forestière. En réponse à cette commission, les autorités du Ministère s'engageaient à confier un mandat à un groupe d'experts à cet effet. C'est dans le cadre de cet exercice qu'il nous a été demandé de produire un rapport qui vise, d'une part, à décrire les principaux outils de planification forestière utilisés par diverses instances juridiques, d'autre part, à décrire

les outils de planification forestière utilisés au Québec et finalement à porter un regard critique sur l'approche adoptée par le Québec.

La planification forestière est une tâche complexe parce que les objectifs d'aménagement sont nombreux et parfois contradictoires (p. ex. maximiser le volume *versus* maintenir la biodiversité) (Frakes et Bugg, 2001). Les systèmes forestiers sont également complexes, du fait des nombreux processus en interaction, des superficies importantes et du manque partiel de données (strates forestières sans données d'inventaire). Finalement, la planification forestière est particulière en raison de l'horizon des projections qui est extrêmement long et qui augmente la possibilité de voir apparaître des événements rares ou imprévisibles (p. ex. feux et ravageurs forestiers) au cours de la période de planification. Du fait de cette complexité, la planification forestière se situe dans une structure hiérarchique avec des niveaux de planification stratégique (long terme), tactique (5-10 ans) et opérationnel (du mois à l'année) (Figure 1) (Lockwood, 1998, Rauscher *et al.*, 2000, Chikumbo *et al.*, 2001, Öhman 2001, Davis *et al.*, 2001). Le présent rapport se limite à l'examen des techniques utilisées pour la planification stratégique au Québec, niveau auquel s'estime la possibilité forestière.

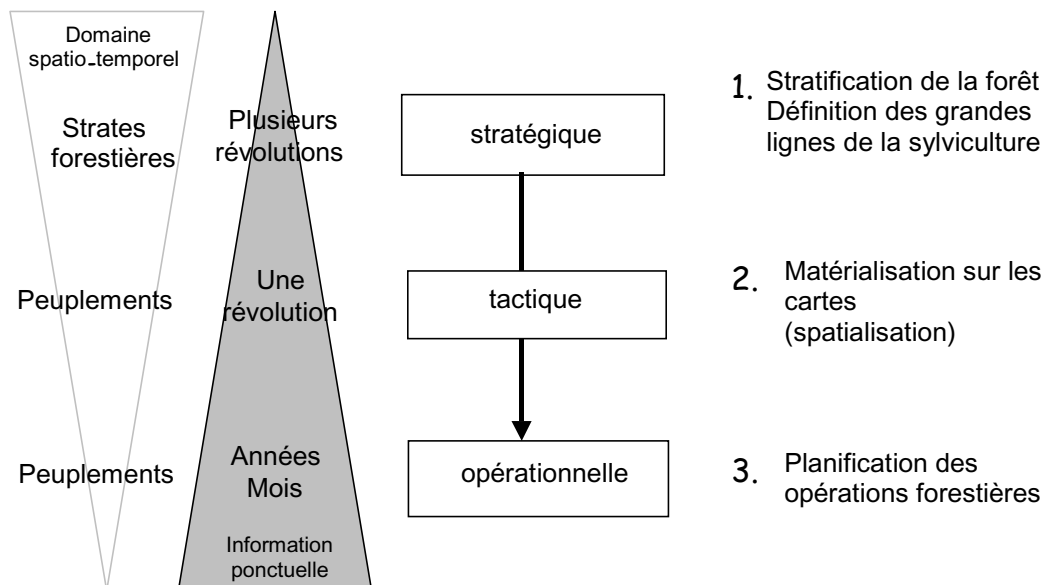


FIGURE 1. Schéma de la planification hiérarchique de l'aménagement.

1. OUTILS DE PLANIFICATION POUR LA DÉTERMINATION DE LA POSSIBILITÉ ANNUELLE DE COUPE À RENDEMENT SOUTENU

Dans un premier temps, nous nous sommes attardés à décrire brièvement les approches méthodologiques couramment utilisées à des fins d'évaluation de la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu (PAC). Par la suite, une description de la méthodologie adoptée par divers pays sera présentée.

1.1 Méthodologies existantes

Un nombre important d'outils prévisionnels ont été développés pour satisfaire les besoins de la planification forestière, c'est-à-dire pour fournir aux preneurs de décisions l'information nécessaire pour leur permettre de trouver la possibilité optimale d'action. Trois types de modèle sont actuellement utilisés pour la planification forestière stratégique, soit : la simulation, l'optimisation et l'utilisation des techniques propres à l'intelligence artificielle (raisonnement déductif et logique bayésienne ou floue) (Garcia 1986, Mowrer *et al.*, 1997, Rauscher *et al.*, 2000).

1.1.1 Les modèles de simulation

Les modèles de simulation sont utilisés pour prédire l'état de la forêt au cours du temps en fonction de sa condition initiale, de sa croissance et de son aménagement (Buongiorno et Gilles, 2003). La forêt y est décrite par une stratification des peuplements forestiers en strates forestières et par classes d'âge. Les peuplements forestiers sont groupés en strates en fonction de leurs caractéristiques écologiques, des objectifs de production et des stratégies sylvicoles pour atteindre ces objectifs de production, en fonction aussi des méthodes de récolte et d'autres propriétés jugées appropriées pour l'exercice de planification (Garcia, 1986). Les modèles de simulations procèdent par essais et erreurs de manière à déterminer une solution permettant de répondre de manière satisfaisante aux objectifs poursuivis. La simulation est généralement déterministe (une solution unique) alors qu'elle pourrait très bien être stochastique (une distribution probable de solutions) (Mowrer *et al.*, 1997).

1.1.2 Les modèles d'optimisation

L'optimisation est une approche mathématique qui permet de définir des stratégies d'aménagement de manière optimale en fonction d'objectifs et de contraintes définies. Par exemple, un gestionnaire forestier pourrait avoir comme objectif de maximiser la production de matière ligneuse. Pour atteindre cet objectif le gestionnaire est confronté à diverses contraintes économiques, opérationnelles, écologiques ou politiques. Les modèles d'optimisation permettent de définir mathématiquement une fonction objectif en rapport avec les contraintes identifiées de manière à optimiser la prise de décisions quant à l'allocation des ressources disponibles. L'ensemble des combinaisons de scénarios sylvicoles pour chaque superficie et chaque période est analysé de manière à trouver la meilleure combinaison possible pour l'atteinte des objectifs.

L'approche par optimisation est largement utilisée en gestion forestière (Bare and Mendoza, 1988). Parmi les différentes techniques d'optimisation issues du domaine de la programmation mathématique et utilisées dans le cadre de la planification stratégique, il y a avant tout la programmation linéaire, mais aussi la programmation sur les entiers, la recherche par objectifs et les solveurs heuristiques (Frakes et Bugg, 2001, Buongiorno et Gilles, 2003). La programmation linéaire reste la technique la plus populaire du fait de son algorithme d'optimisation qui est très efficace (Öhman, 2001, Turner *et al.*, 2002), alors que les autres méthodes deviennent rapidement inefficaces (i.e. ne convergent plus vers la solution optimale) dès qu'augmente la taille du problème à résoudre (Frakes et Bugg, 2001).

L'application pratique des modèles d'optimisation est limitée par plusieurs facteurs (Garcia 1986, Jamnick 1990, Rausher *et al.*, 2000), notamment :

- ∄ ce type de modèle permet uniquement la poursuite d'objectifs quantifiables. De plus, les objectifs poursuivis ainsi que les contraintes doivent être traduits mathématiquement à l'aide d'énoncés mathématiques simplifiés ;
- ∄ ces techniques sont tellement complexes qu'elles requièrent beaucoup de temps et d'efforts pour être implémentées, notamment au moment de la formulation du problème. Elles nécessitent habituellement la contribution de spécialistes, ce qui met à l'écart le gestionnaire pendant l'analyse décisionnelle. Par le fait même, les résul-

tats sont difficiles à comprendre, à expliquer et à modifier logiquement parce qu'ils proviennent d'un algorithme mathématique souvent perçu comme « une boîte noire ».

1.1.3 Les modèles utilisant les techniques propres à l'intelligence artificielle

Les critiques associées aux deux autres types de modèles, notamment le fait que seuls des objectifs quantitatifs puissent être considérés par l'optimisation, conduisent tout naturellement à utiliser des formalismes qui permettent d'allier aux fonctions quantitatives d'optimisation d'autres fonctions capables de manier les conflits d'intérêt, les objectifs imprécis, le changement rapide dans les préférences du public ainsi qu'à manier une information qui n'est pas de qualité ni de quantité constante (Rauscher *et al.*, 2000). Dans leur évaluation des systèmes d'aide à la décision, Mowrer *et al.* (1997) ont montré que 8 logiciels de planification forestière sur 24 faisaient appel aux techniques propres à l'intelligence artificielle.

1.1.4 Le contrôle par aires et le contrôle par volume

Les méthodes de contrôle par aire et par volume sont deux approches qui permettent de contrôler la récolte au cours d'une rotation. Ces deux approches reposent sur le concept de forêt normale. Selon la méthode de contrôle par aires, une superficie (A/t) est coupée chaque année, où A équivaut à la superficie totale de la forêt et t correspond à la rotation optimale. Après avoir récolté la superficie (A/t) pendant t d'années, la forêt est normalisée et peut être récoltée de façon durable. Dans le cas du contrôle par volume, un volume déterminé (V/t) est récolté à chaque année où V équivaut au volume initial de la forêt. Après avoir récolté pendant t années, tout le volume initial aura été récolté.

Ces deux approches, bien que largement utilisées, sont approximatives et ne constituent pas un guide optimal pour la détermination de la possibilité forestière (Buongiorno et Gilles, 2003). En effet, dans le cas du contrôle par aires, cette méthode est mal adaptée aux territoires constitués de superficies ayant des productivités variées. La récolte d'une superficie déterminée peut ainsi engendrer une variation dans l'approvisionnement en matière ligneuse au cours du temps. Le contrôle par aire doit alors être réalisé individuellement pour chaque classe de qualité de site pré-

sent sur le territoire (Davis et Johnson, 1987). D'autre part, cette approche est mal adaptée au territoire présentant un faible volume initial ou une structure d'âge fortement déséquilibrée. En ce sens, le contrôle par volume a l'avantage de prendre en considération la productivité des peuplements mais demeure une méthode peu rigoureuse (Buongiorno et Gilles, 2003).

Les approches de contrôle par aires et par volume sont des approches classiques en ce sens qu'elles sont développées depuis plusieurs années, elles sont aisément compréhensibles et faciles d'utilisation (Leuschner, 1990). Avec l'émergence de l'informatique, des méthodes néoclassiques ont été développées afin d'utiliser les avantages et d'éliminer les désavantages associés aux deux méthodes. Ainsi, les méthodes « aire - volume combiné » et « contrôle aire - volume » ont été développées. C'est d'ailleurs cette dernière approche qui a été retenue pour le calcul de la possibilité forestière au Québec. La méthode « contrôle aire - volume » en est une de contrôle par volume où le volume proposé est contraint par la superficie atteignant l'âge à maturité (Leuschner, 1990 ; Davis et Johnson, 1987). Selon cette approche, un volume constant récolté à chaque année engendrera une superficie de coupe variable, selon la distribution d'âge initiale de la forêt et les variations quant à la qualité de site des peuplements.

Pour sa part, la méthode « aire - volume combiné » (*area and volume allotment*) n'est pas une procédure spécifique mais plutôt un cadre décisionnel permettant de déterminer la possibilité forestière en prenant en considération à la fois les superficies et le volume des peuplements, les travaux sylvicoles et l'état des peuplements. La méthode consiste à réaliser l'estimation de la superficie à couper selon le contrôle par aire, à estimer le volume généré par ces superficies, à réaliser une estimation du volume à récolter par le contrôle par volume et finalement, à définir un guide déterminant la superficie et le volume à récolter à chaque année. Ce guide constitue donc un compromis en fonction des diverses variables décisionnelles. Un des principaux avantages de cette dernière approche est que la planification de la récolte forestière s'applique à des aires spécifiques sur le terrain. Il y a donc adéquation entre la planification et les opérations. D'autre part, la récolte annuelle est régie par des standards quant au volume et à la superficie à récolter, réduisant ainsi les écarts potentiels entre la planification et les opérations de récolte (Davis et Johnson, 1987). Toutefois, on reproche souvent à cette approche le manque d'objectifs précis ainsi que l'absence d'algorithmes définis (Leuschner, 1990).

1.2 Description succincte des approches utilisées dans divers pays

Les approches utilisées pour l'estimation de la possibilité annuelle de coupe (PAC) sont très variables d'une juridiction à l'autre. À l'intérieur même d'un pays comme le Canada, les approches peuvent être variables entre les différentes législations provinciales. Les sections suivantes tentent de présenter cette grande variabilité en traçant un portrait succinct de la méthodologie adoptée par divers pays industrialisés.

1.2.1 Canada

La gestion forestière au Canada est de juridiction provinciale. Pour l'ensemble des provinces, la récolte annuelle est déterminée par la PAC. Cependant, la méthodologie utilisée pour définir la PAC diffère d'une province à l'autre. Dans tous les cas, les calculs sont basés sur les connaissances géographiques du territoire, la croissance forestière, les pertes occasionnées par les feux de forêt et les insectes ravageurs, l'accessibilité, les considérations environnementales, l'investissement en aménagement forestier, les mesures de protection ainsi que les objectifs d'aménagement (CCCF, 2003). Le choix de l'outil prévisionnel utilisé est la principale différence entre les approches adoptées par les instances provinciales (Tableau 1). Par exemple, le Québec et la Colombie-Britannique ont opté pour des outils de simulation, soit *Sylva II* pour le Québec et *Forest Service simulator, FSSIM* pour la Colombie-Britannique. D'autres provinces ont opté pour des outils d'optimisation. Ainsi, le *Strategic Forest Management Model* est l'outil utilisé en Ontario alors que le logiciel *Woodstock* est le logiciel adopté par le Manitoba, le Nouveau-Brunswick, Terre-Neuve et la Nouvelle-Écosse.

Dans toutes les provinces, les calculs sont révisés aux 5 ou 10 ans (CCFM, 2003). Au Québec, la différenciation entre planification stratégique, tactique et opérationnelle se traduit par trois types de plans d'aménagement : les plans général, quinquennal et annuel d'intervention.

TABLEAU 1. *Comparaison des différentes méthodologies utilisées par les provinces canadiennes pour calculer la possibilité de récolte annuelle.* (extrait du CCFM)

PROVINCE	Fréquence de calcul	Unité de contrôle	Maximum de récolte périodique	Méthode prévisionnelle	Outil (s)	Horizon de planification
T-N	5 ans	V	PAC	Optimisation	Woodstock, Stanley	160
N-É	5 ans	V	PAC	Simulation	SAWS, Woodstock, Stanley	100
N-B	5 ans	V	101% de PAC	Optimisation	Woodstock, Stanley	80
I-P-E	10 ans	V	PAC	Simulation	FORMAN, Woodstock	80
Québec	5 ans	S-V	PAC	Simulation	SYLVA II	150
Ontario	5 ans	S-V	PAC	Optimisation	SFMM	160
Manitoba	Variable	V	PAC	Optimisation	Woodstock	200
Saskatchewan	10 ans	V	PAC	Optimisation	Woodstock, Stanley	200
Alberta	10 ans	S-V	110 % de PAC	Optimisation	Woodstock, Stanley	200-250
C-B	5 ans	V	PAC $\pm$ 10%	Simulation	FSSIM ou outils semblables	250
Yukon	-	-	-	Optimisation	Woodstock	-
T-N-O	-	-	-	Optimisation	Woodstock	-

1.2.2 États-Unis

La législation de 1976 permet que la récolte diffère de la possibilité forestière à rendement soutenu si cela s'avère nécessaire à l'atteinte d'objectifs reliés à des usages secondaires de la forêt. Entre 1979 et 1996, le *USDA Forest Service* a adopté l'optimisation par programmation linéaire (FORPLAN puis SPECTRUM – Rauscher, 1999) comme outil obligatoire afin d'atteindre les objectifs définis par la législation quant à l'aménagement des forêts nationales (*National Forest Management Act*). Ce service a supprimé cette obligation à la suite de multiples critiques visant l'incapacité de ces modèles à permettre l'atteinte d'objectifs multiples ou non quantitatifs. Ces critiques visaient aussi l'investissement considérable des ressources nécessaire à l'utilisation du

modèle, la complexité de la démarche de calcul et la difficulté d'expliquer l'influence des diverses variables sur les résultats obtenus (Rauscher *et al.*, 2000).

Malgré l'absence d'obligation quant à la méthodologie utilisée, la programmation linéaire et la recherche binaire restent les méthodes les plus couramment utilisées aux États-Unis (Johnson and Tedder, 1983). Les outils RAM (Navon, 1971), MUSYC (Johnson and Jones, 1979), FORPLAN (Johnson et al 1986), HABPLAN (Van Deusen, 2001) sont des modèles qui ont été utilisés par les instances fédérales depuis l'implantation de la législation de 1976. Des modèles peuvent aussi être développés localement par l'industrie afin de répondre à des objectifs spécifiques (Fletcher *et al.* 1999). Deux échelles de planification sont requises, d'une part au niveau stratégique avec l'élaboration de plans d'aménagement sur des territoires entre 200 000 et plus de 500 000 ha, puis, d'autre part, au niveau tactique, avec l'élaboration de plans pour des paysages entre 2000 et 20 000 ha, de façon à opérationnaliser toutes les prescriptions d'aménagement issues du plan stratégique (Rauscher *et al.*, 2000).

1.2.3 France

La gestion des forêts publiques françaises est de type « multifonctionnelle », c'est-à-dire qu'elle s'efforce de maintenir ou d'améliorer de manière concomitante l'ensemble des biens et des services rendus par la forêt, tout en maintenant l'intégrité du patrimoine et de ses potentialités (Dubourdiou et Trouvillez, 1999). La détermination de la possibilité annuelle de coupe en France est déterminée en fonction de regroupements de peuplements semblables selon les objectifs poursuivis, les traitements appliqués, les essences et l'âge d'exploitabilité (Dubourdiou, 1986). L'aménagiste détermine, pour chaque unité de gestion, l'objectif déterminant qui orientera les principaux actes de la gestion. Ainsi, le zonage du territoire se traduit en types d'objectif déterminant. La législation française n'impose pas de procédés pour le calcul de la possibilité. Toutefois, des procédés peuvent être proposés par des instructions techniques et notamment par le Manuel d'aménagement forestier. Récemment, le champ des analyses s'est considérablement accru pour prendre en considération les éléments de biodiversité, de dynamique naturelle et d'attentes sociales. Conséquemment, ces dernières années ont vu un enrichissement des concepts, une évolution des méthodes ainsi qu'un progrès notable des outils mis à la disposition des aménagistes (Dubourdiou et Trouvillez, 1999).

1.2.4 Finlande

Depuis 1967, la loi forestière de ce pays oblige la réalisation de plans régionaux pour la réalisation des activités forestières. Le concept de possibilité forestière ne fait pas partie de la législation forestière finlandaise. La gestion se fait par objectifs alors que la forêt doit, conformément à la loi, favoriser le bien-être de la population. L'approche de la possibilité de coupe est toutefois largement utilisée à des fins de gestion (Kilkki, 1986). Traditionnellement, la PAC était estimée par la méthode de contrôle par volume. Actuellement, le logiciel MELA est le plus largement utilisé. Ce logiciel combine la simulation et la programmation linéaire dans un outil de planification forestière à long terme (Kilkki, 1986). Ce logiciel permet de déterminer la solution optimale correspondant aux objectifs de gestion en fonction des contraintes identifiées. Les différents scénarios sont simulés dans le temps sur la base de résultats d'inventaires et de modèles de croissance. La fonction à maximiser correspond généralement à la somme des revenus nets futurs, actualisés selon un taux d'actualisation déterminé (Poso, 1999).

1.2.5 Nouvelle-Zélande

Le cas de la Nouvelle-Zélande est particulier. Dans ce pays, pratiquement toutes les forêts destinées à la production de bois proviennent de plantations d'essences exotiques (MAF, 2000). Un comité directeur composé de représentants gouvernementaux et industriels effectue un calcul de disponibilité en bois à tous les 5 ans depuis 1969, avec l'objectif d'aider à la planification des politiques et de l'utilisation des ressources et pour évaluer les opportunités de transformation et les besoins en infrastructure (MAF 2000). Le territoire néo-zélandais est divisé en 10 régions de production. Un algorithme d'optimisation basé sur la programmation linéaire (FOLPI et IFS, Garcia, 1981, 1984) est utilisé afin d'estimer les rendements probables du secteur forestier national. Le temps de simulation est de 100 ans alors que les révolutions des différents types de plantation oscillent entre 25 et 50 ans.

2. MODÈLES DE SIMULATION UTILISÉS AU QUÉBEC POUR DÉTERMINER LA POSSIBILITÉ ANNUELLE DE COUPE À RENDEMENT SOUTENU

Au Québec, la *Loi sur les Forêts* (L.R.Q., chapitre F-4.1) oblige à respecter la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu (PAC) qui correspond au volume maximum des récoltes annuelles de bois par essence ou groupe d'essences que l'on peut prélever à perpétuité dans une unité d'aménagement donnée, sans diminuer la capacité productive du milieu forestier (art. 35.5). Ce même article mentionne aussi que le rendement annuel correspond à la PAC par essence ou groupe d'essences exprimée sur la base de ce qui peut être récolté en moyenne par hectare, dans une aire destinée à la production forestière. On y tient aussi compte de la distribution des peuplements par classes d'âge sur l'aire forestière, des techniques sylvicoles qui peuvent s'y appliquer et de ses caractéristiques biophysiques. Finalement, la législation mentionne que le calcul de la PAC se réalise selon la méthode et les hypothèses prévues au Manuel d'aménagement forestier (art. 35.4).

Selon le Manuel d'aménagement forestier (MRNFP, 2003), pour les systèmes d'aménagement adaptés aux peuplements de structure équiennne, l'évaluation de la PAC consiste à évaluer la croissance des peuplements à l'aide de courbes de production qui projettent les volumes marchands bruts à l'hectare en fonction de l'âge, de l'indice de qualité de station, de la composition et de la densité des peuplements. Dans le cas de systèmes d'aménagement adaptés aux peuplements de structure inéquiennne, les arbres qui les composent sont d'âges et de diamètres variés et l'évaluation de leur croissance repose sur un modèle de taux de passage par classes de diamètre. Ces textes à teneur législative ne mentionnent que brièvement la méthodologie permettant la détermination de la possibilité forestière ; ils ne précisent ni la nature et ni les hypothèses sous-jacentes à son calcul. La section suivante explique, de façon succincte, les intrants, les modèles de simulation et les hypothèses sous-jacentes au calcul de la possibilité forestière par simulation de l'aménagement de peuplements de structure équiennne et inéquiennne.

2.1 Les intrants des modèles de simulation

La partie « commerciale » de la forêt québécoise (au sud du 52° parallèle) est divisée en 114 aires communes. L'aire commune est l'unité territoriale de référence pour la gestion des ressources forestières. C'est sur la base de ce découpage que l'on définit les stratégies d'aménagement forestier, la nature et la quantité de travaux sylvicoles à réaliser, en vue d'y déterminer la possibilité forestière. Ces stratégies sont contenues dans le *Plan général d'aménagement forestier* (PGAF). Les volumes de bois attribués par essence ou par groupe d'essences dans les contrats d'aménagement et d'approvisionnement forestier (CAAF) et les contrats d'aménagement forestier (CAF) sont distribués en fonction de ce découpage. Les aires sont dites communes parce que, sur chacune d'elle, il peut y avoir plus d'un bénéficiaire de CAAF ou de CAF qui exercent des activités d'aménagement forestier, incluant la récolte (MRNFP, 2004). Les aires communes sont elles-mêmes regroupées en unités de compilation qui servent de base à l'inventaire forestier national. La taille des aires communes est de 3200 km², mais varie par domaine bioclimatique ⁽¹⁾ entre 2000 km² dans l'érablière à bouleau jaune et 6500 km² dans la pessière noire à mousse (Tableau 2) (Claude Gagné, MRNFP, comm. pers. 2004).

TABLEAU 2. Répartition des aires communes par domaine bioclimatique

Domaine bioclimatique	Superficie des aires communes (km ²)
Érablière à tilleul	248
Érablière à bouleau jaune	1871
Sapinière à bouleau jaune	2026
Sapinière à bouleau blanc	2415
Pessière à mousse	6515
Forêt commerciale	3169

Le regroupement des strates forestières, la vocation des unités territoriales et la stratégie d'aménagement constituent les trois principaux paramètres à définir pour l'évaluation de la PAC (voir Figure 2 - MRN, 1999).

¹ <http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-zones.jsp>

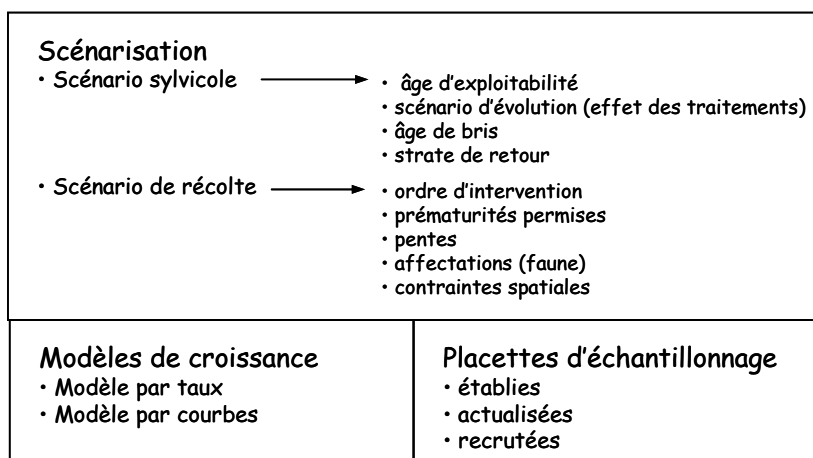
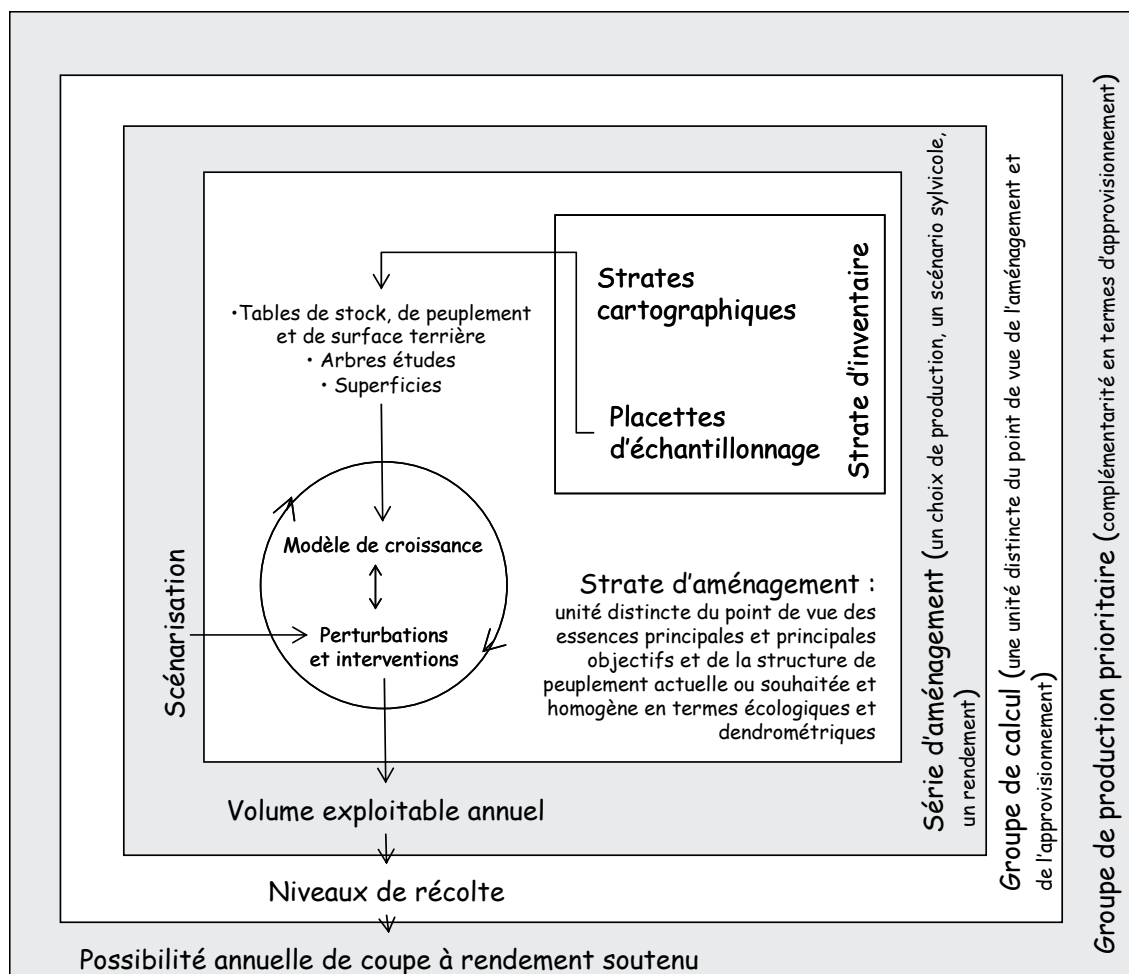


FIGURE 2. Schéma de la planification stratégique de l'aménagement forestier au Québec.

2.1.1 Définir le regroupement des strates forestières

La définition des peuplements forestiers repose sur des critères de stratification uniformes et définis pour l'ensemble du territoire. Ceux-ci correspondent à des caractéristiques écologiques et dendrométriques : groupement d'essences, classes de densité et de hauteur, perturbation d'origine, classe d'âge, classe de pente, dépôt de surface ainsi que le régime hydrique et la classe de drainage (Robert 1996). La stratification est refaite périodiquement par photo-interprétation de photos infrarouges « fausses couleurs ». Sur la base de ces critères, les peuplements forestiers sont regroupés en strates cartographiques.

La stratification cartographique est ensuite couplée à l'information extraite de l'inventaire du décennal précédant, notamment l'erreur d'échantillonnage lorsqu'il est disponible, de façon à lier les strates au réseau d'inventaire forestier par placettes temporaires (échantillonnage aléatoire stratifié avec distribution conditionnelle des placettes) (Blais *et al.*, 1996). A cet effet, les strates cartographiques sont regroupées en strates d'inventaire pour lesquelles seront générés les résultats d'inventaire. Ces strates regroupées doivent avoir des caractéristiques dendrométriques et écologiques semblables afin de servir de base au calcul de la possibilité et doivent également satisfaire un critère de précision dans l'estimation des volumes marchands (critère fixé à 15 placettes par strate d'inventaire, Georges Blais, MRNFP, comm. pers. 2004). Les compromis de regroupement varient selon que les strates d'inventaire se situent ou non dans le premier 50 % de la superficie de l'unité de sondage lorsque les strates sont triées par superficie décroissante.

Trois types de placette sont utilisés pour caractériser dendrométriquement les strates d'inventaire : les placettes établies, actualisées et recrutées. Les placettes établies correspondent à celles qui ont été établies lors du dernier décennal de l'inventaire forestier national, qui en est à sa quatrième actualisation. Les placettes actualisées correspondent à celles situées dans l'unité d'aménagement mais issues du décennal antérieur. Leurs caractéristiques dendrométriques sont actualisées à l'aide d'un modèle de croissance d'arbre indépendant des distances (Modélisa – Blais, 2001). Seules les placettes temporaires du 2^e programme localisées dans une strate cartographique non perturbée du 3^e programme sont actualisées. Lorsqu'il y a moins de 10 placettes établies ou actualisées, les placettes sont « recrutées » à l'extérieur de l'unité de sondage en fonction de critères liés aux similarités quant à leur appartenance à une même strate cartographique, mais

aussi en fonction d'un ordre de sélection hiérarchique lui-même fonction des régions écologiques. Les critères par défaut sont: le type de couvert, le groupement d'essences, la densité, la hauteur, l'âge et le type écologique (Georges Blais, MRNFP, comm. pers. 2004).

Les placettes d'échantillonnage sont ensuite compilées par strate d'inventaire pour construire leurs tables de peuplement, de surface terrière et de stock. Les strates d'inventaire sont individuellement converties en strates d'aménagement. Il n'y a pas de méthodologie clairement définie pour déterminer l'assignation des strates d'inventaire en strates d'aménagement. Bien que cette étape ait une influence considérable sur le résultat de la simulation, les critères d'assignation des strates d'inventaire en strates d'aménagement sont variables d'une région à l'autre. (MRN, 1999).

À partir de l'analyse des données écoforestières, chacune des strates est orientée vers la production d'une essence ou d'un groupe d'essences prioritaires. Ces essences sont nommées principales objectif, puisqu'elles servent à établir l'objectif de production du futur peuplement sur la superficie forestière en cause. Le choix de l'essence principale objectif est fixé en fonction de la régénération préétablie, de la dynamique des essences et des caractéristiques écologiques de la station. Les essences constituant la strate sont nommées principale ou secondaire. L'essence ou le groupe d'essences qui sera considéré comme principale est celle qui détermine la durée des rotations ou l'âge à maturité du peuplement avant régénération. Après le processus de régénération, l'essence dite principale devrait correspondre à l'essence principale objectif retenue sur la superficie (MRNFP, 2003).

Le choix du groupe d'essences prioritaires, des objectifs de production et de la stratégie sylvicole à utiliser pour les atteindre débouche sur les séries d'aménagement. Celles-ci se retrouvent à un niveau d'agrégation supérieur et correspondent à un regroupement de strates d'aménagement semblables par leur composition, leur dynamique naturelle d'évolution et soumises à une même stratégie sylvicole et aux mêmes contraintes d'aménagement. Le calcul de possibilité s'effectue à un niveau plus élevé, celui du groupe de calcul, qui regroupe plusieurs séries d'aménagement formant une unité distincte du point de vue de l'aménagement et de l'approvisionnement. Les groupes de calcul sont eux-mêmes regroupés en groupes de production

prioritaire, qui visent la production d'une ou plusieurs essences pour une végétation potentielle donnée (MRNFP 2003, p. II-8), base sur laquelle se font les attributions de bois du domaine public aux industries. La figure 3 illustre l'amplitude accordée pour le regroupement des unités forestières.

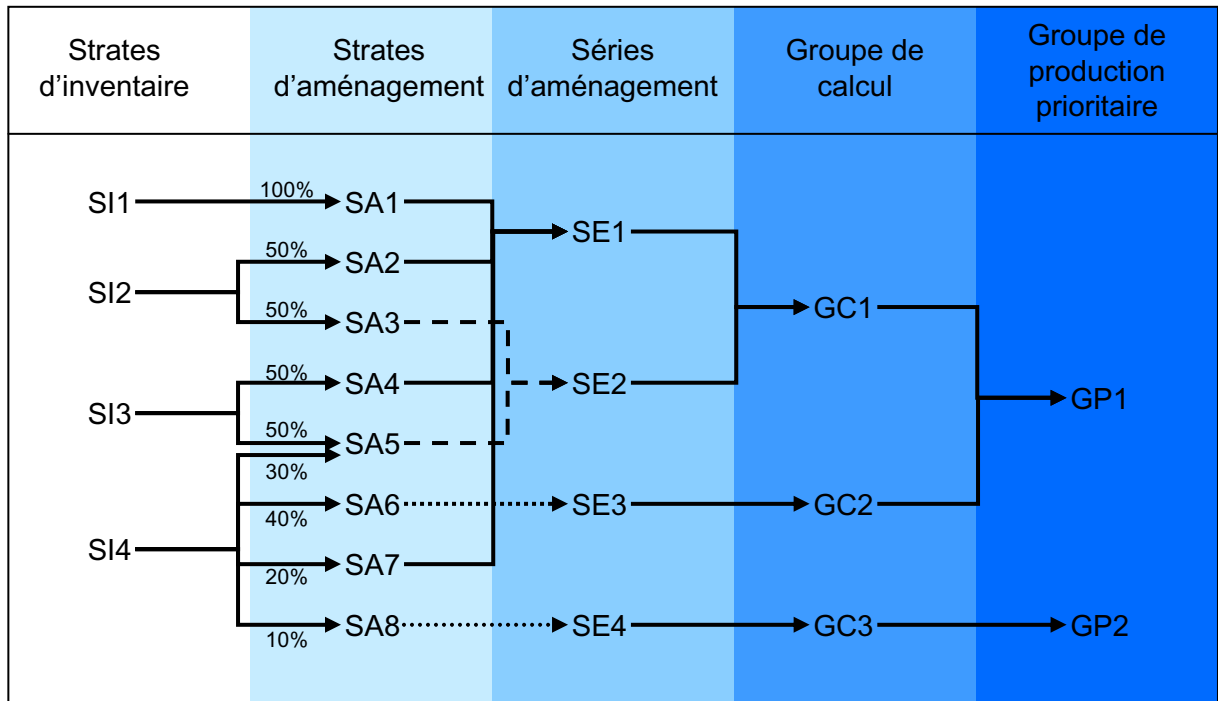


FIGURE 3. Possibilité de regroupement des strates d'inventaires. (Adapté de MRN, 1999.)

2.1.2 Définir la vocation des unités territoriales

L'unité territoriale se définit comme un ensemble représentant le niveau d'agrégation où sont consignées les caractéristiques reliées au territoire. La base de l'unité territoriale est le compartiment. Le compartimentage permet d'assigner, pour une superficie particulière, des modalités quant à l'utilisation du territoire et à l'application de contraintes liées à la récolte et à la croissance de la forêt (MRN, 1999). L'assignation des hypothèses et contraintes liées à la récolte et à la croissance permet principalement de décrire les règles relatives à l'application de la stratégie d'aménagement. Les contraintes liées à l'utilisation du territoire visent à appliquer une réduction de territoire en fonction de la topographie et des affectations particulières du territoire (affectations et tenure, matière ligneuse, faune, récréation, paysage, etc.). Le compartimentage peut également

servir à exclure des portions de forêt pour un certain temps (en tout, en partie ou par période) (Lessard, 2004).

2.1.3 Définir la stratégie d'aménagement

La stratégie d'aménagement se définit comme l'ensemble des traitements sylvicoles qui sont réalisés, l'effet qu'ils ont sur l'évolution de la forêt ainsi que les limites ou contraintes auxquelles ils sont soumis. Elle est composée d'un scénario sylvicole définissant les séquences de traitements sylvicoles, d'une répartition par produit définissant l'utilisation du bois récolté lors de la réalisation du traitement (déroulage pâte sciage et non utilisable) et d'un scénario de récolte qui impose des contraintes à la réalisation des travaux (MRN, 1999).

Les critères d'admissibilité des traitements sylvicoles sont fonction des séries d'aménagement, de l'âge et, facultativement, du volume du peuplement. Les effets des traitements sylvicoles sont gérés différemment selon le modèle de simulation retenu. Dans le cas du modèle de simulation par peuplements entiers (modèle « par courbes »), les effets escomptés amènent à choisir une courbe de croissance du peuplement résiduel différente et peuvent modifier le choix du peuplement de succession. Dans le cas du modèle de simulation par classes de diamètre (modèle par « taux de passage »), le traitement requiert, si désiré, le choix de taux de passage différents par classes de diamètre des arbres résiduels. Les traitements sylvicoles admissibles, pour chaque groupe de calcul, leurs modalités d'application et les effets escomptés sont définis par le Ministère dans le Manuel d'aménagement forestier (MRNFP, 2003).

2.2 Système de planification pour les peuplements de structure équiennne

Selon le Manuel d'aménagement forestier, la PAC est déterminée par la méthode des équations de conservation à la suite d'une simulation sur un horizon de simulation de 150 ans (MRNFP, 2003). La méthode des équations de conservation est un système d'équations qui permet de déterminer la PAC en fonction du volume atteignant l'âge d'exploitabilité prédit à chaque période. La méthode des équations de conservation, vise à déterminer la récolte maximale en as-

sumant qu'il n'y a jamais de rupture de stock au cours de l'horizon de calcul. Ainsi, pour un groupe de peuplements, la possibilité est évaluée comme suit :

$$\begin{aligned} V_1 &\geq V_2 \geq T_2 P \mid R_2 \\ R_2 &\geq V_3 \geq T_3 P \mid R_3 \\ &\dots \\ R_{i-1} &\geq V_i \geq T_i P \mid R_i \end{aligned}$$

où :

P = Volume de possibilité (m³/an)

1,2,3,...i = La période de récolte

T = Le nombre d'années entre deux récoltes

V = Le volume en m³ arrivant à l'âge d'exploitabilité retenu durant la période.

R = Le volume résiduel et son accroissement en m³ après avoir récolté P pendant T années.

Par approximations successives, il s'agit d'introduire une valeur P pour laquelle la valeur R sera toujours égale ou plus grande que zéro. Si cette valeur devient négative, il y a rupture de stock (MRNQ, 1999).

Une revue de la littérature sur ce sujet indique que l'utilisation du terme « équation de conservation » est d'usage uniquement au Québec (Barrette *et al.*, 1996 ; Gauthier et Saucier, 1999 ; MRNQ, 1999 ; MRNFP, 2001). Cette équation est, dans les faits, une traduction mathématique de la contrainte législative (art. 35.5 de la *Loi sur les forêts*) visant à déterminer le volume maximal pouvant être récolté à perpétuité. Dans la littérature, les termes « contrainte d'équilibre (*steady state*) », « contrainte de durabilité (*sustainability*) », « contrainte d'approvisionnement constant (*even-flow*) », sont les termes utilisés pour exprimer ce type de contrainte (Clutter *et al.*, 1983 ; Davis et Johnson, 1987 ; Leuschner, 1990 ; Buongiorno et Gilles, 2003). Bien que l'équation de conservation définisse la contrainte liée à la stabilité de l'approvisionnement, elle ne décrit pas le modèle de simulation proprement dit. En effet, ce système d'équations ne précise pas comment les volumes disponibles sont estimés à chaque pas de simulation. Les lignes qui suivent visent à préciser la méthodologie utilisée pour la simulation de l'aménagement de peuplements de structure équiennne.

L'objectif de la simulation est de prédire l'état de la forêt au cours du temps en fonction de sa condition initiale, de sa croissance et de son aménagement (Buongiorno et Gilles, 2003). La planification de l'aménagement de peuplements de structure équiennne concerne la fraction du territoire couvert par des peuplements dont les tiges sont approximativement du même âge. Ainsi, l'âge des peuplements est la variable clé à la base de la simulation des peuplements de structure équiennne (Leuschner, 1990 ; Buongiorno et Gilles, 2003). Connaissant la superficie du territoire occupée par les peuplements de chaque classe d'âge, la simulation consiste à les faire vieillir pour prédire les superficies des peuplements arrivés à maturité. Le volume marchand disponible pour la récolte est estimé en multipliant les superficies parvenues à maturité par le volume fourni par les tables de productions. Ce calcul est répété à chaque pas de simulation de 5 ans, sur un horizon de simulation de 150 ans. La récolte réalisée à chaque pas de simulation influence l'évolution des peuplements sur le territoire.

Cette procédure est appelée « contrôle aire - volume » (*area and volume check*) étant donné que le volume proposé est contraint par la superficie atteignant l'âge à maturité (Leuschner, 1990 ; Davis et Johnson, 1987). Cette méthode diffère des méthodes classiques de contrôle par volume (p. ex. Hanzlik's, Von Martel) par le fait qu'elle permet de vérifier si le volume à récolter peut effectivement être récolté au cours d'une rotation. Cette méthode consiste à déterminer la possibilité maximale de coupe à rendement soutenu par la simulation de l'aménagement de peuplements de structure équiennne. Certains auteurs optent d'ailleurs pour cette dernière appellation (Clutter *et al.*, 1985 ; Buongiorno et Gilles, 2003). Les lignes suivantes définissent cette approche sous forme d'équations mathématiques.

2.2.1 L'évolution des superficies

Connaissant la distribution des superficies occupées par chaque classe d'âge à l'intérieur d'une strate d'aménagement, il est possible de simuler la croissance de la forêt grâce au système d'équations suivant :

$$\begin{aligned}
A_{1,t+5} &= X_{1t} - 2 X_{2t} + 2 X_{3t} - 2 \dots + 2 X_{30t} \\
A_{2,t+5} &= A_{1t} - 4 X_{1t} \\
&\dots \\
A_{n+1,t+5} &= A_{n,t} - 4 X_{n,t} \\
A_{n,t+5} &= (A_{n,t} - 4 X_{n,t}) + 2 (A_{n,t} - 4 X_{n,t})
\end{aligned} \tag{1}$$

où :

A_{it} = la superficie occupée par la classe d'âge i à la fin de chaque période quinquennale.

X_{it} = la superficie coupée et remise en production pour chaque classe d'âge i entre le temps t et $t+5$.

La première équation précise que les superficies occupées par les peuplements de la première classe d'âge de 5 ans (0-4 ans), à la fin de chaque période quinquennale, équivaut à la somme des superficies récoltées durant cette période. Cela implique que la remise en production du site est réalisée immédiatement après la récolte. La deuxième équation mentionne que la superficie de la classe d'âge 2 (5-9 ans), à la fin de chaque période quinquennale, correspond à la superficie occupée par la classe d'âge 1 durant la période quinquennale antérieure moins la fraction récoltée durant cette période. La troisième équation est une formulation générale de la deuxième équation. La dernière équation précise que les superficies non récoltées de la classe n restent dans cette classe pour le prochain pas de simulation.

2.2.2 L'évolution des volumes marchands

Le modèle de simulation par peuplements entiers (ou arbre moyen – *sensu* Porté et Bartelink, 2002) repose sur l'utilisation de tables de production pour exprimer la croissance périodique d'un peuplement. Les tables de production projettent, pour des strates monospécifiques de structure équiennne, les volumes marchands bruts à l'hectare des essences à récolter en fonction de la composition, de l'âge, de la productivité du site et de la densité des strates (Manuel d'aménagement forestier, MRNFP, 2003). Les paramètres des systèmes d'équations servant à estimer l'évolution du volume marchand ont été estimés à partir du réseau des placettes temporaires de l'inventaire forestier national (Pothier et Savard, 1998) pour les peuplements naturels et de dispositifs de suivi

pour les plantations. Ces tables de production permettent de construire des courbes de référence qui projettent le volume marchand brut en fonction des caractéristiques des peuplements (MRN. 1999).

Pour les strates plurispécifiques, la courbe d'évolution du volume marchand en fonction de l'âge est estimée en sommant arithmétiquement les courbes de référence monospécifiques selon la composition actuelle de la strate en volumes marchands. L'actualisation du volume marchand est réalisée en multipliant la superficie simulée par le volume à l'hectare de la courbe de volume marchand total. L'inventaire forestier dénombre 44 essences commerciales qui sont regroupées en 27 groupes d'essences. Les courbes de référence ne concernent que 17 d'entre elles. Pour les autres essences, une table de correspondance verrouillée est implantée dans le logiciel (MRN, 1999).

La sénescence des strates et ses effets sur la production marchande sont peu documentés du fait des perturbations naturelles et anthropiques (coupes) qui surviennent avant la phase de sénescence (Pothier et Savard, 1998). L'aménagiste doit donc spécifier un âge de bris au-delà duquel celui-ci doit faire des hypothèses quant à la succession naturelle et doit choisir une famille de courbes qui décrive l'évolution du volume marchand du nouveau peuplement ainsi que des essences qui le composent (MRNFP, 2003). Toutefois, aucun modèle de succession n'est disponible que ce soit dans *Sylva II* ou proposé dans le Manuel d'aménagement forestier.

2.2.3 Le contrôle de la récolte

Pour les peuplements de structure équiennne, le contrôle par volume consiste à récolter un volume spécifique à chaque unité de temps (Buongiorno et Gilles, 2003). En plus de cette contrainte liée à la stabilité de l'approvisionnement, les superficies pouvant être récoltées doivent avoir atteint l'âge d'exploitabilité spécifié et doivent être récoltées selon un ordre de priorité prédéterminé. L'âge d'exploitabilité le plus couramment utilisé est l'âge d'exploitabilité absolue. Pour ce qui est de la priorité de récolte, une approche répandue au Québec est d'ordonner les superficies exploitables en fonction de deux objectifs soit : minimiser les pertes et maximiser le volume (F. Pelletier, MRNFP, comm. pers., 2004). Dans le premier cas, les superficies sont récoltées en fonction de leur accroissement annuel périodique (AAP), les superficies présentant des AAP les plus faibles étant récoltées de façon prioritaire. Dans le deuxième cas, les superficies

sont récoltées selon leur volume disponible à l'hectare, les plus forts étant récoltés en premier. La récolte ou la possibilité quinquennale de coupe (PQC) est alors fractionnée de manière à répondre à ces contraintes de priorité. Ainsi, les superficies à être récoltées à chaque pas de simulation peuvent être déterminées en deux temps. Premièrement, une fraction de la PQC est priorisée pour minimiser les pertes selon la procédure suivante :

$$\begin{aligned}
 R_{(pmin1)t} &| \min(V_{(pmin1)t}, \%P_{min} * PQC) \\
 R_{(pmin2)t} &| \min(V_{(pmin2)t}, \%P_{min} * PQC - R_{(pmin1)t}) \\
 R_{(pmin3)t} &| \min(V_{(pmin3)t}, \%P_{min} * PQC - R_{(pmin2)t} - R_{(pmin1)t}) \\
 R_{(pminn)t} &| \min(V_{(pminn)t}, \%P_{min} * PQC - R_{(pminn41)t} - \dots - R_{(pmin1)t})
 \end{aligned} \tag{2}$$

où :

$R_{(pmin-n)t}$ = Volume récolté sur les superficies présentant une priorité de récolte n déterminée avec l'objectif de minimiser les pertes.

$V_{(pmin-n)t}$ = Volume disponible sur les superficies de priorité n au temps t . Ce volume est déterminé en multipliant la superficie et le volume à l'hectare donné par les tables de production.

$\%P_{min}$ = Fraction de la PAC à prioriser en minimisant les pertes.

PQC = Possibilité quinquennale de coupe.

La première équation mentionne que le volume récolté sur la superficie de priorité 1 équivaut à la valeur minimale entre le volume disponible sur cette superficie et une fraction de la valeur de la PQC. Le pourcentage correspond à celui attribué pour minimiser les pertes. La deuxième équation, et les suivantes, mentionnent que les volumes récoltés sur la superficie de priorité n équivalent à la valeur minimale entre le volume disponible sur cette superficie et la PQC moins ce qui a été récolté sur les superficies de priorité supérieure. Il est à noter que seules les superficies ayant atteint l'âge à maturité peuvent être récoltées. Les superficies seront ainsi récoltées jusqu'à épuisement des volumes disponibles au temps t ou jusqu'à ce que la fraction de la PQC soit comblée.

La fraction restante de la PQC est distribuée de manière à maximiser le volume selon une procédure similaire à la précédente :

$$\begin{aligned}
 R_{(pmax1)t} &= \min(V_{(pmax1)t}, \%P_{max} * PQC) \\
 R_{(pmax2)t} &= \min(V_{(pmax2)t}, \%P_{max} * PQC - R_{(pmax1)t}) \\
 R_{(pmax3)t} &= \min(V_{(pmax3)t}, \%P_{max} * PQC - R_{(pmax2)t} - R_{(pmax1)t}) \\
 R_{(pmaxn)t} &= \min(V_{(pmaxn)t}, \%P_{max} * PQC - R_{(pmaxn41)t} - \dots - R_{(pmax1)t})
 \end{aligned} \tag{3}$$

où :

$R_{(pmax n)t}$ = Volume récolté sur les superficies présentant une priorité de récolte n déterminée avec l'objectif de maximiser les volumes.

$V_{(pmax n)t}$ = Volume disponible pour les superficies de priorité n au temps t après avoir récolté selon la priorité P_{max}

$\%P_{max}$ = Fraction de la PQC à prioriser avec l'objectif de maximiser les volumes.

PQC = Possibilité quinquennale de coupe.

Les superficies sont ainsi récoltées en fonction de l'ordre de priorité visant à maximiser le volume. Le volume disponible ($V_{(pmax n)}$) équivaut au volume disponible sur les superficies de priorité n ($V_{(pmin n)}$), moins les volume récoltés sur les superficies de priorité n déterminés avec l'objectif de minimiser les pertes ($R_{(pmin n)t}$).

Après avoir distribué la PQC en fonction des priorités de récolte, il est possible de déterminer la superficie récoltée pour chaque classe d'âge i au temps t (X_{it}) en jumelant l'information sur le volume récolté et l'information sur le volume à l'hectare disponible fournies par les tables de production. Ainsi, la superficie coupée au temps t pour chaque classe d'âge i est évaluée par l'équation suivante :

$$X_{it} = [R_{(pmin)i} - R_{(pmax)i}] / Vha_{it} \tag{4}$$

où :

X_{it} = superficie coupée et remise en production pour chaque classe d'âge i entre le temps t et $t+5$.

$R_{(pmin)i}$ = volume récolté sur les superficies occupées par des peuplement de classe d'âge i au temps t avec l'objectif de minimiser les pertes.

$R_{(pmax)it}$ = volume récolté sur les superficies occupées par des peuplements de classe d'âge i au temps t avec l'objectif de maximiser les volumes.

$V_{ha_{it}}$ = Volume à l'hectare pour les superficies occupées par des peuplements de classe d'âge i au temps t .

Ce système d'équations permet de simuler la récolte forestière en fonction de diverses contraintes. Ainsi, la superficie coupée et remise en production pour chaque classe d'âge i entre le temps t et $t+5$ est introduite dans le système d'équations (1) afin de simuler la croissance en fonction du volume prélevé selon les priorités de récolte déterminées pour le temps t .

2.3 Système de planification pour les peuplements de structure inéquienne

Selon le Manuel d'aménagement forestier, le calcul de possibilité pour les peuplements de structure inéquienne se fait selon une « méthode combinée par aire et par volume » (MRNFP, 2003). Toutefois, aucune définition exacte de cette expression ni même de références permettant de la définir ne sont fournies dans le manuel.

Les arbres qui composent les peuplements de structure inéquienne appartiennent à plusieurs classes d'âge. La fréquence des tiges pour chaque classe de diamètre est la variable clé à la base de la simulation des peuplements de structure inéquienne (Leuschner, 1990 ; Buongiorno, 2003). En connaissant la répartition des tiges par classe de diamètre, leur accroissement, leur mortalité ainsi que la récolte effectuée, il est possible de simuler l'évolution des peuplements au cours de la période de simulation. Ce modèle de simulation n'est pas adapté pour la simulation à long terme parce qu'il ne tient pas compte de la régénération. Au Québec, la simulation de l'évolution de tels types de peuplement est réalisée sur une durée correspondant à deux rotations, les rotations subséquentes étant des répliques de la deuxième rotation. Les lignes qui suivent expriment, à l'aide d'équations mathématiques, la méthode de planification adaptée aux peuplements de structure inéquienne.

2.3.1 L'évolution de la fréquence des tiges

Alors que le système de planification pour les peuplements de structure équiennne nécessite de classer les peuplements en fonction de leur âge moyen, le système de planification pour les peuplements de structure inéquiennne requiert de caractériser les peuplements par leur distribution des tiges par classe de diamètre. L'objectif de la simulation est de projeter l'évolution de cette distribution en fonction de l'accroissement des tiges survivantes, de la mortalité, de la récolte et du recrutement des tiges.

L'évolution des tiges pour chaque strate d'aménagement se fait à l'aide de matrices de taux de passage (ou modèle de croissance matriciel – *sensu* Porté et Bartelink, 2002). Le taux de passage correspond à la fraction des tiges franchissant au moins une classe de diamètre. Cette information est obtenue pour chaque classe de diamètre en combinant l'accroissement et le taux de mortalité des tiges (Meyer, 1952). Connaissant le taux de passage par classe de diamètre pour chaque strate et l'état initial de la strate, il est possible de simuler l'évolution de la fréquence des tiges par classe de diamètre par l'équation suivante :

$$\begin{aligned} y_{1,t+5} &= a_1(y_{1t} + 4 h_{1t}) + 2 R_t \\ y_{2,t+5} &= b_1(y_{1t} + 4 h_{1t}) + 2 a_2(y_{2t} + 4 h_{2t}) \\ y_{i,t+5} &= b_{i-1}(y_{i-1,t} + 4 h_{i-1,t}) + 2 a_i(y_{it} + 4 h_{it}) \end{aligned}$$

où :

$y_{i,t+1}$ = Le nombre d'arbre par hectare de la classe de diamètre i au temps $t+1$.

a_i = Fraction des tiges de la classe i qui demeure dans cette classe au temps $t+1$ (1-taux de passage-taux de mortalité).

b_i = Fraction des tiges de la classe i qui passe dans la classe suivante ($i+1$) au temps $t+1$ (taux de passage).

H_{it} = Le nombre de tiges récoltées dans la classe d'âge i au temps t .

R_t = Le recrutement.

Ainsi, au temps $t+5$, la première équation indique que le nombre de tiges par hectare de la première classe de diamètre est égal au nombre de tiges qui sont restées dans cette classe entre les deux pas de simulation, plus le recrutement au cours de cette période. La deuxième équation indique

que le nombre de tiges appartenant à la deuxième classe de diamètre est égal au nombre de tiges de la première classe de diamètre qui ont changé de classe, plus le nombre de tiges de la deuxième classe de diamètre qui sont demeurées dans cette classe. Ce calcul est réalisé jusqu'à la i^{e} classe de diamètre.

Les tables de taux de passage exprimant la fraction des tiges passant d'une classe à l'autre ont été construites pour les strates d'aménagement de plus de 7 m de hauteur à l'aide du réseau des placettes permanentes du MRN (peuplements marchands). Des taux de passage moyens ont été estimés en stratifiant la population des placettes permanentes en fonction de l'essence (ou groupe d'essences), de la zone d'accroissement, de la classe de qualité de tiges, de la densité et de la présence d'une perturbation dans la strate forestière (MRNFP, 2003).

L'évolution des recrues (passage à la futaie, dhp de 9 cm et plus) n'est pas prise en compte par les matrices de taux de passage. En fait, la classe des 10 cm (9 à 11 cm) est réalimentée par un nombre de tiges égal à celui qui la quitte et ce nombre est « recruté » dans le nombre de gaules observé dans la table de stock de la strate forestière considérée. Les gaules correspondent aux tiges d'espèces commerciales de 6 et 8 cm de diamètre. L'incertitude qui existe quant à l'évolution des tiges de 2 et 4 cm fait en sorte qu'elles sont ignorées. Pour compenser cette lacune, 100 % des tiges de 6 et 8 cm sont considérées aptes à être recrutées dans la classe de 10 cm. Certaines règles de « blocage » sont aussi utilisées afin d'éviter une évolution qui dépasse les conditions observées dans les placettes permanentes (surface terrière maximale et diamètre maximum – MRN 1999, p. 54). Pour les peuplements de moins de 7 m (peuplements non marchands), « on attribue un scénario d'évolution basé sur l'effet escompté d'une coupe de régénération » (MRNFP, 2003, p. II-55). D'autres scénarios permettent aussi de simuler des aménagements intensifs.

Après la première rotation, à la fin de laquelle il y a un traitement sylvicole, l'utilisateur peut choisir une autre librairie de taux de passage qui selon lui, reflèteront au mieux la croissance de sa strate après traitement. Six tables de taux de passage regroupent les classes de densité (A à D) en considérant ou pas la mortalité (AB avec/sans mortalité, CD avec/sans mortalité, ABCD avec/sans mortalité).

2.3.2 L'évolution des volumes marchands

Les volumes associés aux tiges des diverses classes de diamètre font partie des extrants du modèle et il n'y a pas de tarif de cubage intégré dans le logiciel de simulation *Sylva II* (F. Pelletier, MRNFP, comm. pers., 2004). Le volume présent dans les fichiers sources est le résultat de l'application d'un tarif de cubage régional permettant d'estimer le volume de chaque association d'essence - classe de diamètre - classe de qualité - classe de défoliation. Le tarif de cubage utilisé est un tarif de cubage provincial à deux entrées où le volume est fonction du diamètre et de la hauteur. La variable « hauteur » de cette relation est ajustée régionalement de manière à refléter les caractéristiques locales. Ainsi, la variable hauteur est déterminée en fonction de relations entre la hauteur et le DHP. La hauteur moyenne et le DHP moyen des arbres étudiés des placettes temporaires appartenant à l'unité de compilation, lorsque disponibles, sont utilisés pour adapter le tarif de cubage aux caractéristiques régionales (G. Blais, MRNFP, comm. pers., 2004). Il s'agit donc d'une caractéristique qui fait varier le volume d'une tige d'une essence et d'une classe de diamètre donné d'une placette à l'autre. Lors de la simulation, les taux de passages font migrer les tiges d'une classe de diamètre à l'autre. Les tiges qui ont migré héritent du volume associé à cette classe, tel que défini dans les fichiers sources. Si une classe diamétrale est absente dans les données initiales, le volume des tiges appartenant à cette classe est interpolé à partir des volumes des classes voisines.

2.3.3 Le contrôle de la récolte

La répartition de la récolte pour chaque classe de diamètre i au temps t (h_{it}) est entièrement dictée par le planificateur en fonction de contraintes mentionnées au Manuel d'aménagement forestier quant à la qualité des tiges, au volume résiduel ainsi qu'au prélèvement maximal. Généralement, pour chaque traitement, une surface terrière minimale sert de critère de maturité des strates d'aménagement à être traitées. D'une façon générale, il n'y a pas de priorité accordée par traitement. Le logiciel traite une unité de simulation selon les interventions à réaliser, vérifie la contrainte de la superficie de traitement et cumule les volumes récoltés par essence selon le prélèvement retenu (Lessard, 2003). Il est à noter qu'il n'y a pas d'algorithme permettant de déterminer la récolte optimale pour chaque classe de diamètre en fonction d'une distribution

objectif telle que la courbe de Liocourt (p. ex. Arbogast, 1957 ; Leak *et al.*, 1969 ; Majcen, 1990). Un outil parallèle à *Sylva II*, le « module d'accroissement », est mis à la disposition de l'aménagiste afin d'évaluer la performance d'une strate donnée lorsque soumise à un traitement. Cet outil reproduit la mécanique de simulation du logiciel, mais à l'échelle d'une strate individuelle. Les observations faites à l'aide du module d'accroissement renseignent l'aménagiste sur les paramètres qu'il pourra inscrire dans la simulation.

3. ANALYSE CRITIQUE DES OUTILS D'ÉVALUATION DE LA POSSIBILITÉ FORESTIÈRE AU QUÉBEC

Les lignes suivantes présentent une critique succincte de divers éléments touchant le mode de planification pour le calcul de possibilité forestière au Québec. Les points présentés se limitent aux éléments concernant l'exercice de simulation et s'abstiennent d'aborder les éléments portant sur les données sources des modèles de simulation.

3.1 Système d'aménagement pour les peuplements de structure équiennne

Un certain nombre d'éléments militent en défaveur de l'équation de conservation comme outil d'évaluation de la possibilité annuelle de coupe. Parmi ceux-ci, il faut noter les limites associées au type de modèle utilisé, principalement en ce qui a trait à l'absence d'optimisation, la notion de normalisation des forêts et l'effet de possibilité. La modélisation de la succession forestière, la probabilité liée aux événements catastrophiques, la création des familles de courbes ainsi que la durée de l'horizon de simulation sont d'autres éléments qui peuvent avoir une influence importante sur les résultats de la simulation pour les peuplements de structure équiennne.

3.1.1 Le type de modèle utilisé

La méthode de planification actuellement en vigueur s'attarde à déterminer la possibilité de coupe à rendement soutenu en fonction de la productivité des peuplements. Bien qu'elle peut être prise en considération dans l'exercice de planification via les diverses affectations du territoire, les contraintes économiques, opérationnelles, sociales et environnementales ne font pas partie intégrante du modèle de planification. Cette approche exige de procéder par essais et er-

reurs. Seul un nombre limité d'alternatives peuvent être analysées, ce qui ne garantit nullement le fait que les solutions trouvées soient « optimales » pour l'ensemble des objectifs fixés et des contraintes d'aménagement (Clutter *et al.*, 1985 ; Jamnick, 1990 ; Davis *et al.*, 2001). La planification pourrait donc être grandement bonifiée en intégrant la gestion de ces contraintes dans le modèle de planification. Des outils d'optimisation ont d'ailleurs été développés à cette fin et sont utilisés par d'autres instances. L'optimisation de la possibilité annuelle de coupe pourrait résulter en une possibilité supérieure ou inférieure en fonction des contraintes imposées.

3.1.2 Le concept de forêt normale

L'équation de conservation impose un niveau constant ou croissant de récolte en priorisant habituellement la récolte des peuplements matures (faible AAP et fort volume), ce qui revient à imposer le concept de forêt normale (Clutter *et al.*, 1986, p. 252). Les forêts normales n'existent pas en forêt boréale, car leur structure (la distribution des classes d'âge des peuplements) ne ressemble aucunement aux structures forestières naturelles (Bergeron *et al.*, 2002). Imposer la normalisation revient donc à changer la distribution naturelle des classes d'âge des peuplements d'un territoire. Cette démarche s'oppose au concept de l'aménagement écosystémique dans lequel le maintien de la biodiversité et des fonctions des écosystèmes forestiers est possible grâce à un aménagement qui privilégie une composition et une structure des peuplements semblables à celles qui caractérisent les milieux naturels (Bergeron *et al.*, 1999 ; Messier et Kneeshaw, 1999). Même si le Manuel d'aménagement recommande aux aménagistes la rétention variable pour retrouver une diversité naturelle au niveau des peuplements à l'aide de traitements sylvicoles (MRNFPQ, 2003, p. 1.6), le maintien de la biodiversité n'est pas garantie à l'échelle du paysage (Bergeron, 2003).

À l'échelle à laquelle est calculée la possibilité forestière (unités d'aménagement forestier), les forêts ne sont pas normales. En imposant la normalité, on revient ainsi à se situer constamment dans une phase transitoire (normalement une révolution) alors que la planification forestière est orientée vers les révolutions subséquentes (la normalité atteinte). De cette manière, beaucoup d'efforts sont consacrés à l'atteinte de la normalité sans aucune garantie que cette démarche soit meilleure en ce qui a trait aux coûts économiques, sociaux et écologiques par rapport à d'autres alternatives (Thompson, 1966).

Toutefois, plusieurs éléments laissent croire que la méthode de planification actuellement utilisée ne favorise pas l'atteinte de la normalité. D'une part, selon la méthode usuelle permettant de définir les priorités de récolte, de jeunes strates, poussant sur de mauvais sites, peuvent présenter une croissance faible et être considérées comme prioritaires à la récolte. L'application conjointe des deux priorités de récolte usuelles (minimiser les pertes et maximiser les gains), n'est donc pas garante de l'atteinte de la normalité (F. Pelletier, MRNFP, comm. pers., 2004). D'autre part, selon la méthode de contrôle aire-volume, un volume de récolte constant engendrera une superficie de récolte variable en fonction de l'âge initial de la forêt et des variations quant à la qualité de station, ce qui limite l'atteinte de la normalité (Leuchner, (1990). Finalement, les contraintes d'accessibilité au territoire (réseau routier, infrastructures, topographie) limitent aussi l'atteinte de la normalité. Cela permet donc un certain niveau d'intégration du concept d'aménagement écosystémique. Soulignons qu'une intégration complète d'un tel concept passe par la définition d'une nouvelle approche de modélisation qui prendrait en compte les perturbations naturelles.

3.1.3 *L'effet de possibilité*

Puisque l'on se situe toujours en phase de non-normalité, la détermination de la possibilité à l'aide de l'équation de conservation revient à trouver, sur une période de simulation donnée, la plus petite disponibilité en bois et c'est cette dernière qui fixe la possibilité. Ce type de calcul à la marge permet ce qu'on appelle les effets de possibilité. Ces effets se définissent comme étant l'augmentation immédiate de la possibilité à partir de gains de croissance anticipés (Schweitzer *et al.*, 1972), que ce soit à partir de traitements sylvicoles particuliers, d'un changement de la stratégie sylvicole (autre programmation de traitements), de plantations nouvelles ou même d'achats de terres déboisées. L'utilisation des effets de possibilité a été critiquée publiquement au Québec. Si les principes d'un rendement constant et soutenu sont acceptés, les effets de possibilité participent naturellement au processus de maximisation de la possibilité (Binckley, 1984 ; Luckert, 1996). Actuellement, aucune marge n'est réservée pour pouvoir tenir compte des incertitudes et des erreurs inhérentes aux hypothèses qui mènent aux effets de possibilité. Toutefois, les exercices de révision du Manuel d'aménagement permettent de préciser les hypothèses de rendement des traitements sylvicoles à la lumière des plus récentes connaissances scientifiques.

3.1.4 La modélisation de la succession forestière

Le calcul de la possibilité requiert l'élaboration d'une stratégie d'aménagement qui définit, entre autre, le scénario sylvicole. Lors de l'élaboration du scénario sylvicole, le planificateur doit déterminer les effets des traitements sylvicoles sur la succession forestière. Bien qu'orientée par les caractéristiques de station, la détermination de la succession forestière est laissée à la discrétion du planificateur. L'intégration récente des types écologiques dans le Manuel d'aménagement (MRNFP, 2003) devrait aider à préciser les hypothèses concernant la dynamique de succession forestière. Néanmoins, la famille de courbes à appliquer sur la strate de retour ainsi que les délais de régénération, les baisses de productivité ou les pertes de superficie productive probables sont laissés à la discrétion du planificateur. Ces décisions peuvent avoir des effets non négligeables sur la disponibilité en matière ligneuse et conséquemment sur la possibilité forestière.

3.1.5 Les événements catastrophiques

Le logiciel *Sylva II* intègre un mécanisme d'altération des courbes de production, par suite d'une défoliation par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.; TBE). Toutefois, les événements catastrophiques tels que les feux, les chablis, les insectes autres que la TBE et les maladies forestières ne sont pas pris en compte par le logiciel *Sylva II*. D'autres éléments de nature environnementale, comme les changements climatiques ou de nature économique de même que les changements abrupts du marché sont aussi ignorés. Depuis plusieurs années, des approches ont été proposées pour intégrer ce type de variable aléatoire dans le cadre de la simulation de l'aménagement de peuplements de structure équiennne (Buongiorno et Gilles, 2003).

3.1.6 La création des familles de courbes

Tel que mentionné précédemment, la courbe d'évolution du volume marchand total est estimée en additionnant les volumes des courbes de référence provenant de peuplements monospécifiques en fonction de la composition de la strate. Ainsi, la mixité des peuplements est évaluée en considérant la dynamique de chaque essence en peuplement monospécifique, négligeant ainsi les interactions possibles entre les espèces (Porté et Bartelink, 2002).

3.1.7 *Le pas de simulation et l'horizon de planification*

La longueur de l'horizon de simulation et le nombre de périodes de planification dépendent de la révolution la plus longue des peuplements qui sont inclus dans les simulations (CCFM, 2003). Or, le calcul de possibilité au Québec se fait sur un horizon de 150 ans. Le Québec englobe des types forestiers variés dont le temps de révolution diffère considérablement. L'âge d'exploitabilité absolu varie entre 145 ans, pour des pessières noires de densité faible sur site pauvre, à 41 ans pour des tremblaies denses sur site riche (Pothier et Savard, 1998). Pour leur part, les essences hybrides présentent un âge d'exploitabilité exceptionnel de 20 ans. En conséquence, pour tenir compte des incertitudes qui sont engendrées par la longueur de l'horizon de planification et des erreurs causées par les hypothèses utilisées pour réaliser le calcul de possibilité, il serait plus adéquat d'adapter l'horizon de planification aux types forestiers présents sur le territoire à l'étude.

3.1.8 *La gestion adaptative*

Puisque les écosystèmes forestiers sont sujets à des changements inattendus et imprévus, le processus de planification stratégique se doit d'être cyclique pour effectuer les ajustements nécessaires à l'atteinte des objectifs initiaux. Cette nature cyclique permet aux gestionnaires forestiers d'améliorer leur compréhension d'une problématique aussi complexe et de réajuster la hiérarchie de leurs objectifs en fonction de l'évolution de leurs besoins et de ceux de la société. De tels cycles sont nécessaires pour toute une série de raisons, incluant le fait que la planification effectuée ne permet pas d'atteindre les objectifs fixés, d'un changement des objectifs ou d'un changement inattendu dans l'état de la forêt. On parle d'aménagement adaptatif (Baskerville, 1985 ; Rauscher *et al.*, 2000).

3.1.9 *Solutions alternatives*

Des solutions alternatives à l'équation de conservation existent afin de pallier à ces défauts (p. ex. Mowrer *et al.*, 1997 ; Rauscher, 1999). Par exemple, les modèles d'optimisation as-

surent l'optimisation d'une fonction-objectif pour l'ensemble des contraintes d'aménagement qui sont imposées, qu'elle soit définie en termes de volumes marchands, de biodiversité ou de productivité faunique. Après avoir fait la comparaison entre une approche par simulation et une approche par optimisation, Jamnick (1990) a conclu que la programmation linéaire assurait pour un territoire forestier particulier une programmation des récoltes toujours supérieure à la simulation sur le plan des volumes récoltés et sur le plan économique (entre 3,8 et 63 % de volume en plus, dépendant des options de priorisation choisies). Les techniques d'optimisation sont donc mieux adaptées lorsque l'on désire fixer des contraintes sur plusieurs activités ou rendements simultanément tout en minimisant les coûts de production. Les modèles de simulation, quant à eux, sont mieux adaptés aux situations où les objectifs de planification sont simples et où les variables économiques ont peu d'influence sur la prise de décision (Jamnick, 1990).

Même en s'assurant d'une possibilité constante, il est possible de tendre vers des structures forestières autres que celle imposée par la normalité en faisant varier l'âge d'exploitabilité dans des proportions telles que la stratégie d'aménagement proposée reproduise la distribution naturelle des peuplements par classe d'âge (Bergeron *et al.*, 2002).

3.2 Système de planification pour les peuplements de structure inéquienne

3.2.1 Le contrôle de la récolte

Peu de modèles ont été développés pour orienter la récolte dans les peuplements de structure inéquienne (Buongiorno et Gilles, 2003). Ce type de peuplement présente des structures variées en fonction de la fréquence, du type et de l'intensité des perturbations (Oliver, 1981). Cette variabilité inhérente occasionne des différences marquées quant à la dynamique de ces écosystèmes, notamment sur la croissance et le recrutement des tiges dans le peuplement (Nyland, 1998). Des outils de planification visant le façonnage d'une structure diamétrale optimale ont été développés afin d'uniformiser le rendement des peuplements, de stabiliser le recrutement et d'assurer la conservation des valeurs écologiques de ces derniers (Nyland, 1998). Entre autres, le façonnage d'une structure optimale permet d'assurer un apport constant de matière ligneuse en s'assurant que la mortalité (mortalité et récolte) sera compensée par la croissance des tiges rési-

duelles et le recrutement de nouvelles tiges (Manion et Griffin, 2001). De plus, ce type de façonnage favorise l'atteinte d'objectifs prédéterminés.

Tel que mentionné précédemment, le contrôle de la récolte pour la planification de l'aménagement de peuplements de structure inéquienne dépend de critères mentionnés au Manuel d'aménagement forestier. Ces critères concernent principalement la surface terrière avant coupe, la surface terrière résiduelle et la surface terrière prélevée, sans toutefois orienter la répartition du prélèvement dans les différentes classes de diamètre (MRNFP, 2003). Une telle planification de la récolte ne permet pas de façonner la structure des peuplements de manière optimale selon des objectifs déterminés. Cela peut avoir des conséquences importantes sur la structure et, conséquemment, sur la dynamique et la productivité de ces écosystèmes.

3.2.2 Le recrutement

Comme nous l'avons précisé, le nombre de tiges dans la classe des 10 cm est réalimenté de manière à maintenir cette classe constante dans le temps. Cette façon de faire simule un recrutement sans égard à la dynamique du peuplement ou aux perturbations provoquées par la récolte. Le recrutement est principalement fonction de la structure des peuplements (Goff et West, 1975). Ainsi, l'absence de prise en compte de cette variable pour définir le recrutement engendre à moyen et long terme une disparité importante entre la planification et la réalité. Il est ainsi impossible d'évaluer si les traitements sylvicoles préconisés assureront une stabilité dans le recrutement. Comme il existe une relation étroite entre le recrutement et la structure du couvert forestier, l'analyse des divergences entre le recrutement réel et celui nécessaire à l'équilibre devrait influencer la décision d'abaisser ou non le volume sur pied, pour activer ou non le processus de recrutement et la régénération (Schütz, 1997). Des modèles ont d'ailleurs été développés afin de simuler le recrutement dans les peuplements de structure inéquienne d'après les caractéristiques des peuplements (Porté et Bartelink, 2002).

3.2.3 Le pas de simulation et l'horizon de planification

Tel que mentionné, la planification de l'aménagement pour les peuplements de structure inéquienne ne vise pas l'atteinte d'une structure d'équilibre où la croissance et le recrutement

compensent la mortalité et la récolte. Cette approche limite la planification à long terme de la dynamique forestière et c'est pourquoi le temps de prédiction est limité normalement à deux rotations, les rotations subséquentes étant des « copies » de la deuxième rotation. L'atteinte d'une structure d'équilibre, en régularisant les taux de passage et le recrutement, permettrait d'augmenter considérablement le pouvoir prédictif des outils de simulation sur un horizon de 150 ans.

3.2.4 *Les événements catastrophiques*

Plusieurs études ont montré que la dynamique de la forêt décidue au Québec était influencée par les perturbations naturelles comme les épidémies d'insectes et les événements climatiques extrêmes (Boulet, 1989 ; Houle, 1990 ; Payette *et al.*, 1996 ; Smith, 1998). De tels événements se répercutent sur la croissance, la mortalité et le recrutement des arbres. Par exemple, le dégel hâtif de l'hiver 1981 et le verglas de 1998 ont causé des changements importants de structure et de composition dans les érablières québécoises (Houle *et al.*, 1990 ; Smith et Shortle, 2003). Smith et Shortle (2003) ont démontré que l'accroissement des arbres, trois ans après le verglas était approximativement 50 % plus faible qu'avant l'événement catastrophique. Parallèlement à cela, on assiste à une recrudescence de la régénération et du recrutement en sous-étage. Étant donné l'importance de tels événements sur la dynamique des écosystèmes de structure inéquienne, ceux-ci doivent être pris en considération dans l'évaluation de la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu.

CONCLUSION

La planification de l'aménagement forestier au Québec a des fins d'évaluer la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu repose sur des méthodes qui respectent les règles de l'art en matière de planification forestière. Toutefois, la planification actuelle se limite à déterminer la possibilité maximale de coupe à rendement soutenu sans optimisation et sans égard aux contraintes économiques, opérationnelles, sociales et environnementales. La planification pourrait être grandement bonifiée par l'intégration de paramètres permettant la prise en compte de ces contraintes. D'autre part, concernant l'approvisionnement de matière ligneuse, la justesse de la planification pourrait être grandement accrue en intégrant la succession forestière dans la modélisation, en intégrant les risques associés aux événements catastrophiques à l'exercice de modélisation et en incluant l'incertitude liée aux effets de possibilité des traitements sylvicoles.

BIBLIOGRAPHIE

ARBOGAST, C. JR., 1957. Marking guides for northern hardwoods under the selection systems. Station Paper 56. USDA. Forest Service, Lake States Experimental Station.

BARE, B. B. et MENDOZA, G.A., 1988. A soft approach to forest land management planning. *Can. J. For. Res.* **18** : 545-552.

BARRETTE, Y., GAUTHIER, G. et A. PAQUETTE, 1996. Aménagement de la forêt pour fins de production ligneuse. *In* : Manuel de foresterie. J.A. Bérard (Éd.). Les Presses de l'Université Laval, Québec, pp. 651-672.

BASKERVILLE, G., 1985. Adaptive management - wood availability and habitat availability. *For. Chron.* **61** : 171-175.

BERGERON, Y., 2003. Aménager les forêts en s'inspirant des perturbations naturelles : les enjeux de la recherche dans les 25 prochaines années. Carrefour de la recherche forestière, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, pp. 99-105.

BERGERON Y., LEDUC, A., HARVEY, B.D. et S. GAUTHIER, 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* **36**: 81-95.

BERGERON Y., HARVEY B., LEDUC A. et S. GAUTHIER, 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *For. Chron.* **75** : 55-61.

BINKLEY, C.S., 1984. Allowable cut effects without even flow constraints. *Can. J. For. Res.* **14** : 317-320.

BLAIS, G., 2001. MODÉLISA : un modèle de croissance pour actualiser les placettes-échantillons temporaires de la Direction des inventaires forestiers. 70^e Congrès de l'ACFAS, Session : C-202 Potentiel et utilisation des placettes-échantillons permanentes pour la gestion et la recherche en sciences naturelles. Québec, (Québec).
<http://www.acfas.ca/congres/congres70/C1717.HTM>

BLAIS, L., BLAIS, G., CARPENTIER, J.-P., CLOUTIER, J., DEL DEGAN, B., DEMERS, D., GAGNON, R., LÉTOURNEAU, J.-P., MORIN, P., PERRON, J.-Y. et Y. RICHARD, Inventaire forestier. *In* : Manuel de foresterie. J.A. Bérard (Éd.). Presses de l'Université Laval, Québec, pp. 391-473.

BOULET, B., 1989. Histoire des épidémies d'insectes en milieu forestier. Pp. A1-A4 *In* : Gouv. Québec and Gouv. Canada (Eds.) Insectes et maladies des arbres - Québec 1988. *For. Cons.* 56 (Suppl.).

BUONGIORNO, J. et GILLESS, J.K., 2003. Decision methods for forest resource management. Academic Press, 439 p.

CANADIAN COUNCIL OF FOREST MINISTERS, 2003. Framework for national reporting on wood supply.
http://nfdp.ccfm.org/wood_supply/index_e.htm (consulté le 19 janvier 2004).

CHIKUMBO, O., SPENCER, R.D., TURNER, B.J. et DAVEY, S.M., 2001. Planning and monitoring forest sustainability : an Australian perspective. *Australian Forestry* **64** : 1-7

CLUTTER, J.L., FORTSON, J.C., PIENAAR, L.V., BRISTER, G.H. et BAILEY, R.L., 1985. Timber management : a quantitative approach. Wiley and Sons, New York.

DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N., BETTINGER, P.S. et HOWARD, T.E., 2001. Forest management: to sustain ecological, economic, and social values. 4th ed. McGraw-Hill, New York, 804 p.

DAVIS, L. S. et JOHNSON, K. N., 1987. Forest Management, 3rd ed. McGraw-Hill (ed.), New York, 790 p.

DAVIS, R.G. et MARTELL, D.L., 1993. A decision support system that links short-term silvicultural operating plans with long-term forest-level strategic plans. *Can. J. For. Res.* **23** : 1078-1095.

DUBOURDIEU, J., 1986. Détermination de la possibilité des forêts en France. *In* : Détermination de la possibilité des forêts en différents pays du monde. F.Carcea (ed.), Institutul de cercetari si amenajari silvice, Bucharest. p.71-86.

DUBOURDIEU, J., TROUVILLEZ, J. et J.L. PEYRON, 1999. L'aménagement forestier dans les forêts publiques françaises. *In* : L'aménagement forestier. Hier, Aujourd'hui et Demain, *Rev. For. Fr.* **51** (numéro spécial) : 127-137.

FLETCHER, L.R., ALDEN H. HOLMEN, ANGELIDES, D.P. et ETZENHOUSER, M. J., 1999. Long-term forest ecosystem planning at pacific lumber. *Interfaces* **29** : 90-112.

FORTIN, A., BOILY, V., LEMAY, D., LIZOTTE, V., MERCIER, M., PARADIS, L. et M. ST-LOUIS, 2002. Gestion de la ressource forestière. Vérification menée auprès du Ministère des Ressources naturelles. Rapport du Vérificateur général du Québec pour l'année 2001-2002, Tome II, Chapitre 4.

FRAKES, I. et BUGG, A.L., 2001. Optimising algorithms for forest planning and decision making. *New Zeal. J. Forestry* **45** : 4.

GARCIA, O., 1981. IFS, an interactive forest simulator for long range planning. *New Zeal. J. For. Sci.* **11** : 8-22.

GARCIA, O., 1984. FOLPI, a forestry-oriented linear programming interpreter. *In*. Proceedings IUFRO Symposium on forest management planning and managerial decisions. H. Nagumo et al (eds). University of Tokyo, pp. 293-305.

GARCIA, O., 1986. Forest estate modelling (part 2). *In* : Levak, H. (ed.). 1986 Forestry handbook, New Zealand Institute of Foresters (Inc.), Wellington, pp. 97-99.

GAUTHIER, G. et SAUCIER, 1999. L'aménagement forestier au Québec. *In* : L'aménagement forestier. Hier, Aujourd'hui et Demain, *Rev. For. Fr.* **51** (numéro spécial) : 127-137.

HOULE, G., 1990. Growth patterns of sugar maple seedling and mature trees in healthy and in declining hardwood stands. *Can. J. For. Res.* **20** : 894-901.

JAMNICK, M.S. et WALTERS, K.R. 1993. Spatial and temporal allocation of stratum-based harvest schedules. *Can. J. For. Res.* **23** : 402-413.

JAMNICK, M.S., 1990. A comparison of FORMAN and linear programming approaches to timber harvesting scheduling. *Can. J. For. Res.* **20** : 1351-1360.

KAO, CHIANG et BRODIE, 1979. Goal programming for reconciling economic, even-flow, and regulation objectives in forest harvest scheduling. *Can. J. For. Res.* **9** : 525-531.

KILKKI, P., 1986. Methods for the forests' allowable cut determination in Finland. *In* : Détermination de la possibilité des forêts en différent pays du monde. F. Carcea (ed.), Institutul de cercetari si amenajari silvice, Bucharest. pp. 65-70.

LEAK, W.B., SOLOMON, D.S. et FILIP, 1969. A silviculture guide for northern hardwood in New England. Research paper NE-143. Radnor, PA : USDA Forest Service.

LEUSCHNER, W.A., 1990. Forest Regulation, Harvest Scheduling, and Planning Techniques. John Wiley and Sons (ed.), New York. 281p.

LESSARD, G., 2003. Aménagement forestier (FOR-11278 et FOR-19293). Notes de cours. Centre collégial de transfert de technologie en foresterie, Sainte-Foy, Québec.

LOCKWOOD, C., 1998. Accessible forest planning tools. McGregor Model Forest Association, Science Council of BC and Forest Renewal BC, 26 p.

<http://www.mcgregor.bc.ca/publications/AccessibleForestPlanningTools.pdf>
(consulté le 16 février 2004).

LUCKERT, M.K., 1996. Welfare implications of the allowable cut effect in the context of sustained yield and sustainable development forestry. Department of Rural economy, Faculty of Agriculture and Forestry, and Home Economic, University of Alberta, Edmonton, AB, Staff Paper 96-03.

LUSSIER, L.-J. et R. BOUTIN, 1995. Analyse de la production intégrée de biomasse forestière et de bois de commerce (Projet ENFOR P-428). *Res. Nat. Can.*, Centre For. Laurentides, LAU-X-112, Sainte-Foy.

MAJCEN, Z., RICHARD, Y., MÉNARD, M. et Y. GRENIER, 1990. Choix des tiges à marquer pour le jardinage d'érablières inéquiennes. Guide technique. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la recherche et du développement. Mémoire de recherche forestières, no 96. 96 p.

MANION, P. D. et GRIFFIN, D.H., 2001. Large landscape scale analysis of tree death in the Adirondack park, New York. *For. Sci.* **47** : 542-549.

MEYER, A.H., 1952. Structure growth and drain in the balanced uneven-age forests. *J. For.* **50** : 85-92.

MESSIER, C. et KNEESHAW, D.D., 1999. Thinking and acting differently for sustainable management of the boreal forest. *For. Chron.* **75** : 929-938.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 1999. Manuel de mise en valeur des forêts privées du Québec. Gouvernement du Québec, Québec, 182 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 2001. Normes d'inventaire forestier. Placettes-échantillons permanentes. Édition 2001. Direction des inventaires forestiers, Forêt Québec, Gouvernement du Québec, Québec, 223 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2003. Manuel d'aménagement forestier, 4^e édition. Gouvernement du Québec, Québec.

<http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/privees/privees-amenagement-ppmv.jsp>

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2004.
<http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-planification-possibilites-aire.jsp>
 (consulté le 16 mars 2004).
- MINISTRY OF AGRICULTURE AND FORESTRY, 2000. National exotic forest description. National and regional wood supply forecasts 2000. Ministry of Agriculture and Forestry, Wellington, N.-Z.
- MOWRER, T., BARBER, K., CAMPBELL, J., CROOKSTON, N., DAHMS, C., DAY, J., LAACKE, J., MERZENICH, J., MIGHTON, S., RAUSCHER, M., REYNOLDS, K., SOJDA, R., THOMPSON, J., TRENCHI, P. et TWERY, M., 1997. Decision support systems for ecosystem management : an evaluation of existing systems. US Dep. Agric., Rocky Mountain For. Range Exp. Stn, RM-GTR-296, Fort Collins, CO.
- MURRAY, A.T., 1999. Spatial restriction in harvest scheduling. *For. Sci.* **45** : 45-52.
- NYLAND, R.A., 1998. Selection system in northern hardwoods. *J. For.* **96** :18-21.
- ÖHMAN, K., 2001. Forest planning with consideration to spatial relationships. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. Porté, A. et Bartelink, H.H. 2002. Modelling mixed forest growth : a review of models for forest management. *Ecol. Model.* **150** : 141-188.
- OLIVER, C.D., 1981. Forest development in North America following major disturbances. *For. Ecol. Manag.* **3** :153-168.
- PAYETTE, S., FORTIN, M.J., et MORNEAU, C., 1996. The recent sugar maple decline in southern Québec : probable causes deduces from tree rings. *Can. J. For. Res.* **26** :1069-1078.
- POSO, S. 1999. L'aménagement forestier en Finlande. *In* : L'aménagement forestier. Hier, Aujourd'hui et Demain, *Rev. For. Fr.*, **51** (numéro spécial) : 293-299.
- RAUSCHER, H.M., 1999. Ecosystem management decision support for federal forests in the United States : a review. *For. Ecol. Manage.* **114** : 173-197.
- RAUSCHER, H.M., LLOYD, F.T., LOFTIS, D.L. et TWERY, M.J., 2000. A practical decision-analysis process for forest ecosystem management. *Comput. Electron. Agric.* **27** : 195-226.
- ROBERT, D., 1996. Cartographie forestière. *In* : Manuel de foresterie. J.A. Bérard (Éd.). Presses de l'Université Laval, Québec, pp. 476-500.
- SCHÜTZ, J.-P., 1997. Sylviculture 2. La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, CH, 178 p.
- SCHWEITZER, D.L., SASSAMAN, R.W. et SCHALLAU, C.H., 1972. Allowable cut effect. *J. For.* **70** : 415-418.
- SMITH, K.T. et SHORTLE, W.C., 2003. Radial growth of hardwood following the 1998 ice storm in New Hampshire and Maine. *Can. J. For. Res.* **33** : 325-329.
- THOMPSON, E.F., 1966. Traditional forest regulation model: an economic critique. *J. For.* **64** : 750-752.
- THIBAUT, M. et D. HOTTE, 1985. Les régions écologiques du Québec méridional, deuxième approximation (carte). Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec, (Québec).

TURNER, B.J., CHIKUMBO, O. et DAVEY, S.M., 2002. Optimisation modelling of sustainable forest management at the regional level : an Australian example. *Ecol. Model.* **153** : 157-179.

VAN DEUSEN, P.C., 2001. Scheduling spatial arrangement and harvest simultaneously. *Silva Fennica* **35** : 85-92.

VÉRIFICATEUR GÉNÉRAL DU QUÉBEC, 2002. Rapport à l'Assemblée nationale pour l'année 2001-2002. Tome II. ISBN 2-550-39988-9. 309 p.

WALTERS, K.R. et FEUNEKES, U., 1994. A hierarchical approach to spatial planning : a report card. *In* : Proc. GIS94. Vancouver, BC. February 1994, pp 845-852.
(<http://www.remsoft.com/downloads/gis94.pdf>)

ANNEXE 1

Articles sélectionnés de la *Loi sur les forêts*

Le ministre détermine, par essence ou groupe d'essences, la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu de l'unité d'aménagement ainsi que le rendement des aires destinées à la production forestière, selon la méthode et les hypothèses prévues au manuel d'aménagement forestier.

35.5 La possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu correspond au volume maximum des récoltes annuelles de bois par essence ou groupe d'essences que l'on peut prélever à perpétuité dans une unité d'aménagement donnée sans diminuer la capacité productive du milieu forestier.

Le rendement annuel correspond à la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu par essence ou groupe d'essences exprimée sur la base de ce qui peut être récolté en moyenne par hectare dans une aire destinée à la production forestière en tenant compte de la distribution des peuplements par classe d'âges sur cette aire forestière, des techniques sylvicoles qui peuvent s'y appliquer et des caractéristiques biophysique de cette aire.

Dans le cas où l'aire forestière comprend des essences de qualité en feuillus ou en résineux, le rendement annuel est établi en tenant compte de techniques sylvicoles permettant non seulement de maintenir un rendement en volume mais également d'accroître la qualité des bois produits.

35.6 Le ministre peut également assigner à l'unité d'aménagement des objectifs de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu forestier, dont les objectifs de rendement accru visant, par la réalisation de traitement sylvicoles, à augmenter à long terme la possibilité annuelle de coupe à rendement soutenu.

35.13 Outre les modifications qui peuvent survenir lorsque le ministre approuve ou arrête le plan général, les possibilités annuelles de coupes à rendement soutenu, les rendements annuels et les objectifs déjà assignés à l'unité d'aménagement sont révisés aux cinq ans.

CHAPITRE 2

Calcul de la possibilité forestière

Michèle BERNIER-CARDOU, M.Sc. (stat.)
Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides

SOMMAIRE DU CHAPITRE 2

INTRODUCTION	53
1. DESCRIPTION	54
1.1 Inventaires forestiers	54
1.2 Simulation de la croissance	57
1.2.1 Modèle « par courbes »	57
1.2.2 Modèle « par taux »	61
1.3 Possibilité forestière	61
2. SOURCES DE BIAIS ET DE VARIATION	63
2.1 Dans les inventaires forestiers	65
2.2 Dans les modèles de croissance	68
2.3 Dans la simulation de la croissance et de la récolte	70
3. DISCUSSION	71
4. CONCLUSION	76

NOTE : Une information additionnelle se retrouve en annexe pour le présent chapitre, disponible sur demande, mais en format électronique seulement.

INTRODUCTION

Le processus du calcul de la possibilité forestière (CPF) pour une aire commune a été examiné. Trois étapes le composent : les inventaires forestiers, la simulation de la croissance et le calcul de la possibilité proprement dit. Selon la nature des peuplements, trois modèles sont utilisés pour simuler la croissance. Le modèle « par courbes » permet de simuler la croissance en volume marchand à l'hectare à l'aide de courbes donnant ce volume en fonction de l'âge du peuplement, de l'essence, de la classe de qualité de station et de la classe de densité relative. Il est approprié aux peuplements équiennes de feuillus intolérants mélangés ou non aux résineux, et aux peuplements résineux, soit sur la plus grande partie du territoire forestier du Québec (90 %). Le modèle « par taux » permet de simuler la croissance en volume par tige selon l'essence de celle-ci, son diamètre à hauteur de poitrine (dhp) et sa qualité. Il est habituellement réservé à la modélisation de la croissance de peuplements équiennes ou inéquiennes de feuillus tolérants, mélangés ou non avec des résineux. Il existe un modèle propre aux plantations qui décrit leur croissance en début de révolution, mais lorsqu'elles atteignent un certain âge, leur croissance est simulée comme celle de forêts naturelles à l'aide du modèle « par courbes ». Ce chapitre décrit principalement les calculs basés sur le modèle « par courbes ». La documentation relative au modèle « par taux » était trop fragmentaire pour que l'on puisse en donner un compte-rendu détaillé. Les buts de la présente analyse étaient les suivants :

- ≠ identifier les diverses sources de biais et de variation qui affectent un CPF,
et
- ≠ déterminer si l'erreur quadratique moyenne associée à l'estimation de la possibilité forestière peut être estimée.
Si oui, on désirait
- ≠ trouver un estimateur de cette erreur.
Si non, on chercherait à
- ≠ identifier les changements nécessaires pour en produire un estimateur scientifiquement valide et crédible.

Les trois étapes du calcul de la possibilité forestière sont décrites dans le présent chapitre. Les sources de biais et de variation sont énumérées et commentées au point 2. Les conclusions du point 4 sont discutées et justifiées au point 3.

1. DESCRIPTION

1.1 Inventaires forestiers

Le troisième inventaire forestier du Québec fournit à l'aménagiste responsable du calcul de la possibilité forestière des estimations du volume de bois marchand sous écorce par essence et par strate regroupée pour le territoire forestier formé de peuplements dont les arbres dominants font plus de 7 m de hauteur. Outre ces volumes, l'inventaire produit des estimations de certains intrants des modèles de croissance comme l'âge de l'essence et sa densité en nombre de tiges à l'hectare par strate regroupée.

Un inventaire forestier complet dure environ 10 ans. Le Québec est divisé en une centaine d'*unités de sondage* dont le dixième est échantillonné au cours d'une année. Le territoire de chaque unité de sondage est survolé par avion et photographié un ou deux ans avant l'inventaire au sol. Le cadre de sondage est constitué de cartes photo-interprétées, issues des photos aériennes, de tous les peuplements forestiers de chaque unité de sondage. La photo-interprétation fournit des données sur 16 variables qualitatives pour chaque peuplement forestier identifié et délimité par un polygone tracé sur la carte. Une strate *cartographique* est un ensemble de peuplements dont les 16 caractéristiques photo-interprétées sont identiques (p. ex. : mêmes type de couvert, groupe d'essences, classe de densité du couvert, classe de hauteur, classe d'âge du peuplement, classe de pente, type de perturbation, etc.). Les peuplements d'une même strate cartographique ne sont pas nécessairement adjacents. Une unité de sondage est constituée de strates dites *regroupées*, elles-mêmes formées de la réunion de plusieurs strates cartographiques dont, notamment, le type de couvert, le groupe d'essences, la classe de densité-hauteur, l'âge et le type écologique sont apparentés.

Un cycle complet de l'inventaire comporte environ 100 000 placettes circulaires de 400 m². Il existe des placettes temporaires et des placettes permanentes. Ces dernières, au nombre de 12 000 environ, font l'objet de mesures plus détaillées que les placettes temporaires et, comme leur nom l'indique, sont mesurées à chaque cycle d'inventaire, donc environ tous les 10 ans. Dans les placettes temporaires, mesurées une seule fois, on note l'essence de chaque arbre marchand (dhp Ø9 cm) et on mesure son dhp (cm). On mesure aussi la hauteur (m) et l'âge (années) de quelques arbres échantillons (3 par placette, dans les temporaires), dominants ou codominants, des essences qui définissent le type de peuplement. Les 16 caractéristiques obtenues par photo-interprétation sont aussi évaluées sur le terrain. Dans une sous-placette de 40 m² centrée sur la placette principale, on dénombre les gaules (dhp < 9 cm) par classe de dhp de 2 cm, par essence.

Le plan de sondage prévoit généralement au moins 15 placettes par strate regroupée. La répartition des placettes s'y fait au *prorata* des superficies par classe de densité du couvert et des superficies productives par feuillet parmi ceux qui composent la carte de l'unité de sondage. Un certain nombre de ces placettes sont mesurées lors d'un inventaire donné; ce sont les placettes *établies*. Parmi celles-ci, on compte les placettes permanentes. Les données des placettes temporaires établies lors d'inventaires antérieurs (dhp, mortalité et passage de la classe des gaules à celle des arbres marchands) sont mises à jour à l'aide de modèles de croissance (MODÉLISA); ces placettes *actualisées* contribuent prioritairement au minimum de 15 placettes par strate regroupée au même titre que les placettes établies. Seules les plus grandes strates regroupées, dont la somme des superficies constitue 80% de celle de l'unité de sondage, sont effectivement sondées lors d'un inventaire. Le reste de l'unité de sondage est composé de nombreuses strates de petite superficie qui font l'objet d'imputation : dans ces strates, des placettes (au moins 15) sont importées de strates de mêmes caractéristiques cartographiques d'autres unités de sondage, soit du même inventaire, soit d'inventaires antérieurs. Ces placettes sont dites *recrutées*. Le recrutement se fait selon des règles précises et exigeantes qui ont pour but d'assurer que les placettes imputées représentent bien la strate dont elles serviront à estimer les volumes marchands et la composition en essences. Le recrutement et l'actualisation de placettes sont deux mécanismes importants dans la génération de l'information pour

le CPF. À titre d'exemple, sur les 10 225 placettes de l'unité de sondage U28A du troisième inventaire, notre région test, 9 080 sont des placettes recrutées, 941 des placettes actualisées et 204 des placettes établies, dont 39 permanentes. Sur le terrain, les placettes temporaires sont regroupées en virées de 2 à 7 placettes le long d'un parcours, généralement en droite ligne, qui traverse plusieurs strates de telle sorte qu'au plus deux placettes d'une même virée se trouvent dans des peuplements d'une même strate regroupée. Une virée de placettes permanentes comporte deux placettes seulement. Une virée correspond à une journée de travail d'une équipe de techniciens forestiers.

Dans chaque placette, les volumes des arbres sont estimés grâce aux tarifs de cubage généraux (Perron, 1985) et locaux. Le tarif local d'une essence permet d'estimer la hauteur d'un arbre de cette essence connaissant son dhp et la hauteur moyenne et le dhp moyen des arbres échantillons (toutes essences) de la placette où l'arbre se trouve. Il est construit à l'aide des couples hauteur-dhp des arbres échantillons de l'essence dans l'unité de sondage et, sauf pour certaines essences, des hauteurs et des dhp moyens de tous les arbres échantillons de la placette. Le dhp et la hauteur prédite de chaque arbre sont ensuite introduits dans le tarif de cubage général de l'essence pour prédire son volume. Les volumes des arbres marchands sont sommés par essence et par placette. Le volume à l'hectare de l'essence dans la strate regroupée est la moyenne des volumes de l'essence par placette, pondérée par la superficie des classes de densité dans la strate regroupée. La superficie de la strate est estimée à l'aide des cartes photo-interprétées. Les inventaires produisent aussi, par strate regroupée, l'âge moyen par essence des principales essences, mesuré à l'aide d'une carotte prélevée sur les arbres échantillons à une hauteur déterminée (1 m, 1,3 m ou 15 cm selon le cycle d'inventaire), et la densité en nombre de tiges à l'hectare par essence. Le volume et la densité toutes essences sont obtenus par des méthodes analogues. Une variance est calculée pour le volume à l'hectare toutes essences, mais elle n'est pas pondérée par les superficies par classe de densité comme l'est le volume moyen, parce que le nombre de placettes par classe de densité à l'intérieur d'une strate regroupée est trop petit.

1.2 Simulation de la croissance

La possibilité forestière est habituellement calculée pour une aire commune ou unité d'aménagement. Ce territoire est parfois complètement inscrit dans une seule unité de sondage, comme l'aire commune 8285B de l'unité de sondage U28A. Parfois il en chevauche plusieurs. L'aménagiste qui entreprend un CPF dresse une liste des strates regroupées qui composent l'aire commune. Il détermine les superficies exploitables de chaque strate regroupée dans l'aire commune. Ces strates réduites à leurs dimensions de zone exploitable dans l'aire commune deviennent des *unités de simulation*. Le calcul de la possibilité forestière n'utilise que les données d'inventaire des strates regroupées présentes dans l'aire commune, mais lorsqu'une strate regroupée d'une unité de sondage est présente dans une aire commune, toutes les placettes d'inventaire qui se trouvent dans cette strate regroupée contribuent à l'estimation des volumes et au calcul de la possibilité forestière de cette aire commune, que ces placettes soient ou non dans l'unité de simulation correspondante de l'aire commune. La superficie d'une unité de simulation est donc généralement plus petite que celle de la strate regroupée correspondante de l'unité de sondage ou que celle de la strate regroupée qui se trouve dans l'aire commune. Les unités de simulation d'une unité d'aménagement sont souvent rassemblées en séries d'aménagement composées de strates présentant les mêmes caractéristiques écologiques, les mêmes contraintes à l'aménagement et pour lesquelles l'aménagiste formule les mêmes objectifs de production. L'aménagiste répartit les séries d'aménagement du territoire en groupes de calcul, des ensembles mutuellement exclusifs d'unités de simulation dans lesquels on souhaite produire en rendement soutenu certaines essences appelées *essences principales objectif* afin d'alimenter les usines de transformation du territoire.

1.2.1 Modèle « par courbes »

Dans un groupe de calcul donné, l'aménagiste choisit une courbe de croissance pour chaque essence commerciale présente selon une méthode développée par Pothier et Savard (1998, Chapitre 3) pour des peuplements purs, et adaptée à des peuplements mélangés. Pour ce faire, deux valeurs sont nécessaires : l'indice de qualité de station de l'essence (IQS_{ess}) et l'indice de densité relative actuel de l'essence dans la strate

(IDR_{0,ess}). Pour déterminer à quel stade de son développement se trouve l'essence dans la strate actuelle, on calcule l'âge moyen des arbres échantillons de cette essence, corrigé pour la hauteur à laquelle les carottes pour le mesurer ont été prélevées, si cette hauteur diffère de 1 m.

Le texte qui suit présente quelques équations qui permettent de saisir le mécanisme du système de modèles. Il illustre aussi la complexité de l'estimation des volumes et, par conséquent, celle de l'estimation de leur imprécision. En effet, chaque fois qu'une quantité est estimée, une imprécision est introduite dans le système. Pour pouvoir estimer l'imprécision de l'estimateur de la possibilité forestière, il faudrait non seulement estimer l'erreur quadratique moyenne associée à chacune de ces imprécisions, mais également la propager correctement dans l'ensemble du calcul. Les dhp de tous les arbres des placettes de la strate regroupée à l'origine de l'unité de simulation sont compilés pour former une table de peuplement qui donne le nombre d'arbres à l'hectare par classe de dhp de 2 cm. La hauteur dominante de l'essence $\bar{H}_{100}$ est obtenue par :

$$\bar{H}_{100} = 1,3 \cdot 2 \left(\frac{\overline{dhp}_{100}}{\left(\frac{\overline{dhp}_{ess}}{\bar{H}_{ess}^{4,13}} \right)^{2 \eta_{2,ess}} / \overline{dhp}_{100}^4 \overline{dhp}_{ess}^0} \right) \quad (1)$$

où $\overline{dhp}_{100}$ désigne le dhp moyen (cm) des 100 arbres qui ont les plus gros dhp dans un hectare (excluant les vétérans, toutes essences), selon la table de peuplement, $\bar{H}_{ess}$ et $\overline{dhp}_{ess}$ sont la hauteur et le dhp moyens des arbres échantillons de l'essence dans la strate, respectivement, et $\eta_{2,ess}$, l'estimation du paramètre de l'équation de hauteur dominante pour l'essence (Pothier et Savard, 1998, Tableau 2, p. 36). Un IQS provisoire pour l'essence (IQS_{0,ess}) est estimé par :

$$IQS_{0,ess} = b_1 \bar{H}_{100}^{b_2} / 14 e^{4b_3 \bar{A}} \left(\bar{H}_{100}^{4b_5} \right) \quad (2)$$

où $\bar{A}$ est l'âge moyen non corrigé des arbres échantillons de l'essence dans la strate, et $b_1, \dots, b_5$ sont des paramètres estimés pour l'essence (Pothier et Savard, 1998, Tableau 4, p. 38). Le temps nécessaire à un arbre de l'essence concernée pour atteindre 1 m de hauteur est estimé par :

$$T_{1,ess} = b_1 IQS_{0,ess}^{b_2} \quad (3)$$

où b_1 et b_2 sont des paramètres estimés propres à l'essence¹ (Pothier et Savard, 1998, Tableau 3, p. 36). L'âge corrigé (à 1 m du sol) est alors estimé par :

$$A_c = A - 2 T_{1,ess} / 14 h_0 \quad (4)$$

où A est l'âge mesuré à la hauteur h_0 de prélèvement (0,15, 1, ou 1,3 m). L'IQS définitif pour l'essence dans la strate peut alors être estimé (IQS_{ess}) en remplaçant $\bar{A}$ par l'âge corrigé moyen des arbres échantillons de l'essence dans la strate $\bar{A}_c$ dans l'équation (2).

L'indice de densité relative actuel de l'essence ($IDR_{0,ess}$) est donné par :

$$IDR_{0,ess} = \frac{N_{0,ess}}{\left(\frac{\bar{D}_{qt}}{10^{b_1}} \right)^{\frac{1}{b_2}}} \quad (5)$$

où $N_{0,ess}$ est l'estimation du nombre de tiges à l'hectare de l'essence dans la strate (gaules et arbres marchands), $\bar{D}_{qt}$, le diamètre quadratique moyen toutes essences (gaules et arbres marchands), et b_1 et b_2 , des paramètres estimés, spécifiques à l'essence (Pothier et Savard, 1998, Tableau 5, p. 38).

L' IQS_{ess} et l' $IDR_{0,ess}$ permettent de choisir une courbe de croissance pour chaque essence et l'âge corrigé indique à quel moment de son évolution cette essence se trouve, l'année de l'inventaire. Pour simuler la croissance du peuplement, on simule la croissance

¹ À moins d'indication contraire, les coefficients b_i ($i = 1, 2, \dots$) d'une équation lui sont propres, même si, d'une équation à une autre, ces paramètres ont la même notation.

de chacune des essences qui le composent. On suppose les IQS_{ess} constants dans le temps, mais les $IDR_{r,ess}$ dépendent de l'âge r ($r = 1, 2, \dots$). Pour faire évoluer ces IDR, on estime d'abord l' $IDR_{100,ess}$, soit l'IDR à 100 ans de l'essence, à l'aide de l' $IDR_{0,ess}$ actuel :

$$IDR_{100,ess} = \frac{1}{b_{11}} \left(\bar{A}_c \log / IDR_{0,ess} + b_{10} \right) \quad (6)$$

où b_{10} et b_{11} sont des paramètres estimés propres à l'essence (Pothier et Savard, 1998, Tableau 10, p. 44). L' $IDR_{r,ess}$ à un âge r quelconque est estimé par :

$$IDR_{r,ess} = \exp \left(\frac{1}{r} / b_{10} + b_{11} IDR_{100,ess} \right) \quad (7)$$

où tous les symboles sont déjà définis et les coefficients b_{10} et b_{11} sont les mêmes que dans l'équation (6).

Les équations 12, 13, 14 et 15 de Pothier et Savard (1998, p. 26) donnent la hauteur dominante, le diamètre quadratique moyen, la surface terrière et le volume à l'hectare, respectivement, par essence en fonction de l'âge corrigé (r). Ce système d'équations dépend de l' IQS_{ess} , de l' $IDR_{0,ess}$, et de 19 paramètres estimés. Le volume de l'essence dans l'unité de simulation peut donc être prédit à tout âge r . Quel que soit r , ce volume prédit est ajusté par un facteur constant $V_{0,ess} / \hat{V}_{0,ess}$ où $V_{0,ess}$ est le volume actuel, estimé par les inventaires, de l'essence dans l'unité de simulation, et $\hat{V}_{0,ess}$ est le volume prédit par la courbe, de telle sorte qu'au début de la simulation, le volume total (toutes essences) et la composition en essences estimés par les inventaires soient les mêmes que ceux que prédisent les courbes de croissance, respectivement.

L'âge où l'accroissement annuel moyen d'une essence atteint un maximum, appelé *âge d'exploitabilité*, est obtenu pour les essences principales objectif d'une unité de simulation. L'*âge d'exploitabilité absolu* de l'unité de simulation est une moyenne pondérée par les volumes actuels des âges d'exploitabilité des essences principales objectif de l'unité de simulation. C'est l'âge à partir duquel l'unité de simulation peut être récoltée. L'âge auquel le volume des essences principales objectif passe en deçà de 50 m³/ha

est appelé l'*âge de bris*. Si une unité de simulation atteint son âge de bris, son volume est considéré comme une perte, car sa récolte n'est plus rentable.

Dans les unités de simulation dont les peuplements font moins de 7 m de hauteur, l'aménagiste doit poser des hypothèses sur le peuplement qui émerge. Il s'aide en cela des suivis après traitement prescrits par le Ministère et effectués par les compagnies forestières, s'ils existent. La superficie de ces territoires peut facilement atteindre 25 % de celle d'une aire commune.

1.2.2 Modèle « par taux »

Dans le modèle « par taux », des taux de passage sont estimés pour deux périodes de prédiction : une période de 5 ans et une période de 10 ans. Si l'on veut prédire un volume dans 25 ans, on applique deux fois une série de taux de passage pour une période de 10 ans, puis une série de taux pour une période de 5 ans. Une série de taux comporte un taux de mortalité, un taux de passage de la strate des gaules à celle des arbres marchands et autant de taux de passage des arbres marchands d'une classe de dhp à la suivante qu'il y a de classes de dhp de 2 cm au-dessus de 9 cm. Ces séries de taux ont été estimés à l'aide des données des placettes permanentes par zone d'accroissement, par type de couvert, par groupe d'essences, par classe de densité, par classe de perturbation (présence ou non), par classe de qualité des tiges (feuillus) et par classe de défoliation (sapin et épinette seulement).

1.3 Possibilité forestière

Dans certains groupes de calcul, il n'y a qu'une essence principale objectif; dans d'autres, il y en a plusieurs (p. ex. sapin, épinette, pin, mélèze). Pour alléger le texte de ce chapitre, l'expression « groupe d'essences principales objectif » est utilisée pour désigner l'ensemble des essences principales objectif d'un groupe de calcul, qu'il y en ait une seule ou plusieurs.

Pour chaque groupe d'essences principales objectif correspondant à un groupe de calcul, le volume marchand annuel moyen disponible est prédit pour 30 périodes consé-

cutives de 5 ans, soit 150 ans. Traditionnellement, la récolte d'un certain volume constant des essences principales objectif est simulée dans le groupe de calcul selon les priorités de récolte (p. ex. 50 % du volume alloué est prélevé dans des unités de simulation en stagnation ou en sénescence afin de minimiser les pertes, et 50 %, dans les unités de simulation qui affichent le plus fort volume à l'hectare). Avant d'être comptabilisés, les volumes récoltés prédits par les modèles sont corrigés par des facteurs inférieurs à 1 afin d'en défalquer le volume de bois carié et les pertes dues aux perturbations (p. ex. les feux de forêts). Ces facteurs peuvent dépendre de l'essence, de l'âge du peuplement et d'autres caractéristiques de l'unité de simulation. Les facteurs propres à la carie peuvent être spécifiques aux régions selon les essences en cause.

Dans les unités de simulation récoltées ou perdues par sénescence, et dans les peuplements de moins de 7 m, l'aménagiste doit poser des hypothèses sur le peuplement successeur (p. ex. type de peuplement, composition en essences, délai de régénération, densité, qualité de station) ou émergent, et en simuler la croissance, puis la récolte dans les périodes qui suivent.

Pour chaque groupe de calcul, le volume disponible en essences principales objectif est ainsi obtenu pour les 30 périodes successives de 5 ans. Il est composé du volume disponible dans les peuplements non récoltés à la période précédente, si ces peuplements n'ont pas atteint l'âge de bris au cours de la période, de l'accroissement en volume dans ces territoires, ainsi que du volume disponible dans les unités de simulation qui ont atteint leur âge d'exploitabilité absolu au cours de la période. Le minimum de ces 30 volumes est une approximation du volume en essences principales objectif récoltable en rendement soutenu. L'aménagiste réalise quelques itérations à l'échelle du groupe de calcul en testant différents prélèvements stables afin d'atteindre l'équilibre entre la capacité de production du groupe de calcul et la récolte.

Quand une unité de simulation est récoltée, des arbres des essences principales objectif du groupe de calcul sont récoltés, mais aussi des arbres d'essences secondaires. Or, ces essences peuvent être considérées comme essences principales objectif dans d'autres groupes de calcul de l'aire commune. Pour obtenir la possibilité forestière d'un groupe

d'essences principales objectif sur l'ensemble d'une aire commune, le volume de ces essences récolté dans leur groupe de calcul (en général, un volume constant sur les 30 périodes de 5 ans) est ajouté aux volumes de ces mêmes essences récoltés dans les autres groupes de calcul où elles sont des essences secondaires, et ce, pour chaque période de 5 ans de la simulation. La possibilité forestière du groupe d'essences principales objectif, exprimée en m^3 / an , est déterminée par le palier le plus faible sur l'horizon de simulation.

Le CPF est un exercice itératif au sens où l'on doit supposer qu'un certain volume de récolte en rendement soutenu a été effectivement alloué pour un groupe de calcul. Or, ce volume alloué dépend étroitement de la possibilité forestière du groupe d'essences principales objectif pour l'ensemble de l'aire commune. L'aménagiste procède par essais et erreurs en exécutant *Sylva II* plusieurs fois jusqu'à ce que le processus converge. Il doit donc intervenir à chaque itération car cette optimisation n'est pas automatisée dans *Sylva II*.

2. SOURCES DE BIAIS ET DE VARIATION

Les sources de biais ou de variation susceptibles d'affecter un calcul de possibilité forestière sont énumérées et commentées dans cette section. Auparavant, il serait utile de rappeler certaines notions d'échantillonnage et d'estimation.

L'un des premiers problèmes à résoudre, lorsque l'on entreprend un sondage, est la construction d'un *cadre de sondage*, c'est-à-dire d'une liste de tous les éléments de la population cible. Cette liste permet de tirer au hasard, dans cette population, un échantillon représentatif dont la probabilité de sélection est connue. Tout élément de la population doit avoir une probabilité non nulle de faire partie d'un échantillon.

Pour tout estimateur $\hat{\chi}$ d'un paramètre χ (p. ex. : le volume de bois marchand total d'un territoire donné), on définit l'*erreur quadratique moyenne* (EQM) comme la moyenne du carré de la différence entre l'estimation et la valeur réelle du paramètre sur tous les échantillons possibles sous le plan de sondage, pondérée par la probabilité, p_i , de sélection de l'échantillon :

$$EQM/\hat{\chi}_0 = \frac{1}{n} \sum_i p_i (\hat{\chi}_i - \chi_0)^2 \quad (8)$$

où $\hat{\chi}_i$ désigne l'estimation du paramètre quand l'échantillon i est choisi ($i = 1, 2, \dots$). Un échantillon est constitué d'un ensemble d'unités d'échantillonnage (p. ex. des placettes), choisies selon des règles telles que les p_i soient connus. On peut démontrer que :

$$EQM/\hat{\chi}_0 = \left(\text{Biais}/\hat{\chi}_0 \right)^2 + \text{Var}/\hat{\chi}_0 \quad (9)$$

où $\text{Biais}/\hat{\chi}_0 = \chi_0 - E_p/\hat{\chi}_0$, $E_p/\hat{\chi}_0 = \frac{1}{n} \sum_i p_i \hat{\chi}_i$ est la moyenne des $\hat{\chi}_i$ sur tous les échantillons possibles selon le plan de sondage, et la *variance* de l'estimateur est définie par :

$$\text{Var}/\hat{\chi}_0 = E_p \left(\left(\hat{\chi} - E_p/\hat{\chi}_0 \right)^2 \right) = \frac{1}{n} \sum_i p_i (\hat{\chi}_i - E_p/\hat{\chi}_0)^2 \quad (10)$$

Si la moyenne de l'estimateur n'est pas égale au paramètre que l'on cherche à estimer $E_p/\hat{\chi}_0 \neq \chi_0$, l'estimateur est *biaisé*. Si la moyenne de l'estimateur est égale au paramètre, l'estimateur est *sans biais*, et son erreur quadratique moyenne est égale à sa variance. Un biais négatif correspond à une surestimation. Le biais est une erreur systématique de l'estimateur par rapport à sa cible. La variance est composée de déviations aléatoires par rapport à la moyenne de l'estimateur (sa cible réelle), que celle-ci soit la bonne (l'estimateur est alors sans biais) ou non.

Dans la suite de ce document, le terme *variation* est utilisé pour désigner les déviations qui contribuent à la variance, le terme *biais* pour désigner celles qui contribuent au biais tel que défini ci-dessus, et le terme *imprécision* pour désigner une contribution à l'erreur quadratique moyenne.

Lorsque l'on estime un paramètre ou une quantité à l'aide d'un modèle de prédiction, son erreur quadratique moyenne est appelée *l'erreur quadratique moyenne de prédiction*. Elle est composée d'un terme associé à la prédiction et d'un terme associé à l'estimation des paramètres du modèle.

Un bon estimateur devrait toujours être sans biais. Mais on préférera parfois un estimateur biaisé dont le biais tend vers zéro quand la taille de l'échantillon augmente si l'EQM d'un tel estimateur est plus petite que celle de l'estimateur sans biais concurrent, car la probabilité qu'un tel estimateur produise une estimation proche du paramètre est plus grande, surtout si la taille de l'échantillon est grande. Toute estimation et toute prédiction engendre des imprécisions qui contribuent à l'EQM. Voici la liste des sources d'imprécision selon le modèle « par courbes ».

2.1 Dans les inventaires forestiers

1) *Le cadre de sondage*

Les cartes photo-interprétées constituent le cadre de sondage des inventaires forestiers du Québec. Cet excellent cadre de sondage couvre bien toute la population des peuplements forestiers de la province et il permet une stratification précise du territoire. Les superficies des unités de simulation sont estimées à l'aide des cartes photo-interprétées. Elles sont donc sujettes à une erreur de mesure, mais que l'on suppose faible par rapport aux variations provenant d'autres sources. Certains peuplements, comme ceux qui sont situés sur des terrains en forte pente, sont exclus de l'inventaire dès l'étape de la cartographie. Toute erreur de classification d'un peuplement peut engendrer des erreurs dans les superficies des strates cartographiques.

2) *L'échantillonnage des inventaires*

Malgré ce que suggère leur nom, les inventaires ne recensent pas la population. Au contraire, les placettes mesurées ne représentent qu'une petite fraction du territoire forestier car elles ne sont pas choisies selon un mécanisme aléatoire rigoureux. La fraction du territoire représentée par l'échantillon de placettes est d'autant plus petite que seul 80 % du territoire est échantillonné, et que dans le territoire effectivement échantillonné, les virées d'inventaire doivent être accessibles et traverser plusieurs strates, ce qui exclut de l'échantillonnage une grande partie des peuplements, même dans la partie dite échantillonnée du territoire. En choisissant ainsi l'emplacement des virées, les placettes d'une strate regroupée pourraient se retrouver majoritairement dans des zones de transition entre les peuplements. Les estimations du volume actuel et de la composition en essences des peuplements pourraient s'en trouver biaisées. C'est la principale lacune du plan de sondage.

3) *L'actualisation des placettes*

Un ensemble de modèles prédit le taux de mortalité, le taux de passage des gaules à la classe des arbres marchands et la croissance en diamètre de ces derniers dans les placettes d'inventaires antérieurs. On suppose ces modèles sans biais. Ces prédictions sont une source d'imprécision qui s'ajoute à celle de l'échantillonnage. Actuellement, ces erreurs de prédiction sont négligées dans le calcul de la variance des volumes par strate regroupée, ce qui contribue à sous-estimer cette variance. D'autres façons d'utiliser

l'information des inventaires antérieurs dans les estimateurs du volume actuel pourraient être explorées.

4) *Le recrutement de placettes*

Les règles d'imputation selon l'appellation cartographique de la strate sont certes raisonnables, et les responsables de l'inventaire ont fait preuve d'une profonde connaissance forestière et d'une grande ingéniosité dans l'élaboration de ces règles. De plus, les strates concernées par le recrutement sont de petite superficie : toutes ensemble, elles ne forment que 20 % de la superficie d'une unité de sondage. Cependant, l'imputation pourrait avoir pour effet de mal estimer la composition en essences des peuplements, particulièrement quand des placettes recrutées au sud doivent être imputées à des strates regroupées d'unités de sondage plus au nord ou *vice versa*. De façon plus générale, ces méthodes ne peuvent pas fournir des estimateurs du volume marchand et de la composition en essences des peuplements dont on connaît les propriétés et dont on peut estimer l'EQM. Actuellement, ces placettes recrutées contribuent à l'estimation au même titre que des placettes établies. Le biais potentiel et la variation dus à l'imputation sont ignorés.

5) *La mesure des dhp*

La variation sur la mesure du dhp vient de la variabilité de la hauteur à laquelle la circonférence de l'arbre est mesurée (1,3 m à partir du sol le plus haut autour de la souche) et de celle de la tension appliquée au ruban. Généralement, cette mesure est considérée sans biais et sa variance, faible par rapport à celles d'autres sources.

6) *L'estimation de la hauteur à l'aide du tarif local*

Les tarifs locaux peuvent introduire des biais et ils sont une source de variation supplémentaire dans l'estimation des volumes par arbre. Cette variation comporte un terme qui vient de la prédiction elle-même et un autre terme qui vient de l'erreur d'estimation des paramètres du tarif. La variation augmente à mesure que le dhp de l'arbre dont on prédit la hauteur s'éloigne du dhp moyen des arbres échantillons de l'unité de sondage. Actuellement, cette variation est ignorée. De plus, dans ces tarifs locaux, on utilise la hauteur moyenne des arbres échantillons (toutes essences) par placette comme variable prédictive, alors que l'erreur sur cette moyenne est corrélée à l'erreur résiduelle du modèle. Ceci invalide l'estimation des paramètres de l'équation par la méthode des moindres carrés pondérés (Kmenta, 1996, p. 334-341). Un modèle mixte avec des effets aléatoires de placette serait probablement plus approprié.

7) *L'estimation du volume des arbres à l'aide du tarif de cubage général à deux entrées (Perron, 1985).*

Une variation supplémentaire s'ajoute lorsque le volume est estimé à partir du dhp mesuré de l'arbre et de sa hauteur prédite par le tarif local. On suppose le tarif général sans biais. L'erreur de prédiction augmente à mesure que le dhp et la hauteur de l'arbre s'éloignent du centre de leur distribution jointe. L'examen des données de Perron (1985) indique que l'erreur de prédiction est particulièrement grande pour les gros ar-

bres et pour les arbres trapus. Les tarifs généraux sont des équations de régression polynomiales en dhp (D) et en hauteur (H) dont les variables explicatives sont des termes en D, H, D^2 , H^2 , DH, D^2H . Dans un modèle de régression polynomiale à plusieurs variables où le coefficient d'une variable comme D^2H diffère significativement de 0, on devrait conserver dans le modèle toutes les variables explicatives de puissance inférieure à ce terme comme DH, D^2 , H, et D, même si leur coefficient de régression ne diffère pas significativement de 0 (Draper et Smith, 1998, p. 268-271). Cela réduit le biais de prédiction. La régression polynomiale souffre d'un défaut important : les prédictions qu'elle produit à la périphérie du domaine des hauteurs et des dhp sont souvent biaisées parce que la surface polynomiale a tendance à se tordre davantage dans ces régions pour mieux s'ajuster aux données du centre du domaine. Il serait sans doute possible de produire, avec les données de Perron (1985), de meilleurs tarifs de cubage généraux grâce à des techniques de régression modernes (p. ex. régression non-paramétrique, régression robuste).

8) *Le choix des arbres échantillons.*

Ces arbres sont choisis parmi les dominants et les co-dominants dans chaque placette. Ceci fait en sorte que les hauteurs des arbres intermédiaires et supprimés sont surestimées et, par conséquent, leurs volumes aussi, car les paramètres du tarif local sont estimés à l'aide des arbres échantillons. Des analyses sur les données de Perron (1985) ont permis de vérifier que c'était bien le cas. Ce biais est modeste par rapport à ceux d'autres sources, mais il affecte tous les arbres de toutes les strates regroupées. Le choix d'arbres dominants et co-dominants avait pour but de fournir de meilleures estimations de l'IQS par placette. Les arbres échantillons doivent, semble-t-il, répondre à deux objectifs : l'estimation des paramètres des tarifs locaux, et l'estimation de l'IQS. Des analyses seraient nécessaires pour vérifier si ces objectifs sont conciliables.

9) *Les essences pour lesquelles nous n'avons pas de tarif de cubage général*

Le tarif de ces essences est remplacé par celui d'une autre essence, ce qui peut engendrer des biais. Il y a environ 45 essences commerciales au Québec. Perron (1985) donne les tarifs d'une trentaine d'entre elles. Les tarifs qui font défaut sont surtout ceux de feuillus rares (chênes, cerisiers, ormes) et d'essences utilisées en plantation.

10) *Les peuplements de moins de 7 m*

Ces peuplements n'ont pas été inventoriés de manière systématique dans le troisième programme décennal. L'aménagiste doit donc poser des hypothèses pour simuler la croissance des peuplements futurs ou émergents de ces territoires.

Parmi les sources d'imprécision liées aux inventaires forestiers, la plus susceptible de biaiser les estimations nécessaires au calcul de la possibilité forestière est la source (2). Celles qui nous empêchent d'estimer l'imprécision de la possibilité forestière sont les sources (10), (4) et (3); et celles sur lesquelles nous pourrions agir pour réduire l'imprécision des estimations sont les sources (10) et (2).

2.2 Dans les modèles de croissance

11) *L'estimation des volumes, des âges moyens, des IQS et des IDR par essence pour une fraction d'une strate regroupée à l'aide des données de toute la strate*

Les variations entre les volumes estimés actuels, par essence et par placette, se compensent lorsque l'on somme ces volumes pour obtenir le volume à l'hectare de l'essence dans l'unité de simulation, de telle sorte que la variation de ce dernier tend vers zéro quand le nombre de placettes de l'unité de sondage correspondante augmente. Implicitement, toutefois, on suppose que les strates regroupées sont homogènes et que la pratique d'estimer le volume de l'essence dans l'unité de simulation à l'aide des placettes de toute la strate d'origine n'engendre pas de biais. Elle améliore la précision des estimations. Si l'unité de simulation diffère de façon systématique de la strate regroupée dont elle est issue (par exemple, si elle est composée uniquement des peuplements les plus denses de la strate), le volume estimé actuel sera biaisé, ainsi que les volumes prédits pendant toute la vie du peuplement.

12) *L'exclusion des vétérans*

Pour construire les modèles de croissance, Pothier et Savard (1998) ont exclu de leurs ensembles de données les placettes où il y avait des arbres dont la hauteur prédite était plus du double de la hauteur moyenne des arbres échantillons de la placette. En pratique, la notion de placette disparaît lorsqu'un aménagiste fait ses calculs pour identifier la courbe de croissance qu'il appliquera à une unité de simulation. Ainsi, le *Diagnostic sylvicole*, un logiciel utilisé dans certaines régions du Québec, semble contenir des critères d'exclusion des vétérans basés sur le dhp (Diagnostic sylvicole, 2003). Or cette exclusion devrait dépendre de la hauteur des arbres individuels relativement à la hauteur moyenne des arbres échantillons de la placette. Le modèle de hauteur (équation (1)) étant non-linéaire dans ses variables explicatives, des critères basés sur la hauteur et sur le dhp ne peuvent s'équivaloir. Les critères d'exclusion dans l'application des modèles ne sont donc pas clairs. Ceci dit, des erreurs d'exclusion se produisent, quels que soient ces critères. Leur impact sur le calcul de possibilité est-il négligeable?

13) *L'estimation de l' IQS_{ess}*

L'estimation de l'IQS est un processus itératif : on estime un $IQS_{0,ess}$ provisoire à l'aide d'une estimation de la hauteur dominante et de l'âge moyen non-corrigé pour la hauteur où il a été mesuré. Avec cet $IQS_{0,ess}$, on estime une correction de l'âge afin qu'il corresponde à une hauteur uniforme de 1 m. Finalement on estime l' IQS_{ess} à l'aide de l'estimation de la hauteur dominante et de l'âge corrigé. Les variations associées à l'IQS sont dues à l'échantillonnage, à la prédiction à l'aide des deux modèles (équations (2) et (3)), et à l'estimation des paramètres de ces modèles. Supposer l'IQS constant est une source potentielle de biais et de variation. Un certain biais résulte de l'estimation de la hauteur dominante à l'aide du dhp moyen des plus gros arbres. L'équation (1) pour la hauteur étant non-linéaire, cela ne donne pas la même estimation que la moyenne des hauteurs estimées de ces arbres.

14) *L'estimation de l'indice de densité relative ($IDR_{r,ess}$)*

L'estimation de l'indice de densité relative actuel, $IDR_{0,ess}$, par l'équation (5) est une approximation, même pour des peuplements purs, car le dénominateur estime le nombre de tiges à l'hectare maximum (arbres marchands et gaules) que peut atteindre le peuplement et le numérateur est une estimation du nombre de tiges à l'hectare actuel, donc soumise à la variabilité d'échantillonnage. Des variations de deux ordres affectent le diamètre quadratique moyen : la variation d'échantillonnage due à l'estimation de la distribution des dhp des arbres marchands à partir des placettes de 400 m² pour l'ensemble de la strate, et une variation supplémentaire due à l'extrapolation de la distribution des dhp des gaules dénombrées dans les petites placettes de 40 m² à l'ensemble de la strate. L'estimation de la densité de l'essence au numérateur de l'équation (5) a aussi une variance composite. L'effet d'appliquer des méthodes conçues pour des peuplements purs à des peuplements mélangés est étudié au chapitre 4. L' $IDR_{0,ess}$ adapté à des peuplements mélangés reflète une densité relative probablement plus faible que celle dont l'essence subit l'effet dans un tel peuplement. Le numérateur de l'équation 5 est le nombre de tiges à l'hectare de l'essence seulement. Son dénominateur est une estimation de la densité maximum du peuplement toutes essences confondues. En peuplement mélangé, la courbe paramétrée par un $IDR_{0,ess}$ ainsi sous-estimé risque de surestimer le volume de l'essence.

15) *L'arrondissement de l'IQS et de l'IDR.*

Les IQS effectivement choisis dans *Sylva II* sont des multiples de 3 (p. ex. 9, 12, 15, 18, 21, etc.), et les densités relatives sont, elles aussi, divisées en trois classes (faible, moyenne, forte) car le logiciel utilise des tables de peuplement plutôt que les équations des courbes. L'effet de cette variation est étudié au chapitre 4.

16) *L'estimation des paramètres des équations des tables de rendement*

Ces estimateurs incluent non seulement ceux des quatre équations principales (Hauteur dominante, Diamètre quadratique moyen, Surface terrière et Volume), mais aussi ceux de toutes les équations d'appoint en amont (Pothier et Savard, 1998). Au cours de nos travaux, nous avons essayé de reproduire l'estimation des paramètres des quatre équations principales de Pothier et Savard (1998) avec les mêmes programmes et les mêmes fichiers de données. Les programmes de régression non-linéaire à plusieurs équations n'ont pas convergé. Il semble que cela soit dû à une amélioration des algorithmes de la procédure MODEL du logiciel SAS entre les versions 6 et 8. Cela indique qu'il y a trop de paramètres dans ce système d'équations non-linéaires, et qu'il serait possible de le simplifier. Exécuter à nouveau le programme qui a permis d'estimer les paramètres des modèles « par courbes » est essentiel pour estimer la matrice de variance-covariance des paramètres et l'erreur de prédiction d'un volume à un âge r étant donné l' IQS_{ess} et l' $IDR_{r,ess}$.

Parmi les sources d'imprécision liées à la modélisation de la croissance des peuplements, les plus susceptibles de biaiser les volumes prédits sont les sources (14) et (11). Celle qui nous empêche d'estimer leur imprécision est la source (16); et celle sur laquelle nous pourrions agir pour réduire cette imprécision est la source (14).

2.3 Dans la simulation de la croissance et de la récolte

17) *Le choix de la courbe*

Ayant estimé un IQS_{ess} et un $\text{IDR}_{0,\text{ess}}$, on force la courbe de volume de l'essence à passer précisément au point $(\bar{A}_c, V_{0,\text{ess}})$ où $\bar{A}_c$ est l'âge moyen actuel des arbres de l'essence et $V_{0,\text{ess}}$ est le volume de l'essence dans l'unité de simulation estimé par les inventaires. On suppose ainsi implicitement que la variation due à l'échantillonnage présente dans ce volume estimé est négligeable et que la courbe réelle s'écarte de la courbe prévue par l' IQS_{ess} et l' $\text{IDR}_{0,\text{ess}}$. Si cette pratique engendre un biais, il est propagé à tous les volumes prédits pour ce peuplement au cours de sa vie. L'effet est commenté au chapitre 4.

18) *La prédiction de l'indice de densité relative en fonction de l'âge du peuplement. (cf. Chapitre 4)*

19) *La prédiction du volume par essence depuis l'âge actuel jusqu'à la récolte ou la perte du peuplement*

Si l'on ne choisit pas « la bonne courbe » à l'âge actuel, les volumes à l'hectare prédits sont biaisés pendant toute la vie du peuplement. Or ces volumes sont multipliés par la superficie de l'unité de simulation. Quand ils sont sommés sur l'ensemble des unités de simulation du groupe de calcul, rien ne garantit que les biais, s'ils existent, s'annulent. De plus, la variation associée à la prédiction est d'autant plus grande que l'âge de prédiction est loin de l'âge moyen des placettes de cet IQS et de cette densité relative qui ont servi à estimer les paramètres des courbes.

20) *L'estimation de l'âge d'exploitabilité (cf. Chapitre 9)*

21) *L'âge du début et de la fin de la sénescence*

Ces âges sont estimés à l'aide des placettes temporaires, mais leur choix dépend en partie du jugement d'un expert.

22) *La modélisation des volumes en période de sénescence des peuplements*

Ces parties des modèles de croissance ne sont pas des modèles de régression. Des données sur la sénescence font défaut parce que les peuplements sont souvent récoltés avant d'atteindre cet âge ou de le dépasser. Le jugement du modélisateur entre en jeu à cette phase de la simulation.

23) *L'estimation de l'âge de bris (cf. Chapitre 9)*

Cette estimation dépend en partie du jugement d'un expert.

24) *La simulation de la croissance dans les peuplements de moins de 7 m, et après récolte d'une unité de simulation*

Dans les deux cas, s'il n'existe pas de données d'inventaire et si les compagnies forestières ont exécuté des suivis dans ces peuplements, l'aménagiste choisit une courbe de croissance en s'appuyant sur les données de ces suivis. En l'absence de suivis et parfois

même si de tels suivis existent (p. ex. s'ils indiquent une abondance d'érable à épis), il doit poser des hypothèses au meilleur de sa connaissance. Sans modèles de succession, il est impossible d'estimer l'erreur quadratique moyenne des volumes ainsi prédits. Ce type de peuplements occupe pourtant une assez grande partie du territoire et génère des volumes importants loin sur l'horizon de simulation. (cf. Chapitre 9)

25) *Les corrections pour la carie et pour les pertes dues aux perturbations*

L'estimation et l'application des taux de pertes par la carie ou les perturbations sont sources potentielles de biais et de variation. Les facteurs de corrections appliqués relèvent du jugement d'experts.

26) *L'estimation du volume, récoltable en rendement soutenu, des essences principales objectif du groupe de calcul dans les unités de simulation de ce groupe*

Une imprécision est associée à l'identification du minimum parmi les 30 volumes disponibles prédits par période de 5 ans de l'horizon de simulation.

27) *L'adéquation entre les récoltes prévues par la simulation et leur exécution sur le terrain*

La récolte prévue d'une unité de simulation n'est pas toujours réalisable parce que certains peuplements peuvent être inaccessibles. *Sylva II* ne tient pas compte de ce type de contrainte.

28) *Le calcul de la possibilité à tous les 5 ans*

La possibilité forestière est recalculée tous les 5 ans. On ne sait pas dans quelle mesure ce nouveau calcul permet de corriger les imprécisions du calcul précédent.

Parmi les sources d'imprécision liées au calcul de la possibilité forestière proprement dit, les plus susceptibles de biaiser l'estimation de la possibilité forestière sont les sources (27), (22) et (25). Celles qui nous empêchent le plus d'estimer son imprécision sont les sources (24), (17) et (25); et celles sur lesquelles nous pourrions agir pour réduire cette imprécision sont les sources (24) et (25).

3. DISCUSSION

La complexité du calcul de la possibilité forestière sous sa forme actuelle et sa nature même sont telles qu'il est impossible d'estimer son erreur quadratique moyenne. Il existe deux types de méthodes d'estimation de l'EQM d'un paramètre. Les méthodes classiques, exactes ou approximatives, où une formule mathématique donne explicitement l'estimateur en fonction des observations, et les méthodes de calcul intensif comme

le *bootstrap* ou le *jackknife* qui reposent sur de nombreuses simulations de l'échantillonnage. Les méthodes classiques sont inapplicables au CPF car les modèles sont trop complexes pour que l'imprécision puisse être estimée au fur et à mesure où elle se propage dans le système. Le chapitre 3 de ce rapport illustre la méthode du *bootstrap* pour un CPF restreint à une partie choisie de l'aire commune 8285B; ce calcul ne tient compte que de la variabilité associée à l'échantillonnage. Une EQM plus riche de la possibilité forestière pourrait être estimée par la méthode du *bootstrap* si l'on disposait d'estimations des EQM pour les sources de biais ou de variation qui s'y prêtent (Sources 2 à 7 et 12 à 15). En posant des hypothèses minimales sur leur distribution, leur effet pourrait être simulé pour chaque nouvel échantillon *bootstrap*. En plus de la variabilité d'échantillonnage, l'EQM ainsi obtenue refléterait les variations et les biais attribuables aux sources de variation modélisées. Cependant, une grande partie de la variabilité ou du biais d'un CPF est attribuable aux choix du modélisateur (Sources 21 à 23) ou à ceux de l'aménagiste (Sources 24 et 25). En l'absence de modèles de succession, cette partie de l'imprécision d'un CPF ne peut être intégrée dans un calcul d'erreur quadratique moyenne, même par simulation.

Le démographe se base sur des données de recensement et des modèles (taux de natalité, de mortalité et de migration) pour prédire la population humaine d'un pays ou d'une province, mais concrètement, il doit poser certaines hypothèses. Il en va de même d'un CPF. Les inventaires fournissent des données de base, les modèles simulent la croissance du peuplement actuel, et le reste du calcul est constitué essentiellement d'hypothèses, y compris la naissance, la croissance et la récolte ou la perte des peuplements futurs. Il semble donc inévitable qu'une partie de l'évaluation de la variabilité d'un CPF prenne la forme d'une étude de sensibilité. Dans cette perspective, les hypothèses pourraient même être divisées en groupes dont chacun refléterait une tendance particulière. Ainsi, on pourrait imaginer un groupe d'hypothèses « maintien de la tendance actuelle », un groupe « optimiste », un groupe « catastrophe d'ici 100 ans », et ainsi de suite. L'aménagiste calculerait alors plusieurs possibilités forestières reflétant différents scénarios comme aide à la décision dans l'allocation des volumes de bois, comme font les démographes, reconnaissant ainsi que toute prédiction, même à court terme, est entachée

d'imprécisions considérables. Si l'aménagiste doit faire plusieurs calculs de possibilité pour chaque allocation des volumes de bois, il devient important que le calcul soit relativement simple, qu'il se fasse rapidement, et que la partie de son erreur quadratique moyenne qui peut être estimée le soit tout aussi rapidement. Dans ce contexte, une simplification du calcul de la possibilité paraît essentielle.

L'inventaire forestier repose actuellement sur un échantillon par quotas « jugé adéquat » (*judgment sample*). Des contraintes d'ordre économique et pratique forcent la disposition des virées dans des endroits accessibles où la composition des peuplements forestiers varie rapidement puisqu'une équipe de terrain doit traverser plusieurs strates regroupées dans une même journée de marche en forêt parfois dense. Une certaine représentativité est assurée par la répartition des virées dans plusieurs classes de densité du couvert et dans plusieurs feuillets de la carte. Cependant, l'échantillon n'est pas strictement aléatoire. La méthode de répartition des placettes est telle que les zones de transition entre les peuplements pourraient y être surreprésentées. Les volumes estimés pourraient s'en trouver biaisés, mais aussi, et peut-être surtout, la composition en essences. Pour estimer les volumes à l'aide d'échantillons non probabilistes, comme celui de l'inventaire, il faut poser le postulat que l'échantillon se comporte comme si les placettes avaient été placées au hasard dans chaque classe de densité et dans chaque feuillet d'une strate regroupée.

L'allocation de 15 placettes par strate regroupée n'est pas optimale. Il existe des techniques pour optimiser la répartition des placettes parmi les strates regroupées d'une unité de sondage en fonction des coûts et de la variance des estimateurs de volume. Il vaudrait la peine d'examiner comment ces techniques peuvent être adaptées aux inventaires.

Le mécanisme de recrutement de placettes appliqué à 20 % du territoire pourrait sans doute être amélioré grâce aux développements récents dans ce domaine. Il existe maintenant des méthodes qui permettent d'estimer une erreur quadratique moyenne qui tient compte de ces imputations (p. ex. : Méthodes du *cold deck*, du *hot deck*). Les esti-

mateurs pour les petits domaines et les 16 variables qui définissent les strates cartographiques permettraient peut-être de remplacer le système d'imputation actuel par des estimations des volumes des strates regroupées non échantillonnées. Pour cela, il faudrait qu'il y ait un minimum de placettes dans des strates présentement exclues de l'échantillonnage. Former quelques strates regroupées plus hétérogènes dans ce but pourrait être utile.

À l'automne 2003, un mandat a été confié à Statistique Canada afin d'évaluer le plan de sondage de l'inventaire forestier du Québec comme base d'estimation de la biomasse forestière (Reedman, 2004 (annexe disponible sur demande)). Estimer la biomasse et estimer le volume sont deux opérations très semblables. Le fait que les placettes ne soient pas distribuées au hasard sur le terrain, l'allocation sub-optimale de 15 placettes par strate regroupée, et la méthode d'imputation ont été identifiés comme les trois lacunes principales des inventaires. Des pistes de solutions étaient aussi offertes.

Il est rare que la sélection d'un échantillon d'envergure ne fasse pas l'objet de compromis, mais il importe que ces derniers soient judicieusement choisis, avec parcimonie, de manière à conserver à l'opération toute sa crédibilité, tant du côté des sciences forestières que des principes fondamentaux de la statistique. Notre examen a permis de déceler qu'à de trop nombreuses occasions, les compromis ont été faits au détriment de la valeur statistique des estimateurs. Les volumes et la composition en essences du territoire forestier estimés par les inventaires sous le plan de sondage actuel sont peut-être de bonnes estimations, mais le plan d'échantillonnage de l'inventaire, la méthode d'imputation et la méthode d'estimation ne le garantissent pas. Plusieurs méthodes statistiques pourraient fournir des solutions aux problèmes mentionnés; elles exigent cependant d'être étudiées, essayées et comparées.

Le Comité a examiné sommairement ce qui se fait ailleurs au Canada, aux États-Unis et dans le monde en matière d'inventaire forestier et de calcul de la possibilité forestière. Le Québec ne semble pas en retard dans ces domaines. Cependant, les détails sur les méthodes d'inventaire et sur celles du calcul de la possibilité forestière appliquées

ailleurs dans le monde ne se trouvent pas nécessairement dans des documents publics et leur recherche exigera plus de temps que ce que le Comité pouvait consacrer à cet aspect de son mandat.

Le calcul de la possibilité forestière tel qu'il est effectué au Québec ne tient pas compte de certains aspects importants de la dynamique et de l'exploitation forestières, comme les contraintes économiques et spatiales liées à la récolte de bois. Lorsqu'une unité de simulation est récoltée dans la simulation, ce sont des pans du territoire vraisemblablement disjoints ou qu'aucune route ne permet d'atteindre qui sont « coupés ». Les récoltes simulées ne sont peut-être réalisables que partiellement sur le terrain. On ne connaît ni l'ampleur de la disparité entre la simulation et la pratique, ni celle de son impact sur la possibilité forestière.

Lorsque les volumes récoltables sont prédits pour des périodes lointaines, par exemple, de 90 à 150 ans, ce sont les volumes issus des peuplements de moins de 7 m actuels et des retours issus des peuplements récoltés dès les premières années de la simulation qui constituent le volume récoltable. Les données d'inventaire ont un impact sur ces prédictions par le truchement des modèles. Le choix du modèle, lui, dépend presque uniquement de l'aménagiste. Ces choix sont certes ceux d'un expert, mais ils relèvent nécessairement, au moins en partie, du libre arbitre de ce dernier. En cela même, il est impossible d'associer une mesure d'imprécision aux volumes prédits. Dans le calcul de la possibilité forestière, le poids des hypothèses sur les strates de retour ou les strates émergentes après perturbation est donc considérable. Il l'est d'autant plus que les peuplements actuels contiennent davantage de stock mûr qui sera récolté ou perdu au début de l'horizon de simulation. Des suivis devraient être réalisés afin d'estimer la composition en essences du peuplement futur et l'âge de la régénération. À plus long terme, des modèles de succession seraient essentiels pour estimer les volumes à maturité de ces peuplements et l'erreur quadratique moyenne de ces estimations.

Le modèle « par courbes » est constitué de plusieurs équations non-linéaires très complexes. Ce système d'équations dépend de quelques dizaines de paramètres. Le mo-

dèle « par taux » dépend de centaines de paramètres. Les deux modèles comportent des raffinements qui ne sont pas justifiés étant donné les imprécisions des inventaires qui permettent de les appliquer au début d'une simulation, et celles qui s'ajoutent lorsque s'effectue le reste du calcul de possibilité sur tout l'horizon de simulation. La plupart des paramètres du modèle « par courbes » ont été estimés à l'aide des données des placettes temporaires de peuplements purs des trois cycles d'inventaire disponibles. Seuls les paramètres des modèles ancillaires de prédiction de l'IDR ont été estimés à l'aide des données des placettes permanentes. Les paramètres du modèle « par taux » ont été estimés à l'aide des données des placettes permanentes. Le morcellement des données des placettes permanentes fait en sorte que certains de ces taux sont estimés à l'aide d'un très petit nombre de données, notamment les taux de passage à des classes de dhp élevé où les arbres ont les plus gros volumes. De tels taux sont sujets à une très grande variance.

Au cours de leurs travaux, les membres du Comité ont remarqué que la documentation concernant certaines procédures était excellente (p. ex. : la description des méthodes de mesure des placettes temporaires et permanentes, celle des tables de production), mais qu'elle était éparse, difficile d'accès ou inexistante pour d'autres (p. ex. : modèle « par taux », la méthode de calcul de la possibilité pour une aire commune dans *Sylva II*). Une grande partie du travail a donc consisté à comprendre ce qu'était la possibilité forestière et toutes les étapes de son calcul et à rechercher l'information pertinente. Soulignons cependant que le personnel des diverses directions du Ministère a fourni une aide précieuse à toutes les étapes de ce travail. L'existence d'une documentation complète sur les procédures utilisées assurerait la pérennité de ces informations au sein de l'organisation et permettrait leur examen par les pairs. Un tel examen ne pourrait qu'en rehausser la crédibilité.

4. CONCLUSION

Dans sa forme actuelle, le calcul de la possibilité forestière est un exercice lourd et complexe où les sources de biais et de variation sont nombreuses. Si les calculs de possibilité forestière doivent déterminer l'allocation des ressources pour plusieurs années à

venir, il est important que les inventaires forestiers puissent garantir la qualité des estimateurs des intrants des modèles, et que ces derniers soient réalistes sans être plus complexes que ne le justifie l'information disponible. Un CPF ne dépend que partiellement des données d'inventaire. Une part considérable des volumes simulés repose sur des choix d'expert susceptibles d'engendrer des biais et des variations. Tant qu'il demeurera impossible d'estimer l'erreur de prédiction des successions forestières après coupe et des peuplements de moins de 7 m, des études de sensibilité aux hypothèses qui relèvent de l'aménagiste demeureront indispensables à tout CPF, ce qui requiert une méthode de calcul rapide.

CHAPITRE 3

Propagation de l'imprécision de l'inventaire dans le calcul de la possibilité forestière

Michèle BERNIER-CARDOU, M.Sc. (stat.)
Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides

SOMMAIRE DU CHAPITRE 3

IMPRÉCISION D'ÉCHANTILLONNAGE ASSOCIÉE À LA POSSIBILITÉ FORESTIÈRE PAR LA MÉTHODE DU <i>BOOTSTRAP</i> – UN EXEMPLE POUR UNE AIRE COMMUNE	81
RÉFÉRENCES	87

IMPRÉCISION D'ÉCHANTILLONNAGE ASSOCIÉE À LA POSSIBILITÉ FORESTIÈRE PAR LA MÉTHODE DU *BOOTSTRAP* – UN EXEMPLE POUR UNE AIRE COMMUNE

Une estimation de l'erreur quadratique moyenne associée à l'estimation de la possibilité forestière de l'aire commune 8285B a été obtenue par la méthode du *bootstrap*. Deux groupes de calcul ont été formés de strates forestières productives présentes dans l'aire commune 8285B : un groupe SEPM (Sapin, Épinette, Pin, Mélèze) et un groupe MXPET (Mélange Résineux Peuplier faux tremble). Parmi les unités de simulation du premier groupe de calcul issues de strates regroupées où le nombre de placettes disponibles était supérieur ou égal à 7, les 91 plus grandes (en superficie) ont été sélectionnées ; dans le second groupe de calcul, 22 unités de simulation ont été choisies selon les mêmes critères. Dans l'aire commune 8285B, ces 113 unités de simulation couvraient 35 % de la superficie forestière productive totale. Dans l'unité de sondage U28A, ces strates contenaient 117 placettes établies, 700 placettes actualisées et 1919 placettes recrutées, pour un total de 2 736 placettes, soient 72 % des 163 placettes établies dans des strates de l'unité de sondage U28A qui se trouvent dans l'aire commune 8285B, 80 % des 874 placettes actualisées de ces strates, 42 % des 3 569 placettes recrutées de ces strates, et 59 % des 4 606 placettes de tout type de ces strates. Que les placettes soient établies, actualisées ou recrutées, les volumes par placette et par essence sont traités comme s'ils étaient mesurés sans erreur.

La technique du *bootstrap* consiste à estimer la distribution d'échantillonnage d'un estimateur par rééchantillonnage avec remise de l'échantillon effectivement choisi, et à estimer le paramètre, son erreur standard, son biais, son erreur quadratique moyenne et son intervalle de confiance à 95 % à l'aide de cette distribution empirique. Dans l'échantillon de 2 736 placettes représentatif des plus grandes superficies forestières productives de l'aire commune 8285B, un nouvel échantillon de placettes de même structure et de même taille que l'échantillon d'origine a été choisi au hasard avec remise, de telle sorte qu'une placette de l'échantillon d'origine pouvait apparaître plusieurs fois dans le nouvel échantillon et certaines autres, pas du tout. Cet échantillonnage a été répété 100 fois. Chaque échantillon *bootstrap* ainsi formé contenait donc n_{jk} placettes parmi les n_{jk}

que contenait la strate k du groupe de calcul j , où $j = \text{MXPET}, \text{SEPM}$, $k = 1, \dots, N_j$, et $N_{\text{MXPET}} = 22$, $N_{\text{SEPM}} = 91$. Un ingénieur forestier a ensuite estimé les possibilités forestières des arbres de 14 cm et plus de dhp ($\text{m}^3 \text{øan-1}$) pour chaque échantillon *bootstrap*, une pour le groupe SEPM et une autre pour le groupe MXPET. Notons $\hat{\chi}_i$ la possibilité forestière pour un groupe d'essences principales objectif estimée à l'aide du i ème échantillon *bootstrap*, $i = 1, \dots, 100$, et $\bar{\chi}$, la possibilité forestière pour le même groupe d'essences calculée pour l'échantillon d'origine composé de placettes distinctes. Pour chaque groupe de calcul, l'estimateur *bootstrap* de la possibilité forestière est donné par :

$$\bar{\chi} = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} \hat{\chi}_i \quad (1)$$

et celui de son erreur standard, par :

$$s(\bar{\chi}) = \sqrt{\frac{1}{100} \sum_{i=1}^{100} (\hat{\chi}_i - \bar{\chi})^2}. \quad (2)$$

L'erreur standard est une déviation moyenne (en plus ou en moins) des estimations *bootstrap* $\hat{\chi}_i$ autour de leur moyenne $\bar{\chi}$. Le biais de l'estimateur $\bar{\chi}$ est estimé par :

$$\text{Biais}(\bar{\chi}) = \bar{\chi} - \hat{\chi}. \quad (3)$$

Le biais relatif de $\bar{\chi}$ est estimé par :

$$\frac{\text{Biais}(\bar{\chi})}{\bar{\chi}} \times 100. \quad (4)$$

La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne, par :

$$\text{REQM}(\bar{\chi}) = \sqrt{\text{EQM}(\bar{\chi})} = \sqrt{(\text{Biais}(\bar{\chi}))^2 + s(\bar{\chi})^2}. \quad (5)$$

L'intervalle de confiance à 95 % pour le paramètre χ est estimé par :

$$\bar{\chi} \pm 1,96 s / \sqrt{\bar{\chi}} \quad (6)$$

Ce type d'intervalle, appelé intervalle standard (Manly, 1997, § 3.4), est valide si :

- a) la distribution de $\hat{\chi}$ est approximativement normale,
- b) $\hat{\chi}$ est sans biais de telle sorte que $\bar{\chi} \approx \hat{\chi}$ et
- c) le rééchantillonnage *bootstrap* donne une bonne approximation de l'écart type de la distribution de $\hat{\chi}$.

La possibilité forestière du groupe SEPM pour l'échantillon d'origine est estimée par $\hat{\chi} = 58\,400 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. L'estimation *bootstrap* est : $\bar{\chi} = 56\,724 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. L'erreur standard de $\bar{\chi}$ est estimée à $1867 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. Le biais, par $\bar{\chi} - \hat{\chi} = -1\,676 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$, soit un biais relatif de -2.9 % par rapport à $\hat{\chi}$. La possibilité du groupe SEPM est donc surestimée. La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne est estimée à $\sqrt{\text{REQM}} = 2\,509 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. Cette estimation constitue une borne inférieure en ce sens qu'une estimation qui tiendrait compte de toutes les sources d'imprécision et de biais serait nécessairement plus grande. Sous le postulat que le biais est négligeable, les bornes de l'intervalle de confiance standard à 95 % sont estimées par l'équation (6) : $56\,724 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1} \pm 1,96(1867,27 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}) = 56\,724 \pm 3\,660 = (53\,064 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}, 60\,384 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1})$; la demi-largeur de l'intervalle représente 6,3 % de $\hat{\chi}$. L'intervalle de confiance estime les bornes entre lesquelles l'estimation de la possibilité se trouvera 19 fois sur 20 si la méthode d'estimation n'est pas biaisée et que l'on répète l'échantillonnage, y compris la sélection et la mesure des placettes sur le terrain, un grand nombre de fois.

Pour le groupe MXPET, la possibilité forestière selon l'échantillon d'origine est estimée par $\hat{\chi} = 4\,060 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. L'estimation *bootstrap* est: $\bar{\chi} = 4\,378 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. L'erreur standard de $\bar{\chi}$ est estimée à $592 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. Le biais, par $\bar{\chi} - \hat{\chi} = 318 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$, soit un biais relatif de 7,8 % par rapport à $\hat{\chi}$. La possibilité du groupe MXPET est donc sous-estimée. La racine carrée de l'erreur quadratique moyenne est estimée à $\text{REQM} = 672 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}$. Sous le postulat que le biais est négligeable, les bornes de l'intervalle de confiance standard à 95 % sont estimées par $4\,378 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1} \pm 1,96(592,273 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}) = 4\,378 \pm 1\,161 = (3\,217 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1}, 5\,539 \text{ m}^3 \text{ an}^{-1})$; la demi-largeur de l'intervalle représente 29 % de $\hat{\chi}$.

Dans chaque groupe de calcul, la distribution empirique des 100 possibilités obtenues par *bootstrap* ne dévie pas de celle d'une loi normale. Si les distributions des $\hat{\chi}_i$ sont symétriques, comme cela semble être le cas, 100 échantillons *bootstrap* suffisent pour estimer les moyennes et leurs erreurs standard (Manly, 1997, p. 35). Si, de plus, $\hat{\chi}$ est sans biais, les limites des intervalles de confiance standard à 95 % sont valides. Examinons la question des biais.

Lorsque l'ingénieur forestier a calculé la possibilité forestière pour chaque échantillon *bootstrap*, il a parfois dû modifier le choix de courbe de croissance d'une essence proposé par son logiciel, car celui-ci donnait une courbe invraisemblable, dans certains cas. Le calcul pour l'échantillon complet composé de placettes distinctes a été fait quelques semaines après les calculs pour les échantillons *bootstrap*. Il se peut que les critères de sélection des courbes appliqués par l'ingénieur forestier ne soient pas demeurés exactement les mêmes entre les échantillons *bootstrap* et l'échantillon complet. Ceci expliquerait une partie des biais. Ces derniers reflètent aussi, mais en partie seulement, le biais de $\hat{\chi}$ induit par la non-linéarité du mécanisme de calcul de la possibilité forestière, notamment celui des modèles de croissance (Pothier et Savard, 1998; voir aussi Chapitre 4 de ce rapport). Efron et Tibshirani (1998, p. 128) considèrent qu'un biais dont le rapport à l'erreur standard de l'estimateur est supérieur à 0,25 n'est pas négligeable. Ici, ce rapport est estimé à $|-1676|/1867 = 0,90$ pour le groupe SEPM et 0,54 pour le groupe MXPET. Dans les deux cas, il est supérieur à 0,25. Les intervalles de confiance standard ne se-

raient donc pas strictement valides. Il existe d'autres méthodes de calcul d'intervalles de confiance *bootstrap* qui tiennent compte du biais, notamment. Mais parce qu'elles reposent sur l'estimation de percentiles loin dans les ailes de la distribution des $\hat{\chi}_i$, ces méthodes exigent au moins 1000 ou 2 000 échantillons *bootstrap* (Efron et Tibshirani, 1998; Manly, 1997). Or chaque échantillon *bootstrap* requiert un CPF par un ingénieur forestier. Dès lors, on comprendra qu'il était impossible de faire cet exercice dans le cadre des travaux du Comité.

L'exercice du *bootstrap* capte la variation d'échantillonnage des inventaires forestiers et ses répercussions sur la suite des calculs, essentiellement. Dans cet exemple, cette variation est moins grande que celle à laquelle on aurait pu s'attendre. Elle est plus grande pour les essences MXPET que pour les essences SEPM. L'exercice incorpore le fait que certaines strates peuvent être classées dans l'un ou l'autre des deux groupes de calcul selon le volume estimé de chaque essence et la composition de l'échantillon. Il ne tient compte que très partiellement ou pas du tout des variations et/ou des biais induits par les tarifs de cubage généraux et les tarifs locaux, l'actualisation des placettes, le recrutement et toutes les imprécisions dues à la modélisation et à la prédiction de la croissance. Pour simuler les imprécisions de l'ensemble du calcul, il aurait fallu en estimer les composantes, et reprogrammer *Sylva II* en y simulant leurs effets. Le Ministère pourrait choisir d'entreprendre ce travail.

Le calcul de la possibilité forestière sous sa forme actuelle est trop complexe pour que l'on puisse estimer son erreur quadratique moyenne par des méthodes analytiques classiques, qu'elles soient exactes (Cochran, 1977) ou approximatives (Wolter, 1985). La méthode du développement en série de Taylor, qui a été suggérée à la vérificatrice générale, ne s'applique que si l'estimateur dont on cherche à estimer la variance s'exprime comme une fonction explicite et différentiable des observations. D'autre part, les méthodes qui reposent sur des calculs intensifs ne seront opérationnelles que lorsque la prise de décision dans *Sylva II* sera automatisée.

L'erreur d'échantillonnage contribue sans doute de façon substantielle à l'erreur quadratique moyenne de la possibilité forestière, mais il est impossible de dire quel est son ordre de grandeur par rapport à l'erreur de modélisation des peuplements de moins de 7 m et celle des retours après coupe, pour ne citer que ces autres sources d'imprécision.

RÉFÉRENCES

- COCHRAN, W.G., 1977. Sampling Techniques. John Wiley & Sons, New York, 428 p.
- EFRON, B. ET TIBSHIRANI, R.J., 1998. An Introduction to the Bootstrap. 2^e édition, Chapman & Hall / CRC, New York, 436 p.
- MANLY, B., 1997. Randomisation, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology, 2^e édition, Chapman & Hall, Londres, 399 p.
- POTHIER, D. ET SAVARD, F., 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, 183 p.
- WOLTER, K.M., 1985. Introduction to Variance Estimation. Springer-Verlag, New York, 427 p.

CHAPITRE 4

Erreur de prédiction associée au modèle de croissance « par courbes »

David POTHIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*
Faculté de foresterie et de géomatique
Université Laval

Lise CHARRETTE, B.Sc. (stat.)
Direction de la recherche forestière
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

Isabelle AUGER, M.Sc. (stat.)
Direction de la recherche forestière
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

SOMMAIRE DU CHAPITRE 4

INTRODUCTION	91
1. APERÇU DU MODÈLE DE POTHIER ET SAVARD (1998).....	91
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	92
2.1 Source de données	92
2.2 Analyse de l'erreur	93
2.3 Variables explicatives	94
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	97
3.1 Évaluation de l'erreur de prédiction du volume marchand par les modèles	97
3.2 Évaluation de l'erreur due aux arrondissements d'âge, d'IQS et d>IDR	105
3.3 Évaluation de l'erreur due à la compilation des inventaires par strate	107
4. RECOMMANDATIONS	111
RÉFÉRENCES	113

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAU 1 : Statistiques descriptives concernant la prédiction du volume marchand des placettes-échantillons permanentes par classe d'horizon de prédiction. Chaque valeur ($\pm$ écart type) correspond à la moyenne du nombre de placettes-échantillons permanentes indiqué entre parenthèses	97
TABLEAU 2. Erreur de prédiction du volume marchand des placettes-échantillons permanentes par classe d'horizon de prédiction à partir des valeurs exactes d'IQS et d>IDR (e_{eq}) et de leurs valeurs arrondies (e_{tab}). Chaque valeur ($\pm$ écart type) correspond à la moyenne du nombre de placettes-échantillons permanentes indiqué entre parenthèses	107
FIGURE 1 : Erreur de prédiction du volume marchand en fonction de l'âge du peuplement pour chaque mesure de chaque placette-échantillon permanente considérée dans l'analyse. Les erreurs associées à une même placette sont reliées entre elles par une ligne	100
FIGURE 2 : Erreur de prédiction du volume marchand en fonction de l'indice de qualité de station pour chaque mesure des placettes-échantillons permanentes établies dans les pessières noires pures. Les erreurs associées à une même placette sont reliées entre elles par une ligne.....	104
FIGURE 3. Différence de volume (m^3/ha) entre la compilation par strate (1 ^{re} technique d'ajustement) et par placette en fonction de la différence de volume entre la compilation par strate (1 ^{re} technique d'ajustement) et par strate (2 ^e technique d'ajustement).....	110

INTRODUCTION

Ce qu'on appelle communément le modèle « par courbes » réfère, en fait, à une série de modèles mathématiques calculant l'évolution de la production forestière pour les peuplements purs et de structure généralement régulière. Ces modèles sont donc utilisés pour estimer l'évolution du volume marchand d'une très grande proportion des superficies forestières productives du Québec. Ces modèles sont décrits en détail par Pothier et Savard (1998) pour BOP, BOG, EPB, EPN, EPR, MEL, PEB, PED, PEG, PET, PID, FIG, SAB et THO, par Carpentier (1987) pour ERA, ERN, ERS, par Bégin et al. (1990) pour ERR et par Plonski (1974) pour PIB, PIR, PRU et tous les autres feuillus tolérants à l'ombre. En théorie, ces modèles ne devraient être utilisés que dans les cas où les peuplements sont largement dominés par une des espèces mentionnées. Puisque de nombreux peuplements sont composés d'un mélange d'espèces en proportions variées, le Manuel d'aménagement forestier décrit une procédure basée sur des règles de proportionnalité pour prédire l'évolution du volume de peuplements mixtes en utilisant les modèles de production conçus pour les peuplements purs. Cette procédure a été respectée pour les compilations par strate, puis comparée à une autre procédure inspirée de Pothier et Savard (1998).

1. APERÇU DU MODÈLE DE POTHIER ET SAVARD (1998)

Parmi les modèles précédemment mentionnés, le modèle de Pothier et Savard (1998) est le plus utilisé parce qu'il s'applique aux espèces les plus fréquemment établies en peuplements réguliers au Québec. Ce modèle comporte un système d'équations dont les paramètres ont été calculés simultanément pour chacune des espèces considérées. Ce modèle repose sur trois variables de base : l'âge, pour tenir compte de l'évolution des peuplements, l'indice de qualité de station (IQS), qui caractérise le développement vertical des peuplements, et l'indice de densité relative, qui considère à la fois l'occupation du territoire par les arbres, leur croissance en diamètre et l'incidence de mortalité et recrutement. Le réseau de placettes-échantillons temporaires du MRNFP a été utilisé pour éta-

lonner le modèle. L'âge des peuplements a été déterminé à partir de barrettes de sondage recueillies sur 2 ou 3 arbres échantillons par placette. Ces mêmes arbres échantillons ont aussi servi à construire des courbes d'IQS qui mettent en relation l'âge et la hauteur dominante des peuplements. L'indice de densité relative a été calculé à partir de l'inventaire des placettes et d'une courbe limite décrivant le nombre maximal de tiges pour toute une gamme de diamètres quadratiques moyens. Puisque des tests préliminaires ont montré que l'indice de densité relative n'était pas stable dans le temps, son évolution a été estimée à partir du réseau de placettes-échantillons permanentes du MRNFP.

Le système d'équations du modèle de Pothier et Savard (1998) permet d'estimer l'évolution du volume marchand d'un peuplement composé d'une des espèces étudiées et correspond à la partie croissante des courbes de production. Une partie décroissante a par la suite été imposée au modèle de façon à simuler la sénescence théorique des peuplements qui est réputée survenir en vieillissant. Pour déterminer l'âge de début de sénescence et le rythme de déclin en volume qui lui succède, le réseau de placettes-échantillons permanentes du MRNFP a été mis à contribution. Une description détaillée de la méthodologie a été décrite par Pothier (2003) qui, par ailleurs, souligne le peu d'information disponible et la longue période d'extrapolation caractérisant la partie décroissante de la courbe d'évolution du volume.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Source de données

Le calcul de l'erreur a été fait à partir du réseau de placettes-échantillons permanentes du MRNFP qui ont été mesurées plus d'une fois. Ce réseau comporte plus de 12 000 placettes-échantillons établies au hasard sur tout le territoire forestier productif québécois, ce qui implique une très grande variation des caractéristiques biophysiques des placettes (région écologique, sol, composition, structure, âge, etc.). L'établissement des placettes a débuté en 1970 et s'est poursuivi au cours des décennies suivantes de sorte que l'ancienneté des placettes est très variable. De plus, ces placettes ont été visitées périodiquement de façon à obtenir un suivi dendrométrique étalé dans le temps. L'intervalle

de temps entre les mesures successives d'une même placette est en moyenne de 10 ans, mais varie de 5 à 18 ans. Typiquement, nous disposons donc de placettes mesurées entre 2 et 4 fois pendant un intervalle de temps ne dépassant pas 32 ans, ce qui fixe les limites temporelles de notre exercice d'analyse de l'erreur de prédiction du volume marchand à l'hectare.

Les placettes permanentes ont été utilisées pour la plupart des analyses réalisées au cours du présent travail. Cependant, dans le cas de la comparaison des méthodes de compilation des placettes d'inventaire, i.e. la compilation par strate et par placette, il a fallu utiliser des placettes-échantillons temporaires parce que les disparités en âge et en période de temps de suivi des placettes permanentes ne permettaient des comparaisons que sur de très courts horizons de temps. Puisque les modèles ont été construits à partir de compilations par placette plutôt que par strate, nous avons statué que tout écart observé entre les deux méthodes de compilation constituerait un biais de la compilation par strate comparativement à la compilation par placette.

2.2 Analyse de l'erreur

Les mesures répétées dans le temps permettent de comparer le volume prédit par les modèles au volume observé à chaque mesurage, ce qui correspond à l'erreur de prédiction des modèles :

$$e_{V_{ij}} = V_{ij} - \hat{V}_{ij}$$

où $e_{V_{ij}}$ est l'erreur de prédiction du volume marchand/ha de la placette i au temps j ,

V_{ij} est le volume marchand/ha observé de la placette i au temps j tel que calculé à partir de l'inventaire de la placette et d'un tarif de cubage local déterminé par le MRNFP, et

$\hat{V}_{ij}$ est le volume marchand/ha de la placette i au temps j prédit par les modèles à partir des données d'inventaire de la première mesure.

Pour chaque placette mesurée plus de deux fois, il est possible de calculer une erreur de prédiction à chaque intervalle de temps, ce qui permet d'inférer sur la propagation de l'erreur dans le temps. Il faut toutefois porter attention à utiliser une procédure statistique qui tienne compte de l'autocorrélation entre les mesures répétées d'une même placette. Puisqu'il nous a semblé qu'un modèle linéaire était suffisant pour bien expliquer l'erreur de prédiction du volume, la procédure MIXED du progiciel SAS a été adoptée.

L'analyse de l'erreur consiste donc à tenter d'expliquer ces erreurs de prédiction du volume en les mettant en relation avec certaines variables décrivant le milieu biophysique des peuplements tout en tenant compte de l'aspect temporel. En identifiant les variables responsables de grandes variations de l'erreur de prédiction du volume, il sera ainsi possible de proposer des pistes d'amélioration, que ce soit à l'étape de l'inventaire forestier, du processus de modélisation lui-même ou de certaines procédures d'utilisation des modèles. Pour pouvoir juger de l'importance relative de chaque variable pour expliquer l'erreur de prédiction du volume, les variables soumises au modèle ont été standardisées, c'est-à-dire que la moyenne des valeurs d'une variable a été soustraite à chaque valeur pour ensuite être divisée par son écart type. De cette façon, les valeurs des paramètres associés à chaque variable peuvent être comparées directement, ce qui permet d'obtenir un ordre de grandeur de l'importance des variables pour expliquer l'erreur de prédiction en volume.

2.3 Variables explicatives

Parmi les variables susceptibles d'identifier les sources d'erreur de prédiction du volume, il faut souligner l'importance de l'indice de qualité de station (IQS) et de l'indice de densité relative (IDR), qui sont des variables de base du modèle de Pothier et Savard (1998). Ces deux variables ont donc été soumises au modèle visant à expliquer l'erreur de prédiction du volume. Il est toutefois à noter que si ces deux variables expliquaient une portion significative de l'erreur de prédiction du volume, elles correspondraient à un biais de la distribution de l'erreur autour de sa moyenne. Par exemple, si l'IDR était positivement relié à l'erreur de prédiction du volume, il faudrait interpréter ce résultat comme une

augmentation de l'erreur de prédiction du volume qui serait parallèle à une augmentation des valeurs d'IDR. Quoiqu'il soit possible de trouver de telles relations, il ne faut pas perdre de vue que l'IQS et l'IDR peuvent non seulement expliquer des biais de l'erreur de prédiction du volume, mais aussi l'ampleur de la dispersion de l'erreur autour de sa moyenne. Pour faire ressortir de tels liens, il faut toutefois créer de nouvelles variables reliées à l'IQS et à l'IDR qui reflètent les erreurs associées à la prédiction de ces deux variables. Ainsi, une variable nommée «erreur de l'IQS» a été formée en calculant l'IQS à chaque période de mesure des placettes permanentes et en y soustrayant l'IQS calculé à la première période de mesure. En effet, cette dernière constitue la prédiction de l'évolution de l'IQS puisque l'IQS est considérée comme étant stable dans le temps. De la même manière, une variable nommée « erreur de l'IDR » a été formée en utilisant les données d'inventaire de chaque période de mesure afin de calculer un IDR observé auquel a été soustraite la prédiction de l'IDR. Ces deux variables ont donc aussi été soumises au modèle explicatif de l'erreur de prédiction du volume.

Par ailleurs, puisque les modèles ont été conçus pour des peuplements purs en utilisant des variables mises au point pour des structures régulières (IQS et IDR), il nous a semblé important de tester, à l'aide d'indices, si la composition et la structure diamétrale des peuplements mixtes et irréguliers pouvaient expliquer une partie de la variation de l'erreur de prédiction. Ainsi, un indice de composition a été mis au point de façon à ce que sa valeur augmente parallèlement au nombre d'espèces en présence et à leur proportion d'occupation respective. Pour composer un tel indice, une valeur entre 0 et 1 a été allouée à chaque espèce présente dans le peuplement en fonction de leur importance relative. Par exemple, s'il y a deux espèces présentes, mais qu'une des deux est faiblement représentée (faible surface terrière), la valeur de l'indice tend vers 1. Au contraire, si la composition de ce peuplement (2 espèces) tend vers une composition 50-50 %, la valeur de l'indice tend vers 2. La valeur allouée à chaque espèce tend vers 1 si le pourcentage de surface terrière de cette espèce tend ou dépasse 100/nombre d'espèces (Nsp).

$$IC = \frac{1}{Nsp} \left(\min_{i=1}^{Nsp} \left(\frac{\%ST_i}{100} \right) \right)$$

où IC est l'indice de composition,

N_{sp} est le nombre d'espèces en présence, et
 $\%ST_i$ est le pourcentage de la surface terrière marchande occupée par l'espèce i .

En ce qui concerne la prise en compte de la structure diamétrale des peuplements, le paramètre c de la fonction de Weibull a été utilisé en le calculant à l'aide d'une équation simplifiée à deux paramètres (Bailey et Dell 1973) :

$$N_x | N e^{-\left(\frac{x}{b}\right)^c} - 4 e^{-\left(\frac{x}{b}\right)^c}$$

où N_x est le nombre d'arbres inventoriés dans la classe de diamètre de valeur moyenne x ,

N est le nombre total d'arbres dans la placette,

x est la valeur moyenne de la classe de diamètre de 2 cm, et

b et c sont les paramètres à estimer.

D'autres variables ont aussi été soumises au modèle explicatif de l'erreur de prédiction en volume. Ainsi, l'âge du peuplement est une variable à considérer, notamment à cause de son lien avec les deux parties distinctes des modèles de prédiction, c'est-à-dire les périodes de croissance et de décroissance. Puisque les caractéristiques de la période de décroissance, appelée sénescence, sont imprécises (Pothier et al. 2004) et évaluées sur de courtes périodes de temps, la prédiction des pertes de volume lorsque les peuplements ont atteint un âge avancé devrait normalement être associée à de plus grandes erreurs que dans le cas de la période de croissance. Cette hypothèse pourrait être vérifiée si le paramètre associé à l'âge du modèle de prédiction de l'erreur du volume était significativement différent de zéro. Il faut toutefois garder à l'esprit qu'une faible représentation de placettes établies dans des peuplements ayant amorcé une sénescence pourrait aussi être responsable d'un paramètre associé à l'âge non significativement différent de zéro.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Évaluation de l'erreur de prédiction du volume marchand par les modèles

L'erreur de prédiction du volume marchand (m^3/ha) a été calculée en soustrayant le volume prédit par les modèles au volume observé à chaque période de mesure des placettes-échantillons permanentes. Par conséquent, une valeur positive de l'erreur indique une sous-estimation de la prédiction par les modèles alors qu'une valeur négative dénote une surestimation du volume marchand calculé par les modèles. Toutes les placettes pour lesquelles aucune perturbation n'a été signalée pour l'ensemble des périodes de mesure ont été utilisées dans l'analyse. Les statistiques descriptives associées à l'erreur de prédiction de ces placettes sont indiquées au tableau 1. Dans ce tableau, les valeurs moyennes de l'erreur et des principales variables explicatives de l'erreur sont présentées. Il est à noter que la moyenne de l'erreur de prédiction de chaque placette correspond au biais des modèles de prédiction, c'est-à-dire sa déviation par rapport à une erreur nulle. Par ailleurs, l'écart type de l'erreur de prédiction fournit une valeur de la dispersion de l'erreur de prédiction autour de sa moyenne et correspond donc à l'idée qu'on se fait généralement d'une erreur de prédiction (*RMSEP : root mean square error of prediction*).

TABLEAU 1 : *Statistiques descriptives concernant la prédiction du volume marchand des placettes-échantillons permanentes par classe d'horizon de prédiction. Chaque valeur ($\pm$ écart type) correspond à la moyenne du nombre de placettes-échantillons permanentes indiqué entre parenthèses.*

	<u>Horizon de 5 ans</u>	<u>Horizon de 15 ans</u>	<u>Horizon de 25 ans</u>
Horizon de prédiction (an)	8 ± 2 (1231)	14 ± 3 (744)	25 ± 3 (504)
Erreur de prédiction (m^3/ha)	$-1,3 \pm 14,9$ (1231)	$3,0 \pm 17,4$ (744)	$5,4 \pm 28,9$ (504)
Volume observé (m^3/ha)	$78,8 \pm 61,0$ (1231)	$79,8 \pm 58,2$ (744)	$82,9 \pm 62,2$ (504)
IQS (m à 50 ans)	$13,3 \pm 3,4$ (1231)	$11,6 \pm 3,1$ (744)	$12,8 \pm 3,2$ (504)
IDR	$0,40 \pm 0,20$ (1231)	$0,43 \pm 0,18$ (744)	$0,44 \pm 0,18$ (504)
Erreur IQS (m à 50 ans)	$0,1 \pm 1,2$ (1207)	$0,1 \pm 1,0$ (722)	$0,5 \pm 1,6$ (480)
Erreur IDR	$-0,016 \pm 0,066$ (1207)	$-0,017 \pm 0,069$ (722)	$-0,016 \pm 0,117$ (480)
Âge (an)	65 ± 39 (1231)	93 ± 45 (744)	79 ± 43 (504)
Indice de composition	$1,5 \pm 0,6$ (1231)	$1,5 \pm 0,5$ (744)	$1,4 \pm 0,5$ (504)
Indice de structure	$6,4 \pm 3,5$ (1127)	$5,8 \pm 2,9$ (716)	$6,3 \pm 3,2$ (471)

Dans le but de déterminer les sources de l'erreur de prédiction, nous avons construit un modèle mathématique mettant en relation l'erreur de prédiction du volume marchand de chaque mesure de toutes les placettes permanentes et les variables les plus susceptibles d'expliquer l'erreur de prédiction des modèles. Il faut souligner que toutes les variables ainsi que leurs interactions ont été soumises au modèle, mais que nous nous contenterons de discuter des seules variables et interactions expliquant une partie significative de l'erreur de prédiction du volume marchand. Pour interpréter les résultats, nous avons calculé le coefficient de détermination partiel de chaque variable. Par conséquent, l'ordre d'entrée des variables dans le modèle est très important parce qu'on peut s'attendre à ce que la première variable à entrer dans le modèle accapare une grande partie de la variation expliquée alors que les variables suivantes ne peuvent expliquer que la partie non encore expliquée de l'erreur de prédiction par les variables déjà dans le modèle. Cependant, cette façon de procéder nous a semblé la plus pratique pour analyser l'erreur, mais nous devons garder à l'esprit les limites de cette méthode lors de l'interprétation des résultats. Dans le texte qui suit, ces variables explicatives seront abordées par ordre d'importance.

La variable seule qui explique la plus grande proportion de l'erreur de prédiction du volume marchand, et qui est la première variable à entrer dans le modèle, est l'erreur de l'IDR. Cette variable explique 39 % de la variation de l'erreur de prédiction autour de sa moyenne, mais le pourcentage d'explication s'élève à 41 % en ajoutant l'interaction entre l'erreur de l'IDR et le type de peuplement. Cet apport de l'interaction pour expliquer l'erreur des modèles peut se traduire par une différence observable entre les types de peuplement en ce qui concerne le lien entre l'erreur de prédiction du volume et l'erreur de l'IDR. Une analyse de cette interaction a mis en évidence que parmi les types forestiers les plus importants, les peuplements dominés par l'épinette noire (> 75 % de la surface terrière marchande) se démarquent des autres par leur lien moins fort entre l'erreur de prédiction en volume et l'erreur de l'IDR. Ainsi, l'erreur de l'IDR des pessières noires explique une partie moins importante de l'erreur de prédiction en volume comparative-ment aux autres types de peuplement.

L'erreur de l'IDR se calcule pour chaque mesure des placettes permanentes en soustrayant la prédiction de l'IDR à sa valeur observée. La prédiction de l'IDR se fait par l'entremise du nombre de tiges à l'hectare à la première mesure, d'un modèle reliant le nombre maximal de tiges à l'hectare pour un diamètre quadratique donné et servant de référence pour calculer l'IDR, et d'un autre modèle reliant l'IDR à l'âge des peuplements et visant à prédire l'évolution de l'IDR. L'erreur de l'IDR peut donc avoir trois sources distinctes. La première est reliée au dénombrement des arbres lors du premier inventaire. Ce dénombrement semble particulièrement imprécis dans le cas des gaules qui ne sont échantillonnées que sur une superficie de 40 m² alors que les tiges de 9,1 cm et plus le sont sur une superficie de 400 m². Pour contrer cette source potentielle d'erreur, il faudrait augmenter la superficie d'échantillonnage pour les gaules qui pourrait passer, par exemple, de 40 à 100 m². La deuxième source d'erreur provient des courbes limites entre le nombre de tiges à l'hectare et le diamètre moyen quadratique pour chaque type de peuplement (voir Pothier et Savard, 1998). Ces relations ont été construites à l'aide d'un très grand nombre de placettes temporaires et semblent donc assez robustes. Toutefois, des anomalies ont été constatées dans les plus faibles densités de peuplement (Pothier et al., 2004), ce qui pourrait mener à l'introduction de certaines erreurs. De nouvelles estimations des paramètres des courbes limites sont donc souhaitables en prenant en considération les observations de Pothier *et al.* (2004). La troisième source d'erreur est liée à l'utilisation du modèle de prédiction de l'IDR dans le temps. Ce modèle a été étalonné à partir du réseau de placettes permanentes (Pothier et Savard, 1998), mais la grande variation observée entre les placettes se reflète par une imprécision importante de ce modèle de projection dans le temps. Cette grande variation peut s'expliquer par des taux de mortalité très variable d'une placette l'autre, mais également par le recrutement de nouvelles tiges lorsque certains peuplements avancent en âge, ce qui est contraire aux principes de la loi de l'auto-éclaircie qui est sous-jacente au concept de l'IDR. Le modèle de projection de l'IDR dans le temps utilisé par Pothier et Savard (1998) étant assez simple, il serait souhaitable d'améliorer cet aspect du modèle au cours de ses futurs développements.

Par ailleurs, l'erreur de l'IDR incorpore d'autres sources d'erreur qui sont, par le fait même, masquées par le fort lien existant entre l'erreur de prédiction du volume et

l'erreur de l'IDR. Par exemple, notre analyse ne détecte qu'un impact mineur de l'horizon de prédiction alors qu'un examen visuel des données lui accorderait beaucoup plus d'importance (Figure 1). En effet, puisque l'erreur de l'IDR augmente dans le temps, elle accapare une grande partie de la variation de l'erreur de prédiction du volume qui serait normalement attribuable à l'horizon de prédiction. Il est aussi possible que le fort lien entre l'erreur de prédiction en volume et l'erreur de l'IDR masque l'effet de l'indice de structure puisque que ce dernier est partiellement dépendant du recrutement de tiges susceptible de se produire quand certains peuplements vieillissent.

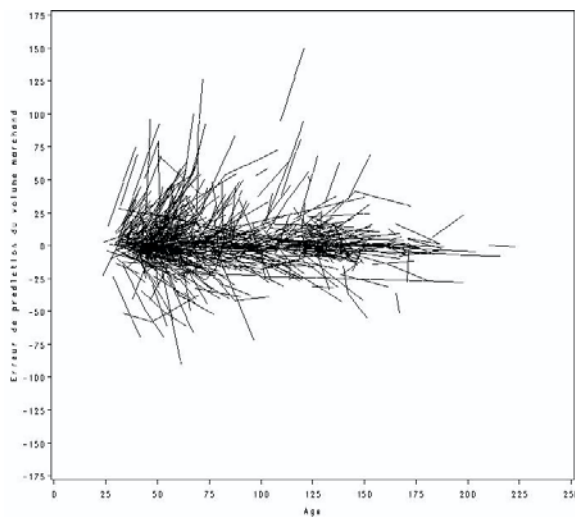


FIGURE 1 : *Erreur de prédiction du volume marchand en fonction de l'âge du peuplement pour chaque mesure de chaque placette-échantillon permanente considérée dans l'analyse. Les erreurs associées à une même placette sont reliées entre elles par une ligne.*

Par ordre d'importance, la deuxième variable permettant d'expliquer l'erreur de prédiction du volume marchand est l'erreur de l'IQS qui explique 9 % de la variation de l'erreur de prédiction du volume autour de sa moyenne. L'IQS correspond à la hauteur des arbres dominants d'un peuplement à un âge de 50 ans. Il reflète le développement vertical de ce peuplement puisqu'un modèle mathématique associe une courbe reliant l'âge et la hauteur dominante du peuplement à chaque valeur d'IQS. Ainsi, l'IQS d'un peuplement est réputé stable dans le temps, et toute déviation du cheminement de la hauteur dominante du peuplement dans le temps par rapport à la courbe de référence correspond à l'erreur de l'IQS. L'IQS prédit est donc calculé à partir des données d'inventaire (âge moyen et hauteur dominante) de la première mesure des placettes permanentes et est

appliqué, par la suite, à toutes les autres mesures. L'erreur de l'IQS correspond à la différence entre l'IQS calculé à partir des données d'inventaire de chaque mesure (IQS observé) et l'IQS calculé à partir des données d'inventaire de la première mesure (IQS prédit).

L'erreur de l'IQS, telle qu'elle est ici définie, peut donc être expliquée par deux sources : des erreurs d'inventaire ou des erreurs relatives à la modélisation de la hauteur dominante du peuplement en fonction de son âge. Parmi les erreurs d'inventaire, les plus susceptibles d'affecter fréquemment les valeurs d'IQS sont le choix des arbres échantillons et le dénombrement des cernes annuels sur chacun d'eux. Puisque l'IQS doit refléter le développement de la hauteur dominante des peuplements, un choix d'arbres échantillons dont la classe sociale dévie trop fortement de celle des dominants (100 plus gros arbres à l'hectare) risque d'introduire une distorsion des valeurs calculées d'IQS. De plus, lorsque certains arbres échantillons meurent entre deux mesures des placettes permanentes, ils sont remplacés par d'autres arbres dont les caractéristiques nouvelles peuvent faire varier l'IQS observé. Par ailleurs, le dénombrement des cernes annuels qui détermine l'âge de l'arbre semble être la caractéristique la plus susceptible d'introduire une erreur dans le calcul d'IQS. En effet, le dénombrement exact des cernes annuels est très difficile à atteindre sur le terrain et même s'il l'était, il ne correspondrait pas toujours au stade de développement normal du peuplement en raison, par exemple, des années d'oppression juvénile vécues par plusieurs arbres dont l'établissement s'est fait sous le couvert du peuplement précédent. Ce problème semble particulièrement aigu dans le cas des peuplements irréguliers composés d'espèces tolérantes à l'ombre dont la structure actuelle reflète un régime de perturbations partielles à l'échelle de l'arbre plutôt qu'une perturbation totale qui a pu avoir lieu plusieurs centaines d'années plus tôt.

La deuxième source pouvant expliquer l'erreur de l'IQS est reliée à la modélisation de la hauteur dominante des peuplements en fonction de leur âge et de leur IQS (Pothier et Savard 1998). Ce modèle a été ajusté à l'aide d'un grand nombre de placettes-échantillons temporaires, ce qui lui confère une certaine robustesse qui pourrait compenser le fait de n'avoir pas utilisé des observations répétées au cours de longues périodes. D'ailleurs, un récent exercice visant à modéliser la relation âge-hauteur du pin gris et de

l'épinette noire à partir des mesures répétées des placettes permanentes (Raulier *et al.*, 2003) a montré que le modèle d'IQS de Pothier et Savard (1998) produisait des résultats très semblables aux leurs, ce qui est plutôt rassurant dans le contexte des calculs de la possibilité forestière. Bien sûr, des erreurs subsistent et subsisteront toujours peu importe le modèle qui sera utilisé. Toutefois, il est sage de recommander que la prochaine génération du modèle de prédiction de la production forestière intègre une modélisation des relations âge-hauteur construite à partir des mesures répétées des placettes permanentes. Il est à remarquer que cette façon de procéder est aussi préférable à l'utilisation d'analyses de tiges qui semblent produire une représentation faussée de la réalité, particulièrement à des âges avancés, parce que cette technique ne tient pas compte du remplacement naturel des arbres de l'étage dominant d'un peuplement tout au long de son développement (Raulier *et al.*, 2003).

La troisième variable d'importance expliquant l'erreur de prédiction du volume marchand est l'IDR. Cette variable n'explique que 3 % de la variation de l'erreur de prédiction autour de sa moyenne, mais ce pourcentage d'explication s'élève à 7 % en tenant compte de ses interactions avec le type de peuplement et l'horizon de prédiction. Il est à noter que contrairement au lien entre l'erreur de prédiction du volume et l'erreur de l'IDR, son lien direct avec l'IDR dénote un biais dans la dispersion de l'erreur de prédiction. Ce biais se traduit par une augmentation moyenne de l'erreur de prédiction parallèlement à une augmentation de la valeur de l'IDR. En analysant l'interaction entre l'IDR et le type de peuplement, on se rend compte qu'un biais positif est attribuable à l'erreur de prédiction du volume dans les sapinières pures (> 75 % en surface terrière) alors que pour l'ensemble des autres types de peuplement, le biais est négatif. Ainsi, selon ces résultats, le modèle de prédiction de Pothier et Savard (1998) a tendance à surestimer le volume marchand des peuplements denses, sauf dans le cas des sapinières où une sous-estimation est plutôt observée. La surestimation du volume marchand observée chez la plupart des types de peuplement de forte densité est contrée par l'effet de l'interaction entre l'IDR et l'horizon de prédiction. En effet, cette interaction produit une sous-estimation du volume marchand qui devient de plus en plus importante au fur et à mesure que la prédiction dans le temps est lointaine. Toutefois, dans le cas des sapinières denses, l'effet de

l'interaction entre l'IDR et l'horizon de prédiction ne fait qu'amplifier la sous-estimation déjà observée. Quoique le problème de biais semble plus aigu pour les sapinières, les biais compensateurs observés pour les autres types de peuplement ne sont pas plus désirables. Une attention devra donc être portée à ce problème dans la conception de la prochaine génération du modèle de prédiction de la production forestière.

L'âge des peuplements est la quatrième variable explicative d'importance pour expliquer la variation de l'erreur de prédiction du volume autour de sa moyenne. Dans les faits, l'âge seul n'explique presque aucune variabilité, mais son interaction avec le type de peuplement permet d'en expliquer environ 2 %. Intuitivement, on serait porté à penser que la portion décroissante des modèles de prédiction du volume (*i.e.* la sénescence) serait en cause pour expliquer ce lien entre l'âge et l'erreur de prédiction parce que la sénescence des peuplements n'intervient qu'à un âge relativement avancé. Cependant, en analysant cette interaction, on se rend compte que seule les erreurs de prédiction du volume des pessières noires et des sapinières pures sont affectées par l'âge. De plus, les biais pour ces deux types de peuplement sont en sens inverse de sorte qu'une légère surestimation ($0,06 \text{ m}^3/\text{ha}$ par année) est produite par le modèle pour les pessières noires alors qu'une plus forte sous-estimation ($0,19 \text{ m}^3/\text{ha}$ par année) est observée dans le cas des sapinières. Puisque qu'une fonction simulant la décroissance des peuplements a été imposée à tous les types de peuplement à partir d'un certain âge, il serait étonnant que cette fonction n'affecte que ces deux types de peuplement et pas les autres. La sénescence pourrait donc ne pas être en cause dans ce lien entre l'erreur de prédiction et l'interaction entre l'âge et le type de peuplement. Il pourrait cependant s'agir des effets de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) qui s'attaque préférentiellement aux sapinières âgées (MacLean, 1984), mais aussi aux pessières noires sans toutefois causer de mortalité importante (Lussier *et al.*, 2002). Ainsi, puisque le modèle de prédiction de Pothier et Savard (1998) tend à sous-estimer le volume marchand des sapinières pures parvenues à un âge avancé, il est possible que les placettes temporaires qui ont servi à étalonner ce modèle étaient davantage affectées par les défoliations de la TBE que les placettes permanentes qui ont servi à le valider. Quoi qu'il en soit, la future génération du modèle de la

production forestière aurait avantage à contenir un module pouvant simuler adéquatement les effets de la TBE à partir des relevés aériens annuels du MRNFP.

Finalement, la dernière variable qui explique une partie significative (1 %) de l'erreur de prédiction du volume est l'interaction entre l'IQS et le type de peuplement. En analysant cette interaction par type de peuplement, il semble qu'il n'y ait que dans les peuplements purs d'épinette noire et de pin gris que l'erreur de prédiction du volume soit significativement liée à l'IQS. Puisqu'il s'agit d'une corrélation négative, c'est donc que le modèle de Pothier et Savard (1998) tend à surestimer la production en volume de ces peuplements dans les meilleures qualités de station. Cette tendance est illustrée à la figure 3 dans le cas des pessières noires pures. Dans leur exercice de validation, Pothier et Savard (1998) avaient déjà observé un léger biais de l'erreur de prédiction du volume en fonction de l'IQS, mais il avait été jugé négligeable étant donné que ce biais était compensé par d'autres facteurs. Cette compensation a résulté en une absence de biais lorsque toutes les variables de prédiction étaient considérées. Malgré tout, des biais même légers ne sont pas désirables et une attention particulière devra être portée à ce problème dans le futur.

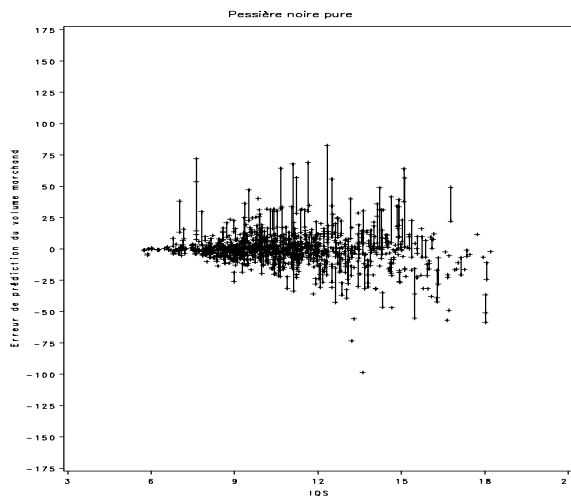


FIGURE 2 : *Erreur de prédiction du volume marchand en fonction de l'indice de qualité de station pour chaque mesure des placettes-échantillons permanentes établies dans les pessières noires pures. Les erreurs associées à une même placette sont reliées entre elles par une ligne.*

Si l'analyse de l'erreur de prédiction du volume marchand produite par les modèles a permis de déterminer les principales variables responsables de l'incertitude autour des prédictions, elle a aussi permis de dissiper certains doutes entourant d'autres variables. C'est le cas de la méthode utilisée pour prédire l'évolution du volume marchand d'un peuplement mixte à partir de modèles construits pour des peuplements purs. En effet, il semble que cette méthode ne produit que des erreurs mineures ou que si elles ont davantage d'ampleur, elles sont masquées par l'importance accordée à des variables globales comme l'erreur de l'IDR. Cette constatation s'applique aussi à la structure des peuplements que les analyses n'ont pas pointée comme étant une variable explicative de l'erreur de prédiction, mais dont l'effet est peut-être confondu avec l'erreur de l'IDR. Par ailleurs, puisque l'âge des peuplements n'a pas non plus ressorti des analyses comme une variable expliquant l'erreur de prédiction pour l'ensemble des peuplements, il semble que les caractéristiques de sénescence calculées par Pothier (2003) soient sans biais et peuvent donc continuer d'être utilisées pour évaluer la possibilité forestière.

3.2 Évaluation de l'erreur due aux arrondissements d'âge, d'IQS et d'IDR

L'utilisation de *Sylva II* pour les calculs de possibilité forestière implique certaines contraintes dont l'une d'entre elles consiste à sélectionner des classes d'âge, d'IQS et d'IDR plutôt que d'utiliser les valeurs précises. Les étapes de cette procédure sont donc de calculer les valeurs précises d'âge, d'IQS, d'IDR et de volume marchand à partir des données d'inventaire, puis de sélectionner la courbe d'évolution du volume marchand la plus rapprochée du volume observé. Puisque le choix des courbes d'évolution du volume marchand se fait parmi trois ou quatre classes d'IQS et trois classes d'IDR par espèce, cette procédure revient à arrondir les valeurs d'IQS et d'IDR à la valeur nominale de la classe la plus rapprochée. C'est de cette façon que nous avons simulé la sélection des courbes d'évolution du volume marchand, c'est-à-dire en arrondissant les valeurs d'âge, d'IQS et d'IDR à la valeur nominale de la classe la plus rapprochée.

Dans cette section, nous allons donc tenter d'évaluer si le fait d'arrondir les valeurs d'âge, d'IQS et d'IDR aux valeurs nominales de classes prédéterminées peut pro-

duire une erreur de prédiction du volume marchand supérieure à celle issue de l'utilisation des valeurs exactes d'âge, d'IQS et d'IDR. Cet exercice a été accompli à partir du réseau de placettes-échantillons permanentes qui a l'avantage de permettre l'estimation de la propagation de l'erreur dans le temps. L'analyse de l'erreur a été effectuée de la même façon que dans le cas de la section précédente. Cependant, le nombre de placettes disponibles pour effectuer cette analyse est moindre que dans le cas de la section précédente car l'utilisation de classes prédéterminées fait en sorte que certaines combinaisons extrêmes d'âge, d'IQS et d'IDR ne présentent pas de volume prédit.

Le tableau 2 indique l'erreur de prédiction en volume marchand à l'hectare calculée pour différents horizons de prédiction en fonction des deux méthodes de prédiction : l'utilisation des valeurs exactes des équations et l'utilisation des valeurs arrondies d'IQS et d'IDR. Il est à noter que les erreurs de prédiction du volume marchand calculées à partir des valeurs exactes d'IQS et d'IDR diffèrent légèrement de ce qui est indiqué au tableau 1 à cause de tailles d'échantillons différentes.

Le tableau 2 montre que les biais moyens calculés à partir des deux méthodes d'estimation du volume marchand sont très semblables. Toutefois, l'utilisation des valeurs exactes d'IQS et d'IDR semble produire un biais légèrement supérieur, mais une variation de l'erreur autour de sa moyenne légèrement inférieure aux résultats de la méthode des arrondissements. Ces écarts semblent augmenter parallèlement à l'augmentation de l'horizon de simulation. Nous avons donc cherché à comprendre l'écart d'erreur de prédiction entre ces deux méthodes d'estimation, mais les variables trouvées n'en expliquent qu'un faible pourcentage. De ces analyses, nous n'avons retenu que l'horizon de prédiction, le type de peuplement et leur interaction qui n'expliquent que 7% de l'écart de prédiction entre les deux méthodes de calcul. Cette interaction confirme qu'une augmentation significative de l'écart de prédiction est observée parallèlement à une augmentation de l'horizon de prédiction. L'analyse de cette interaction indique que l'ensemble des peuplements contribue à cet écart, mais que les sapinières pures y contribuent environ trois fois plus que les autres types de peuplement. La raison pouvant justifier ce résultat semble plutôt obscure et le faible degré d'explication de l'écart de

prédiction entre les deux méthodes nous porte à croire que ce n'est probablement que l'effet du hasard. On peut donc raisonnablement conclure que le fait d'arrondir les valeurs d'âge, d'IQS et d>IDR aux valeurs nominales de classes prédéterminées ne cause pas d'erreur de prédiction du volume marchand supérieure à celle issue de l'utilisation des valeurs exactes.

TABLEAU 2. *Erreur de prédiction du volume marchand des placettes-échantillons permanentes par classe d'horizon de prédiction à partir des valeurs exactes d'IQS et d>IDR (e_{eq}) et de leurs valeurs arrondies (e_{tab}). Chaque valeur ($\pm$ écart type) correspond à la moyenne du nombre de placettes-échantillons permanentes indiqué entre parenthèses.*

	<u>Horizon de 5 ans</u>	<u>Horizon de 15 ans</u>	<u>Horizon de 25 ans</u>
Horizon de prédiction (an)	8 $\pm$ 2 (1159)	14 $\pm$ 3 (670)	25 $\pm$ 3 (460)
e_{eq} (m ³ /ha)	-1,6 $\pm$ 14,8 (1159)	3,4 $\pm$ 17,6 (670)	5,8 $\pm$ 28,6 (460)
e_{tab} (m ³ /ha)	-2,5 $\pm$ 15,3 (1159)	1,1 $\pm$ 18,2 (670)	1,5 $\pm$ 30,4 (460)

3.3 Évaluation de l'erreur due à la compilation des inventaires par strate

Cet exercice vise à déterminer si le regroupement de l'information tirée de plusieurs placettes appartenant à une même strate forestière peut introduire une erreur dans l'estimation de la production future de cette strate. En effet, il est possible qu'une telle façon de procéder engendre une erreur puisqu'elle ne correspond pas à l'utilisation qui a été faite des placettes au cours du processus d'étalonnage des modèles de prédiction. Dans ce dernier cas, l'information de chaque placette a été utilisée sur une base individuelle plutôt que par groupe de placettes. Le regroupement de l'information de plusieurs placettes nécessite la compilation de moyennes d'âge, de hauteur dominante et de densité de tiges à l'hectare qui représentent des conditions plus variables que dans le cas d'une seule placette. On peut donc s'attendre à une augmentation de l'erreur d'estimation des variables de base des modèles lorsque l'information des placettes est regroupée par strate.

Les placettes-échantillons temporaires utilisées pour cet exercice ont toutes été établies dans l'aire commune 8285B. Elles ont été regroupées en 92 strates selon les critè-

res utilisés dans l'unité de sondage U28A conformément à la procédure normale de l'aire commune 8285B. Dans chacune de ces 92 strates, l'information d'au moins 15 placettes-échantillons temporaires (maximum de 67 placettes pour une moyenne de 24 placettes par strate) a été utilisée selon deux méthodes distinctes. La première méthode consistait à suivre la procédure normale utilisée par les personnes responsables des calculs de possibilité forestière. Les détails de cette procédure sont décrits au chapitre 2 du Manuel d'aménagement forestier (MRNFP, 2003). Globalement, cette méthode vise à rassembler l'information de toutes les placettes appartenant à une strate forestière pour y calculer les valeurs des variables de base servant d'intrants aux modèles de prédiction de la production. Cette procédure correspond donc à créer une placette composite dont l'évolution de la production sera déterminée par les caractéristiques moyennes de l'ensemble des placettes utilisées. La deuxième méthode correspond à l'utilisation recommandée de l'information des placettes puisqu'elle emprunte le même cheminement que celui qui a été utilisé pour l'étalonnage des modèles de prédiction. L'information de chaque placette est utilisée individuellement comme intrant aux modèles pour en prédire l'évolution de la production. Par la suite, des valeurs moyennes de la production future sont compilées par strate.

Cet exercice a fait ressortir une erreur moyenne (RMSEP) de 4,6 m³/ha accompagnée d'une surestimation moyenne de 1,0 m³/ha lorsque la compilation des inventaires a été réalisée par strate plutôt que par placette. Des horizons de simulation de 10 et 20 ans ont été utilisés pour évaluer le biais et l'erreur et ont résulté en des valeurs très similaires dans le cas du biais alors que l'erreur est passée à 7,8 m³/ha. L'utilisation non conforme des modèles de prédiction appliqués à l'aire commune 8285B est donc responsable d'une surestimation moyenne de 1,0 m³/ha dans l'évaluation des futurs volumes sur pied, mais cette surestimation est insensible à l'horizon de simulation. La recherche des causes de cette surestimation a mis en évidence une technique proposée par le Manuel d'aménagement forestier (2003, chapitre 2, p. 43) qui vise à tenir compte des écarts entre les volumes observé et prédit au moment de l'inventaire pour améliorer les prédictions d'évolution du volume marchand. Cette technique d'ajustement des volumes prédits est représentée par l'équation suivante :

$$\hat{V}_{i_{t_j}} = \frac{V_{i_{t_0}}}{\hat{V}_{100_{t_0}}} \Delta \hat{V}_{100_{t_j}}$$

où $\hat{V}_{i_{t_j}}$ est le volume (m³/ha) de l'espèce i projeté dans le temps ($t=j$) pour la strate considérée,

$V_{i_{t_0}}$ est le volume observé (m³/ha) de l'espèce i au moment de l'inventaire ($t=0$) pour la strate considérée,

$\hat{V}_{100_{t_0}}$ est le volume (m³/ha) de l'espèce i prédit par le modèle pour un peuplement composé uniquement de cette espèce (100%) à un âge correspondant à l'année de l'inventaire ($t=0$), et

$\hat{V}_{100_{t_j}}$ est le volume (m³/ha) de l'espèce i prédit dans le temps ($t=j$) par le modèle pour un peuplement composé uniquement de cette espèce (100%).

Cette technique fait donc appel à une proportion de volume occupé par une espèce dans le peuplement $\left(\frac{V_{i_{t_0}}}{\hat{V}_{100_{t_0}}} \right)$ qui est appliquée à une courbe de référence d'une espèce donnée ($\hat{V}_{100_{t_j}}$) pour prédire l'évolution du volume de cette espèce dans le peuplement ($\hat{V}_{i_{t_j}}$).

La mise à l'essai de cette technique d'ajustement pour prédire le volume des placettes permanentes a fait ressortir un grand nombre de valeurs aberrantes dans les estimations de volume. Par exemple, il est inquiétant de constater que la somme des proportions de volume occupé par chaque espèce en présence peut être largement différente de 100 %. Nous avons donc mis au point une autre technique d'ajustement des volumes prédits pour une espèce dans un peuplement. Cette technique est inspirée de celle utilisée par Pothier et Savard (1998, p. 69) pour évaluer la performance de leur modèle et a donc été utilisée pour estimer l'évolution du volume des placettes individuelles :

$$\hat{V}_{i_{t_j}} = \frac{V_{i_{t_0}}}{V_{tot_{t_0}}} \Delta \left(\hat{V}_{100_{t_j}}^2 / V_{tot_{t_0}}^4 \hat{V}_{100_{t_0}} \right)$$

où $V_{\text{tot}|_0}$ est le volume de toutes les espèces (m^3/ha) au moment de l'inventaire ($t=0$).

Pour quantifier l'impact de l'utilisation d'une technique par rapport à l'autre, nous avons créé une variable exprimant la différence entre les volumes obtenus des deux techniques d'ajustement. Cette variable a ensuite été introduite dans un modèle visant à expliquer les différences entre les compilations des volumes par strate (utilisant la première technique d'ajustement) et par placette. Le modèle retenu explique 80 % des différences entre la compilation des volumes par strate (première technique) et par placette. Les écarts entre les deux techniques d'ajustement des volumes prédits expliquent 69 % des différences (Figure 4) alors que le reste de la variation est expliqué par les écarts d'âge en compilant par strate plutôt que par placette (R^2 partiel de 7%), par les écarts d'IQS en compilant par strate plutôt que par placette (R^2 partiel de 2 %) et par l'IDR en compilant par strate (R^2 partiel de 2 %).

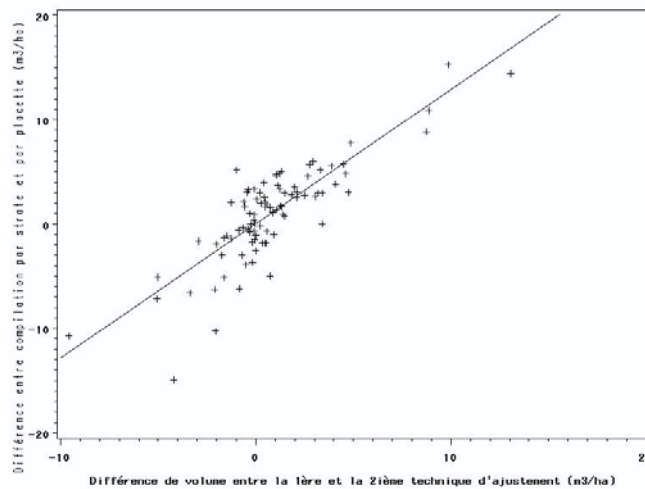


FIGURE 3. *Différence de volume (m^3/ha) entre la compilation par strate (1^{re} technique d'ajustement) et par placette en fonction de la différence de volume entre la compilation par strate (1^{re} technique d'ajustement) et par strate (2^e technique d'ajustement).*

Étant donné l'importance de la technique d'ajustement des volumes prédits pour compiler les inventaires par strate, une nouvelle compilation par strate a été effectuée en utilisant, cette fois, la deuxième technique d'ajustement des volumes prédits. Il appert que des différences subsistent entre la compilation par strate utilisant la deuxième technique

d'ajustement des volumes prédits et la compilation par placette (RMSEP de 2,7 m³/ha), mais que le biais moyen a été réduit à 0,2 m³/ha.

On peut donc conclure qu'une partie importante de la surestimation du volume marchand serait évitée si la compilation des inventaires par strate était réalisée à l'aide de la deuxième technique d'ajustement des volumes prédits plutôt que par la première. Cependant, malgré une réduction du biais liée à l'utilisation de la deuxième technique d'ajustement, des erreurs subsistent entre la compilation par strate et celle par placette. Ces erreurs sont expliquées par une distorsion des calculs d'âge, d'IQS et d>IDR en compilant par strate plutôt que par placette. Nous recommandons donc de compiler les inventaires sur la base des placettes individuelles pour être conforme à la méthode utilisée dans la confection des modèles de croissance. Si, pour une raison importante et incontournable, il devenait impossible de compiler les inventaires par placette et qu'il faille se tourner vers une compilation par strate, nous recommandons d'utiliser la deuxième technique d'ajustement des volumes prédits par espèce. En effet, cette technique est aussi facile que l'autre à programmer et diminue le biais positif découlant de la technique présentement proposée par le Manuel d'aménagement forestier, ce qui réduirait d'autant les risques de surestimation de la possibilité forestière.

4. RECOMMANDATIONS

Quelques recommandations se dégagent des analyses précédentes et visent à améliorer la justesse des prédictions de l'évolution du volume marchand des forêts québécoises. Une première recommandation vise à sensibiliser les responsables des inventaires forestiers à s'assurer de récolter des données qui soient représentatives des peuplements et compatibles aux modèles de prédiction du volume marchand. C'est le cas d'une bonne évaluation de la densité des peuplements qui nécessite une augmentation substantielle de la taille de la sous-placette utilisée pour dénombrer les gaules. C'est aussi le cas d'une sélection judicieuse des arbres échantillons qui doit s'appuyer davantage sur la définition de la hauteur dominante du peuplement. Une deuxième recommandation consiste à pren-

dre les actions nécessaires à l'amélioration de l'ensemble du processus de modélisation de la production forestière. À ce titre, il faut notamment souligner l'amélioration de la prédiction de l'évolution de l'IDR qui passe par une meilleure prédiction de la mortalité naturelle et de celle induite par des agents externes comme la TBE. De plus, dans le but de pouvoir évaluer l'erreur de prédiction de façon analytique, les futurs modèles devront être moins complexes tout en conservant un bon pouvoir prédictif. Finalement, une dernière recommandation vise à modifier la technique utilisée pour générer des courbes d'évolution du volume marchand. L'équation proposée dans le présent ouvrage n'introduira qu'un changement mineur dans le processus des calculs de possibilité forestière, mais permettra d'éviter un biais toujours inapproprié dans un tel exercice.

RÉFÉRENCES

BÉGIN, J., L. BÉLANGER, J. PFALZGRAF et M. PINEAU, 1990. Qualité de station et production dans les érablières rouges de la plaine de Drummondville, Québec. *For. Chron.* 66 : 377-387.

CARPENTIER, J.-P., 1987. Modélisation de la croissance et du rendement des peuplements d'érable à sucre. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche et du développement, mémoire n° 91, 160 p.

LUSSIER, J.-M., H. MORIN et R. GAGNON, 2002. Mortality in black spruce stands of fire or clear-cut origin. *Can. J. For. Res.* 32: 539-547.

MACLEAN, D.A., 1984. Effects of spruce budworm outbreaks on the productivity and stability of balsam fir forests. *For. Chron.* 60: 273-279.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2003. Manuel d'aménagement forestier, 4^e édition. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs.

PLONSKI, W.L., 1974. Normal yield tables (metric) for major species of Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources, Division of Forests, 40 p.

POTHIER, D., 2003. Rapport préliminaire sur les caractéristiques de la sénescence des principaux peuplements forestiers québécois. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 15 p.

POTHIER, D. et F. SAVARD, 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, RN98-3054, 183 p.

POTHIER, D., F. RAULIER et M. RIOPEL, 2004. Ageing and decline of trembling aspen stands in Quebec. *Can. J. For. Res.* 34: 1251-1258.

RAULIER, F., M.-C. LAMBERT, D. POTHIER et C.-H. UNG, 2003. Impact of dominant tree dynamics on site index curves. *For. Ecol. Manage.* 184: 65-78.

CHAPITRE 5

Précision de l'estimation de l'indice de qualité de station (IQS) des strates de 7 mètres et moins selon les méthodes de croissance internodale et d'accroissement quinquennal (hauteur des cinq derniers verticilles)

Mélanie GAUDREAU, biol.

Direction de la recherche forestière

Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

Daniel MAILLY, ing. f., *Ph.D*

Direction de la recherche forestière

Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

SOMMAIRE DU CHAPITRE 5

INTRODUCTION.....	117
1. MÉTHODOLOGIE.....	118
2. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	119
3. LIMITES DE LA MÉTHODE.....	120
4. CONCLUSION.....	121
RÉFÉRENCES.....	122
ANNEXE : Comparaison de la méthode croissance internodale et du système d'équations de Pothier et Savard	123

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : <i>Erreur d'estimation moyenne (lignes pointillées) et intervalle de confiance à la moyenne de 95 % (lignes complètes) des modèles de croissance internodale (IQSci) et de la méthode de l'accroissement quinquennal (IQSaq), en fonction de l'âge à 1 mètre pour l'épinette noire, le pin gris et le sapin baumier</i>	120
--	-----

INTRODUCTION

Selon le Manuel d'aménagement forestier (MRNFP, 2004, p.50) : « la détermination de l'IQS peut se réaliser de différentes façons (inventaire écologique, âge/hauteur, croissance internodale, croissance des cinq dernières années ou études d'arbres) ». Les aménagistes forestiers québécois doivent donc faire le choix de l'une ou l'autre de ces méthodes lorsque vient le temps d'estimer l'IQS des strates de 7 mètres et moins.

Toutefois, aucune comparaison entre ces méthodes n'a été effectuée à ce jour puisque chacune d'elles utilise un système de référence d'IQS qui lui est propre. Ainsi, au niveau de sa conception, la méthode âge/hauteur utilise des données de placettes-échantillons temporaires, alors que la méthode internodale utilise des analyses de tiges dominantes et la méthode d'accroissement quinquennal des données de plantations. Ces différences d'ordre conceptuel font que les IQS estimés par chacune de ces méthodes sont difficilement comparables.

L'évaluation de la précision d'une méthode d'estimation nécessite la comparaison de la valeur estimée à une valeur mesurée qui sert de référence. Les peuplements de 7 mètres et moins (placettes-échantillons temporaires ou suivis d'interventions sylvicoles) ne permettent pas d'effectuer une telle comparaison car leur jeune âge rend impossible la mesure de l'IQS réel. Toutefois, l'évaluation de la précision de différentes méthodes d'estimation de l'IQS est possible par le biais d'analyses de tiges. En effet, celles-ci permettent d'obtenir la hauteur réelle atteinte à un âge de référence connu (15, 25 ou 50 ans), tout en fournissant l'historique de la croissance en hauteur des arbres dans le temps.

L'objectif de ce travail est donc de comparer la précision de la méthode de croissance internodale (Mailly et Gaudreault, 2004) avec la méthode de l'accroissement quinquennal (DAT, 2004) pour les jeunes strates d'épinette noire, de pin gris et de sapin baumier à l'aide d'analyses de tiges. Une comparaison entre la méthode internodale et le système d'équations de Pothier et Savard (1998) est également effectuée à titre indicatif.

1. MÉTHODOLOGIE

Les données utilisées dans cette étude proviennent de placettes d'analyses de tiges réalisées en 2002 par la DIF (*Direction des inventaires forestiers*), dans des peuplements naturels des sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune et à bouleau blanc (Saucier *et al.*, 1998). Ces données sont considérées comme indépendantes puisqu'elles n'ont servi ni à la création des modèles de croissance internodale, ni à la réalisation des tableaux d'évaluation de l'IQS par la méthode de l'accroissement quinquennal. Le nombre de placettes ayant servi à l'évaluation de la précision est de 30 pour l'épinette noire, de 5 pour le pin gris et de 40 pour le sapin baumier.

Dans chaque placette, trois arbres dominants ont été sélectionnés. Le logiciel *ANATI* (Tardif, 2001) a permis de convertir les mesures d'accroissements radiaux obtenues grâce aux analyses de tiges en couples hauteur-âge, par interpolation linéaire. Cet exercice a permis d'obtenir une reconstitution de la croissance des arbres dans le temps, jusqu'au moment de leur récolte. L'âge de chaque arbre a ensuite été référencé à une hauteur de 1 mètre. Finalement, la hauteur moyenne atteinte à chaque âge (référéncé à 1 m) a été calculée pour chaque placette.

Avant d'effectuer la comparaison entre les deux méthodes d'évaluation de l'IQS, celles-ci ont dû être ramenées à une même base de référence. En effet, la méthode de croissance internodale permet d'obtenir un IQS à 50 ans, alors que la méthode d'accroissement quinquennal prédit un IQS à 25 ans pour l'épinette noire et le sapin baumier, et un IQS à 15 ans pour le pin gris. Des équations de croissance internodale permettant la prédiction de l'IQS à 15 ans et 25 ans ont donc été générées spécifiquement pour les fins de cette étude, avec les mêmes données que celles utilisées pour la réalisation des modèles de croissance internodale prédisant un IQS à 50 ans (Mailly et Gaudreault, 2004).

La hauteur moyenne à 15 ou 25 ans a permis de déterminer l'IQS mesuré (réel) de chaque placette. Un IQS internodal a ensuite été calculé pour chaque placette, pour les âges allant jusqu'à 15 ou 25 ans, en utilisant les modèles générés spécifiquement pour les fins comparatives de cette étude. L'accroissement en hauteur des cinq dernières années a ensuite été calculé pour chaque âge allant de 6 à 25 ans (épinette noire et sapin baumier), ou de 6 à 15 ans (pin gris).

L'IQS réel des arbres a ensuite été comparé aux IQS calculés selon les deux méthodes d'estimation. L'erreur d'estimation a été obtenue en soustrayant l'IQS mesuré (hauteur réelle à 15-25 ans) de l'IQS calculé (méthode internodale ou d'accroissement quinquennal).

$$\text{Erreur d'estimation (m)} = \text{IQS calculé} - \text{IQS réel} \quad [1]$$

Une erreur d'estimation négative indique donc une sous-estimation de l'IQS réel par la méthode en question, alors qu'une erreur d'estimation positive dénote une surestimation de l'IQS réel des arbres.

2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

La comparaison entre la méthode de croissance internodale et la méthode de l'accroissement quinquennal montre une importante différence de précision lors de l'estimation de l'IQS de l'épinette noire, du pin gris et du sapin baumier (Figure 1).

Pour l'épinette noire et le sapin baumier, les modèles de croissance internodale et la méthode d'accroissement quinquennal montrent des patrons fort différents d'évolution de l'erreur d'estimation. En effet, la méthode internodale a tendance à légèrement surestimer l'IQS, tandis que la méthode d'accroissement quinquennal le sous-estime de façon beaucoup plus marquée (Figure 1a et c). De plus, la précision de la méthode internodale augmente graduellement avec l'âge des arbres pour atteindre 2 cm d'erreur à 25 ans, alors que la précision de la méthode de l'accroissement quinquennal diminue de façon importante pour atteindre une sous-estimation de 3,0 m et 2,0 m à 25 ans, pour l'épinette noire et de sapin baumier.

Dans le cas du pin gris (Figure 1b), la méthode internodale fournit une très bonne précision en tout temps alors que l'utilisation de la méthode de l'accroissement quinquennal entraîne une importante sous-estimation de l'IQS, peu importe l'âge (entre -2,6 à -1,7 m).

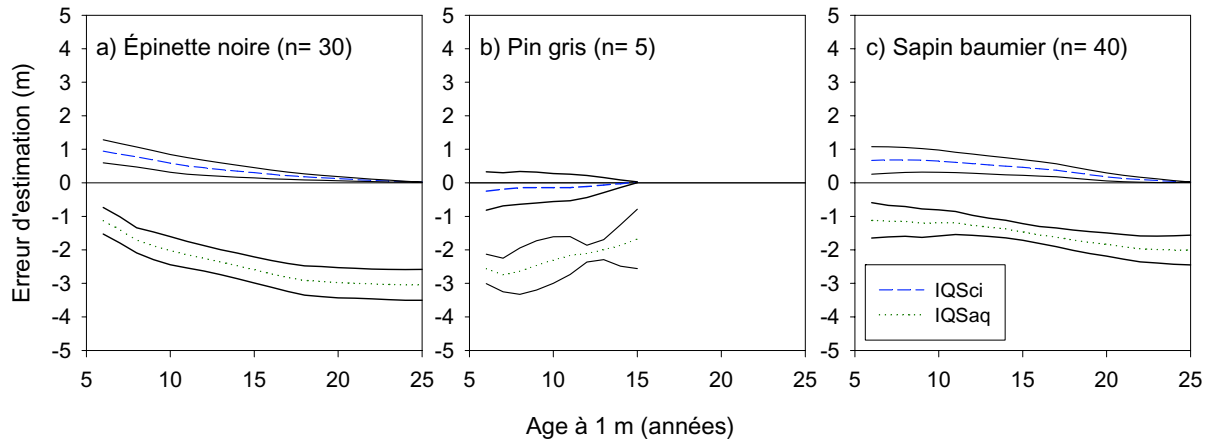


FIGURE 1 : Erreur d'estimation moyenne (lignes pointillées) et intervalle de confiance à la moyenne de 95 % (lignes complètes) des modèles de croissance internodale (IQSci) et de la méthode de l'accroissement quinquennal (IQSaq), en fonction de l'âge à 1 mètre pour l'épinette noire, le pin gris et le sapin baumier

La méthode de croissance internodale permet donc une meilleure évaluation de l'IQS des jeunes strates, puisque son erreur d'estimation est beaucoup plus faible. Il faut toutefois considérer cette comparaison avec précaution, puisque les deux systèmes n'ont pas la même référence lorsqu'ils sont utilisés sur le terrain (IQS à 50 ans vs IQS à 15 ou 25 ans).

3. LIMITES DE LA MÉTHODE

La méthodologie utilisée permet de comparer les différentes méthodes de calcul de l'IQS puisqu'elle a comme base de comparaison un IQS qui a réellement été atteint par des arbres dominants. Elle comporte toutefois certaines limites.

En effet, des analyses de tiges ont été utilisées pour obtenir un IQS de référence dit « IQS réel ». En procédant de cette manière, les données de hauteur de verticilles utili-

sées sont des données extrapolées et peuvent donc présenter un certain écart (biais) par rapport à ce qui aurait réellement été mesuré sur le terrain comme accroissement quinquennal.

De plus, les modèles de croissance internodale publiés permettent d'estimer un IQS à 50 ans (Mailly et Gaudreault, 2004). Pour les besoins de ce travail, des modèles estimant un IQS à 15 ou 25 ans ont été produits. De telles équations ne seront toutefois pas disponibles et sont utilisées uniquement aux fins de comparaison de cette étude. Elles ne montrent donc pas l'erreur à laquelle les utilisateurs de cette méthode sont réellement confrontés. Toutefois, les erreurs des modèles de croissance internodale à 15 ou 25 ans étant très semblables à celles observées pour les modèles de croissance internodale à 50 ans (Figure 1 vs Figure 2, annexe 1), il est possible de conclure que la précision montrée dans cette étude est représentative de celle des modèles utilisés par les aménagistes forestiers.

Finalement, les arbres utilisés pour effectuer la validation sont issus de peuplements naturels. Les conclusions s'appliquent donc seulement aux peuplements naturels et aux peuplements naturels ayant subi des interventions sylvicoles.

4. CONCLUSION

Les modèles de croissance internodale se révèlent précis pour évaluer l'IQS des jeunes strates d'épinette noire, de pin gris et de sapin baumier lorsque la base de comparaison est une analyse de tige. L'IQS internodal est plus près de la réalité que celui obtenu à l'aide des tableaux d'accroissement quinquennal.

RÉFÉRENCES

DAT (DIRECTION DE L'ASSISTANCE TECHNIQUE), 2004. Méthodes d'échantillonnage pour les inventaires d'intervention (inventaire avant traitement) et pour les suivis des interventions forestières (après martelage, après coupe et années antérieures). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 389 p.

MAILLY, D. et GAUDREAU, M., 2004. Growth intercept models for black spruce, jack pine and balsam fir. *Forestry Chronicle*. (Sous presse + version française).

MRNFP, 2004. Manuel d'aménagement forestier, 4^e édition. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs.

POTHIER, D. et F. SAVARD, 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt-Québec. Québec, 183 p.

SAUCIER, J.-P., BERGERON, J.-F., GRONDIN, P. et ROBITAILLE, A., 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version). *L'Aubelle* 124, Supplément 12 pp.

TARDIF, P., 2001. ANATI (Win32/ Matlab R 11.3, v 2.2) [Software]. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Sainte-Foy, Québec.

ANNEXE

Comparaison de la méthode de croissance internodale et du système d'équations de Pothier et Savard.

Une comparaison entre les modèles de croissance internodale et le système d'équations de Pothier et Savard (1998) a aussi été réalisée. Cette comparaison est présentée à titre indicatif seulement puisque la méthode de Pothier et Savard n'est généralement pas utilisée pour évaluer l'IQS des jeunes strates d'épinette noire, de pin gris et de sapin baumier. La méthodologie utilisée est la même que celle décrite précédemment. Toutefois, ce sont les modèles de croissance internodale permettant de prédire un IQS à 50 ans qui ont été comparés au système d'équation de Pothier et Savard.

La précision des modèles de croissance internodale pour l'évaluation de l'IQS à 50 ans est très bonne et augmente généralement avec l'âge des arbres (Figure 2). La méthode de croissance internodale surestime l'IQS des jeunes peuplements d'épinette noire (moins de 11 ans) d'environ 1 mètre. L'estimation de l'IQS est généralement juste pour le pin gris et le sapin baumier. En comparaison, le système d'équation de Pothier et Savard permet d'estimer l'IQS des jeunes peuplements seulement à partir de 20 ans. À cet âge, cette méthode sous-estime l'IQS de l'analyse de tige de manière importante (entre 2 et 4 m). L'erreur d'estimation diminue ensuite de manière constante avec l'augmentation de l'âge des arbres, ce qui fait que les deux méthodes tendent à donner un même résultat vers 50 ans.

On doit toutefois considérer cette comparaison avec précaution, car le système développé par Pothier et Savard utilise des données de placettes temporaires (arbres dominants et codominants) pour estimer l'IQS, alors que la comparaison présentée est basée sur des analyses de tiges dominantes, ce qui influence les résultats de la comparaison.

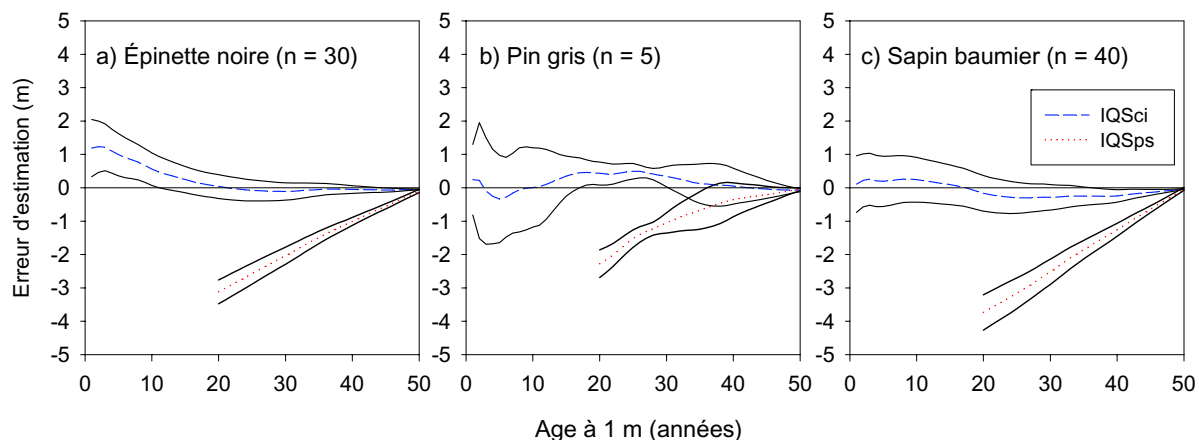


FIGURE 2 : Erreur d'estimation moyenne (lignes pointillées) et intervalle de confiance à la moyenne de 95% (lignes complètes) des modèles de croissance internodale (IQSci) et du système d'équations de Pothier et Savard (1998; IQSps) en fonction de l'âge à 1 mètre pour l'épinette noire, le pin gris et le sapin baumier.

CHAPITRE 6

Erreur de prédiction associée au modèle de croissance « par taux »

Isabelle AUGER, M.Sc. (stat.)
Direction de la recherche forestière
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

Frédéric RAULIER, *Ph.D.*
Faculté de foresterie et de géomatique
Université Laval

Chhun-Huor UNG, ing.f., *Ph.D.*
Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides

SOMMAIRE

CHAPITRE 6

1.	CONTEXTE ET OBJECTIF	129
2.	DESCRIPTION DE LA MÉTHODE « PAR TAUX »	130
3.	MATÉRIEL	131
4.	MÉTHODE	134
	4.1 Composantes de la croissance et variables explicatives considérées	134
	4.2 Analyses statistiques	136
5.	RÉSULTATS	138
	5.1 Explication de l'erreur de l'accroissement net par celles de la mortalité et de la survie	138
	5.2 Explication de l'erreur de l'accroissement net, de la mortalité, de la survie et du recrutement par les variables de placette	138
	5.2.1 Erreur de l'accroissement net	139
	5.2.2 Erreur de la mortalité	140
	5.2.3 Erreur de la survie	141
	5.2.4 Erreur du recrutement	141
	5.3 Propagation de l'erreur sur l'horizon de prédiction	143
	5.4 Validation du modèle « par taux » à l'aide de données indépendantes de celles utilisées pour sa conception	144
6.	CONCLUSION	146
7.	RECOMMANDATIONS	147
	RÉFÉRENCES	149
	ANNEXE 1	150
	ANNEXE 2	155

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAU 1.	Statistiques descriptives de l'erreur des composantes du modèle «par taux »	135
TABLEAU 2.	Statistiques descriptives des variables explicatives continues.....	136
TABLEAU 3.	Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur de l'accroissement net des placettes non perturbées	139
TABLEAU 4.	Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur de la mortalité des placettes non perturbées.....	140
TABLEAU 5.	Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur de la survie	141
TABLEAU 6.	Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur du recrutement	142
TABLEAU 7.	Erreur quadratique moyenne de prédiction en fonction de l'horizon de prédiction des composantes du modèle « par taux» dans les placettes non perturbées (m ³ /ha)	144
TABLEAU 8.	Biais (1 ^{re} ligne) et EQMP (2 ^e ligne) des composantes du modèle « par taux » sur les placettes non utilisées, sans perturbations	145
TABLEAU 9	Biais (1 ^{re} ligne), EQMP (2 ^e ligne) et nombre de placettes (3 ^e ligne) de la production sur les placettes non utilisées, sans perturbation, selon trois classes du volume initial	146
FIGURE 1.	Erreur de l'accroissement net en fonction de l'erreur de la mortalité.....	138
FIGURE 2	Erreur de la production en fonction de l'horizon de prédiction et du volume initial.....	144

1. CONTEXTE ET OBJECTIF

Trois modèles de croissance sont utilisés pour le calcul de la possibilité forestière : modèle « par courbes » (Pothier et Savard, 1998) pour les forêts naturelles récoltées par CPRS; modèle « par taux » (Ministère des Ressources naturelles, 1997) pour les forêts naturelles récoltées par jardinage; et modèle « pour les plantations » (Bolghari et Bertrand, 1984 ; Prément, Bertrand et Charette, 1996). Le mandat de la « cellule modélisation » est d'estimer les erreurs de prédiction des modèles de croissance en les appliquant aux placettes permanentes dont le suivi peut atteindre 30 ans d'observation. Le suivi périodique des arbres dans les placettes permanentes a permis de distinguer explicitement l'évolution temporelle des arbres qui sont morts (mortalité), des arbres qui ont survécu et qui ont cru (survie) et des arbres qui ont franchi le seuil d'exploitabilité, soit 9 cm de diamètre, entre deux inventaires (recrutement). La survie, plus le recrutement et moins la mortalité fournit l'accroissement net. Le présent chapitre porte sur l'estimation de l'erreur de prédiction du modèle « par taux ». Après avoir décrit le modèle, le texte présente l'approche utilisée pour analyser son erreur lorsqu'il est appliqué aux placettes permanentes. Enfin, il conclut et offre des recommandations après avoir :

- ≠ quantifié l'importance relative de l'erreur de la mortalité et de la survie sur l'erreur de l'accroissement net prédit par le modèle « par taux » ;
- ≠ quantifié l'impact du volume initial des arbres vivants marchands, de l'indice de qualité de station ((IQS), Pothier et Savard, 1998), de l'indice de densité relative (IDR) du peuplement et de la structure diamétrale (distribution des tiges par classe de dhp), de la perturbation, des types de peuplement et des sous-zones de végétation sur l'erreur ;
- ≠ quantifié l'impact de l'horizon de prédiction sur l'erreur ;
- ≠ validé le modèle « par taux » sur un petit ensemble des données indépendantes de celles utilisées pour sa conception.

2. DESCRIPTION DE LA MÉTHODE « PAR TAUX »

Le modèle « par taux » a été construit pour les peuplements marchands de plus de 7 m de hauteur à l'aide des données des placettes permanentes. Ces peuplements sont constitués soit de feuillus tolérants purs ou en mélange, soit de pin rouge et de pin blanc en peuplements purs ou mélangés. Des taux de passage moyens ont été estimés en stratifiant ces placettes en fonction du groupe d'essences, de la zone d'accroissement, du type de couvert, de la densité, de la présence d'une perturbation dans la strate forestière, de la classe de qualité de tiges (feuillus de 24 cm et plus au diamètre), par classe de défoliation (sapin et épinette noire) et par classe de dhp, (MRNFP 2003). L'évolution des volumes marchands pour chaque strate d'aménagement se fait à l'aide de matrices de taux de passage par pas de 5 ou 10 ans. Ces taux sont :

- ∉ le pourcentage d'arbres passant une, deux ou trois classes de dhp (amplitude de 2 cm) appelé survie,
- ∉ le pourcentage d'arbres qui meurent par classe de dhp appelé mortalité,
- ∉ le recrutement ou les arbres qui franchissent le seuil de 9 cm de dhp.

Il est à noter néanmoins que dans le modèle actuel, l'évolution des recrues n'est pas prise en compte par les matrices de taux de passage. De façon arbitraire, la classe des 10 cm (9 à 11 cm) est réalimentée par un nombre de tiges égal à celui qui la quitte et ce nombre est « recruté » dans le nombre de gaules (tiges d'espèces commerciales de plus de 1,3 m de hauteur mais d'un dhp inférieur à 9 cm) qui est observé dans la table de stock de la strate forestière prise en considération.

Connaissant le taux de passage par classe de dhp pour chaque strate et l'état initial de la strate, il est possible de simuler la croissance des strates par le système d'équations suivantes (voir Duchesne et Raulier – chapitre 1) :

$$\begin{aligned}
 y_{1,t2p} &= a_1 \Delta y_{1t} + r_t \\
 y_{2,t2p} &= b_1 \Delta y_{1t} + a_2 \Delta y_{2t} \\
 y_{i,t2p} &= b_{i41} \Delta y_{i41t} + a_i \Delta y_{it}
 \end{aligned} \quad (1)$$

où :

$y_{i,t+p}$ = le nombre d'arbres par hectare de la classe de dhp i au temps $t+p$.

a_i = fraction des tiges de la classe i qui demeure dans cette classe au temps $t+p$ (1-taux de passage-taux de mortalité).

b_i = fraction des tiges de la classe i qui passe dans la classe suivante ($i+1$) au temps $t+p$ (taux de passage).

r_t = le recrutement.

Ainsi, au temps $t+p$, la première équation indique que le nombre de tiges par hectare de la première classe de dhp est égal au nombre de tiges qui sont restées dans cette classe entre les deux pas de simulation plus le recrutement au cours de cette période. La deuxième équation indique que le nombre de tiges appartenant à la deuxième classe de dhp est égal au nombre de tiges de la première classe de dhp qui ont changé de classe, plus le nombre de tiges de la deuxième classe de dhp qui sont demeurées dans cette classe. Ce calcul est réalisé pour toutes les classes de dhp.

En somme, le modèle « par taux » considère la survie ou la fraction des arbres qui franchissent au moins une classe de dhp entre t et $t+p$, la mortalité ou la fraction des arbres qui meurent entre t et $t+p$ et le recrutement ou la fraction des arbres qui franchissent le seuil de 9 cm entre t et $t+p$ pour fournir l'accroissement net qui est égal à la survie plus le recrutement moins la mortalité. Lorsque ces fractions de tiges sont exprimées en volume de bois, la production résulte de l'ajout de l'accroissement net au volume de bois existant au début de la période.

3. MATÉRIEL

Les placettes permanentes du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs (MRNFP) sont utilisées pour calculer l'erreur de prédiction du modèle « par taux ». Ce type de placettes qui ont un suivi dans le temps permet de comparer un volume prédit par le modèle « par taux » au volume observé. Le suivi entre la première et la dernière mesure varie de 5 à 32 ans. Les quelque 12 000 placettes disponibles sont soumises à une validation stricte, puisqu'elles sont utilisées dans un contexte de calibration. La

validation du suivi des arbres entre deux mesures successives élimine 35 % des placettes, principalement en raison d'un changement d'essence ou de la diminution du diamètre à hauteur de poitrine entre deux mesures successives. Les placettes dont une seule mesure est disponible sont nécessairement éliminées, ce qui représentent 18 % des placettes. Par la suite, parmi les placettes restantes, les placettes dont le type de peuplement ne correspond pas à celui sur lequel le modèle « par taux » est généralement appliqué sont aussi éliminées (27 % des 12 000). Les placettes en voie de régénération ayant subi une perturbation qui élimine plus de 75 % de la surface terrière ou une coupe partielle sont écartées (les perturbations naturelles sont conservées) et représentent 5 % des placettes. Un dernier 8 % de placettes doivent être rejetées à cause d'informations incomplètes pour appliquer le modèle « par taux ». C'est donc 976 placettes qui sont retenues, pour un total de 1673 observations. Les tableaux A1-1 à A1-4 (annexe 1) présentent les répartitions des placettes selon le nombre d'intervalles de mesures, par sous domaine bioclimatique, par type de peuplement, par horizon de prédiction, par type de perturbation et par sous-zone de végétation.

Le volume observé de chaque placette permanente, à chaque mesure, est calculé à l'aide de l'inventaire de la placette et d'un tarif de cubage local établi par le MRNFP. Puisque le volume prédit du modèle « par taux » n'est possible que pour des horizons de prédiction par pas de cinq ans, les volumes observés doivent être ajustés en conséquence afin de pouvoir soustraire le volume prédit du volume observé. Le volume observé de chaque placette au temps multiple de cinq inférieur le plus près du temps $t+p$ est donc estimé par interpolation linéaire avec le volume observé de la mesure précédente. De cette façon, un volume est réduit d'une période maximale de quatre ans. À la place du dhp de chacune des tiges, c'est le volume total de la placette qui est interpolé pour introduire une seule erreur d'interpolation par placette.

L'application des taux de passage nécessite, entre autres, de connaître le type de couvert de la placette à la première mesure. Si cette information est manquante dans les fichiers d'inventaire des placettes permanentes, il est déterminé à l'aide de la surface terrière de la placette. Comme les taux de passage dépendent aussi de la classe de qualité

des tiges feuillues de 24 cm et plus de dhp, la classe de qualité des tiges d'essences feuillues de 24 cm et plus au dhp doit être connue dès la première mesure. Mais, comme la classe de qualité des tiges n'était notée que pour environ la moitié des tiges à la première mesure, une procédure d'imputation de la classe de qualité à l'autre moitié manquante est donc nécessaire. Puisque le taux de passage est le même pour les tiges de qualité A, B et C et qu'une tige appartenant à une de ces catégories ne deviendra jamais une tige de qualité D par l'application des taux de passage, la procédure d'imputation consiste à déterminer si une tige est une D ou non. À partir des tiges dont la classe de qualité est connue à la première mesure, le pourcentage de tiges de qualité D est calculé dans les trois catégories de dhp suivantes : 24-32 cm, 34-38 cm, 40 cm et plus. Ces pourcentages de tiges (entre 19 % et 26 %) ont été appliqués au hasard aux tiges sans classe de qualité.

Les taux de passage avant traitement et le recrutement sont appliqués sur les tiges des placettes permanentes à la première mesure en suivant l'annexe 2 du Manuel d'aménagement forestier (Ministère des Ressources naturelles, 1997), avec un programme développé dans le logiciel *SAS* (version 8). L'évolution dans les classes de qualité est appliquée selon le tableau 3 de l'annexe 2 du Manuel d'aménagement forestier. Un blocage au niveau du diamètre maximal est appliqué selon le tableau 6 du Manuel d'aménagement forestier.

L'ensemble de cette procédure d'application des taux de passages a été vérifié en comparant le volume prédit de trois placettes à leur volume prédit par *Sylva II* pour des horizons de prédiction de 5, 10, 15, 20 et 25 ans. Les placettes ont été choisies afin de rencontrer le plus grand éventail de situations possible.

4. MÉTHODE

4.1 Composantes de la croissance et variables explicatives considérées

Pour chaque placette permanente, l'erreur de prédiction se calcule en prenant en considération la survie annuelle, la mortalité annuelle, le recrutement annuel ainsi que l'accroissement net annuel. Pour chaque composante, l'erreur est exprimée en m³/ha/an et définie comme étant la différence entre le volume observé dans la placette permanente et le volume prédit par le modèle au temps t+p. Une erreur positive indique une sous-estimation et une erreur négative indique une surestimation du volume par le modèle « par taux ». Les statistiques descriptives de l'erreur de chacune des composantes sont présentées au tableau 1 et des graphiques des erreurs sont présentés aux figures A2-1 à A2-4 (annexe 2). Les statistiques présentées sont le biais (équation 2), soit la moyenne des erreurs de prédiction, l'erreur quadratique moyenne de prédiction (EQMP, équation 3), qui représente la moyenne des écarts entre la valeur observée et la valeur prédite, le minimum et le maximum. Des statistiques descriptives sur l'erreur de prédiction exprimée en pourcentage du volume observé sont présentées au tableau A1-6 (annexe 1). Le biais de l'accroissement net des placettes non perturbées est -0,09 m³/ha/an, ce qui représente une légère surestimation, et l'erreur quadratique moyenne de prédiction est de 3 m³/ha/an.

$$\text{Biais} = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{n} \quad (2)$$

$$\text{EQMP} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \quad (3)$$

où y_i est la valeur observée et $\hat{y}_i$ la valeur prédite.

TABLEAU 1. *Statistiques descriptives de l'erreur des composantes du modèle « par taux » ($m^3/ha/an$)*

Composante	Biais	Erreur de prédiction	Minimum	Maximum
Sans perturbation (1389 placettes-mesures)				
Accroissement net	-0,09	3,01	-27,30	10,02
Survie	0,12	1,47	-6,28	8,48
Mortalité	0,44	2,44	-5,94	25,45
Recrutement	0,22	0,82	-0,96	3,92
Avec perturbation (284 placettes-mesures)				
Accroissement net	-0,76	3,39	-13,45	7,48
Survie	-0,08	1,57	-7,38	6,64
Mortalité	1,00	2,63	-4,27	14,30
Recrutement	0,32	0,66	-0,69	4,09

L'erreur est considérée comme pouvant être expliquée par deux groupes de variables explicatives. Le premier groupe est composé de trois variables catégoriques : la présence ou non de perturbation après la première mesure; les sous-zones de végétation qui sont au nombre de trois : forêt tempérée nordique décidue, forêt tempérée nordique mélangée et forêt boréale continue (Saucier et al 1998) et sept types de peuplement (tableau A1-3). Le deuxième groupe est constitué de quatre variables continues : le volume initial marchand, l'IQS initial, l'indice de densité relative initiale et la structure diamétrale initiale. La répartition des placettes parmi les classes de chaque variable qualitative est présentée au tableau A1-4 tandis que des statistiques descriptives des variables continues le sont au tableau 2 ci-dessous. Les 976 placettes disponibles se répartissent en 22,2, 42,8 et 24,7 % respectivement dans les classes de volume initial faible ($50 - 100 m^3/ha$), moyen ($100 - 180 m^3/ha$) et fort (180 et plus m^3/ha). Les placettes de moins de $50 m^3/ha$ représentent 10.3 % de l'ensemble des placettes.

Lorsque la placette est monospécifique, son IQS est calculé selon les équations de Pothier et Savard (1998) pour BOP, BOG, EPB, EPN, EPR, MEL, PEB, PED, PEG, PET, PID, PIG, SAB et THO, par Carpentier (1987) pour ERA, ERN, ERS, par Bégin *et al.* (1990) pour ERR et par Plonski (1974) pour PIB, PIR, PRU et tous les autres feuillus tolérants à l'ombre. L'IDR est calculé seulement pour BOP, BOG, EPB, EPN, EPR, PET, PEG, PED, PEB, PIG, PID, SAB, MEL, THO selon les équations de Pothier et Savard, (1998). Lorsque la placette est plurispécifique, son IQS et son indice de densité rela-

tive sont définis comme étant la moyenne pondérée par le volume observé de l'essence dans la placette. La structure diamétrale est représentée par le paramètre c de la fonction de Weibull simplifiée à deux paramètres (Bailey et Dell, 1973) :

$$N_x | N \sim \frac{1}{N} e^{-4(x/410/b)^c} - \frac{1}{N} e^{-4(x/210/b)^c}$$

où N_x est le nombre d'arbres inventoriés dans la classe de diamètre de valeur moyenne x ,
 N est le nombre total d'arbres dans la placette,
 x est la valeur moyenne de la classe de diamètre de 2 cm, et
 b et c sont les paramètres à estimer.

TABLEAU 2. *Statistiques descriptives des variables explicatives continues*

Variables explicatives	n	Moyenne ± écart-type	Minimum – Maximum
Volume initial (m ³ /ha)	972	135.35 ± 69.28	2.67 – 502.08
Accroissement net (m ³ /ha/an)	830 ¹	2.43 ± 3.65	-30.4 – 18.05
IQS initial (m)	844	16.38 ± 3.41	1.85 – 39.94
IDR initial	662	0.27 ± 0.21	0.00 – 1.07
Indice de structure diamétrale initial	961	3.91 ± 1.81	1.75 – 18.27

¹: placettes non perturbées seulement

4.2 Analyses statistiques

Idéalement, un modèle de prédiction se valide par un ensemble de données indépendant de celui utilisé pour sa construction (Vanclay et Skovsgaard, 1997). Mais comme une grande partie des placettes permanentes disponibles ont été utilisées pour construire le modèle « par taux » (64 %) et que les placettes non utilisées n'ont que deux mesures espacées d'un maximum de 10 ans, toutes les placettes disponibles sont utilisées pour analyser l'erreur. Néanmoins, cette faiblesse est en partie remédiée en utilisant un petit ensemble de 307 placettes permanentes indépendantes pour montrer la similarité entre les erreurs calculées sur le grand ensemble et celles calculées sur ce petit ensemble de placettes. L'analyse de l'erreur du modèle « par taux » se compose de quatre parties. La première partie consiste à utiliser les erreurs de la mortalité et de la survie pour expliquer l'erreur de l'accroissement net. Cette explication sert à identifier les principales sources d'erreur sur l'accroissement net en quantifiant la corrélation entre son erreur et celles de ses composantes. La deuxième partie permet d'explorer la relation entre les variables de peuplement décrites auparavant et l'erreur sur chacune des quatre composantes du mo-

dèle « par taux » séparément. Ceci permet d'identifier, s'il y a lieu, des biais dans le modèle. La troisième partie évalue la propagation de l'erreur sur l'horizon de prédiction pour montrer la nécessité de tenir compte du cumul de cette erreur dans tout exercice de prédiction de la croissance. La dernière partie évalue l'erreur du modèle « par taux » à l'aide d'un petit ensemble de placettes indépendantes de celles utilisées pour sa conception pour justifier que les résultats des analyses d'erreur sur le grand ensemble de placettes sont valables.

Pour la première partie de l'analyse, l'erreur de l'accroissement net est fonction des erreurs de la mortalité et de la survie. L'erreur du recrutement n'est pas incluse dans l'analyse car son ajout entraînerait une explication de 100 % de la variation de l'erreur sur l'accroissement net, ce dernier étant une combinaison linéaire de l'erreur de la mortalité, de la survie et du recrutement. Et sachant que l'erreur du recrutement est la plus faible par rapport à celles de la survie et de la mortalité, c'est cette composante qui est exclue de la régression. Dans la deuxième partie de l'analyse, l'ensemble des variables de placette et leurs interactions doubles et triples sont soumises au modèle expliquant l'erreur de prédiction. La variable la plus reliée à l'erreur est premièrement entrée dans le modèle et l'ajout de termes supplémentaires est fait selon le R^2 partiel le plus élevé. Le seuil de significativité utilisé est 5 %. La procédure *MIXED* du logiciel *SAS* est utilisée pour construire les modèles afin de tenir compte de la corrélation entre les différentes mesures décennales d'une même placette. Le coefficient de détermination (R^2) est défini comme étant le carré de la corrélation entre les valeurs prédites et les valeurs observées (Kvalseth, 1985). Le même type d'analyse de variance est utilisé pour l'analyse sur la propagation de l'erreur dans le temps. De simples comparaisons visuelles sont utilisées pour la validation des erreurs du modèle « par taux » à l'aide du petit ensemble de placettes indépendantes.

5 RÉSULTATS

5.1 Explication de l'erreur de l'accroissement net par celles de la mortalité et de la survie

Afin de déterminer les sources d'erreur sur l'accroissement net, l'erreur a été expliquée par deux de ses trois composantes, l'erreur sur la mortalité et l'erreur sur la survie. L'équation utilisée est présentée au tableau A1-7. L'erreur de la mortalité explique à elle seule 70,5 % de la variation de l'erreur sur l'accroissement net. L'erreur de la survie permet d'obtenir un gain d'explication de 23,6 % pour un total de 94,1 %. Comme le montre la figure 1, l'erreur de l'accroissement net est fortement corrélée à celle de la mortalité, c'est-à-dire que la principale source de l'erreur de l'accroissement net est représentée par l'erreur de la mortalité.

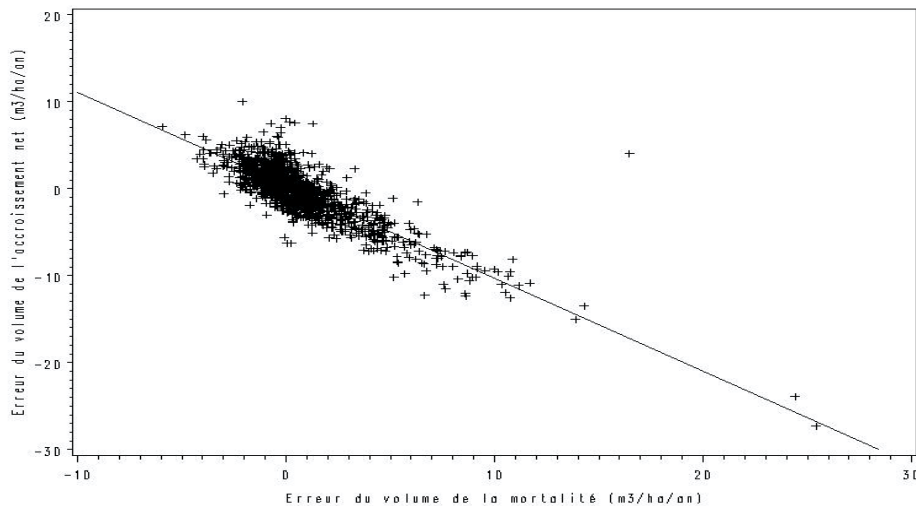


FIGURE 1. *Erreur de l'accroissement net en fonction de l'erreur de la mortalité*

5.2 Explication de l'erreur de l'accroissement net, de la mortalité, de la survie et du recrutement par les variables de placette

Afin de déterminer si les composantes du modèle « par taux » sont biaisées, une équation de régression mettant en relation l'erreur de chacune des composantes et les variables de peuplement est construite. Seules les variables explicatives et les interactions expliquant une partie significative de l'erreur de prédiction sont discutées. L'analyse de la

variance effectuée pour chacune des composantes de la croissance se retrouve dans l'annexe 1. Le tableau A1-5 contient les statistiques descriptives de l'erreur selon trois classes du volume initial.

5.2.1 Erreur de l'accroissement net

Le volume initial marchand, le type de peuplement et la présence de perturbation influencent significativement l'erreur de l'accroissement net (tableau A1-8). Le pourcentage d'explication de la variation de l'erreur par ces trois variables est 11,6 %. À lui seul, le volume initial des arbres marchands en explique 10,1 % et la présence ou non de perturbation ajoute 1 % d'explication supplémentaire. Le type de peuplement ajoute seulement 0,5 % d'explication au modèle. Le tableau 3 présente les moyennes, ajustées par le modèle, de l'erreur de l'accroissement net en fonction de trois volumes initiaux (10^e percentile, moyenne et 90^e percentile des volumes supérieurs 50 m³/ha) et du type de peuplement, des placettes non perturbées.

TABLEAU 3. Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur de l'accroissement net des placettes non perturbées

Volume (m ³ /ha)	Type de peuplement	Biais (m ³ /ha/an)	Erreur type (m ³ /ha/an)	P value
75	Autres ¹	0.96	0.14	<0.0001
	Pb/Pr	2.15	0.45	<0.0001
150	Autres	-0.11	0.11	0.3346
	Pb/Pr	1.08	0.44	0.0148
225	Autres	-1.18	0.15	<0.0001
	Pb/Pr	0.01	0.45	0.9813

¹: F-R, Bj, Er, ErAu, FhFt

Pour la majorité des peuplements, le volume initial indique le sens du biais : dans les placettes à faible volume initial, le modèle « par taux » sous-estime le volume réel tandis qu'il le surestime dans les placettes à grand volume. Lorsque le volume initial est moyen, le modèle « par taux » est non biaisé. La présence de perturbation diminue l'erreur de 0,47 m³/ha/an. Dans les placettes à faible volume, ceci se traduit par une sous-estimation moins grande tandis que dans les placettes à grand volume, la surestimation est plus grande.

L'effet significatif du type de peuplement est principalement causé par le type Pb/Pr. En effet, l'erreur diminue lorsque le volume initial augmente mais il est plus sous-estimé que les autres peuplements dans les placettes à faible volume, il est sous-estimé dans les placettes à moyen volume et le biais est nul dans les placettes à grand volume.

5.2.2 Erreur de la mortalité

La variation de l'erreur de la mortalité est expliquée à 5 % par le volume initial, la présence ou non de perturbation et le type de peuplement (tableau A1-9). Le volume initial des arbres marchands en explique 3,9 % et l'ajout de la présence ou non de perturbation donne un R^2 de 4,9 %. Le type de peuplement explique seulement 0,1 % de l'erreur de la mortalité dans le modèle. Le tableau 4 présente les moyennes, ajustées par le modèle, de l'erreur de la mortalité en fonction du volume initial et du peuplement pour les placettes non perturbées.

TABLEAU 4. Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur de la mortalité des placettes non perturbées

Volume (m ³ /ha)	Type de peuplement	Biais (m ³ /ha/an)	Erreur type (m ³ /ha/an)	P value
75	Autres ¹	-0.06	0.09	0.4968
	Er	0.32	0.12	0.0100
	Pb/Pr	-0.66	0.30	0.0287
150	Autres	0.30	0.08	0.0002
	Er	0.68	0.11	<0.0001
	Pb/Pr	-0.29	0.30	0.3201
225	Autres	0.67	0.11	<0.0001
	Er	1.05	0.13	<0.0001
	Pb/Pr	0.07	0.30	0.8131

¹: F-R, APF, Bj, ErAu, FhFt

Dans la majorité des peuplements, dans les placettes à faible volume, on ne détecte pas de biais significatif dans la prédiction de la mortalité. Toutefois, la mortalité est sous-estimée dans les placettes à moyen et grand volume et cette sous-estimation augmente avec le volume. Une sous-estimation supplémentaire de 0,42 m³/ha/an est causée par la présence de perturbation.

L'effet significatif du type de peuplement est principalement causé par deux peuplements : Pb/Pr et Er. Dans le peuplement Pb/Pr, il n'y a pas de biais significatif dans la mortalité prédite, dans les placettes à moyen et grand volume initial, tandis que dans les placettes à faible volume elle est surestimée. La mortalité dans les érablières est plus sous-estimée que dans les peuplements F-R, APF, Bj, ErAu et FhFt.

5.2.3 Erreur de la survie

L'erreur de la survie est expliquée à 15,1 % par le volume initial et la densité (tableau A1-10). L'erreur de prédiction de la survie est expliquée à 7,7 % par le volume initial et l'ajout de la densité augmente le R^2 de 7,4 %. Le tableau 5 présente les moyennes, ajustées par le modèle, de l'erreur des survivants selon le volume initial.

TABLEAU 5. Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur de la survie

Volume initial (m ³ /ha)	Biais (m ³ /ha/an)	Erreur type (m ³ /ha/an)	P value
75	0.37	0.07	<0.0001
150	-0.09	0.06	0.1133
225	-0.55	0.10	<0.0001

Le volume initial indique le sens du biais : dans les placettes à faible volume, le volume prédit des survivants sous-estime le volume réel tandis que dans les placettes à grand volume, le volume des survivants est surestimé. Le biais est nul dans les placettes à moyen volume. Une augmentation de 0,1 de la densité relative fait diminuer l'erreur de 0,15 m³/ha/an.

5.2.4 Erreur du recrutement

L'erreur du recrutement est expliquée à 8,6 % par le volume initial, la présence ou non de perturbation, le type de peuplement, l'interaction entre le volume initial et la présence ou non de perturbation et l'interaction entre le volume initial et le type de peuplement (tableau A1-1). Le volume initial des arbres marchands explique à lui seul 5,6 % de la variabilité de l'erreur du recrutement et l'ajout du type de peuplement et de son interac-

tion avec le volume initial permet une explication supplémentaire de 1,8 %. La présence ou non de perturbation et son interaction avec le volume initial ajoute 1,5 % d'explication au modèle qui inclut déjà le volume, le peuplement et leur interaction. Le tableau 6 présente les moyennes, ajustées par le modèle, de l'erreur du recrutement en fonction du volume initial, de la présence ou non de perturbation et du type de peuplement.

TABLEAU 6. Moyennes ajustées par le modèle de régression de l'erreur du recrutement

Perturbation	Volume (m ³ /ha)	Type de peuplement	Biais (m ³ /ha/an)	Erreur type (m ³ /ha/an)	P value
Sans	75	Autres ¹	0.34	0.03	<0.0001
		PbPr et FhFt	0.14	0.06	0.0261
	150	Autres	0.19	0.02	<0.0001
		PbPr et FhFt	0.21	0.05	<0.0001
	225	Autres	0.04	0.03	0.1386
		PbPr et FhFt	0.28	0.07	<0.0001
Avec	75	Autres	0.37	0.05	<0.0001
		PbPr et FhFt	0.16	0.07	0.0284
	150	Autres	0.35	0.04	<0.0001
		PbPr et FhFt	0.36	0.06	<0.0001
	225	Autres	0.33	0.07	<0.0001
		PbPr et FhFt	0.57	0.09	<0.0001

¹: F-R, APF, Bj, Er, ErAu

Pour la majorité des peuplements, peu importe la présence ou non de perturbation, dans pratiquement tous les volumes, le volume prédit de recrues sous-estime le volume réel (sauf dans les placettes non perturbées à grand volume où le biais est nul). Toutefois, dans les placettes sans perturbation, la sous-estimation diminue avec le volume initial tandis qu'elle est plutôt stable dans les placettes perturbées. L'interaction entre le type de peuplement et le volume initial est principalement causée par les types de peuplement Pb/Pr et FhFt. En effet, dans les placettes non perturbées, l'effet du volume initial est contraire aux autres types de peuplement : plus le volume augmente, plus la sous-estimation augmente. Dans les placettes perturbées, pour les types de peuplements PbPr et FhFt, la sous-estimation augmente avec le volume.

5.3 Propagation de l'erreur sur l'horizon de prédiction

Comme l'erreur peut se propager d'année en année sur l'horizon de prédiction, il est plus approprié de considérer l'erreur du volume final en m^3/ha , soit la production, qui résulte de l'ajout de l'accroissement net au volume initial. La propagation de l'erreur sur l'horizon de prédiction peut être évaluée tout d'abord par l'évolution de l'EQMP exprimée en m^3/ha . Le tableau 7 présente la moyenne et l'EQMP de chaque composante du modèle « par taux » dans les placettes non perturbées, tous les volumes initiaux confondus. En particulier, l'EQMP de la production augmente avec l'horizon de prédiction de $18,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ à cinq ans à $54,4 \text{ m}^3/\text{ha}$ à 30 ans par rapport au volume initial moyen de $135 \text{ m}^3/\text{ha}$. La figure A2-5 permet aussi de constater que l'erreur augmente d'un inventaire au suivant par la présence de faisceaux de lignes qui divergent de part et d'autre de l'horizontale.

La propagation de l'erreur sur l'horizon de prédiction peut être évaluée aussi par l'évolution du biais de la production sur l'horizon de prédiction en distinguant les placettes en trois groupes : faible, moyen et fort volume initial. Le volume prédit à 15 ans est le résultat de l'application des taux de passage de 10 ans suivi des taux de passage de 5 ans. Le volume prédit à 20 ans est le résultat de deux applications des taux de 10 ans et à 25 ans, de deux fois les taux de 10 ans suivi d'une application des taux de 5 ans. Une analyse de variance a été réalisée pour tester ce cumul d'erreurs en fonction de l'horizon de prédiction : le temps est vu comme un effet catégorique avec la présence de perturbations tout en considérant aussi le volume initial. Selon le résultat de l'analyse de variance, l'erreur de la production augmente avec l'horizon de prédiction (figure 2), dans les placettes à faible et grand volume, toutefois, le ralentissement de l'augmentation de l'erreur observé à la figure 2 pour les placettes à faible volume n'est pas significatif. Dans les placettes à volume moyen, l'augmentation de l'erreur dans le temps n'est pas significative. Les résultats détaillés sont présentés aux tableaux A1-12 et A1-13 (annexe 1). Dans aucun cas, il n'est possible de rejeter l'hypothèse d'additivité des erreurs, l'erreur type étant relativement grande. L'erreur sur un horizon de 20 ans est donc à peu près deux fois celle à 10 ans et l'erreur à 30 ans est environ trois fois celle à 10 ans. Il est à noter que

l'erreur à cinq ans et à dix ans représentent l'erreur d'une seule application d'une matrice de taux de passage.

TABLEAU 7. *Erreur quadratique moyenne de prédiction en fonction de l'horizon de prédiction des composantes du modèle « par taux » dans les placettes non perturbées (m³/ha)*

Composante	Horizon de prédiction					
	5 ans (n=509)	10 ans (n=362)	15 ans (n=133)	20 ans (n=231)	25 ans (n=75)	30 ans (n=79)
Production	18.54	27.09	47.35	42.07	55.19	54.35
Survie	7.52	14.65	25.91	27.45	30.29	36.30
Mortalité	15.67	22.08	37.62	25.16	43.59	27.61
Recrutement	2.10	14.44	5.20	8.16	11.13	11.30

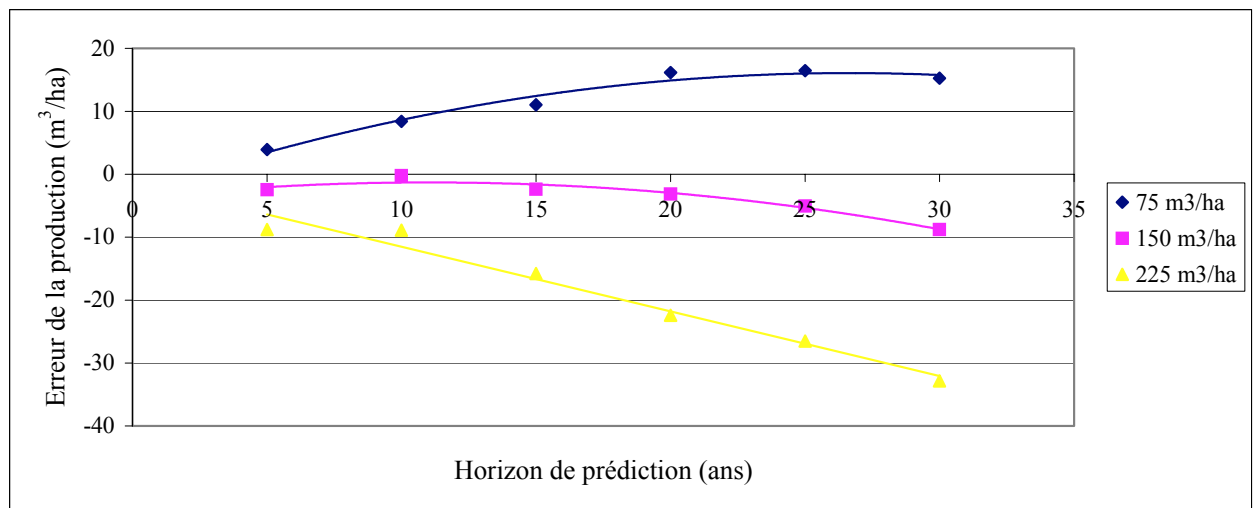


FIGURE 2. *Erreur de la production en fonction de l'horizon de prédiction et du volume initial*

5.4 Validation du modèle « par taux » à l'aide de données indépendantes de celles utilisées pour sa conception

Un ensemble de 307 placettes permanentes indépendant du développement des taux de passage a permis de comparer les erreurs à celles obtenues sur l'ensemble des placettes disponibles. Leur distribution selon le sous-domaine bioclimatique et le type de peuplement se retrouve au tableau A1-14. On retrouve principalement trois concentrations de placettes non utilisées, soit dans l'érablière à tilleul de l'ouest, dans la sapinière à bouleau jaune de l'est (péninsule gaspésienne) et dans la sapinière à bouleau jaune de l'ouest (partie ouest). Aussi, l'érablière à bouleau jaune de l'ouest et la sapinière à bou-

leau jaune de l'ouest (partie est) sont sous-représentées. Par contre, selon la distribution des placettes par type de peuplement, cet ensemble de données indépendant est non biaisé.

Le tableau 8 contient le biais et l'EQMP des placettes non utilisées pour chacune des composantes du modèle « par taux ». On retrouve aussi le biais et l'EQMP de toutes les placettes. Aucune différence majeure n'est constatée sur l'EQMP, et le biais des placettes non utilisées sur un horizon de cinq ans est légèrement supérieur. Sur un horizon de 10 ans, le biais de la survie et de la mortalité est inférieur sur les nouvelles placettes.

TABLEAU 8. *Biais (1^{re} ligne) et EQMP (2^e ligne) des composantes du modèle « par taux » sur les placettes non utilisées, sans perturbations*

Composante (m ³ /ha)	Horizon de prédiction			
	5 ans		10 ans	
	Placettes non utilisées (n = 137)	Toutes les placet- tes (n = 509)	Placettes non utilisées (n = 170)	Toutes les placet- tes (n = 362)
Production	-3.06	-2.52	5.36	3.78
	18.91	18.54	25.38	27.09
Survie	-1.30	-0.00	0.34	2.10
	8.26	7.52	14.29	14.65
Mortalité	2.50	3.13	0.64	2.17
	15.66	15.67	21.59	22.08
Recrutement	0.84	0.64	5.74	3.90
	1.91	2.10	20.53	14.44

Dans le tableau 9, on retrouve le biais et l'EQMP de la production selon l'horizon de prédiction et les trois classes du volume initial. Ici aussi, l'EQMP sur les nouvelles placettes est du même ordre de grandeur que celle sur de l'ensemble des placettes. On retrouve aussi un biais selon le volume initial, mais il est légèrement moins grand dans les placettes à faible et à grand volume sur un horizon de cinq ans et pratiquement nul dans les placettes à grand volume sur un horizon de dix ans.

TABLEAU 9. *Biais (1^{re} ligne), EQMP (2^e ligne) et nombre de placettes (3^e ligne) de la production sur les placettes non utilisées, sans perturbation, selon trois classes du volume initial*

Volume initial (m ³ /ha)	Horizon de prédiction (m ³ /ha)			
	5 ans		10 ans	
	Placettes non utilisées	Toutes les placettes	Placettes non utilisées	Toutes les placettes
50 – 100	0.7	2.92	10.15	11.36
	9.07	10.39	14.93	20.57
	(24)	(102)	(37)	(81)
100 – 180	-1.84	-1.18	2.22	1.09
	14.56	14.26	22.99	25.36
	(61)	(222)	(70)	(160)
180 et plus	-8.83	-11.06	0.14	-5.01
	26.59	28.28	37.44	37.60
	(42)	(141)	(37)	(77)

6 CONCLUSION

L'erreur du modèle « par taux » a été quantifiée à l'aide des placettes permanentes. La propagation de l'erreur de la production sur l'horizon de prédiction est faible et le biais est nul pour les placettes à volume moyen, même si l'erreur quadratique moyenne de prédiction est non nulle. Pour les placettes à fort et à faible volume, l'EQMP est non négligeable et le biais est non nul.

Plus spécifiquement, le volume marchand conjointement avec la densité et/ou la présence de perturbation et/ou le type de peuplement expliquent 11,6, 5,0, 15,1, 8,6 % des erreurs de l'accroissement net, de la mortalité, de la survie et du recrutement, respectivement. Par contre, 70,5 % de l'erreur de l'accroissement net provient de l'erreur de la mortalité. Or l'erreur de la mortalité ne peut être expliquée de façon appréciable par aucune variable dérivée de la placette et utilisée dans les modèles de croissance courants tels que l'IQS, la structure et la densité.

Bien que la croissance des peuplements soit simulée sur une période de temps parfois très importante, l'analyse des erreurs présentée ici ne porte que sur un horizon de 30 ans et on ne peut véritablement conclure pour un horizon de temps plus long.

7 RECOMMANDATIONS

A) Comme le modèle « par taux » est biaisé pour les placettes à fort et faible volume et que selon Armstrong (2001), une des qualités d'un modèle de prédiction est qu'il se doit d'être non biaisé, il est recommandé que le modèle « par taux » soit amélioré. Par conséquent, trois défis majeurs devront être relevés pour la construction d'un nouveau modèle sans biais. Le premier porte sur la nécessité de prendre en considération la corrélation entre les données car les placettes ont fait l'objet de mesures successives. Selon Armstrong (2001), le deuxième défi porte sur la nécessité de construire un modèle qui soit simple et dont la variance des paramètres puisse être estimée facilement. Or le modèle « par taux » a plusieurs centaines de paramètres. Il y a environ un paramètre par combinaison des catégories des variables suivantes (le nombre entre parenthèse indique le nombre de catégories) : groupe d'essences (21), zone d'accroissement (43), type de couvert (2), classe de densité (2), présence ou non de perturbation (2), qualité de la tige (2), défoliation de la tige (2), horizon de prédiction (2), classe de diamètre (± 5). Le modèle « par taux » peut donc difficilement satisfaire à la propriété de simplicité. La construction d'un nouveau modèle devra donc être précédée d'une analyse comparative entre la méthode matricielle et la méthode par équations de régression, qui nécessite beaucoup moins de paramètres, en fonction de la quantité et de la qualité des données disponibles. Le troisième défi est le plus important et porte sur la nécessité de combler l'absence de la dynamique du recrutement dans le modèle « par taux ». Puisque la préoccupation est de récupérer les volumes à la fois en quantité et en qualité, cette absence rend impossible l'évaluation des traitements sylvicoles préconisés. En augmentant le risque de maintenir les peuplements beaucoup trop fermés, cette absence provoque des conséquences non souhaitées telles que l'arrêt de la régénération et la transition vers la régularisation des strates inéquiennes. En effet, c'est de l'analyse même des divergences entre le recrutement réel et celui nécessaire à l'équilibre du peuplement que dépendra la décision d'abaisser ou non le volume sur pied, pour activer ou non le processus de recrutement et la régénération (Schütz, 1997). Un groupe de travail mérite d'être mis sur pied pour établir un plan de recherche sur le recrutement dans le cadre élargi de la modélisation de la croissance avec effet explicite des traitements sylvicoles et en adoptant la stratégie

d'analyser intensivement toutes les données sur les effets réels déjà collectées à la grandeur du Québec.

B) Comme la mortalité est étroitement liée à la strate de retour et comme la prédiction de la strate de retour après coupe est manquante dans le calcul actuel de la possibilité forestière, un deuxième groupe de travail mérite d'être mis sur pied pour établir un plan de recherche sur la mortalité dans le cadre élargi de la prédiction de la strate de retour. En effet, il y a un traitement sylvicole à la fin de la première rotation. Comme il n'y a plus de table de taux de passage, l'utilisateur doit choisir arbitrairement parmi les six tables mises à sa disposition dans *Sylva II*, celle qui reflètera le mieux la croissance de sa strate après traitement. Ces six tables regroupent les classes de densité (A à D) en considérant ou pas la mortalité (AB avec/sans mortalité, CD avec/sans mortalité, ABCD avec/sans mortalité). Ce choix peut causer des erreurs potentiellement élevées et aggraver ainsi la difficulté de maintenir la productivité des peuplements traités.

RÉFÉRENCES

- ARMSTRONG, J.S., 2001. Principles of forecasting. Kluwer Academic Publishers. 849 P.
- BAILEY, R.L. et DELL, T.R., 1973. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *Forest Science*, 19(2): 97-104.
- BÉGIN J., BÉLANGER, L., PFALZGRAF J. et M. PINEAU, 1990. Qualité de station dans les érablières rouges de la plaine de Drummondville, Québec. *Forestry Chronicle* 66 : 377-387.
- BOLGHARI, H.A. et V. BERTRAND, 1984. Tables préliminaires de production des principales essences résineuses plantées dans la partie centrale du sud du Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Service de la recherche. Mémoire n° 79. 392 p.
- CARPENTIER, J.-P., 1987. Modélisation de la croissance et du rendement des peuplements d'érables à sucre. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche et du développement. Mémoire n°. 91, 160 p.
- KVALSETH, T. O., 1985. Cautionary note about R^2 . *The American Statistician* 39 : 279-285.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 1997. Manuel d'aménagement forestier, Documents d'annexes, 3^e édition. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Québec.
- PLONSKI, W. L., 1974. Normal yield tables (metric) for major species of Ontario. Toronto, Ontario Ministry of Natural Resources, Division of forests, 40 p.
- POTHIER, D. et F. SAVARD, 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt-Québec. Québec, 183 p.
- PRÉGENT, G, BERTRAND, V et L. CHARETTE, 1996. Tables préliminaires de rendement pour les plantations d'épinette noire au Québec. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche. Mémoire n° 118. 70 p.
- SAUCIER, J.-P., BERGERON, J.-F., GRONDIN, P. et A. ROBITAILLE, 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version) : un élément du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le Ministère des Ressources naturelles du Québec. L'Aubelle. Supplément février-mars 1998 : 1-12.
- SCHÜTZ, J.-P., 1997. Sylviculture 2. La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, CH, 178 p.
- VANCLAY, J.K. et SKOVGAARD, J.P. 1997. Evaluating forest growth models. *Ecological Modelling*, 98: 1-12.

ANNEXE 1

TABLEAU A1-1. *Répartition des placettes selon le nombre d'intervalles de mesures*

Nombre d'intervalles de mesures	Nombre de placettes	Pourcentage du total de placettes (%)
1	489	50.10
2	282	28.89
3	200	20.49
4	5	0.51

TABLEAU A1-2. *Répartition des placettes par sous domaine bioclimatique*

Sous domaine bioclimatique	Nombre de placettes	Pourcentage du total de placettes (%)
Érablière à caryer	31	3.18
Érablière à tilleul est	48	4.92
Érablière à tilleul ouest	86	8.81
Érablière à bouleau jaune est	147	15.06
Érablière à bouleau jaune ouest	231	23.67
Sapinière à bouleau jaune est	101	10.35
Sapinière à bouleau jaune ouest	219	22.44
Sapinière à bouleau blanc est	43	4.41
Sapinière à bouleau blanc ouest	59	6.05
Pessière à mousse est	3	0.31
Pessière à mousse ouest	8	0.82

TABLEAU A1-3. Définition des types de peuplement

Numéro	Code	Type de peuplement	Surface terrière marchande
1	F-R	Placette mixte à dominance de feuillus	au moins 50% en feuillus et au moins 25% en conifères
2	Bj	Placette à bouleau jaune	le bouleau jaune occupe au moins 50% de la surface terrière des feuillus
3	Er	Placette à érable	l'érable à sucre, seul ou avec l'érable rouge occupe au moins 66% de la surface terrière des feuillus
4	ErAu	Placette à dominance d'érable	l'érable à sucre seul ou avec l'érable rouge occupe de 33 à 66% de la surface terrière des feuillus
5	Fh/Ft	a. Placette à feuillus de milieu humide b. Placette à feuillus tolérants	a. orme, frêne noir, érable argenté, bouleau jaune et érable rouge occupent au moins 50% de la surface terrière des feuillus b. essences feuillues autres que bouleau et peuplier occupant au moins 50% de la surface terrière des feuillus
6	Pb/Pr	a. Placette à pin rouge, placette à pin blanc, b. Placette à pin rouge et pin blanc, placette à pin blanc et pin rouge, c. Placette mixte résineux - pin rouge, placette mixte résineux - pin blanc	a. l'essence principale occupe 75% et plus de la surface terrière des résineux b. l'essence principale occupe de 50 à 74% de la surface terrière des résineux c. trois essences résineuses ou plus forment la placette, mais aucune n'occupe 50% de la surface terrière des résineux
7	AFP	Toutes les autres essences feuillues qui n'entrent pas dans les groupes 2 à 5	Les essences feuillues occupent au moins 75% de la surface terrière totale

TABLEAU A1-4. Nombre de placettes (nombre d'observations) selon le type de peuplement, l'horizon de prédiction, la perturbation et la sous-zone de végétation

Type de peuplement	n	Horizon de prédiction	n	Perturbation	n	Sous-zone de végétation	n
F-R	331 (564)	5	595	Non perturbées	834 (1389)	Décidue	543 (983)
APF	155 (255)	10	419	Chablis partiel	14 (27)	Mélangée	320 (526)
Bj	71 (131)	15	147	Dépérissement partiel	10 (21)	Continue	113 (164)
Er	269 (463)	20	303	Épidémie légère	118 (236)		
ErAu	74 (125)	25	92				
FhFt	46 (84)	30	117				
Pb/Pr	30 (51)						

TABLEAU A1-5. Moyenne / EQMP ($m^3/ha/an$) de l'erreur des composantes selon trois classes du volume marchand initial dans les placettes non perturbées

Composante	Classe de volume (m^3/ha)		
	50 -100 (n ¹ = 307)	100 - 180 (n = 614)	180 et + (n = 333)
Accroissement net	0.71 / 1.99	-0.12 / 2.41	-1.42 / 4.63
Survie	0.57 / 1.41	0.05 / 1.31	-0.42 / 1.72
Mortalité	0.08 / 1.13	0.32 / 1.87	1.15 / 4.13
Recrutement	0.24 / 0.49	0.15 / 0.40	0.16 / 1.39

¹ Nombre de placettes-mesures (observations)

TABLEAU A1-6. Statistiques descriptives de l'erreur des composantes exprimée en pourcentage du volume observé dans les placettes non perturbées (%)

Composante	n ¹	n ₀ ²	Biais / écart type	Médiane	P10	P90	Min	Max
Acc. net	1384	0	-0.67 / 25.59	2.31	-26.98	23.08	-255.59	85.28
Survie	1383	0	1.74 / 11.72	0.58	-9.84	14.42	-80.76	73.77
Mortalité	1247	140	-221.70 / 866.51	-0.18	-438.28	65.71	-9734.85	91.82
Recrutement	1325	61	24.41 / 135.78	74.65	-98.33	100.00	-1293.14	100.00

¹ Nombre de placettes-mesures (observations)

² Nombre d'observations dont le volume observé est égal à 0

TABLEAU A1-7. Régression de l'erreur de l'accroissement net sur l'erreur de la mortalité et de la survie ($R^2=94.1\%$)

Variables explicatives	Coefficient standardisé	Erreur type	DI den	T	P value	R ² partiel (%)
Ordonnée à l'origine	0.005	0.0045	636	1.20	0.2318	
Erreur de la mortalité	-0.74	0.0035	867	-210.20	<0.0001	70.5
Erreur de la survie	0.47	0.0039	826	120.14	<0.0001	23.6

TABLEAU A1-8. Analyse de la variance de l'erreur de l'accroissement net ($R^2=11.6\%$)

Source de variation	DI num	DI den	F	P Value
Volume	1	906	142.31	<0.0001
Perturbation	1	676	4.92	0.0268
Peuplement	6	765	3.69	<0.0001

TABLEAU A1-9. Analyse de la variance de l'erreur de la mortalité ($R^2=5.0\%$)

Source de variation	DI num	DI den	F	P Value
Volume	1	770	34.38	<0.0001
Perturbation	1	539	9.31	0.0024
Peuplement	6	590	2.44	0.0247

TABLEAU A1-10. Analyse de la variance de l'erreur de la survie ($R^2=15.1\%$)

Source de variation	DI num	DI den	F	P Value
Volume	1	750	90.17	<0.0001
Densité	1	829	22.17	<0.0001

TABLEAU A1-11. *Analyse de la variance de l'erreur du recrutement ($R^2 = 8.6\%$)*

Source de variation	DI num	DI den	F	P Value
Volume	1	790	0.81	0.3682
Perturbation	1	786	1.88	0.1707
Peuplement	6	816	4.08	0.0005
Volume x Peuplement	6	823	5.01	<0.0001
Volume x Perturbation	1	783	9.26	0.0024

TABLEAU A1-12. *Analyse de la variance de l'erreur de la production (m^3/ha)*

Source de variation	DI num	DI den	F	P Value
Horizon de prédiction	5	256	10.82	<0.0001
Volume initial	1	597	84.67	<0.0001
Perturbation	1	837	20.33	<0.0001
Horizon de prédiction x Volume	5	266	10.59	<0.0001
Effet linéaire du temps (75 m^3/ha)	1	286	7.72	0.0058
Effet linéaire du temps (150 m^3/ha)	1	282	3.48	0.0633
Effet linéaire du temps (225 m^3/ha)	1	272	16.89	0.0001
Effet quadratique et plus du temps (75 m^3/ha)	4	350	1.04	0.3863
Effet quadratique et plus du temps (150 m^3/ha)	4	329	1.83	0.1225
Effet quadratique et plus du temps (225 m^3/ha)	4	369	1.43	0.2230

TABLEAU A1-13. *Biais estimés par le modèle de régression des erreurs de la production (m^3/ha) selon le volume initial et l'horizon de prédiction des placettes non perturbées*

Volume initial (m^3/ha)	Horizon de prédiction (ans)	Biais estimé (m^3/ha)	Erreur type (m^3/ha)	P value
75	5	3.90	0.95	<0.0001
	10	8.42	1.51	<0.0001
	15	11.05	3.04	0.0003
	20	16.15	2.26	<0.0001
	25	16.44	5.78	0.0050
	30	15.28	4.81	0.0017
150	5	-2.45	0.71	0.0006
	10	-0.23	1.22	0.8481
	15	-2.35	2.15	0.2734
	20	-3.14	1.98	0.1126
	25	-5.04	4.06	0.2166
	30	-8.79	3.89	0.0251
225	5	-8.81	1.06	<0.0001
	10	-8.89	2.04	<0.0001
	15	-15.76	3.31	<0.0001
	20	-22.43	3.45	<0.0001
	25	-26.52	5.86	<0.0001
	30	-32.86	6.95	<0.0001

TABLEAU A1-14. Répartition des nouvelles placettes non perturbées

Sous-domaine bioclimatique	n	%	Type de peuplement	n	%
Érablière à caryer	16	5.2	F-R	96	31.2
Érablière à tilleul est	14	4.5	APF	53	17.3
Érablière à tilleul ouest	45	14.7	Bj	14	4.6
Érablière à bouleau jaune est	34	11.1	Er	99	32.2
Érablière à bouleau jaune ouest	43	14.0	ErAu	16	5.2
Sapinière à bouleau jaune est	71	23.1	FhFt	19	6.2
Sapinière à bouleau jaune ouest	45	14.7	PbPr	10	3.3
Sapinière à bouleau blanc est	23	7.5			
Sapinière à bouleau blanc ouest	15	4.9			
Pessière à mousse est	1	0.3			
Pessière à mousse ouest	0	0.0			
Total	307		Total	307	

ANNEXE 2

FIGURE 1. *Erreur de prédiction de la production en fonction du volume initial des arbres marchands selon l'horizon de prédiction*

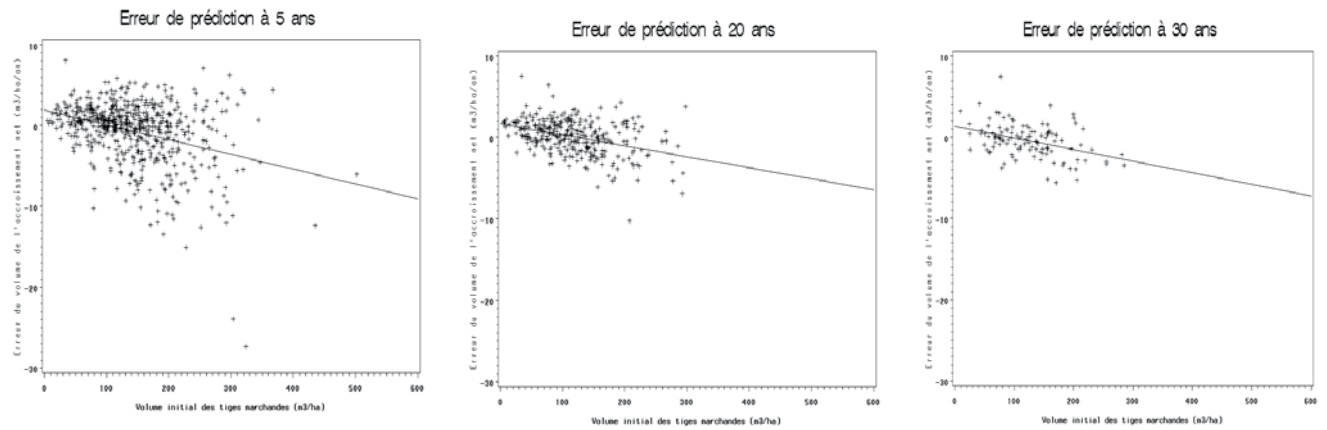


FIGURE 2. *Erreur de prédiction de la survie en fonction du volume initial des arbres marchands selon l'horizon de prédiction*

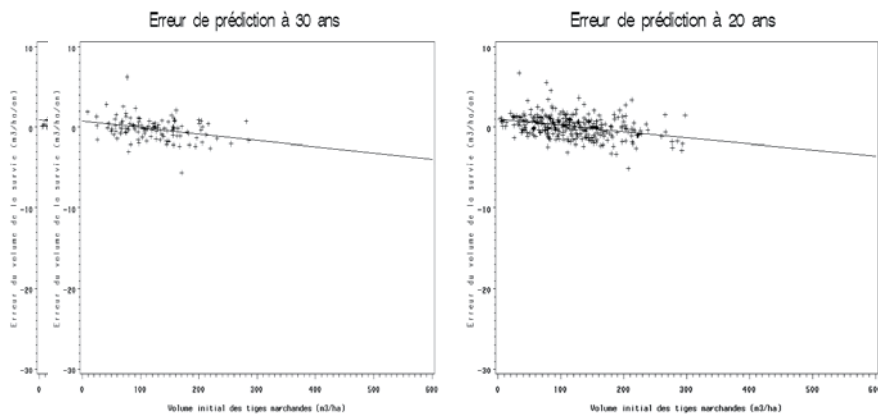


FIGURE 3. Erreur de prédiction de la mortalité en fonction du volume initial des arbres marchands selon l'horizon de prédiction

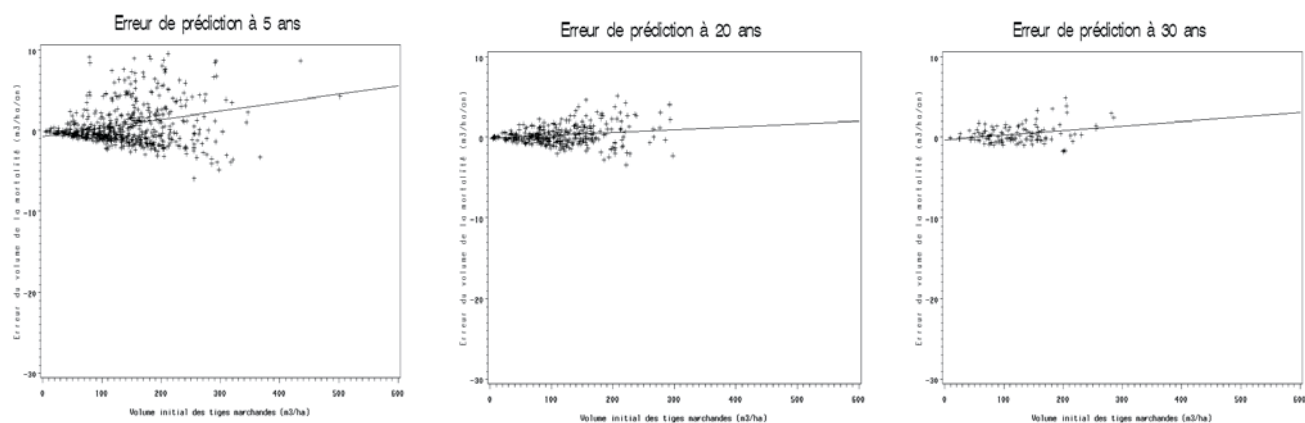


FIGURE 4. Erreur de prédiction du recrutement en fonction du volume initial des arbres marchands selon l'horizon de prédiction

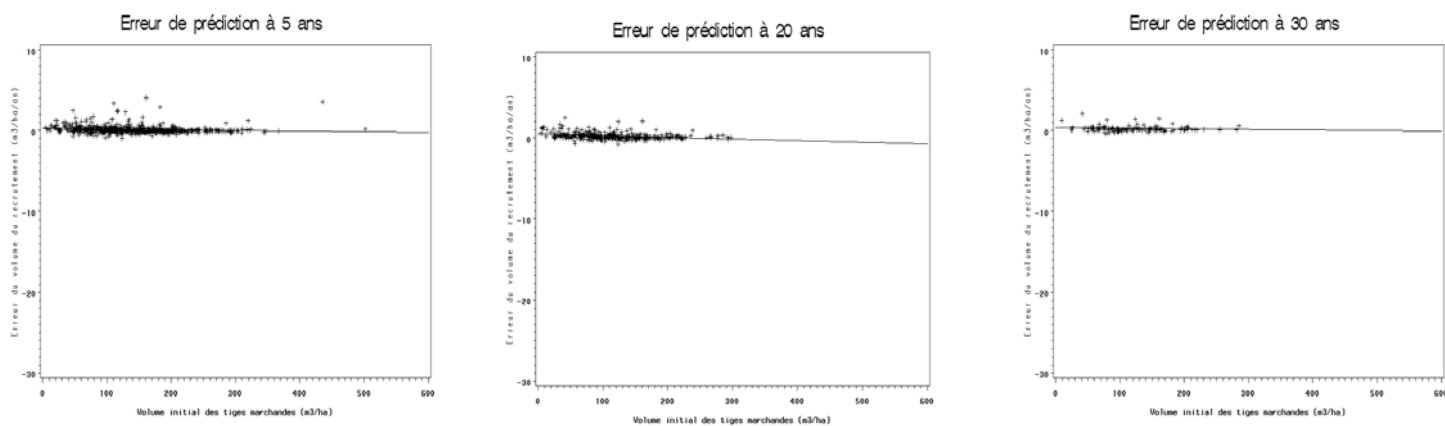
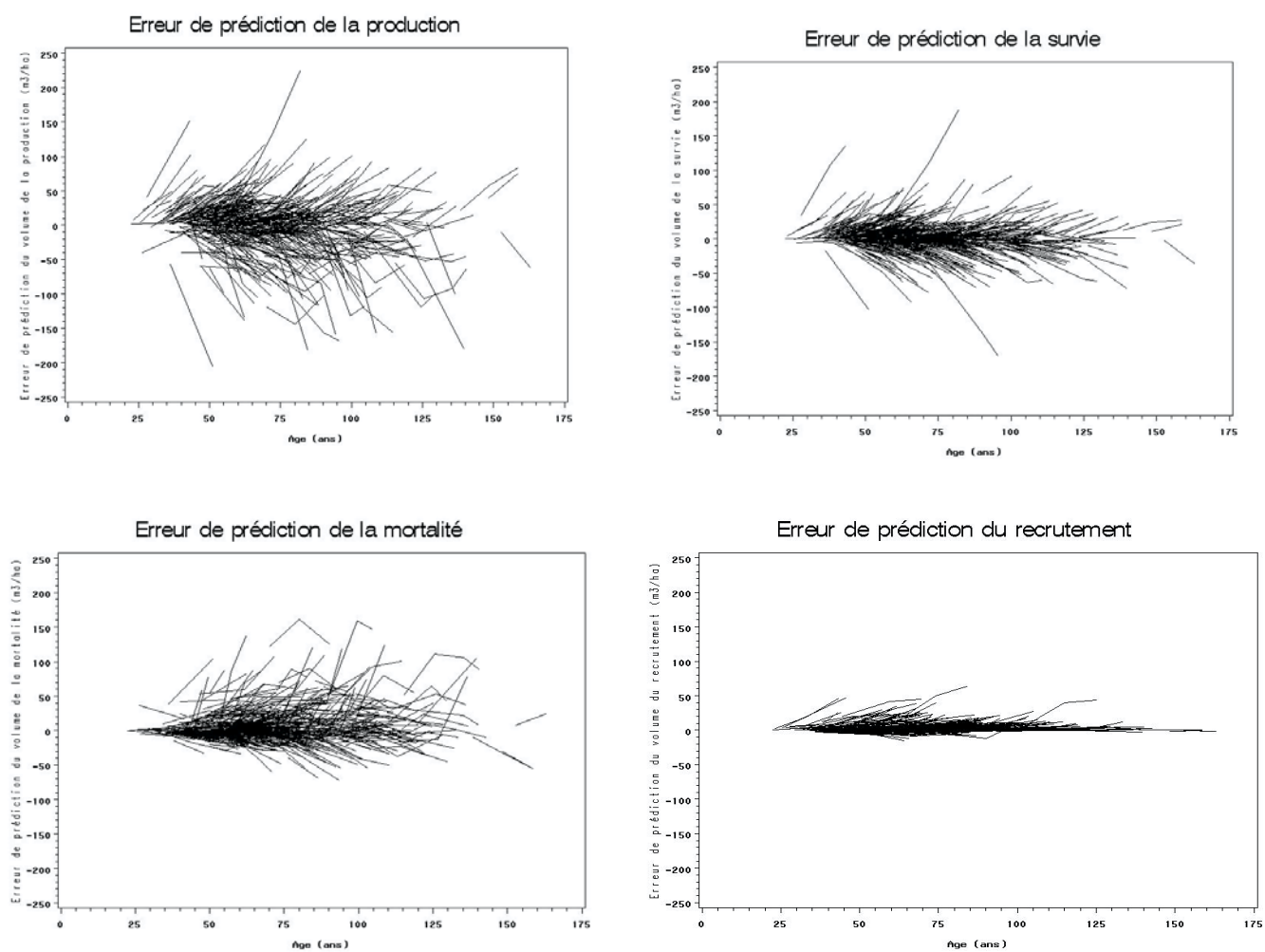


FIGURE 5. Erreur de prédiction par placette en fonction de l'âge pour chacune des composantes du modèle par taux



CHAPITRE 7

Erreur de prédiction associée au modèle de croissance « de plantations »

Lise CHARETTE, B.Sc.(stat.)
Direction de la recherche forestière
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

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

SOMMAIRE CHAPITRE 7

1.	MATÉRIEL	161
2.	ANALYSE DE L'ERREUR.....	162
3.	RÉSULTATS	164
	3.1 Épinette noire	164
	3.2 Épinette blanche	166
	3.3 Épinette de Norvège	169
	3.4 Pin gris	170
4.	DISCUSSION	173
	RÉFÉRENCES	175
	ANNEXE.....	176

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAU 1.	Répartition des placettes faisant partie du réseau et répartition des placettes-mesures utilisées pour les analyses	162
TABLEAU 2.	Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour l'épinette noire	165
TABLEAU 3.	Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour l'épinette blanche.....	167
TABLEAU 4.	Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour l'épinette de Norvège.....	169
TABLEAU 5.	Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour le pin gris	171

Les modèles « de plantations » proviennent des tables de rendement de Bolghari et Bertrand (1984) pour l'épinette blanche et l'épinette de Norvège, de celles de Prigent, Bertrand et Charette (1996) pour l'épinette noire et de Prigent *et al.* (2004, en préparation) pour le pin gris. Les méthodes s'apparentent à celles utilisées pour les forêts naturelles. Les modèles sont basés principalement sur trois variables de base : l'âge, l'indice de qualité de station (IQS) et la densité de reboisement (et non pas l'indice de densité relative comme dans le cas des forêts naturelles).

1. MATÉRIEL

Les données qui ont servi à établir les modèles proviennent d'un réseau de parcelles établies dans les plus vieilles plantations du Québec. Ces parcelles ont été installées principalement du début des années 70 jusqu'au milieu des années 80. À partir de 1993, les parcelles des plantations encore existantes ont été mesurées de nouveau. De même, grâce au projet sur la mesure des effets réels des plantations, le réseau a été étendu à de plus jeunes plantations situées majoritairement en forêt boréale. L'objectif principal consiste à améliorer le pouvoir de prédiction en remplaçant éventuellement les tables de rendement traditionnelles issues de parcelles temporaires par des modèles d'arbres basés sur des parcelles permanentes. Ces données permettront également de couvrir un territoire plus grand et des âges plus avancés que ce qu'il était possible auparavant. Pour l'instant, ces données à mesures répétées dans le temps sont encore trop peu nombreuses pour qu'on puisse utiliser immédiatement cette approche. Toutefois, ces données ont pu servir dans le présent travail à la validation des modèles existants.

Le nombre de placettes faisant partie du réseau ainsi que celui des placettes-mesures ayant pu être utilisées pour les analyses sont présentés par domaine bioclimatique dans le tableau 1. Du nombre de placettes disponibles dans le réseau, seules les placettes pour lesquelles le volume marchand peut être prédit (AGE, ESP et IQS à l'intérieur du domaine d'application des modèles), dont au moins deux mesures étaient disponibles et dans lesquelles il n'y avait pas eu de coupe,

ont pu être utilisées. Au total, 173, 77, 41 et 136 placettes-mesures sont incluses dans les analyses des essences EPN, EPB, EPO et PIG respectivement, des nombres relativement restreints si on les compare avec le réseau de placettes des inventaires en forêts naturelles. Le temps entre la première et la dernière mesure d'une placette varie entre 3 et 30 ans.

TABLEAU 1. Répartition des placettes faisant partie du réseau et répartition des placettes-mesures utilisées pour les analyses¹

Domaine bioclimatique	EPN	Essence EPB	EPO	PIG
1 Érablière à caryer	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (3)
2 Érablière à tilleul	4 (4)	55 (50)	28 (26)	58 (47)
3 Érablière à bouleau jaune	38 (22)	61 (27)	31 (15)	39 (44)
4 Sapinière à bouleau jaune	57 (20)	33 (0)	23 (0)	44 (22)
5 Sapinière à bouleau blanc	137 (83)	38 (0)	5 (0)	76 (19)
6 Pessière à mousses	96 (44)	3 (0)	0 (0)	43 (1)
Total	332 (173)	239 (77)	87 (41)	261 (136)

¹ Le nombre de placettes-mesures ayant pu être utilisées pour les analyses est indiqué entre parenthèses.

2. ANALYSE DE L'ERREUR

Les mesures répétées dans le temps permettent de comparer le volume prédit par les modèles au volume observé à chaque mesurage, ce qui correspond à l'erreur de prédiction des modèles :

$$e_{V_{ij}} \mid V_{ij} \sim \hat{V}_{ij}$$

où $e_{V_{ij}}$ est l'erreur de prédiction du volume marchand/ha de la placette i au temps j ,

V_{ij} est le volume marchand/ha observé de la placette i au temps j calculé à partir de l'inventaire de la placette et d'un tarif de cubage local, et

$\hat{V}_{ij}$ est le volume marchand/ha de la placette i au temps j prédit par les modèles à partir des données d'inventaire de la première mesure (t_0).

Les données initiales d'inventaire (temps t_0) sont ainsi utilisées pour prédire le volume au temps j . L'erreur de prédiction du volume marchand au temps t_0 ne sera pas considérée comme observation pour analyser l'erreur, mais cette erreur de départ sera plutôt soustraite de l'erreur au temps j afin de refléter l'usage qui est fait lors de l'utilisation des tables de production. Cet ajustement

permet de porter un jugement direct sur la précision des prédictions du volume marchand dans le temps (Pothier et Savard, 1998).

Une valeur positive de l'erreur indique une sous-estimation de la prédiction par le modèle alors qu'une valeur négative dénote une surestimation du volume marchand prédit par le modèle.

Pour chacune des essences, la procédure statistique utilisée est un modèle linéaire qui prend en compte la corrélation entre les mesures répétées d'une même placette lorsque cela s'applique. Pour ce faire, la procédure *Mixed* du progiciel SAS (*SAS Institute inc.*, Cary, NC) a été utilisée et plusieurs structures de covariance applicables pour des mesures inégalement espacées ont été considérées. Ce type de modèle permet de :

- 1) vérifier si le biais de prédiction est nul (moyenne des erreurs de prédiction = 0) ;
- 2) expliquer les erreurs de prédiction du volume en les mettant en relation avec les aspects suivants : l'horizon de prédiction (temps), les variables de base des modèles au moment de la prédiction (âge, IQS, densité initiale de reboisement), la justesse de l'estimation de l'IQS au moment de la prédiction, la mortalité et les variables de classification écologique ;
- 3) déterminer l'importance relative de ces variables explicatives afin de cibler les pistes d'amélioration du modèle.

On conclura qu'une variable explicative entraîne un biais positif de l'erreur avec l'augmentation de la valeur de cette variable si le coefficient de régression associé à cette variable dans le modèle est de signe positif. De manière similaire, à un coefficient de signe négatif correspond un biais négatif.

De façon descriptive, les erreurs de prédiction du volume marchand peuvent être caractérisées de la façon suivante :

- ∉ Biais de prédiction du volume marchand : défini comme la moyenne des erreurs de prédiction du volume marchand :

$$\text{BIAIS} = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{n}$$

- ≠ Erreur quadratique moyenne de prédiction (EQMP) : définie comme la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne de prédiction du volume marchand (en anglais : *Root Mean Square Error of Prediction, RMSEP*). Cette statistique représente l'erreur moyenne de prédiction, peu importe le signe (positif ou négatif) des erreurs qui le constituent.

$$EQMP = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$$

L'erreur de l'IQS est définie comme la différence entre l'IQS calculé au temps j et celui prédit à partir des données d'inventaire au temps t_0 . Une erreur de l'IQS négative implique donc une surestimation de l'IQS alors qu'une erreur de l'IQS positive signifie une sous-estimation de l'IQS.

Le coefficient de détermination (R^2) est défini comme étant le carré de la corrélation entre les valeurs prédites et les valeurs observées (Kvalseth, 1985).

3. RÉSULTATS

3.1 Épinette noire

Pour l'épinette noire, les plantations disponibles sont jeunes et, par conséquent, l'horizon de prédiction est limité à 10 ans. De façon générale, tous horizons de prédiction confondus, la moyenne des erreurs (biais) des placettes est de $-0,7 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$ en surestimation, avec un EQMP de $2,1 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$. Des statistiques descriptives de l'erreur et des données d'inventaire, par classe d'horizon de prédiction, sont présentées au tableau 2. Il apparaît que le biais en surestimation, de même que l'erreur quadratique moyenne de prédiction, augmentent avec l'augmentation de l'horizon de prédiction.

TABLEAU 2. *Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour l'épinette noire*

	Horizon de prédiction (ans)					
	5 (n=127)		10 (n=29)		15 (n=17)	
	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t
Horizon de prédiction (ans)	5.1	0.5	8.1	0.7	13.2	0.4
Erreur prédiction volume marchand (m ³ /ha)	-2.2	5.8 ¹	-8.1	11.8 ¹	-16.8	35.7 ¹
Âge mesure 1 (ans)	13.8	5.2	13.9	2.2	14.4	4.8
Densité initiale (nombre de tiges/ha)	2524	505	1693	624	2994	1504
Erreur de l'iqs (mètres à 25 ans)	0.2	1.0	-0.1	1.1	-1.0	1.0
Iqs200 mesure 1 (mètres à 25 ans)	7.1	2.6	8.4	1.5	9.3	1.1

¹ : Erreur quadratique moyenne de prédiction.

Dans le but de déterminer les sources de l'erreur de prédiction, nous avons construit un modèle mathématique mettant en relation l'erreur de prédiction du volume marchand de chaque mesure et les variables les plus susceptibles d'expliquer l'erreur de prédiction des modèles. Pour cette essence, il y a seulement une placette pour laquelle plus de deux mesures sont disponibles. Une analyse de régression par étapes a alors été effectuée sur la dernière mesure de chacune des placettes. Le modèle retenu ne permet d'expliquer que 33,4 % de la variabilité totale de l'erreur de prédiction du volume marchand.

Les variables explicatives retenues sont les suivantes :

∉ *Erreur de l'IQS* : biais positif c'est-à-dire qu'une augmentation de l'erreur de l'IQS (surestimation de l'IQS vers sous-estimation de l'IQS) diminue la surestimation du volume marchand. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'erreur de l'IQS) du réseau de placettes, le biais de prédiction est de -7,8 (err.-t.=1.1, p<0,001) m³/ha en surestimation pour une surestimation de l'IQS de -1 m ; le biais est de -4,8 (err.-t.=0,8, p<0,001) m³/ha en surestimation pour une erreur de l'IQS nulle soit 0 m ; le biais de prédiction est nul, soit -1,8 (err.-t.=1.1, p=0,104) pour une sous-estimation de l'IQS de 1 m.

$$R^2_{\text{partiel}} = 16,2 \%$$

∉ *Temps* : biais négatif c'est-à-dire qu'une augmentation de l'horizon de prédiction amène une augmentation de la surestimation du volume marchand. À titre d'exemple,

pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'horizon de prédiction) du réseau de placettes, le biais de prédiction est de -2,6 (err.-t.=0,9, $p=0,005$), -10.1 (err.-t.=1.4, $p<0,001$) et -17.6 (err.-t.=2,9, $p<0,001$) m^3/ha en surestimation pour un horizon de prédiction de 5, 10 et 15 ans respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 7,5 \%$$

- ⊄ *Âge* : biais négatif c'est-à-dire que plus la plantation est âgée, plus on tend à surestimer son volume marchand. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'âge) du réseau de placettes, le biais de prédiction est de 1,8 (err.-t.=1.0, $p=0,075$) m^3/ha c'est-à-dire nul lorsque celle-ci est âgée de 10 ans au moment de la prédiction, puis passe de -9.2 (err.-t.=1.3, $p<0,001$) à -16.6 (err.-t.=2.8, $p<0,001$) m^3/ha en surestimation lorsque celle-ci est âgée de 20 et 30 ans respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 7,0 \%$$

- ⊄ *Densité initiale* : biais positif c'est-à-dire que plus la densité initiale est élevée, moins l'erreur de prédiction du volume marchand en surestimation est importante. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que la densité initiale) du réseau de placettes, le biais de prédiction passe de -6,2 (err.-t.=1.0) à -5,2 (err.-t.=0.8) m^3/ha en surestimation pour une densité initiale de reboisement de 1875 et 2225 tiges/ha respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 2,7 \%$$

L'IQS ne serait pas une variable importante pour expliquer l'erreur de prédiction du volume marchand.

3.2 Épinette blanche

De façon générale, tous horizons de prédiction confondus, le biais de prédiction est de 4,0 $m^3/ha/an$, en sous-estimation alors que le EQMP, est de 6,6 $m^3/ha/an$. Des statistiques descriptives de l'erreur et des données d'inventaire, par classe d'horizon de prédiction, sont présentées au

tableau 3. Il appert que le biais en sous-estimation de même que l'erreur quadratique moyenne de prédiction s'accroît avec l'augmentation de l'horizon de prédiction.

TABLEAU 3. *Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour l'épinette blanche*

	Classe d'horizon de prédiction (ans)*					
	5 (n=43)		20 (n=17)		25-30 (n=17)	
	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t
Horizon de prédiction (ans)	4.2	0.6	18.4	0.6	24.6	2.2
Erreur prédiction volume marchand (m ³ /ha)	13.6	29.0 ¹	68.0	86.3 ¹	114.3	133.0 ¹
Âge mesure 1 (ans)	23.2	4.0	19.8	4.4	18.4	3.4
Densité (nombre de tiges/ha)	2959	813	2933	963	2847	670
Erreur de l'IQS (mètres à 25 ans)	-0.4	0.8	-0.1	0.9	-0.0	1.0
IQS200 mesure 1 (mètres à 25 ans)	9.4	1.5	9.1	1.0	8.7	0.7

¹ : Erreur quadratique moyenne de prédiction.

* Aucune placette n'était disponible pour les horizons de prédiction 10 et 15 ans

Dans le but de déterminer les sources de l'erreur de prédiction, nous avons construit un modèle mathématique mettant en relation l'erreur de prédiction du volume marchand de chaque mesure et les variables les plus susceptibles d'expliquer l'erreur de prédiction des modèles. La structure de covariance retenue entre les années de mesure est celle correspondant à une structure autorégressive d'ordre 1 pour mesures inégalement espacées (*spatial power law*). Le modèle retenu permet d'expliquer 74,9 % de la variabilité totale de l'erreur de prédiction du volume marchand.

Les variables explicatives retenues sont les suivantes :

- ∉ *Temps* : biais positif c'est-à-dire qu'une augmentation de l'horizon de prédiction implique une augmentation de la sous-estimation du volume marchand. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'horizon de prédiction) du réseau de placettes, le biais de prédiction est de 13,9 (err.-t.=4.7, $p<0,001$), 65.0 (err.-t.=6.9, $p<0,001$) et 82,0 (err.-t.=8.6, $p<0,001$) m³/ha en sous-estimation pour un horizon de prédiction de 5, 20 et 25 ans respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 47,6 \, \%$$

- $\notin$ *Erreur de l'IQS* : biais positif c'est-à-dire que, de façon générale, une augmentation de l'erreur de l'IQS (surestimation de l'IQS vers sous-estimation de l'IQS) amène une augmentation de la sous-estimation du volume marchand. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'erreur de l'IQS) du réseau de placettes, le biais de prédiction passe de 31,3 (err.-t.=5.3, $p<0.001$), 50,5 (err.-t.=4.4, $p<0,001$) à 69,8 (err.-t.=7.4, $p<0,001$) m³/ha en sous-estimation pour une erreur de l'IQS de -1 m (surestimation de l'IQS), 0 m et 1 m (sous-estimation de l'IQS) respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 12,8 \%$$

- $\notin$ *Âge* : cette variable interagit avec le temps. L'analyse montre que l'erreur est biaisée positivement avec l'âge pour un horizon de prédiction court (5 ans), c'est-à-dire que plus la plantation est âgée, plus on tend à sous-estimer son volume marchand ; l'erreur est biaisée négativement pour un horizon de prédiction long (20 ans), c'est-à-dire que la sous-estimation sera alors moins importante pour une plantation plus âgée que pour une plantation jeune.

$$R^2_{\text{partiel}} = 9,4 \%$$

- $\notin$ *Densité initiale* : biais négatif, c'est-à-dire que plus la densité initiale est élevée, moins l'erreur de prédiction du volume marchand est importante. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que la densité initiale) du réseau de placettes, le biais de prédiction passe de 60,9 (err.-t. = 7.8, $p<0.001$) à 55,1 (err.-t.=6.0, $p<0,001$) m³/ha en sous-estimation pour une densité initiale de reboisement de 1875 et 2225 tiges/ha respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 5,2 \%$$

L'IQS ne serait pas une variable importante pour expliquer l'erreur de prédiction du volume marchand.

3.3 Épinette de Norvège

De façon générale, tous horizons de prédiction confondus, la moyenne des erreurs (biais) des placettes est de $-2,6 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$ en surestimation, avec un EQMP de $4,5 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$. Des statistiques descriptives de l'erreur et des données d'inventaire, par classe d'horizon de prédiction, sont présentées au tableau 4. Notons ici que le faible nombre de placettes disponibles entraîne un regroupement des horizons de prédiction des classes 10 ans et suivantes. Il appert que le biais de prédiction en sous-estimation, de même que l'erreur quadratique moyenne de prédiction, augmentent avec l'augmentation de l'horizon de prédiction.

TABLEAU 4. *Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour l'épinette de Norvège*

	Classe d'horizon de prédiction (ans)			
	5 (n=31)		10-30 (n=10)	
	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t
Horizon de prédiction (ans)	4.1	0.6	18.9	6.8
Erreur prédiction volume marchand (m^3/ha)	-11.8	21.1 ¹	-44.3	59.2 ¹
Âge mesure 1 (ans)	25.7	10.1	23.4	4.9
Densité initiale (nombre de tiges/ha)	3305	913	2655	677
Erreur de l'IQS (mètres à 25 ans)	-0.3	1.0	0.0	1.3
IQS200 mesure 1 (mètres à 25 ans)	10.6	1.6	10.5	1.8

¹ : Erreur quadratique moyenne de prédiction.

Le modèle mathématique mettant en relation l'erreur de prédiction du volume marchand et les variables les plus susceptibles d'expliquer l'erreur de prédiction inclut une structure de covariance entre les années de mesure. Cette dernière correspond à une structure autorégressive d'ordre 1 pour mesures inégalement espacées. Le modèle retenu est simple, notamment à cause du faible nombre de placettes disponibles, et permet d'expliquer 41,7 % de la variabilité totale de l'erreur de prédiction du volume marchand. Les résultats obtenus sont plutôt illustratifs et devront donc être interprétés avec précaution.

Les variables explicatives retenues sont les suivantes :

- ∄ Erreur de l'IQS : biais positif qui entraîne que plus l'IQS est surestimé, plus il y a surestimation du volume marchand ; lorsque l'IQS est sous-estimé, le biais est nul. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'erreur de

l'IQS) du réseau de placettes, le biais de prédiction est de -29,1 (err.-t.=4.3, p=0.001) m³/ha en surestimation pour une surestimation de l'IQS de -1 m ; le biais est de -17,1 (err.-t.=3.7, p=0,006) m³/ha en surestimation pour une erreur de l'IQS nulle soit 0 m ; le biais est nul, soit -5,2 (err.-t.=5.5, p=0,394) pour une sous-estimation de l'IQS de 1m.

$$R^2_{\text{partiel}} = 18,2 \%$$

∉ *Temps* : biais négatif, c'est-à-dire qu'une augmentation de l'horizon de prédiction implique une augmentation de la surestimation du volume marchand. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'horizon de prédiction) du réseau de placettes, le biais est de -3,8 (err.-t.=4.9, p=0,472) m³/ha c'est-à-dire nul pour un horizon de prédiction de 5 ans, puis passe de -14,2 (err.-t.=4.9, p=0,034), -24,7 (err.-t.=6.2, p=0,010) à -35,1 (err.-t.=8.1, p=0,007) m³/ha en surestimation pour un horizon de prédiction de 10, 15 et 20 ans respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 23,5 \%$$

L'IQS ne serait pas une variable importante pour expliquer l'erreur de prédiction du volume marchand.

3.4 Pin gris

De façon générale, tous horizons de prédiction confondus, le biais est de -2.3 m³/ha/an, en surestimation alors que le EQMP est de 4.2 m³/ha/an. Des statistiques descriptives de l'erreur et des données d'inventaire, par classe d'horizon de prédiction, sont présentées au tableau 5. Il apparaît que, de façon générale, le biais en surestimation, de même que l'erreur quadratique moyenne de prédiction, augmentent avec l'augmentation de l'horizon de prédiction.

TABLEAU 5. *Statistiques descriptives par horizon de prédiction pour le pin gris*

	Classe d'horizon de prédiction (ans)									
	5 (n=44)		10 (n=43)		15 (n=13)		20 (n=12)		25-30 (n=24)	
	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t	Moy.	Ec-t
Horizon de prédiction (ans)	5.1	0.9	10.7	1.2	15.5	1.5	19.4	1.5	24.8	2.1
Erreur prédiction volume marchand (m ³ /ha)	-17.4	24.6 ¹	-5.7	23.4 ¹	-39.6	50.2 ¹	-72.3	93.2 ¹	-62.0	89.1 ¹
Âge mesure 1	24.5	9.3	22.0	5.9	18.9	5.4	19.4	4.3	16.8	4.5
Densité initiale (nombre de tiges/ha)	2681	994	2253	1107	2953	762	3024	839	2737	686
Erreur de l'IQS (mètres à 25 ans)	-0.2	0.8	0.5	0.7	-0.1	0.8	-0.2	1.4	0.2	1.2
IQS200 mesure 1 (mètres à 25 ans)	12.7	1.1	10.8	1.9	12.1	0.9	12.2	1.9	12.6	1.2

¹: Erreur quadratique moyenne de prédiction.

Le modèle mathématique mettant en relation l'erreur de prédiction du volume marchand et les variables les plus susceptibles d'expliquer l'erreur de prédiction inclut une structure de covariance entre les années de mesure. Cette dernière correspond à une structure autorégressive d'ordre 1 pour mesures inégalement espacées. Le modèle retenu permet d'expliquer 61,3 % de la variabilité totale de l'erreur de prédiction du volume marchand.

Les variables explicatives retenues sont les suivantes :

∉ *IQS* : biais négatif qui entraîne une sous-estimation pour un IQS de 8 m, un biais nul pour un IQS de 10 m et une surestimation qui augmente plus l'IQS augmente. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'IQS) du réseau de placettes, le biais de prédiction est de 16,3 (err.-t.=6.6, p=0,016) m³/ha en sous-estimation pour un IQS de 8 m ; le biais est de -1,1 (err.-t.=4.1, p=0,798) m³/ha soit nul pour un IQS de 10 m ; le biais est de -18,4 (err.-t.=2.9, p<0,001) en surestimation pour un IQS de 12 m.

$$R^2_{\text{partiel}} = 23,5 \, \%$$

∉ *Temps* : biais négatif c'est-à-dire que, de façon générale, une augmentation de l'horizon de prédiction implique une augmentation de la surestimation du volume marchand. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'horizon de prédiction) du réseau de placettes, le biais est de 3,9 (err.-t.=4.2,

$p=0,360$) m^3/ha c'est-à-dire nul pour un horizon de prédiction de 5 ans, puis passe de -11,0 (err.-t.=3.2, $p=0,002$), -25,9 (err.-t.=3.0, $p<0,001$), -40,8 (err.-t.=3.8, $p<0,001$) à -55,7 (err.-t.=5.1, $p<0,001$) m^3/ha en surestimation pour un horizon de prédiction de 10, 15, 20 et 25 ans respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 19,7 \%$$

∉ *Erreur de l'IQS* : biais positif qui signifie que plus l'IQS est surestimé, plus le volume marchand sera surestimé et à l'inverse, plus l'IQS est sous-estimé, le volume marchand sera nul puis de plus en plus sous-estimé. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'erreur de l'IQS) du réseau de placettes, le biais en surestimation est de -28,9 (err.-t.=4.1, $p<0,001$) m^3/ha pour une surestimation de l'IQS de -1 m ; le biais de prédiction est de -14,6 (err.-t.=3.0, $p<0,001$) m^3/ha en surestimation pour une erreur de l'IQS nulle soit 0 m ; le biais est nul, soit -0,4 (err.-t.=4.0, $p=0.919$) pour une sous-estimation de l'IQS de 1 m et il est de 13,8 (err.-t.=5.9, $p=0,021$) en sous-estimation pour une sous-estimation de l'IQS de 2 m.

$$R^2_{\text{partiel}} = 11,9 \%$$

∉ *Âge* : biais négatif, c'est-à-dire plus la plantation est âgée, plus la surestimation du volume marchand augmente. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que l'âge) du réseau de placettes, le biais de prédiction est de -5,7 (err.-t.=5.0, $p=0,254$) m^3/ha , c'est-à-dire nul lorsque celle-ci est âgée de 10 ans au moment de la prédiction, puis passe de -17,4 (err.-t.=2.6, $p<0,001$) à -29.1 (err.-t.=4.0, $p<0,001$) m^3/ha en sous-estimation lorsque celle-ci est âgée de 20 et 30 ans respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 5,1 \%$$

∉ *Densité initiale* : biais négatif, c'est-à-dire que plus la densité initiale est élevée, plus l'erreur de prédiction du volume marchand est importante en surestimation. À titre d'exemple, pour une placette de caractéristiques moyennes (autres que la densité initiale) du réseau de placettes, le biais de prédiction passe de -9,0 (err.-t.=3.4, $p=0,009$)

à -11,9 (err.-t.=3.1, $p<0,001$) m³/ha en surestimation pour une densité initiale de reboisement de 1875 et 2225 tiges/ha respectivement.

$$R^2_{\text{partiel}} = 1,0 \%$$

4. DISCUSSION

S'il existe plusieurs similitudes entre les méthodes utilisées pour les plantations et celles des forêts naturelles, il existe néanmoins plusieurs caractéristiques différentes. La productivité des plantations est souvent supérieure à celle des forêts naturelles, de sorte que l'on peut s'attendre à ce que les erreurs de volume soient supérieures. De plus, contrairement aux forêts naturelles, les données en bas âge sont fréquentes alors que les âges avancés sont peu représentés. Par conséquent, l'erreur de prédiction est souvent associée à un très jeune âge de plantation pour lequel les prédictions peuvent être plus difficiles pour les raisons suivantes : 1) plus l'âge est distant de la maturité, plus les prédictions sont difficiles à établir avec précision ; 2) la période couverte par les prédictions est caractérisée par une forte croissance en volume (par exemple, pour l'épinette de Norvège sur une station de fertilité moyenne, l'accroissement quinquennal en volume marchand est de 47 m³/ha à 20 ans et de 30 m³/ha à 50 ans alors qu'à ce même âge, la production quinquennale d'une pessière noire naturelle de densité et de fertilité moyennes est de 7 m³/ha); 3) la croissance juvénile dépend de plusieurs facteurs humains (qualité des plants, de la mise en terre, de la préparation de terrain et des dégagements) pour lesquels il serait difficile d'obtenir des estimés précis et peu coûteux pour améliorer les modèles. Pour ce dernier point plusieurs situations sont possibles. Par exemple, pour une plantation d'épinette blanche pour laquelle une forte sous-estimation a été observée, on notait qu'en bas âge, les plants avaient souffert d'une mise en terre retardée ; la croissance juvénile a été très lente au départ. Le rendement prédit ne pouvait donc qu'être très faible. Or, la croissance des plants s'est améliorée par la suite donnant un volume largement supérieur à ce qui pouvait être prédit à partir des seuls résultats en bas âge. À l'inverse, une jeune plantation peut avoir des caractéristiques laissant entrevoir de bons résultats ; toutefois, il peut y avoir une forte surestimation si l'entretien de la plantation n'est pas réalisé adéquatement par la suite.

Pour l'épinette noire, l'épinette blanche et l'épinette Norvège, l'horizon de prédiction et la justesse de l'estimation de l'IQS sont les variables les plus importantes permettant d'expliquer l'erreur de prédiction du volume marchand. Pour le pin gris, les biais en surestimation sont surtout observés pour les valeurs maximales d'IQS, alors qu'ils sont faibles pour les valeurs moyennes, soit les plus fréquentes. Par ailleurs, la surestimation du volume pour les valeurs élevées d'IQS pourrait être liée à des problèmes de chablis partiels, qui sont assez fréquents pour cette essence et qui surviennent plus précocement sur les stations les plus fertiles. Or, l'utilisation de parcelles temporaires ne permet pas de bien modéliser ce phénomène.

Pour l'épinette blanche et l'épinette de Norvège, le nombre de parcelles dans de vieilles plantations était relativement faible au moment de la construction des tables de rendement alors qu'un nombre plus important est actuellement disponible. Une portion importante des biais pourrait être corrigée par la construction de nouvelles tables pour ces deux espèces. Pour l'épinette noire, seulement 130 parcelles étaient disponibles au moment de la construction des tables de rendement. Depuis ce temps, plusieurs parcelles ont pu être ajoutées ; toutefois, les plantations échantillonnées sont encore trop jeunes pour améliorer à court terme les modèles disponibles.

À l'échelle d'un CPF, le biais positif d'une espèce est compensé par le biais négatif d'une autre. Néanmoins, des biais existent pour les quatre espèces étudiées et il faudra améliorer les modèles existants.

Il faut souligner que ces parcelles permanentes avec mesures répétées dans le temps n'ont pas été installées dans le but de valider les modèles existants, comme dans le présent exercice, mais dans celui de les remplacer lorsque le nombre de données sera suffisant. Les résultats obtenus ici illustrent bien les problèmes liés à la confection de tables de rendement issues de parcelles temporaires. Néanmoins, ils devraient davantage être perçus comme un signe des améliorations à venir qui seront possibles grâce aux efforts consentis depuis les dernières années.

RÉFÉRENCES

BOLGHARI, H.A. et V. BERTRAND, 1984. Tables préliminaires de production des principales essences résineuses plantées dans la partie centrale du sud du Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Service de la recherche. Mémoire n° 79. 392 p.

KVALSETH, T. O., 1985. Cautionary note about R^2 . The American Statistician 39 : 279-285.

PRÉGENT, G, BERTRAND, V. et L. CHARETTE, 1996. Tables préliminaires de rendement pour les plantations d'épinette noire au Québec. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche. Mémoire n° 118. 70 p.

POTHIER, D. et F. SAVARD, 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Forêt-Québec. Québec, 183 p.

ANNEXE

TABLEAU 1. *Analyse de la variance de l'erreur de prédiction pour l'épinette blanche*

Source de variation	Dl num	Dl den	F	P Value
Temps	1	20	41.73	<0.0001
Âge à la mesure 1	1	51	5.22	0.0265
Temps x Âge à la mesure 1	1	20	23.73	<0.0001
Erreur de l'IQS	1	20	16.72	0.0006
Densité initiale de reboisement	1	51	6.32	0.0152

TABLEAU 2. *Coefficients de régression et erreurs types associés au modèle de l'erreur de prédiction pour l'épinette blanche*

Variable explicative	Coefficient de régression	Erreur type	Dl den	T	P value
Ordonnée à l'origine	-22.5601	32.0001	51	-0.71	0.4840
Temps	13.6072	2.1065	20	6.46	<.0001
Âge à la mesure 1	3.1988	1.3999	51	2.28	0.0265
Temps x Âge à la mesure 1	-0.4954	0.1017	20	-4.87	<.0001
Erreur de l'IQS	19.2404	4.7049	20	4.09	0.0006
Densité initiale de reboisement	-0.0140	0.0056	51	-2.51	0.0152

TABLEAU 3.
Analyse de la variance de l'erreur de prédiction pour l'épinette noire

Type 3 Tests of Fixed Effects				
Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
167-TEMPS	1	165	21.01	<.0001
EIQS	1	165	13.86	0.0003
AGE1	1	165	19.22	<.0001
DENSITE	1	165	6.75	0.0102

TABLEAU 4.

Coefficients de régression et erreurs types associés
au modèle de l'erreur de prédiction pour l'épinette noire

Solution for Fixed Effects					
Effect	Estimate	Standard Error	DF	t Value	Pr > t
Intercept	8.6676	3.9407	165	2.20	0.0292
TEMPS	-1.5043	0.3282	165	-4.58	<.0001
EIQS	2.9718	0.7984	165	3.72	0.0003
AGE1	-0.7401	0.1688	165	-4.38	<.0001
DENSITE	0.002682	0.001032	165	2.60	0.0102

TABLEAU 5.

Analyse de la variance de l'erreur de prédiction pour l'épinette de Norvège

Type 3 Tests of Fixed Effects				
Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
TEMPS	1	5	16.44	0.0098
EIQS	1	5	13.40	0.0146

TABLEAU 6.

Coefficients de régression et erreurs types associés
au modèle de l'erreur de prédiction pour l'épinette de Norvège

Solution for Fixed Effects					
Effect	Estimate	Standard Error	DF	t Value	Pr > t
Intercept	-0.9917	5.1963	33	-0.19	0.8498
TEMPS	-2.0887	0.5152	5	-4.05	0.0098
EIQS	11.9721	3.2711	5	3.66	0.0146

TABLEAU 7.
Analyse de la variance de l'erreur de prédiction pour le pin gris

Type 3 Tests of Fixed Effects				
Effect	Num DF	Den DF	F Value	Pr > F
TEMPS	1	24	67.37	<.0001
IQS2001	1	106	34.43	<.0001
AGE1	1	106	10.09	0.0020
DENSITE	1	106	8.76	0.0038
EIQS	1	24	29.91	<.0001

TABLEAU 8.
Coefficients de régression et erreurs types associés au modèle de l'erreur de prédiction pour le pin gris

Solution for Fixed Effects					
Effect	Estimate	Standard Error	DF	t Value	Pr > t
Intercept	156.99	21.1048	106	7.44	<.0001
TEMPS	-2.9809	0.3632	24	-8.21	<.0001
IQS2001	-8.6873	1.4806	106	-5.87	<.0001
AGE1	-1.1708	0.3685	106	-3.18	0.0020
DENSITE	-0.00762	0.002574	106	-2.96	0.0038
EIQS	14.2460	2.6050	24	5.47	<.0001

CHAPITRE 8

Analyse de sensibilité d'un calcul de possibilité forestière à la variabilité des données de l'inventaire

Gaétan LABERGE, ing.f., M.Sc.
Consultants Forestiers DGR inc.,

François PLANTE, ing.f.
Les Entreprises Gauthier, Parent Ltée

Compilation par : Georges BLAIS, ing.f.
Direction des inventaires forestiers
Ministère des ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

SOMMAIRE

CHAPITRE 8

1.	RÉSULTATS DE SENSIBILITÉ AUX VARIATIONS DE L'ÂGE, DE LA HAUTEUR ET DU VOLUME	181
	1.1 Variation de la hauteur des études d'arbres	182
	1.2 Variation de l'âge des études d'arbres	183
	1.3 Variation du volume à l'hectare par essence	183
	1.4 Variation combinée de deux variables	184
2.	RÉSULTATS DE SENSIBILITÉ AUX VARIATIONS DU NOMBRE DE STRATES	184
3.	DISCUSSION	185

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1.	Possibilité forestière par groupe de calcul	186
TABLEAU 2.	Variation de la possibilité forestière selon les données d'inventaire	187

L'inventaire forestier vise à acquérir les connaissances sur les écosystèmes forestiers qui sont nécessaires à la gestion durable des forêts. Il permet, entre autres, de qualifier et de quantifier la superficie des peuplements forestiers, leur âge et les volumes de bois sur pied. Les données d'inventaire sont un des principaux intrants de l'exercice du calcul de la possibilité forestière.

La sensibilité des calculs de possibilité à la variabilité des intrants suivants a donc été analysée :

- ∉ l'âge des études d'arbres présentes dans les strates,
- ∉ la hauteur des études d'arbres présentes dans les strates,
- ∉ le volume à l'hectare par essence par strate,
- ∉ le nombre de strates dans l'aire commune.

1. RÉSULTATS DE SENSIBILITÉ AUX VARIATIONS DE L'ÂGE, DE LA HAUTEUR ET DU VOLUME

Le territoire choisi pour faire ces analyses est celui de l'aire commune 082-85B et les données d'inventaire qui ont servi aux calculs de la possibilité proviennent de l'unité de compilation U28A.

Pour réaliser l'analyse de sensibilité des variables âge et hauteur, les résultats d'inventaire par strate ont été systématiquement réduits et augmentés de 5 %, 10 % et 20 %. Pour la variable volume, ils ont été réduits et augmentés de 1 %, 5 % et 10 %. La possibilité forestière calculée avec les données originales d'inventaire constitue la valeur étalon à partir de laquelle sont compa-

rés les calculs de possibilité avec les données d'inventaires modifiées. La possibilité initiale en essences principales pour les 4 groupes de calcul (SEPM, MRFI, MFIR et PEU) de l'aire commune 82-85B est de 144 600 m³/an, dont 124 100 m³/an proviennent du groupe de calcul SEPM. Le tableau 1 présente les résultats des calculs de possibilité pour chacun des groupes de calculs en fonction des modifications apportées aux trois variables.

1.1 Variation de la hauteur des études d'arbres

Les calculs de possibilité forestière réalisés avec des données de hauteur d'études d'arbres modifiées, soit les modifications -5 %, -10 %, -20 %, +5 %, +10 % et +20 %, montrent une relation non linéaire entre le changement de ces données et la possibilité résultante. La hauteur des études d'arbres influence le calcul de l'IQS par essence et indirectement le choix des courbes de rendement. Ainsi, une hauteur diminuée dans les études d'arbres, générant un IQS inférieur, fera en sorte que la courbe choisie aura un rendement en volume inférieur et un âge d'exploitabilité supérieur par rapport à la courbe initiale. Cette situation devrait entraîner une diminution de la possibilité forestière dans le cas d'une forêt à structure d'âge normalisée. Par contre, un autre facteur influence la possibilité forestière. Les courbes avec un IQS inférieur et un âge de maturité plus élevé ont aussi une sénescence (perte de volume après la maturité) moins rapide. Ce phénomène peut contrebalancer les pertes possibles de rendement associées à l'âge d'exploitabilité supérieur dans les groupes de calcul où plusieurs strates ont déjà atteint l'âge de maturité. Les quatre groupes de calcul évalués dans l'aire commune 82-85B sont caractérisés par une récolte des strates mûres au cours des premières périodes de simulation jusqu'à l'arrivée massive des strates jeunes à maturité. Les périodes critiques, fixant la possibilité forestière, varient de la 6^e période (PEU) à la 12^e période (SEPM) dans les simulations avec les données initiales. Il semble que les changements de la sénescence résultants de la modification des hauteurs influencent plus fortement le calcul de possibilité que les gains ou les pertes en âge d'exploitabilité dans le cas d'un territoire ayant la structure d'âge de l'aire commune 82-85B.

1.2 Variation de l'âge des études d'arbres

Les calculs de possibilité forestière en essences principales avec les âges d'études d'arbres modifiés de -5 %, -10 %, -20 %, +5 %, +10% et +20 %, montrent une diminution ou une augmentation de la possibilité selon que l'âge de la strate est augmenté ou diminué par rapport aux données initiales d'inventaire. Lorsque l'âge est réduit de 5 %, 10 % ou 20 %, la possibilité totale est de 149 550 m³/an, 155 140 m³/an et 188 310 m³/an (tableau 1) en essences principales, soit une augmentation de 3,5 %, 7,3 % et 30,3 % par rapport au calcul de base de 144 560 m³/an. Cette augmentation non proportionnelle à la diminution de l'âge est liée principalement à deux aspects.

Premièrement, les courbes sont utilisées selon des classes d'IQS (9, 12, 15, 18, 21). Par exemple, si l'âge du sapin est modifié de 65 à 59 dans une strate, son IQS peut passer de 11,8 à 12,3 sans que le choix de courbe soit modifié parce que demeurant dans la même classe.

Deuxièmement, l'âge dans certaines strates et pour certaines essences est estimé à partir de la classe d'âge cartographique de la strate regroupée d'inventaire à défaut d'étude d'arbre. L'augmentation ou la diminution de l'âge des données d'inventaire n'a pas d'influence sur ces strates. Cette situation est plus fréquente chez les essences feuillues où les essences à faible volume à l'hectare dans une strate.

Selon la tendance observée, une réduction de l'âge des études d'arbres entraîne une hausse de la possibilité et inversement une hausse de l'âge des études d'arbres produit une baisse de la possibilité simulée. Seul le groupe de calcul PEU montre des baisses de possibilité forestière pour toutes les variations positives ou négatives des âges des études d'arbres.

1.3 Variation du volume à l'hectare par essence

Les calculs de possibilité forestière en essences principales avec les volumes par essence modifiés de -1 %, -5 %, -10 %, +1 %, +5 % et +10 %, montrent une variation proportionnelle au changement de volume dans les données d'inventaire. Ainsi, la possibilité passe de 144 560 m³/an, pour l'ensemble des quatre groupes de calcul de la simulation initiale, à

142 720 m³/an, 137 340 m³/an et 131 430 m³/an lors des simulations avec un volume réduit de 1 %, 5 % et 10 %, soit une baisse de 1,3 %, 5 % et 9,1 % de la possibilité par rapport aux calculs avec les données initiales. Le même gradient est observé lors des simulations avec des volumes augmentés où la hausse de possibilité est de 0,8 %, 4,6 % et 9,7 %.

1.4 Variation combinée de deux variables

Les trois modifications combinées de données d'inventaire correspondent aux variations suivantes :

- œ hauteur +10 % et âge -10 %
- œ hauteur +10 % et volume +5 %
- œ âge -10 % et volume +5 %

Le tableau 2 montre que la hausse de possibilité de l'ensemble des quatre groupes de calcul est de 19,6 % dans le cas d'une augmentation de 10 % de la hauteur des études d'arbres jumelée à une réduction de 10 % de l'âge. Cette hausse est de 21,6 % lors d'une augmentation de 10 % de la hauteur des études d'arbres jumelée à une hausse de 5 % du volume. Finalement, la possibilité augmente de 11,5 % si l'âge est réduit de 10 % et le volume augmenté de 5 %.

2. RÉSULTATS DE SENSIBILITÉ AUX VARIATIONS DU NOMBRE DE STRATES

L'analyse visait à vérifier si le fait de regrouper plus ou moins sévèrement les strates cartographiques pour en faire des strates d'aménagement utilisées dans *SYLVA II* affectait le résultat de la possibilité forestière. Un regroupement plus sévère donnant un nombre plus faible de strates d'aménagement et vice-versa. Diverses règles de regroupement ont été utilisées pour faire cet exercice dont l'utilisation ou non du type écologique, le nombre minimal de placettes-échantillons par strate et la superficie minimale des strates. En tout, 31 exercices de regroupement ont été évalués faisant varier le nombre total de strates, tous les groupes de calcul confondus, de 98 à 259. Le territoire choisi pour évaluer la sensibilité de cette variable est l'unité de compilation 6856 de la région 02.

Pour faciliter les simulations avec le logiciel *SYLVA II*, seules les strates de 7 mètres et plus de hauteur pour trois groupes de calculs ont été conservées.

L'analyse démontre un faible lien entre le nombre total de strates et la possibilité totale des trois groupes de calcul. La possibilité augmentant avec l'augmentation du nombre de strates. Le coefficient de détermination (R^2) entre ces deux variables est de 0,16. Cependant, pour le groupe de calcul le plus important (SEPM) de ce territoire, le R^2 entre les deux variables est de 0,26. Pour une augmentation de 264 % du nombre de strates (98 à 259), la possibilité de ce groupe de calcul augmente en moyenne d'environ 4 %. Il se peut que pour le groupe SEPM, l'augmentation du nombre de strates ait eu pour effet de rendre des strates disponibles à la période critique. En effet, à titre d'exemple, la subdivision d'une strate en trois nouvelles strates avec des rendements faible, moyen et élevé, peut permettre un étalement dans le temps des volumes matures disponibles. On constate donc une sensibilité variable, de faible à nulle, parmi les trois groupes de calcul analysés. Des analyses plus détaillées sont toutefois nécessaires pour valider et expliquer cette sensibilité.

3. DISCUSSION

L'analyse de sensibilité a démontré que la variabilité des données d'inventaire, et plus particulièrement celle des variables *âge* et *volume*, influencent significativement le résultat du calcul de la possibilité forestière. L'âge a une relation inverse avec la possibilité alors que le volume a une relation directement proportionnelle à celle-ci.

Compte tenu de la nature même de l'inventaire, il est normal de constater une certaine variabilité dans les résultats par strate. Toutefois, cette analyse met avant tout en évidence qu'il est essentiel de s'assurer que les différentes étapes et procédures d'inventaire génèrent des résultats d'inventaire non biaisés (sous-estimation ou surestimation systématique). Si ces conditions sont respectées, les erreurs associées aux différentes variables pour chacune des strates se compenseront en partie.

TABLEAU 1 : Possibilité forestière par groupe de calcul

	Variations des intrants			Possibilité en essences principales				
Modification	Haut (%)	Âge (%)	Vol (%)	SEPM (m3/an)	MRFI (m3/an)	MFIR (m3/an)	PEU (m3/an)	Total (m3/an)
initiale	0	0	0	124 100	8 420	5 050	6 990	144 560
1	-5	0	0	121 300	8 800	5 040	7 010	142 150
2	-10	0	0	124 100	9 050	5 070	7 010	145 230
3	-20	0	0	115 600	8 920	5 290	6 190	136 000
4	0	-5	0	129 000	8 900	5 250	6 400	149 550
5	0	-10	0	133 700	9 280	5 440	6 720	155 140
6	0	-20	0	162 700	12 530	6 280	6 800	188 310
7	0	0	-1	122 500	8 330	5 000	6 890	142 720
8	0	0	-5	117 900	8 000	4 800	6 640	137 340
9	0	0	-10	113 000	7 600	4 550	6 280	131 430
10	5	0	0	138 900	8 500	5 000	6 890	159 290
11	10	0	0	142 700	10 830	4 980	8 130	166 640
12	20	0	0	138 100	10 690	4 950	8 090	161 830
13	0	5	0	120 500	8 180	4 930	6 550	140 160
14	0	10	0	118 600	8 020	4 610	6 450	137 680
15	0	20	0	104 500	8 010	4 220	6 260	122 990
16	0	0	1	125 100	8 520	5 100	7 050	145 770
17	0	0	5	129 800	8 850	5 300	7 310	151 260
18	0	0	10	136 100	9 260	5 540	7 730	158 630
19	10	-10	0	149 200	11 520	5 450	6 670	172 840
20	10	0	5	150 600	11 430	5 230	8 520	175 780
21	0	-10	5	138 600	9 760	5 710	7 060	161 130

TABLEAU 2 : Variation de la possibilité forestière selon les données d'inventaire

Modification	Variation des intrants			Variation de la possibilité en essences principales									
	Haut	âge	Vol	SEPM		MRFI		MFIR		PEU		Total	
	(%)	(%)	(%)	(m3/an)	(%)	(m3/an)	(%)	(m3/an)	(%)	(m3/an)	(%)	(m3/an)	(%)
1	-5	0	0	-2800	-2,3	380	4,5	-10	-0,2	20	0,3	-2410	-1,7
2	-10	0	0	0	0,0	630	7,5	20	0,4	20	0,3	670	0,5
3	-20	0	0	-8500	-6,8	500	5,9	240	4,8	-800	-11,4	-8560	-5,9
4	0	-5	0	4900	3,9	480	5,7	200	4,0	-590	-8,4	4990	3,5
5	0	-10	0	9600	7,7	860	10,2	390	7,7	-270	-3,9	10580	7,3
6	0	-20	0	38600	31,1	4110	48,8	1230	24,4	-190	-2,7	43750	30,3
7	0	0	-1	-1600	-1,3	-90	-1,1	-50	-1,0	-100	-1,4	-1840	-1,3
8	0	0	-5	-6200	-5,0	-420	-5,0	-250	-5,0	-350	-5,0	-7220	-5,0
9	0	0	-10	-11100	-8,9	-820	-9,7	-500	-9,9	-710	-10,2	-13130	-9,1
10	5	0	0	14800	11,9	80	1,0	-50	-1,0	-100	-1,4	14730	10,2
11	10	0	0	18600	15,0	2410	28,6	-70	-1,4	1140	16,3	22080	15,3
12	20	0	0	14000	11,3	2270	27,0	-100	-2,0	1100	15,7	17270	11,9
13	0	5	0	-3600	-2,9	-240	-2,9	-120	-2,4	-440	-6,3	-4400	-3,0
14	0	10	0	-5500	-4,4	-400	-4,8	-440	-8,7	-540	-7,7	-6880	-4,8
15	0	20	0	-19600	-15,8	-410	-4,9	-830	-16,4	-730	-10,4	-21570	-14,9
16	0	0	1	1000	0,8	100	1,2	50	1,0	60	0,9	1210	0,8
17	0	0	5	5700	4,6	430	5,1	250	5,0	320	4,6	6700	4,6
18	0	0	10	12000	9,7	840	10,0	490	9,7	740	10,6	14070	9,7
19	10	-10	0	25100	20,2	3100	36,8	400	7,9	-320	-4,6	28280	19,6
20	10	0	5	26500	21,4	3010	35,7	180	3,6	1530	21,9	31220	21,6
21	0	-10	5	14500	11,7	1340	15,9	660	13,1	70	1,0	16570	11,5

CHAPITRE 9

Analyse de sensibilité d'un calcul de possibilité forestière aux hypothèses d'aménagement applicables au modèle de simulation « par courbes »

Gilles GAUTHIER, ing.f., M.Sc.
Consultant

SOMMAIRE DU CHAPITRE 9

1. LA SÉLECTION DES TERRITOIRES D'ÉTUDE	195
1.1 Méthodologie	195
1.1.1 La forêt équienne.....	196
1.1.2 La forêt dite inéquienne	203
2. LA SÉLECTION DES HYPOTHÈSES SOUMISES À L'ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ	204
2.1 Hypothèses générales	204
2.1.1 La réduction en volume.....	204
2.1.2 Les essences principales.....	204
2.1.3 Répartition par produit	205
2.1.4 Les tables de production	205
2.1.5 L'âge d'exploitabilité	205
2.1.6 L'actualisation de l'inventaire	205
2.1.7 Le type de récolte des arbres matures.....	206
2.2 Hypothèses territoriales	206
2.3 Hypothèses forestières	207
2.4 Les hypothèses de simulation	207
3. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « PRIORITÉ DE RÉCOLTE »	208
4. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « HORIZON DE SIMULATION »	212
5. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « ÂGE D'EXPLOITABILITÉ »	216
5.1 Description des intrants	216
5.2 Méthodologie d'analyse de la variation de l'âge d'exploitabilité	217
5.2.1 Distribution originale des stocks exploitables	218
5.2.2 Situation si l'âge d'exploitabilité est réduit de 5 ans	219
5.2.3 Situation si l'âge d'exploitabilité est augmenté de 5 ans	220
5.3 Les résultats	221
5.4 Indice de sensibilité de la variation de l'âge d'exploitabilité	226
5.5 Commentaires	228
6. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DES VARIABLES « PLANTATIONS ET ÉCLAIRCIES PRÉCOMMERCIALES »	229
6.1 Description des intrants	229
6.2 Méthodologie d'analyse	229
6.3 Les résultats	233
6.4 Indice de sensibilité de la variation du niveau de plantation et d'éclaircie précommerciale	237
6.5 Commentaires	239

7. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « ÉCLAIRCIE COMMERCIALE ».....	242
7.1 Description des intrants	242
7.2 Méthodologie d'analyse	243
7.3 Les résultats	245
7.4 Indice de sensibilité de la variation du niveau d'éclaircie commerciale	247
7.4.1 Forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr	248
7.4.2 Forêt équiennne anormale par insuffisance de stock mûr	250
7.4.3 Forêt équiennne de structure irrégulière	252
8. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DES VARIABLES « PROPORTION DE FEUILLUS DANS LES STRATES DE RETOUR ET ÂGE APPLIQUÉ AUX STRATES DE RETOUR » ¹	254
8.1 Description des intrants	254
8.2 Méthodologie d'analyse	255
8.3 Les résultats	255
8.3.1 Variation de la proportion de feuillus dans les strates de retour	255
8.3.2 Variation de l'âge de retour après une récolte	257
8.3.3 Indice de sensibilité de la variation dans le changement de la composition et de l'âge de retour	258
8.4 Commentaires	261

¹ Note : les simulations pour cette section ont été effectuées par monsieur François Plante, ing.f.

* Une information additionnelle se retrouve en annexe pour le présent chapitre, disponible sur demande, mais en format électronique seulement.

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : La superficie totale	195
TABLEAU 2 : Les superficies du modèle «par courbes »	198
TABLEAU 3 : Les superficies retenues pour le modèle « par courbes »	199
TABLEAU 4 : Liste des groupes de calcul résultant de la première analyse	200
TABLEAU 5 : Distribution actuelle du volume marchand sur pied en fonction des essences pour chaque groupe de calcul retenu	202
TABLEAU 6 : Précision au niveau de l'unité de sondage, du volume marchand pour chaque groupe de calcul	202
TABLEAU 7 : Les superficies du modèle par arbre.....	203
TABLEAU 8 : Les variations des possibilités selon la priorité de récolte.....	209
TABLEAU 9 : Liste des codes pour chaque groupe de calcul	210
TABLEAU 10 : Le volume total récoltable sur l'horizon de simulation selon différentes priorités de récolte	210
TABLEAU 11 : Superficies évoluant vers une succession naturelle sur l'horizon de simulation	211
TABLEAU 12 : Les possibilités annuelles selon l'âge d'exploitabilité	221
TABLEAU 13 : Les volumes totaux récoltables selon l'âge d'exploitabilité.....	223
TABLEAU 14 : Les rendements moyens des volumes totaux récoltables selon l'âge d'exploitabilité.....	224
TABLEAU 15 : Variation en pourcentage de l'âge d'exploitabilité.....	226
TABLEAU 16 : Indice de sensibilité de la possibilité selon l'âge d'exploitabilité	226
TABLEAU 17 : Indice de sensibilité du volume total récoltable selon l'âge d'exploitabilité	227
TABLEAU 18 : Indice de sensibilité du rendement du volume total récoltable selon l'âge d'exploitabilité.....	227
TABLEAU 19 : Les rendements escomptés	232
TABLEAU 20 : Les possibilités – valeurs initiales	233
TABLEAU 21 : Les superficies traitées initialement	233
TABLEAU 22 : Les superficies traitées après ajustement	234
TABLEAU 23 : Les possibilités – valeurs retenues	235
TABLEAU 24 : Les volumes totaux récoltables	236
TABLEAU 25 : Variations en pourcentage des superficies traitées	238
TABLEAU 26 : Indices de sensibilité pour les niveaux maxima de plantations et d'éclaircies précommerciales	238

TABLEAU 27 : Résultats des simulations des forêts en surabondance de stock mûr.....	239
TABLEAU 28 : Résultats des simulations des forêts en insuffisance de stock mûr	240
TABLEAU 29 : Résultats des simulations des forêts de structure irrégulière.....	241
TABLEAU 30 : Les accroissements en volume selon un taux variable	244
TABLEAU 31 : Les accroissements en volume – version antérieure du Manuel	245
TABLEAU 32 : Les possibilités selon des accroissements différents	245
TABLEAU 33 : Les volumes totaux récoltables selon différents accroissements	246
TABLEAU 34 : Variations en pourcentage des superficies traitées	248
TABLEAU 35 : Indices de sensibilité pour les niveaux maxima d'éclaircies commerciales	248
TABLEAU 36 : Les superficies des éclaircies commerciales pour des périodes continues	253
TABLEAU 37 : Les superficies des éclaircies commerciales pour des périodes cibles.....	254
TABLEAU 38 : Variation de la proportion de feuillus intolérants en fin d'horizon de simulation.....	256
TABLEAU 39 : Variation de la possibilité suivant un changement de la composition	256
TABLEAU 40 : Variation du volume total récoltable suivant un changement de composition	257
TABLEAU 41 : Variation de la possibilité suivant un changement d'âge de retour	257
TABLEAU 42 : Variation du volume total récoltable suivant un changement de l'âge de retour	258
TABLEAU 43 : Indice de sensibilité de la possibilité selon le changement de composition	259
TABLEAU 44 : Indice de sensibilité du volume total récoltable selon le changement de composition	259
TABLEAU 45 : Variation en pourcentage du changement d'âge de retour	260
TABLEAU 46 : Indice de sensibilité de la possibilité selon le changement de l'âge de retour.....	260
TABLEAU 47 : Indice de sensibilité du volume total récoltable selon le changement de l'âge de retour	261

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : Abaque de décision fixant les états de maturité en fonction de l'âge d'un peuplement	197
FIGURE 2 : Images des groupes de calcul retenus selon leur structure.....	201
FIGURE 3 : Variations de la possibilité - Forêt équienne en surabondance.....	221
FIGURE 4 : Variations de la possibilité - Forêt équienne en insuffisance.....	222
FIGURE 5 : Variations de la possibilité - Forêt équienne irrégulière	222
FIGURE 6 : Variations du volume total récoltable - Forêt équienne en surabondance.....	223
FIGURE 7 : Variations du volume total récoltable - Forêt équienne en insuffisance	223
FIGURE 8 : Variations du volume total récoltable - Forêt équienne irrégulière	224
FIGURE 9 : Variations du rendement moyen du volume total récoltable - Forêt équienne en surabondance.....	225
FIGURE 10 : Variations du rendement moyen du volume total récoltable – Forêt équienne en insuffisance.....	225
FIGURE 11 : Variations du rendement moyen du volume total récoltable – Forêt équienne irrégulière	225
FIGURE 12 : Variations du volume total récoltable	236
FIGURE 13 : Accroissements du volume après une éclaircie commerciale	244
FIGURE 14 : Variations de la possibilité selon différents accroissements.....	246
FIGURE 15 : Variations du volume total récoltable selon différents accroissements.....	247

1. LA SÉLECTION DES TERRITOIRES D'ÉTUDE

1.1 Méthodologie

La première étape dans l'élaboration de la démarche de l'examen des calculs de possibilité est l'identification de territoires cibles. Le choix de ces territoires est très important pour rencontrer le plus grand éventail possible de conditions pouvant influencer les résultats d'un calcul de possibilité.

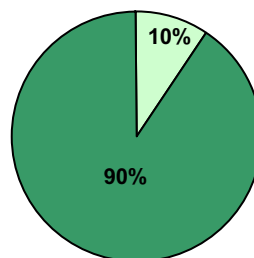
À la suite de la première réunion de la cellule de travail sur le choix des scénarios d'aménagement qui devront être analysés, il est ressorti que la démarche doit nécessairement être traitée en fonction des modèles de croissance utilisés dans *SYLVA II* :

- ≠ le modèle de croissance par peuplement entier (ou par tables de peuplement) qui touche les forêts dites équiennes ;
- ≠ et le modèle de croissance par arbre (ou taux de croissance par classe de diamètre) qui touche les forêt dites inéquiennes.

Pour avoir le meilleur éventail de choix, une base de données a été créée à partir de l'information contenue dans les fichiers de simulation des calculs de possibilité de toutes les aires communes de la dernière opération PGAF. Précisons que l'information retenue ne touche que les groupes de calcul de la forêt du domaine public. Les superficies nettes ayant servies à ces calculs sont présentées par modèle de croissance (tableau I).

TABEAU 1 : *La superficie totale*

Modèle de croissance	Groupes de calcul	Superficie	
		km²	%
par peuplement	652	240 600	90%
par arbre	137	25 500	10%
	789	266 100	

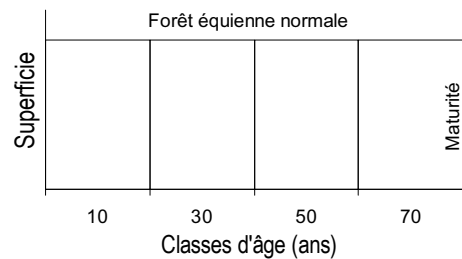


1.1.1 La forêt équiennne

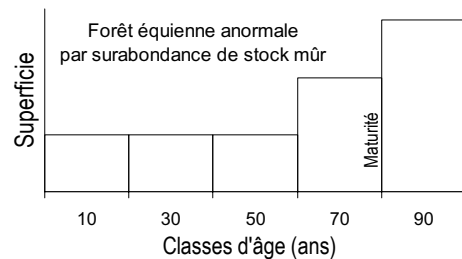
Pour la forêt équiennne, il a été décidé que la structure de la forêt par rapport à sa normalité était le premier point à considérer pour la sélection des territoires. La recherche de ceux-ci devra aussi couvrir les trois grands types forestiers : les peuplements résineux, les peuplements mélangés d'essences résineuses et feuillues intolérantes et les peuplements de feuillus intolérants.

Rappelons que la structure d'une forêt équiennne par rapport à sa normalité se divise en quatre groupes.

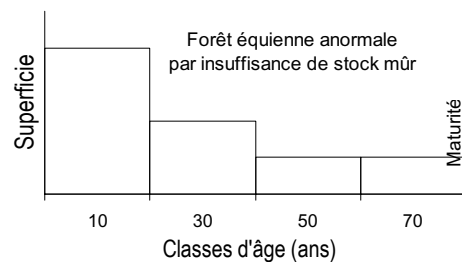
Il y a d'abord la forêt dite *normale* où il y a une répartition égale des superficies de tous les âges jusqu'à la maturité. En pratique, cet état ne se rencontre qu'après une longue période d'aménagement.



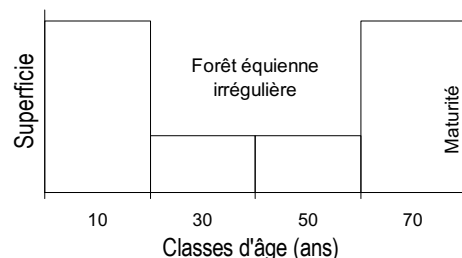
Lorsque la forêt équiennne est dominée par des peuplements mûrs ou surannés, celle-ci est dite *anormale par surabondance* de stock mûr.



La forêt équiennne est dite *anormale par insuffisance* de stock mûr lorsqu'il y a rareté de peuplements mûrs et une abondance de peuplements régénérés ou très jeunes.



Enfin, lorsque les classes d'âge intermédiaires sont rares, la forêt équiennne est dite *irrégulière*.



Pour les groupes de calcul du modèle « par courbes », l'information de la base contient :

- ∄ la région administrative ;
- ∄ l'aire commune ;
- ∄ le groupe de calcul ;
- ∄ le type de peuplement (dédduit de l'appellation du groupe de calcul) ;
- ∄ l'âge moyen à la maturité des peuplements composant le groupe de calcul. Notez que cette donnée n'est pas disponible pour les groupes de calcul de la région 02. Un âge moyen de maturité a donc été inscrit en fonction des âges de maturité des territoires contigus ;
- ∄ les superficies par classe d'âge de 10 ans jusqu'à 120 ans (la classe 120 ans regroupe les 120 ans et plus).

Les âges de chaque groupe de calcul ont été regroupés en quatre sous-groupes en fonction de leur âge de maturité (figure 1). Trois de ceux-ci touchent, à part égale, les âges avant la maturité. Le dernier regroupe tous les âges égaux ou supérieurs à la maturité.

FIGURE 1 : *Abaque de décision fixant les états de maturité en fonction de l'âge d'un peuplement*

Âge moyen de maturité	Âge																									
	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100	105	110	115	120	
120																										
115																										
110																										
105																										
100																										
95																										
90																										
85																										
80																										
75																										
70																										
65																										
60																										
55																										
50																										

Pour avoir un aperçu général des structures de forêts, la règle de tri suivante a été retenue pour chaque groupe de calcul :

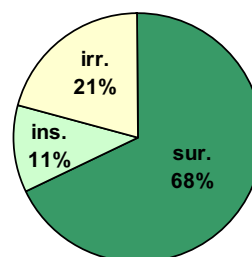
- ∄ une forêt équiennne est anormale par surabondance lorsque la somme des superficies des peuplements mûrs et surannés et celles de la médiane supérieure des peuplements jeunes occupe plus de 50 % de la superficie totale ;

- ≠ une forêt équiennne est anormale par insuffisance lorsque la somme des superficies des peuplements régénérés et celles de la médiane inférieure des peuplements très jeunes occupe plus de 50 % de la superficie totale;
- ≠ une forêt équiennne sera dite «normale» lorsque les peuplements mûrs et surannés occupent moins de 10 % de la superficie totale et que chacun des autres groupes occupe moins de 35 % de la superficie totale;
- ≠ la superficie restante est dite irrégulière.

Le résultat de cette démarche est présentée au tableau 2 : aucun groupe ne présente une structure normale.

TABLEAU 2 : Les superficies du modèle «par courbes »

Types de peuplement	Superficie			Structure (% de la superficie)		
	Groupes de calcul	km²	%	anormale par		irrégulière
				surabondance	insuffisance	
Résineux	236	186 300	77%	71%	11%	18%
Mélangés	284	38 300	16%	53%	10%	37%
Feuillus int.	132	16 000	7%	68%	18%	15%
Tous	652	240 600	100%	68%	11%	21%



Cependant, cette approche n'est pas assez pointue pour faire ressortir des structures qui correspondent mieux à leur définition. Un nouveau tri a donc été réalisé sur la base des règles suivantes pour chaque groupe de calcul.

- ≠ une forêt équiennne est anormale par surabondance lorsque les peuplements mûrs et surannés occupent plus de 50 % de la superficie totale et les peuplements régénérés et jeunes moins de 25% de cette dernière ;
- ≠ une forêt équiennne est anormale par insuffisance lorsque les peuplements régénérés occupent plus de 50 % de la superficie totale et les peuplements jeunes et mûrs ou surannés moins de 25% de cette dernière ;
- ≠ une forêt équiennne sera dite «normale» lorsque les peuplements mûrs et surannés occupent moins de 10 % de la superficie totale et que chacun des autres groupes occupe moins de 35% de la superficie totale ;
 - la superficie est dite irrégulière lorsque la superficie des peuplements mûrs représente moins de 15 % de la superficie du groupe de calcul ;

- la superficie des peuplements mûrs et jeunes occupe moins de 50 % de la superficie du groupe ;
- la superficie des peuplements très jeunes occupe moins de 15 % de la superficie du groupe et
- la superficie des peuplements régénérés moins de 50 % de la superficie totale.

De plus, pour conserver une certaine représentativité et restreindre éventuellement le temps de simulation, seuls les groupes de calcul ayant au minimum 10 000 hectares (cette limite inférieure a été dépassée dans trois cas pour permettre de trouver un groupe répondant mieux aux critères) et au maximum 500 000 hectares ont été retenus. Ce dernier point avait été suggéré par Pascal Gauthier et Guy Lessard dans leur document, «Proposition de territoires types», présenté à la première rencontre du Comité scientifique d'examen des calculs de possibilité.

Pour être en mesure d'évaluer la précision des données d'inventaire, il fallait que la compilation de ce dernier ait été faite selon les critères retenus au troisième programme décennal. Cette exigence a éliminé beaucoup de territoires de la forêt boréale qui avaient été compilés selon les critères du second programme décennal d'inventaire.

Enfin, une dernière contrainte doit être prise en compte dans la sélection des groupes de calcul. C'est le nombre de placettes échantillons qui couvrent le territoire. Cet élément est nécessaire pour permettre une approche indépendante du calcul, tel que proposé lors de la première rencontre du Comité. Le tableau 3 montre le résultat de cette dernière démarche.

TABLEAU 3 : Les superficies retenues pour le modèle « par courbes »

Types de peuplement	Superficie*			Structure de la forêt équiennne (% sup. type (nb))			
	Groupes retenus	km ²	%	anormale par		irrégulière	normale
				surabondance	insuffisance		
Résineux	15	11 200	5%	84% (10)	3% (2)	13% (3)	0%
Mélangés	15	2 900	1%	63% (9)	12% (2)	25% (4)	0%
Feuillus intolérants	13	3 000	1%	78% (10)	21% (2)	1% (1)	0%
Tous	43	17 100	7%	79% (29)	8% (6)	13% (8)	0%

*Superficie des forêts équiennes retenues dans les calculs de possibilité des aires communes de la forêt publique

Le tableau 4 donne la liste des 43 groupes de calcul qui pouvaient être retenus comme territoire de travail. Les 9 groupes qui ont finalement été retenus sont différenciés des autres par un astérisque devant la description du groupe de production.

Soulignons que le traitement par groupe de calcul individuel néglige un facteur important dans la recherche d'un niveau de possibilité pour l'unité d'aménagement. C'est la synergie qui peut exister entre différents groupes de calcul complémentaires dans une même unité d'aménagement.

TABLEAU 4 : Liste des groupes de calcul résultant de la première analyse

Type de structure	Type de peuplements	Groupes de production (Rég-AC-GP-Maturité)	Superficie nette de calcul (ha)	Origine des placettes échantillons	Nombre de placettes du 3 ^{ème} décennal (toutes strates)	Nombre de strates d'aménagement	Nombre de séries d'aménagement
anormale par surabondance de stocks mûrs	résineux	09-9420C-SEPM-90	344 396	2 ^{ème}	346	42	3
		09-9420A-SEPM-94	280 000	2 ^{ème}	275	91	3
		09-9320-SEPM Ile-97	147 536	2 ^{ème}	801	153	15
		09-9302-SEPMA-83	82 141	2 ^{ème}	55	102	9
		04-4304-Piq-59	28 308	2 ^{ème}	674	25	2
		08-8122-SEPM-78	16 367	2 ^{ème}	1 964	175	3
		04-4303-Piq-48	12 497	2 ^{ème}	475	52	2
		07-7402-SEPM-73	10 557	3 ^{ème}	137	93	4
		*03-3103-SEM-60	7 229	3^{ème}	279	22	2
	mélangés	02-2321-MixteF-75	28 487	2 ^{ème}	567	37	8
		07-7302-RFiF-59	28 263	3 ^{ème}	503	13	13
		04-4102-MBoFir-64	22 222	2 ^{ème}	600	64	5
		09-9030-MPeFiF-69	20 396	3 ^{ème} (partie)	2 911	44	5
		06-6102-MBoFiF-64	18 295	2 ^{ème}	288	13	1
		04-4304-MPeFiF-66	17 555	2 ^{ème}	674	18	2
		07-7101-RBoP-68	16 274	3 ^{ème}	774	15	3
		08-8122-PeFiF-63	14 521	2 ^{ème}	1 964	52	3
		*07-7401-RPeuF-67	13 452	3^{ème}	1 534	27	2
	feuillus intolérants	08-8121-Bop-71	50 458	2 ^{ème}	1 613	132	3
		02-2503-Bop-70	45 579	2 ^{ème}	3 005	48	1
		07-7302-Peu-55	25 118	3 ^{ème}	503	14	13
		08-8121-Peu-66	24 530	2 ^{ème}	1 613	104	4
		08-8387N-Peu-63	17 242	2 ^{ème}	278	57	1
		04-4320-Bop-65	16 898	2 ^{ème}	1 113	4	2
		07-7120-Peu-57	15 507	3 ^{ème}	561	18	5
		*07-7402-Bop-82	15 432	3^{ème}	137	29	1
		07-7101-Peu-57	13 981	3 ^{ème}	774	15	4
		07-7301-Peu-61	12 525	3 ^{ème}	470	22	1
anormale par insuffisance de stocks mûrs	résineux	01-1104-SEPM-65	23 251	3 ^{ème}	552	110	18
		01-1105-SEPM-64	14 526	3 ^{ème}	257	96	11
		*03-3404-SEPMA-69	4 161	3^{ème}	21	97	5
	mélangés	*08-8285B-PeFiR-79	17 358	3^{ème} remanié	29	31	2
		08-8620-PeFiR-75	15 654	2 ^{ème}	282	42	1
	feuillus intolérants	09-9030-Bop-64	44 793	3 ^{ème} (partie)	2 911	51	8
		*08-8285B-Peu-55	18 625	3^{ème} remanié	29	35	2
irrégulière	résineux	*08-8285AS-SEPM-89	52 779	3^{ème} remanié	1 012	123	4
		08-8624S-SEPM-82	76 943	2 ^{ème}	83	376	8
		01-1203-SEPM 40-64	16 100	3 ^{ème}	62	37	8
	mélangés	*03-3330-MBoFir-75	33 340	3^{ème}	2 191	27	6
		08-8520S-PeFiF-75	15 763	3 ^{ème} remanié	228	118	3
		01-1204-MBoFir 40-79	12 749	3 ^{ème}	233	27	8
		08-8520S-BoFiF-82	10 731	3 ^{ème} remanié	228	90	3
	feu. int.	*08-8520S-Bop-82	3 392	3^{ème} remanié	228	46	3

* Groupes de calcul retenus

Les illustrations de la figure 2 et les tableaux 5 et 6 donnent une brève description des groupes de calcul qui ont été retenus. La description détaillée est présentée dans un document annexe.

FIGURE 2 : Images des groupes de calcul retenus selon leur structure

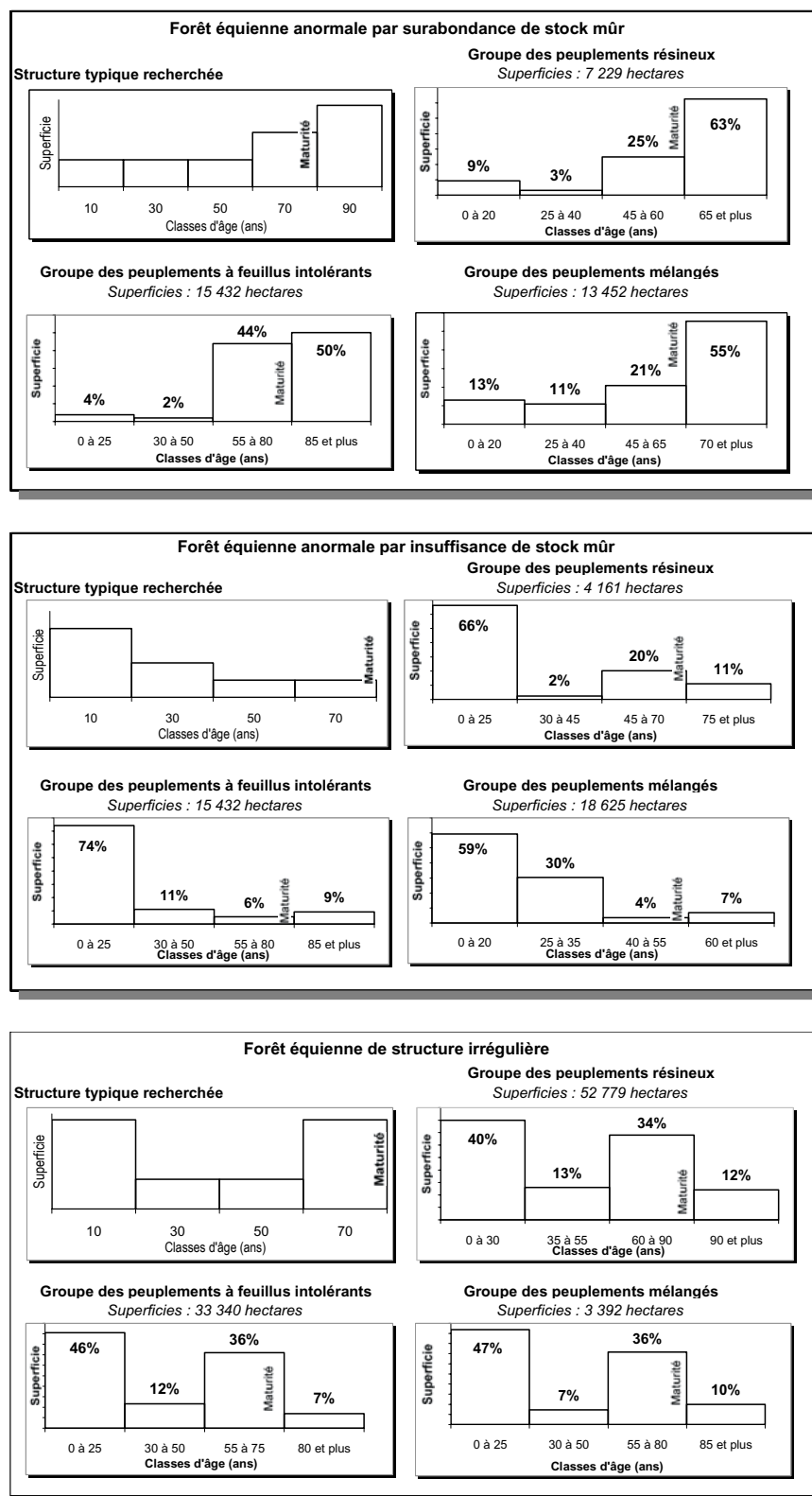


TABLEAU 5 : Distribution actuelle du volume marchand sur pied en fonction des essences pour chaque groupe de calcul retenu

EPB	EPN	EPR	MEZ	PIG	SAB	SEPM	PIN	THO	Résineux	BOP	PEU	Feu_Int	Feu_Tol	Feuillus	Volume total(m ³)
Forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr															
Groupe des peuplements résineux															
1%	1%	20%			55%	78%			78%	7%	1%	7%	15%	22%	1 152 419
Groupe des peuplements mélangés à feuillus intolérants															
4%	22%			9%	5%	41%	1%	1%	43%	16%	40%	55%	1%	57%	1 868 258
Groupe des peuplements à feuillus intolérants															
5%	4%			1%	5%	16%	2%	2%	19%	54%	9%	63%	18%	81%	2 147 243
Forêt équienne anormale par insuffisance de stock mûr															
Groupe des peuplements résineux															
4%	19%	14%	5%		42%	84%		5%	88%	7%	1%	8%	3%	12%	177 482
Groupe des peuplements mélangés à feuillus intolérants															
1%	34%			17%	3%	55%		0%	55%	2%	43%	45%		45%	683 987
Groupe des peuplements à feuillus intolérants															
2%	14%		5%	1%	6%	29%		1%	29%	13%	58%	71%		71%	427 808
Forêt équienne de structure irrégulière															
Groupe des peuplements résineux															
4%	69%		7%	3%	6%	89%		2%	91%	8%	1%	9%		9%	2 512 469
Groupe des peuplements mélangés à feuillus intolérants															
8%	14%	2%			18%	41%		3%	44%	44%	5%	49%	7%	55%	1 448 825
Groupe des peuplements à feuillus intolérants															
4%	7%	0.2%		4%	6%	21%		1%	22%	60%	18%	78%		78%	200 336

TABLEAU 6 : Précision, au niveau de l'unité de sondage, du volume marchand pour chaque groupe de calcul

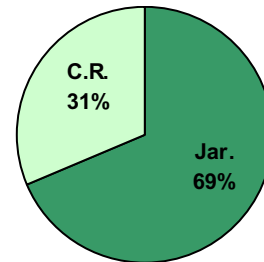
Superficie en hectares pour le groupe de calcul (GC)			Précision du volume des strates d'inventaire de 5 placettes et plus - strates du GC dans l'US	
Unité de sondage (US)	Territoire retenu dans SYLVA		Superficie touchée	moyenne pondérée
	Sup. brute	Sup. nette		
Forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr				
Groupe des peuplements résineux				
13 402	12 822	7 229	78%	67%
Groupe des peuplements mélangés à feuillus intolérants				
23 180	28 712	13 452	88%	71%
Groupe des peuplements à feuillus intolérants				
122 579	120 143	15 432	100%	76%
Forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr				
Groupe des peuplements résineux				
23 344	4 326	4 161	99%	72%
Groupe des peuplements mélangés à feuillus intolérants				
39 532	18 985	17 359	93%	74%
Groupe des peuplements à feuillus intolérants				
23 566	20 613	18 625	95%	78%
Forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr				
Groupe des peuplements résineux				
39 340	57 951	52 779	96%	57%
Groupe des peuplements mélangés à feuillus intolérants				
46 986	45 456	33 340	73%	54%
Groupe des peuplements à feuillus intolérants				
21 875	4 483	3 392	59%	72%

1.1.2 La forêt dite inéquienne

Pour les forêts soumises au modèle par arbre, le processus d'évolution auquel elles sont soumises a été le premier critère de sélection : il y a la mécanique des taux de passage associée au jardinage et la mécanique des scénarios d'évolution propres aux coupes de régénération. Pour chaque processus, trois types de peuplement ont été choisis : les feuillus tolérants, les mélangés et les pins. Dernière contrainte : ce choix a été limité aux groupes de calcul de plus de 10 000 hectares avec un nombre d'unités de simulation inférieur à 100. Le tableau 7 présente l'ensemble des groupes de calcul selon les principaux critères de sélection.

TABLEAU 7 : Les superficies du modèle par arbre

Types de peuplement	Superficie			Traitements (% de la sup.)	
	Groupes de calcul	km²	%	Jardinage ou équivalent	Coupe de régénération
Pins	17	2 600	10%	54%	46%
Mélangés	39	5 600	22%	64%	36%
Feuillus tol.	81	17 300	68%	72%	28%
Tous	137	25 500	100%	69%	31%



La méthodologie détaillée fait l'objet d'un autre texte.

2. LA SÉLECTION DES HYPOTHÈSES SOUMISES À L'ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ

Les calculs de possibilité qui ont été réalisés dans chacun des groupes de calcul retenus s'inscrivaient dans une démarche qui était propre à chacun des territoires. Pour pouvoir mener à bien l'analyse de sensibilité des calculs de possibilité avec *SYLVA II*, il faut s'assurer que chaque groupe de calcul a la même base commune d'hypothèses de simulation. Dans les paragraphes suivants, tous les intrants spécifiques à une simulation seront passés en revue.

2.1 Hypothèses générales

2.1.1 *La réduction en volume*

Des pourcentages de réduction en volume s'appliquent, une seule fois en début de simulation, directement aux volumes de toutes les tables de stock utilisées dans les différentes phases de traitements des deux modèles. Un seul pourcentage est inscrit par essence et par qualité, sauf pour celles touchées par la TBE où quatre pourcentages peuvent être inscrits selon la classe de défoliation. Il existe une table standard avec réduction pour la tordeuse des bourgeons de l'épinette. C'est celle-ci qui s'appliquera.

2.1.2 *Les essences principales*

L'essence principale est une essence ou groupe d'essences qui détermine le scénario sylvicole à appliquer au peuplement actuel en fonction de l'essence principale objectif retenue. Dans les peuplements où l'essence principale objectif retenue occupera plus de 75 % de la surface terrière, c'est celle-ci qui est désignée. Dans les peuplements mélangés composés d'essences résineuses et d'essences feuillues intolérantes, l'essence principale objectif retenue peut être composée des deux groupes d'essences. Ceci n'est pas sans causer des fluctuations importantes dans la récolte périodique de ces deux groupes d'essences. Pour diminuer ces variations, il a été convenu de retenir comme essence principale objectif celle qui occupera entre 50 % et 75 % de la surface terrière.

Dans les peuplements à dominance de résineux, c'est le groupe d'essences sapin, épinettes, pin gris et mélèzes (SEPM) qui sera retenu. Dans les peuplements mélangés à dominance de feuillus intolérants, le bouleau à papier (BOP) ou les peupliers (PEU) peuvent être choisis.

2.1.3 Répartition par produit

La table de répartition par produit définit pour chacune des essences quels sont les produits (déroulage, sciage et pâte) qui sont récoltés et les pertes (carie et pertes à l'utilisation) anticipées au moment de la récolte. Des tables différentes peuvent être appliquées au niveau du territoire ou des traitements. Dans notre exercice, une seule table est retenue pour le territoire et les traitements de récolte.

2.1.4 Les tables de production

Comme il a été convenu par le Comité, les tables de production pour les peuplements actuels ou de succession sont celles définies par l'aménagiste qui était responsable de chaque groupe de calcul.

2.1.5 L'âge d'exploitabilité

L'âge d'exploitabilité définit le moment où un peuplement est apte à être récolté. Ce moment est choisi en fonction des objectifs fixés par la stratégie d'aménagement.

Dans les groupes de calcul retenus, deux types d'âge d'exploitabilité sont rencontrés : l'âge d'exploitabilité absolu et l'âge d'exploitabilité technique. Comme ces âges sont rattachés à chaque table de production et ne varient pas, ils seront gardés comme tels.

2.1.6 L'actualisation de l'inventaire

L'inventaire utilisé pour un calcul a été fait à une année précise. Par rapport à l'origine de l'inventaire et le début d'un calcul de possibilité, il peut s'écouler, dans les cas extrêmes, jusqu'à dix ans. Une mise à jour est donc nécessaire pour qu'en début de simulation, le modèle fasse vieillir toutes les strates pour actualiser les données d'inventaire. La valeur inscrite est conservée.

2.1.7 Le type de récolte des arbres matures

La récolte des peuplements matures peut être soumise à différents critères d'admissibilité : un prélèvement par essence, des produits récoltés, un moment pour la récolte et une valeur cible.

Pour toutes les récoltes finales de peuplement, les critères suivants sont retenus :

- ≠ prélèvement à 100% pour toutes les essences,
- ≠ aucun prélèvement cible n'est appliqué,
- ≠ la table de répartition par produit est celle inscrite au territoire,
- ≠ l'âge minimum de la récolte est celui relatif à la maturité,
- ≠ et le volume minimum en essences principales doit être d'au moins 50 m₃/ha.

2.2 Hypothèses territoriales

La plupart des hypothèses territoriales d'origine sont conservées.

La stratégie sylvicole a été modifiée dans quelques territoires. Les strates d'aménagement ont été regroupées dans de nouvelles séries d'aménagement qui séparent mieux les différences de sites. Au niveau du calcul de référence, cette modification n'affecte pas le résultat puisque la série d'aménagement ne fait pas partie des contraintes à la récolte. Cependant, ces nouvelles séries auront un rôle à jouer dans l'évaluation des traitements.

Les compartiments originaux sont retenus, mais ils n'auront aucun impact sur les simulations.

Les réductions appliquées aux compartiments sont celles de la stratégie originale. Elles sont constantes pour toutes les simulations.

Pour le modèle « par courbes », la répartition par produit inscrite par l'aménagiste est maintenue (aucune autre ne sera introduite en cours de simulation), tous les compartiments ont la même cote de priorité et ils sont disponibles en tout temps.

2.3 Hypothèses forestières

Toutes les hypothèses d'évolution des strates d'aménagement sont celles d'origine. Cependant, comme il a déjà été mentionné, les séries d'aménagement de certains groupes de calcul ont été réaménagés sur la base de leur rendement. Pour la simulation de référence, cette modification n'a pas d'effet. Elle ne s'appliquera que pour l'analyse des traitements de plantation, d'éclaircie précommerciale et d'éclaircie commerciale.

Les réductions appliquées à chaque strate d'aménagement demeurent les mêmes.

2.4 Les hypothèses de simulation

Les généralités :

- ∄ l'horizon de simulation est fixé à 150 ans,
- ∄ les pentes sont limitées à 40 %,
- ∄ l'ordre de sélection des unités de simulation est la « strates – compartiments » (ce choix annule l'effet de compartimentage du territoire),
- ∄ le niveau d'agrégation est la strate d'aménagement,
- ∄ et aucun paramètre additionnel n'est appliqué.

Le traitement sylvicole se limite à la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) dont les caractéristiques sont définies au paragraphe de la page 11 sur le type de récolte des arbres matures.

Le niveau d'aménagement, limité à la CPRS, sera évalué, lorsque possible, selon une possibilité à niveaux variables. Cette possibilité est une récolte qui, tout en respectant la règle du rendement soutenu, permet d'augmenter la récolte dans le temps pour suivre la disponibilité des bois. La somme de tous les volumes récoltés permettra de faire de meilleures évaluations compa-

ratives des résultats des simulations en permettant de les analyser sous un même dénominateur commun.

3. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « PRIORITÉ DE RÉCOLTE »

L'usage (il n'y a aucune directive provinciale écrite à ce sujet, mais il en existe au niveau régional pour rencontrer des problématiques particulières – vulnérabilité à la TBE, l'âge, etc.) veut que la récolte suive les priorités suivantes :

- œ 50 % du volume est d'abord prélevé dans les strates qui présentent la plus faible croissance durant le prochain 5 ans (les strates sont classées en ordre croissant selon ce critère);
- œ le reste du volume est ensuite récolté dans les strates qui présentent le plus fort volume à l'hectare (les strates sont reclassées en ordre décroissant selon ce critère).

Cette approche origine de la première version du logiciel *SYLVA*. À cette époque, une seule priorité pouvait être simulée à la fois. Il fallait alors faire deux simulations selon chacune des priorités décrites précédemment et la possibilité était la moyenne des deux simulations. L'objectif de cette approche était à la fois forestier et économique. Elle permettait de tenir compte d'impératifs liés à une récolte économique et à un aménagement qui diminue les pertes de matière ligneuse.

Dans une forêt caractérisée par une surabondance de stock mûr, la récolte prioritaire d'une partie des strates en décroissance est un choix très pertinent. Par contre, dans une forêt anormale par insuffisance de stock mûr ou irrégulière (où les strates qui seront récoltées présentent une croissance plutôt qu'une décroissance), le critère de minimiser les pertes signifie que la récolte sera réalisée d'abord dans les strates qui croissent le moins vite.

Dans l'exercice d'évaluation de la sensibilité du modèle *SYLVA II*, cette double priorité pourrait induire des variations lors des tests sur les niveaux de traitements de plantations et d'éclaircies précommerciales. Comme ces traitements augmentent les niveaux de récolte, les prio-

rités pourraient ne pas être appliquées à la même séquence de strates. D’où introduction de variations qui fausseraient leur interprétation.

Pour les fins de l’exercice, il faut éviter l’utilisation de la double priorité. Mais laquelle faut-il retenir ? Le tableau 8 montre les variations de la possibilité lorsqu’on utilise différentes combinaisons de ces deux priorités (un document annexe donne les résultats détaillés de ces 36 simulations).

TABLEAU 8 : *Variations des possibilités selon la priorité de récolte*

Minimiser (min.) : récolte prioritaire des strates exploitables montrant la plus faible croissance en volume
Maximiser (max.) : récolte prioritaire des strates exploitables montrant le plus grand volume à l'hectare

Structure de la forêt	Type de peuplements	Essences principales récoltées	Horizons de simulation	Priorité de récolte			
				100% minimiser	1-min. (50%) 2-max. (50%)	1-max. (50%) 2-min. (50%)	100% maximiser
Surabondance de stock mûr	résineux	SEPM	0 à 150 ans	12 850	12 250	12 275	8 500
	mélangés	Peupliers	0 à 150 ans	12 900	12 100	12 450	3 000
	feuillus	Bouleau à papier	0 à 150 ans	11 000	5 500	5 500	3 400
Insuffisance de stock mûr	résineux	SEPM	0 à 50 ans	4 400	4 400	4 400	4 350
			51 à 150 ans	8 500	8 250	8 250	7 300
	mélangés	SEPM	0 à 40 ans	7 750	7 700	7 700	7 700
			41 à 150 ans	20 400	20 600	20 600	20 800
	feuillus	Peupliers	0 à 30 ans	4 620	4 620	4 620	4 530
			31 à 40 ans	14 640	14 640	14 640	14 200
			41 à 150 ans	25 350	25 500	25 500	14 200
Irrégulière	résineux	SEPM	0 à 25 ans	36 850	36 650	36 650	36 250
			26 à 150 ans	57 500	60 000	60 000	53 500
	mélangés	SEPM	0 à 10 ans	9 500	9 500	9 500	9 500
			11 à 55 ans	18 300	18 000	18 000	17 800
			56 à 150 ans	26 000	26 000	26 000	25 000
	feuillus	Peupliers	0 à 10 ans	1 800	1 800	1 800	1 800
			11 à 150 ans	2 640	2 640	2 640	2 520

Les valeurs du tableau 8 donnent la possibilité sur la base d’une récolte variable qui respecte la règle du rendement soutenu. Pour faciliter l’analyse, un second tableau (10) est présenté. Il ne montre plus qu’un seul volume : c’est le **volume total récoltable sur l’horizon de simulation**. Ce volume total se définit comme la somme des volumes annuels récoltés à chaque période plus le volume annuel résiduel exploitable à la dernière période. Pour alléger la présentation de ce tableau, un code (tableau 9) pour chaque groupe de calcul est introduit.

TABLEAU 9 : *Liste des codes pour chaque groupe de calcul*

Code du groupe de calcul	Description du groupe de calcul
I	Forêt résineuse en surabondance de stocks mûrs
II	Forêt mélangée à feuillus intolérants en surabondance de stocks mûrs
III	Forêt de feuillus intolérants en surabondance de stocks mûrs
IV	Forêt résineuse en insuffisance de stocks mûrs
V	Forêt mélangée à feuillus intolérants en insuffisance de stocks mûrs
VI	Forêt de feuillus intolérants en insuffisance de stocks mûrs
VII	Forêt résineuse de structure irrégulière
VIII	Forêt mélangée à feuillus intolérants de structure irrégulière
IX	Forêt de feuillus intolérants de structure irrégulière

TABEAU 10 : Le volume total récoltable (m^3) sur l'horizon de simulation selon différentes priorités de récolte

Essences principales seulement				
Code du groupe de calcul	Les priorités			
	100% MIN	50% MIN-50% MAX	50% MAX-50% MIN	100% MAX
I	2 095 178	1 997 748	2 001 989	1 742 667
II	2 129 061	2 043 485	2 042 099	499 507
III	1 985 368	979 934	982 605	723 574
IV	1 141 474	1 121 543	1 123 758	1 012 444
V	2 876 811	2 893 718	2 892 350	2 948 589
VI	3 808 206	3 681 803	3 681 788	2 196 308
VII	9 882 794	9 466 111	9 472 062	9 062 999
VIII	3 930 791	3 928 831	3 905 350	3 633 866
IX	440 091	441 176	443 336	433 178

Les priorités			
100% MIN	50% MIN-50% MAX	50% MAX-50% MIN	100% MAX
4.9%	0.0%	0.2%	-12.8%
4.2%	0.0%	-0.1%	-75.6%
102.6%	0.0%	0.3%	-26.2%
1.8%	0.0%	0.2%	-9.7%
-0.6%	0.0%	0.0%	1.9%
3.4%	0.0%	0.0%	-40.3%
4.4%	0.0%	0.1%	-4.3%
0.0%	0.0%	-0.6%	-7.5%
-0.2%	0.0%	0.5%	-1.8%

Toutes essences				
Code du groupe de calcul	Les priorités			
	100% MIN	50% MIN-50% MAX	50% MAX-50% MIN	100% MAX
I	2 813 419	2 672 439	2 678 535	2 244 840
II	5 466 326	5 252 124	5 253 444	2 061 171
III	3 799 796	2 910 166	2 897 808	2 407 225
IV	1 397 563	1 381 380	1 384 394	1 224 913
V	4 402 134	4 345 939	4 342 813	4 440 135
VI	5 509 186	5 308 339	5 308 140	2 744 773
VII	11 124 609	10 670 026	10 678 829	10 042 426
VIII	7 908 438	7 918 651	7 868 405	7 400 184
IX	879 725	896 641	898 376	868 549

Les priorités			
100% MIN	50% MIN-50% MAX	50% MAX-50% MIN	100% MAX
5.3%	0.0%	0.2%	-16.0%
4.1%	0.0%	0.0%	-60.8%
30.6%	0.0%	-0.4%	-17.3%
1.2%	0.0%	0.2%	-11.3%
1.3%	0.0%	-0.1%	2.2%
3.8%	0.0%	0.0%	-48.3%
4.3%	0.0%	0.1%	-5.9%
-0.1%	0.0%	-0.6%	-6.5%
-1.9%	0.0%	0.2%	-3.1%

Globalement les variations de volumes observées sont assez faibles : moins de 5 % (29 valeurs sur 36). Cependant, 5 valeurs présentent des écarts de plus de 10 % par rapport à la priorité de référence 50 % MIN-50 % MAX. Les écarts observés pour la priorité 100 % MAX peuvent s'expliquer par l'évolution des peuplements. Beaucoup des ceux qui composent ces

groupes passent en succession naturelle avant d'être récoltés. Dans 3 cas sur 5, plus de 20 % de ces superficies ne sont même jamais récoltées. Le tableau 11 montre ces résultats.

TABEAU 11 : *Superficies évoluant vers une succession naturelle sur l'horizon de simulation*

Superficies en succession naturelle seulement					
Code du groupe de calcul	Superficie totale nette du groupe (ha)	% de la superficie totale nette selon les priorités			
		100% MIN	50% MIN-50% MAX	50% MAX-50% MIN	100% MAX
I	7 229	7%	13%	13%	61%
II	13 452	0%	0%	0%	68%
III	15 432	0%	25%	25%	87%
IV	4 161	0%	0%	0%	13%
V	17 358	0%	0%	0%	0%
VI	19 803	0%	0%	0%	20%
VII	52 779	2%	2%	2%	16%
VIII	33 340	0%	0%	0%	1%
IX	3 574	0%	0%	0%	7%

Superficies en succession naturelle et jamais récoltées					
Code du groupe de calcul	Superficie totale nette du groupe (ha)	% de la superficie totale nette selon les priorités			
		100% MIN	50% MIN-50% MAX	50% MAX-50% MIN	100% MAX
I	7 229	0%	0%	0%	0%
II	13 452	0%	0%	0%	39%
III	15 432	0%	0%	0%	64%
IV	4 161	0%	0%	0%	2%
V	17 358	0%	0%	0%	0%
VI	19 803	0%	0%	0%	19%
VII	52 779	0%	0%	0%	2%
VIII	33 340	0%	0%	0%	0%
IX	3 574	0%	0%	0%	6%

La priorité qui maximise la récolte du volume augmente le risque de faire passer les strates mures et surmatures en succession naturelle. Dans les trois groupes de calcul de la forêt anormale par surabondance de stock mûr, plus de 60 % de leur superficie totale évolue vers la succession naturelle si on applique la priorité qui ne maximise (100 % MAX) que le volume à récolter. Pour le groupe III, ce phénomène se produit même avec la priorité de référence. Pour ce groupe, 25 % de la superficie passe en succession naturelle avant la période de rupture qui arrive à 80 ans. C'est ce qui explique le gain important de la possibilité si on applique uniquement la priorité qui minimise les pertes. Dans les 6 autres groupes de calcul, ce phénomène de succession n'est pas aussi accentué. Un seul groupe, le groupe VI dominé par les peupliers, semble sensible. Rappelons ici que les hypothèses d'évolution reliées à la succession naturelle sont très fragiles.

Pour éliminer cette source potentielle d'incertitude à l'analyse et éviter que les strates atteignent la succession naturelle, il serait avisé, pour les forêts qui sont en surabondance de stock mûr, de retenir la priorité qui minimise les pertes. Pour les autres structures, la priorité qui maximise le volume récolté serait plus adéquate puisqu'elle laisserait, dans la plupart des cas, croître les peuplements qui ont un plus faible taux d'accroissement.

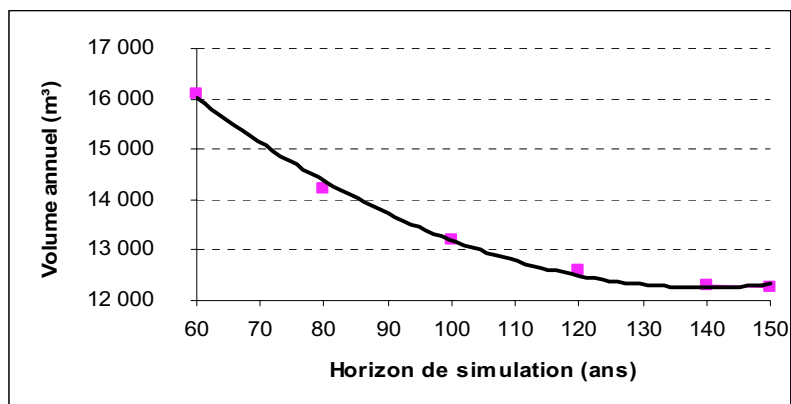
4. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « HORIZON DE SIMULATION »

La recherche de la simulation de référence par groupe de calcul peut être élargie pour permettre de répondre à une problématique qui avait déjà fait l'objet d'une interrogation : l'horizon de simulation a-t-il une influence sur l'estimation de la possibilité ?

Pour répondre à cette question, 39 simulations ont été réalisées dans tous les groupes de calculs en appliquant une possibilité à niveaux variables. Le plus faible horizon de simulation est défini par l'âge d'exploitabilité moyen du groupe. Les simulations subséquentes sont faites pas intervalles de 20 ans jusqu'à l'horizon limite de 150 ans. La priorité de récolte usuelle est retenue (50% pour minimiser les pertes et 50 % en maximisant le volume). Tous les autres paramètres sont ceux définis précédemment.

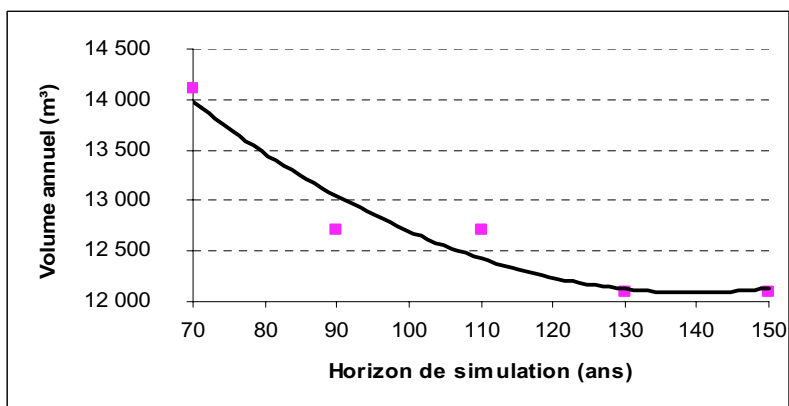
La forêt résineuse anormale par surabondance de stock mûr

Horizon de simulation (ans)	Possibilité annuelle (m³)
60	16 100
70	
80	14 200
90	
100	13 200
110	
120	12 600
130	
140	12 300
150	12 250



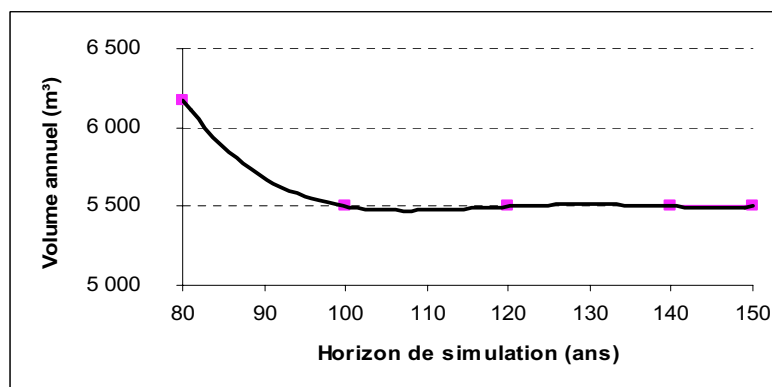
La forêt mélangée à dominance de feuillus intolérants et en surabondance de stock mûr

Horizon de simulation (ans)	Possibilité annuelle (m³)
60	
70	14 100
80	
90	12 700
100	
110	12 700
120	
130	12 100
140	
150	12 100



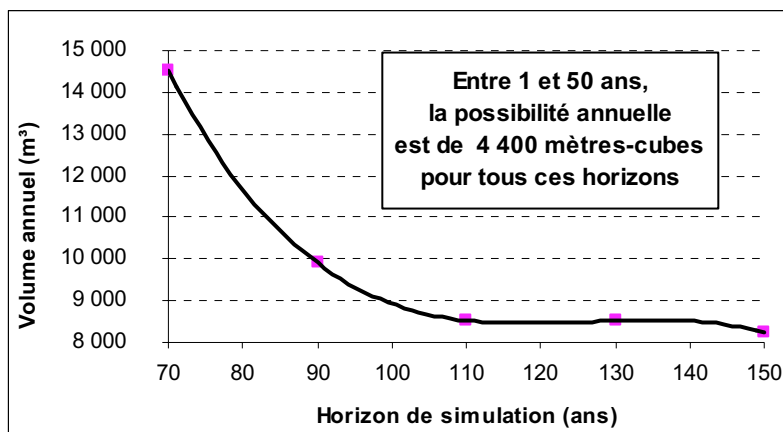
La forêt de feuillus intolérants en surabondance de stock mûr

Horizon de simulation (ans)	Possibilité annuelle (m³)
60	
70	
80	6 175
90	
100	5 500
110	
120	5 500
130	
140	5 500
150	5 500



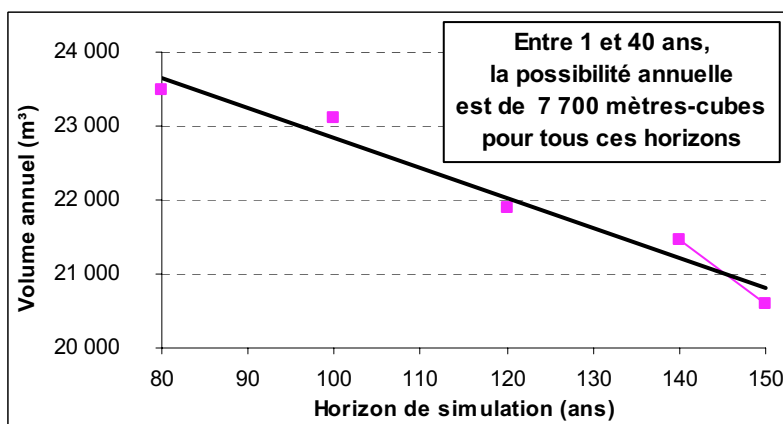
La forêt résineuse en insuffisance de stock mûr

Horizon de simulation (ans)	Possibilité après 50 ans (m³/an)
60	
70	14 500
80	
90	9 900
100	
110	8 525
120	
130	8 525
140	
150	8 250



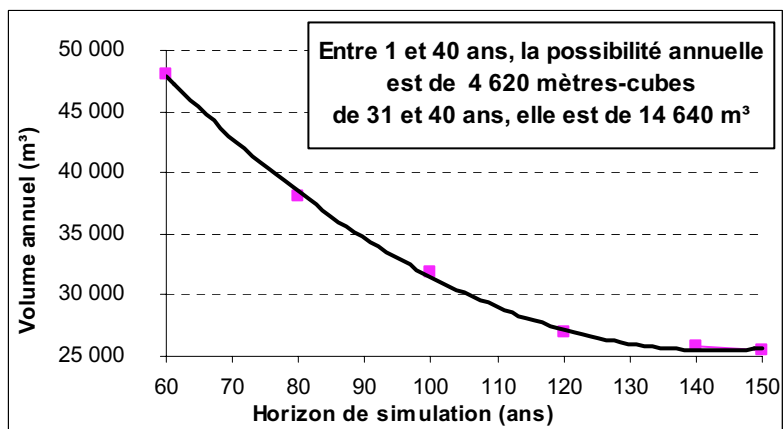
La forêt mélangée à feuillus intolérants en insuffisance de stock mûr

Horizon de simulation (ans)	Possibilité après 40 ans (m³/an)
60	
70	
80	23 500
90	
100	23 100
110	
120	21 900
130	
140	21 450
150	20 600



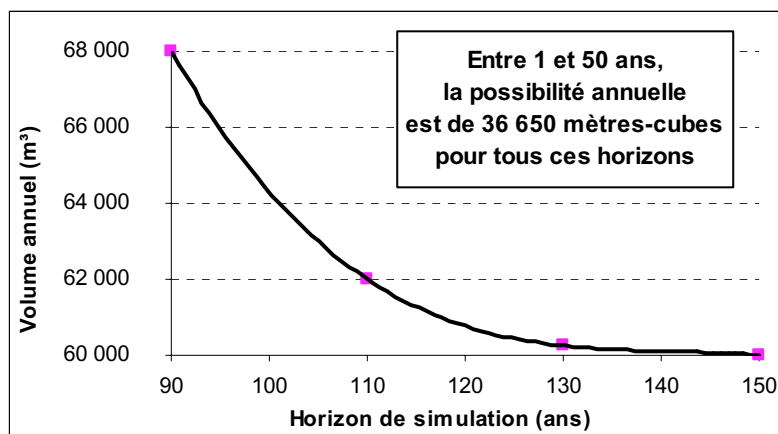
La forêt de feuillus intolérants en insuffisance de stocks mûrs

Horizon de simulation (ans)	Possibilité après 40 ans (m³/an)
60	48 000
70	
80	38 000
90	
100	31 900
110	
120	26 900
130	
140	25 800
150	25 500



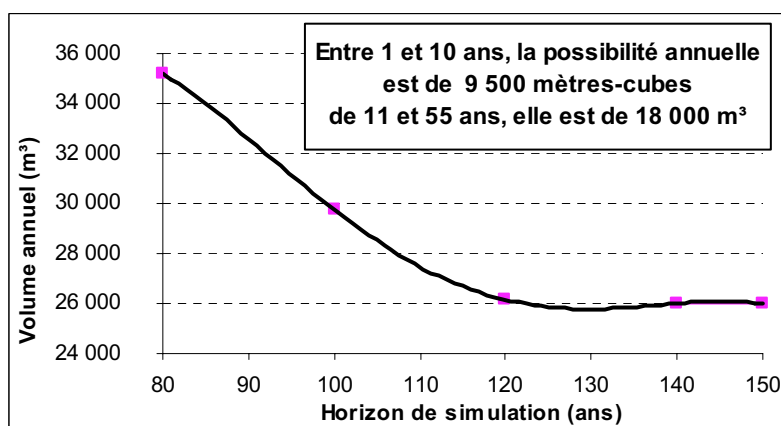
La forêt résineuse de structure irrégulière

Horizon de simulation (ans)	Possibilité après 50 ans (m³/an)
60	
70	
80	
90	68 000
100	
110	62 000
120	
130	60 250
140	
150	60 000



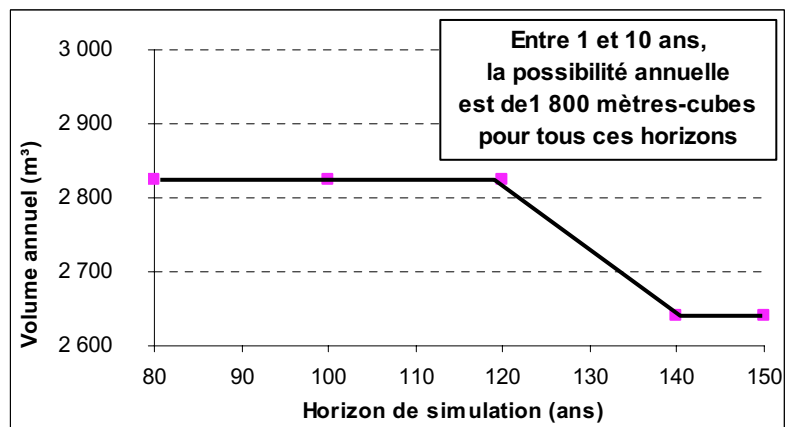
La forêt mélangée à feuillus intolérants de structure irrégulière

Horizon de simulation (ans)	Possibilité après 55 ans (m³/an)
60	
70	
80	35 200
90	
100	29 750
110	
120	26 150
130	
140	26 000
150	26 000



La forêt de feuillus intolérants de structure irrégulière

Horizon de simulation (ans)	Possibilité après 10 ans (m³/an)
60	
70	
80	2 825
90	
100	2 825
110	
120	2 825
130	
140	2 640
150	2 640



Pour tous les groupes de calcul retenus sauf un, l'horizon de simulation de 150 ans est amplement suffisant pour permettre de bien évaluer la possibilité forestière. Notons cependant, qu'il serait hasardeux d'étendre ces conclusions à tous les groupes de calculs de la province. Notre échantillon de territoire ne peut couvrir adéquatement les forêts boréales où les cycles des successions sont très longs. Par contre, pour les forêts méridionales, l'horizon semble suffisant.

5. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « ÂGE D'EXPLOITABILITÉ »

5.1 Description des intrants

Le Manuel d'aménagement forestier définit l'âge d'exploitabilité comme l'âge où un peuplement équienne peut faire l'objet d'une récolte en fonction des objectifs d'aménagement fixés. Ces objectifs, au nombre de six, sont décrits dans le Manuel de foresterie. Ce sont l'exploitabilité

- ≠ **physique** : les arbres ou les peuplements sont maintenus sur pied jusqu'à leur mort ;
- ≠ **absolue** : elle vise l'obtention de la plus grande quantité de matière ligneuse possible dans le plus court laps de temps. C'est l'âge correspondant au plus grand accroissement annuel moyen (AAM) et au point de rencontre des courbes d'AAM et d'accroissement annuel courant (AAC). Cette notion convient bien au bois à pâte ;
- ≠ **technique** : c'est le moment où l'on obtient la plus grande quantité de matière ligneuse pour un usage donné : la dimension des tiges et leur qualité sont alors importantes. Cette notion s'applique notamment aux bois de sciage et de déroulage ;
- ≠ **sylvicole** : c'est le moment où les arbres atteignent leur maximum de pouvoir de reproduction et où la régénération naturelle qui en résulte se trouve dans les meilleures conditions. En pratique, cet état couvre une grande période au cours de laquelle d'autres types d'exploitabilité surviennent ;
- ≠ **financière** : c'est le moment où un arbre ou un peuplement possède sa plus grande valeur monétaire ;

- € **relative au taux le plus élevé** : cette exploitabilité considère les coûts d'acquisition et de maintien d'une propriété forestière et correspond au moment du meilleur taux de rendement pour le propriétaire.

Jusqu'ici, c'est le type d'exploitabilité absolue (tiges de 9 cm et plus) qui était favorisé par le MRNFP dans la plupart des PGAF. Mais l'exploitabilité technique sera de plus en plus présente dans la confection des nouveaux PGAF.

Dans les groupes de calcul retenus, l'âge d'exploitabilité absolue est le type dominant. L'âge d'exploitabilité technique est appliqué sporadiquement.

5.2 Méthodologie d'analyse de la variation de l'âge d'exploitabilité

L'analyse de sensibilité de la variation de l'âge d'exploitabilité a pour but de connaître l'impact d'une modification de celui-ci sur le niveau de possibilité de récolte annuelle.

Prémisse : pour les fins de l'exercice, les âges d'exploitabilité actuels, qu'ils soient de type absolu ou technique, deviennent les âges de référence.

Pour chaque groupe de calcul, tous les âges d'exploitabilité de toutes les courbes de production ont été soit diminués de 5 et 10 ans ou augmentés de 5 à 20 ans par intervalle de 5 ans. L'augmentation des âges était cependant soumise à une règle : l'augmentation ne pouvait faire en sorte que l'âge d'exploitabilité soit à moins de 10 ans de l'âge de bris d'une courbe. Certains groupes de calcul ont des ajustements d'âge de 10 ans avant le début d'une simulation.

Pour bien comprendre la mécanique de fonctionnement d'une simulation reliée à la notion d'âge d'exploitabilité, les exemples suivants illustrent trois situations de base. La forêt représentée dans ceux-ci est une forêt équienne anormale par insuffisance de stock mûr. Seulement les quatre premières périodes sont illustrées.

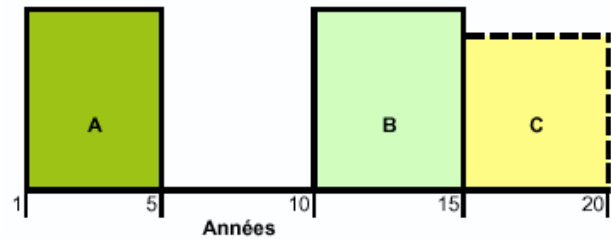
5.2.1 Distribution originale des stocks exploitables

La forêt originale est composée d'un bloc de peuplements **A** de 7 000 m³ dont l'âge est de 5 ans de plus que l'âge d'exploitabilité. Il est donc disponible immédiatement à la récolte.

Deux autres blocs complètent l'image de l'horizon de 20 ans.

Le bloc **B**, avec un volume de 7 000 m³, est à 10 ans de sa maturité. Donc, il ne sera disponible à la récolte que dans 10 ans.

Le bloc **C** offre 6 000 m³, mais il est à 15 ans de sa maturité. Celui-ci sera disponible à la récolte dans 15 ans seulement.



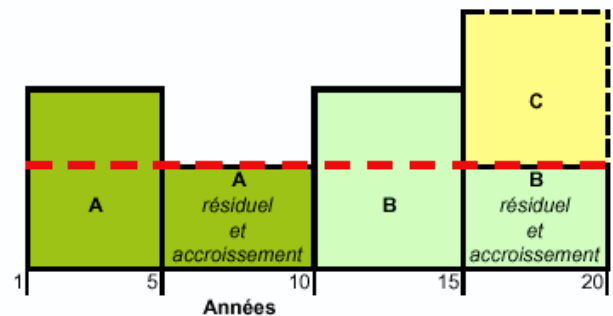
Peuplements actuels	Âge par rapport à la maturité	Volume (m ³)	Disponibilité à la récolte
A	5 ans passé maturité	7 000	immédiate
B	10 ans avant maturité	7 000	dans 10 ans
C	15 ans avant maturité	6 000	dans 15 ans

La récolte de cette forêt est donc limitée par le volume disponible à la première période. La récolte du bloc A doit être étalée sur deux périodes, le bloc B ne devenant disponible que dans 10 ans.

La récolte possible durant le premier 10 ans sera donc égale à la récolte, à la première période, d'une partie du bloc A (4 000m³) dont le volume sera égal au volume non récolté (3 000m³) auquel on additionne un accroissement de cinq ans (1 000m³). Notez que pour faciliter la compréhension de cette mécanique, les accroissements sont nettement exagérés.

La période critique passée la disponibilité en volume exploitable des blocs B et C suffit amplement à maintenir le niveau de récolte.

Dans cet exemple la possibilité forestière de la période est donc estimée à 4 000 m³.

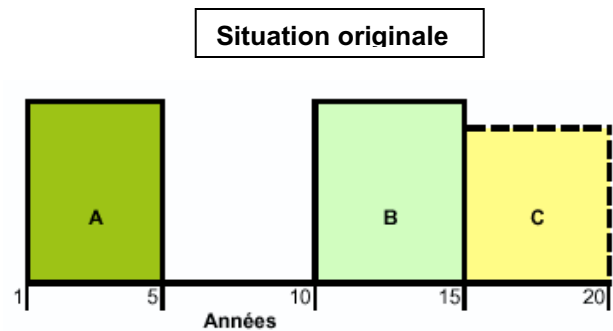


Année de récolte	Peuplements récoltés	Volume (m ³)	
		récolté	résiduel
1 à 5	A	4 000	3 000
5 à 10	A rés.et accroissement	4 000	-
10 à 15	B	4 000	3 000
15 à 20	B rés.et accroissement	4 000	-

Possibilité de récolte annuelle 4 000

5.2.2 Situation si l'âge d'exploitabilité est réduit de 5 ans

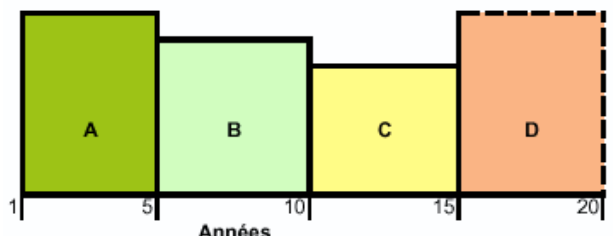
Si les âges d'exploitabilité de notre forêt exemple sont systématiquement réduits de 5 ans, tous les peuplements exploitables sont alors disponibles 5 ans plus vite.



Notre forêt qui présentait une absence de volume exploitable entre 5 et 10 ans voit ce vide comblé par les peuplements du bloc B qui deviennent disponible 5 ans plus rapidement. Le même décalage s'applique au bloc C et au bloc D qui apparaît maintenant entre 15 et 20 ans.

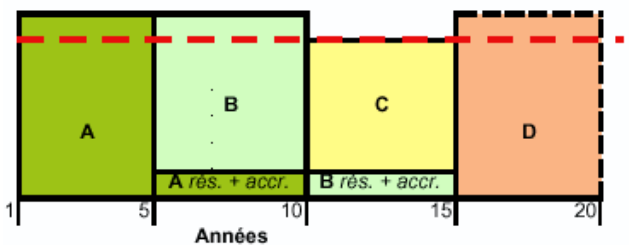
Tous les âges d'exploitabilité sont réduits de 5 ans

Si le volume du bloc A demeure inchangé, les blocs B et C montrent, quant à eux, une réduction de volume. Le fait de les couper 5 ans plus rapidement fait perdre la croissance de ce même 5 ans.



Peuplements actuels	Âge par rapport à la maturité	Volume (m³)	Disponibilité à la récolte
A	10 ans passé maturité	7 000	immédiate
B	5 ans avant maturité	6 000	dans 5 ans
C	10 ans avant maturité	5 000	dans 10 ans
D	15 ans avant maturité	7 000	dans 15 ans

Mais l'impact de cette perte de croissance est minime par rapport à la disponibilité du bloc B à la seconde période de récolte. Il n'est plus nécessaire d'étaler la récolte du bloc A. La période critique est déplacée de 10 à 15 ans. Durant le premier 15 ans, il est maintenant possible de récolter par période 6 000 m³ par rapport au 4 000 m³ que la situation originale autorisait.



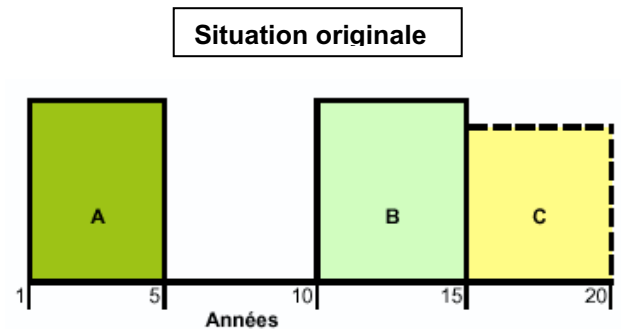
Le tableau ci-contre détaille l'enchaînement des mécanismes gérant la succession des récoltes et l'accroissement des volumes résiduels sur le résultat final.

Année de récolte	Peuplements récoltés	Volume (m³)	
		récolté	résiduel
1 à 5	A	6 000	1 000
5 à 10	A rés.et accroissement	1 000	
	B	5 000	1 000
10 à 15	B rés.et accroissement	1 000	
	C	5 000	
15 à 20	D	6 000	1 000

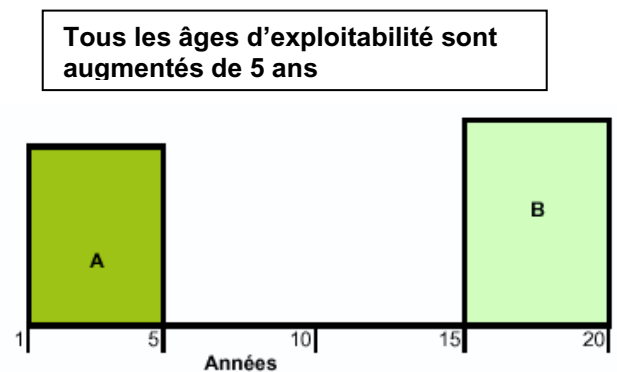
Possibilité de récolte annuelle 6 000

5.2.3 Situation si l'âge d'exploitabilité est augmenté de 5 ans

Si la réduction de l'âge d'exploitabilité apporte une amélioration de la disponibilité des volumes exploitables, l'augmentation de l'âge a l'effet contraire. L'absence de volume constaté entre 5 et 10 ans s'étend maintenant de 5 à 15 ans.

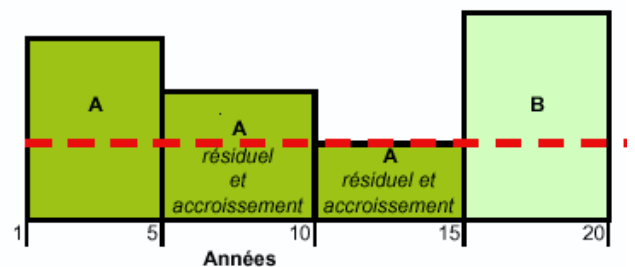


Le bloc A demeure toujours disponible à la récolte. L'augmentation de l'âge ne modifie pas sa situation. Il était 5 ans passé maturité. Il demeure mûr. Par contre le bloc B ne devient disponible que 5 ans plus tard mais avec un volume supérieur.



Peuplements actuels	Âge par rapport à la maturité	Volume (m³)	Disponibilité à la récolte
A	à maturité	7 000	immédiate
B	15 ans avant maturité	8 000	dans 15 ans

Tout comme pour la situation originale, la récolte de cette forêt est donc limitée par le volume disponible à la première période. Mais ici la récolte du bloc A devra être étalée sur trois périodes, le bloc B ne devenant disponible que dans 15 ans.



La récolte possible (trait rouge) durant le premier 15 ans sera donc égale au volume actuel divisé par trois auquel on ajoute l'accroissement des volumes résiduels des périodes 2 et 3. Cette récolte sera limitée à 3 000 m³ par période. Notez que pour faciliter la compréhension de cette mécanique, les accroissements sont nettement exagérés.

Année de récolte	Peuplements récoltés	Volume (m³)	
		récolté	résiduel
1 à 5	A	3 000	4 000
5 à 10	A rés.et accroissement	3 000	2 000
10 à 15	A rés.et accroissement	3 000	-
15 à 20	B	3 000	-

Possibilité de récolte annuelle 3 000

5.3 Les résultats

Le tableau 12 résume les niveaux de possibilité à rendement soutenu générés par 61 simulations.

TABLEAU 12 : *Les possibilités annuelles selon l'âge d'exploitabilité*

Groupe	Priorité de récolte	Possibilité annuelle en modifiant l'âge d'exploitabilité						
		- 10 ans m³/an (%)	- 5 ans m³/an (%)	aucune	+ 5 ans m³/an (%)	+10 ans m³/an (%)	+15 ans m³/an (%)	+20 ans m³/an (%)
I	minimiser les pertes	13 450 (+5)	13 200 (+3)	12 850	12 500 (-3)	12 075 (-6)	11 250 (-12)	7 600 (-41)
II		13 650 (+6)	13 300 (+3)	12 900	12 425 (-4)	12 050 (-7)	10 750 (-17)	9 900 (-23)
III		13 400 (+22)	12 500 (+14)	11 000	9 000 (-18)	7 600 (-31)	6 000 (-45)	4 800 (-56)
IV	maximiser	5 150 (+18)	4 750 (+9)	4 350	4 000 (-8)	900 (-79)	450 (-90)	300 (-93)
V	le volume récolté	10 000 (+30)	8 700 (+13)	7 700	6 900 (-10)	6 200 (-19)	5 700 (-26)	5 250 (-32)
VI		6 550 (+42)	5 350 (+16)	4 620	4 000 (-13)	3 500 (-24)	3 000 (-35)	2 600 (-44)
VII	maximiser	54 500 (+50)	44 400 (+22)	36 250	28 750 (-21)	14 000 (-61)	3 700 (-90)	1 800 (-95)
VIII	le volume récolté	18 200 (+92)	17 000 (+79)	9 500	5 000 (-47)	3 500 (-63)	2 700 (-72)	2 200 (-77)
IX		2 700 (+50)	2 600 (+44)	1 800	225 (-88)	100 (-94)		

Ce niveau de possibilité est donc bien influencé par une variation de l'âge d'exploitabilité. Dans tous les groupes une réduction de l'âge augmente la possibilité et l'inverse se produit si les âges sont augmentés. Les variations sont nettement plus prononcées dans la forêt anormale par insuffisance de stock mûr et encore plus dans celle de structure irrégulière. Les trois figures suivantes (3, 4 et 5) illustrent ces variations par type de structure.

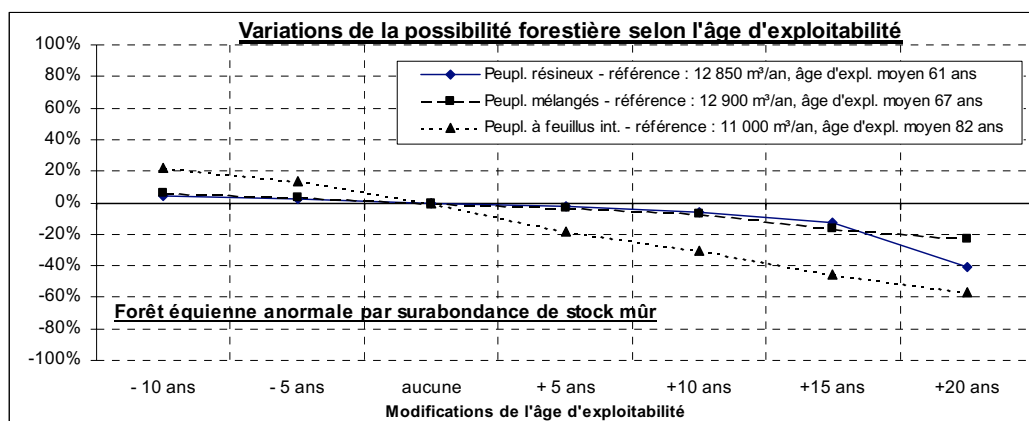


FIGURE 3 : *Variations de la possibilité - Forêt équiennne en surabondance*

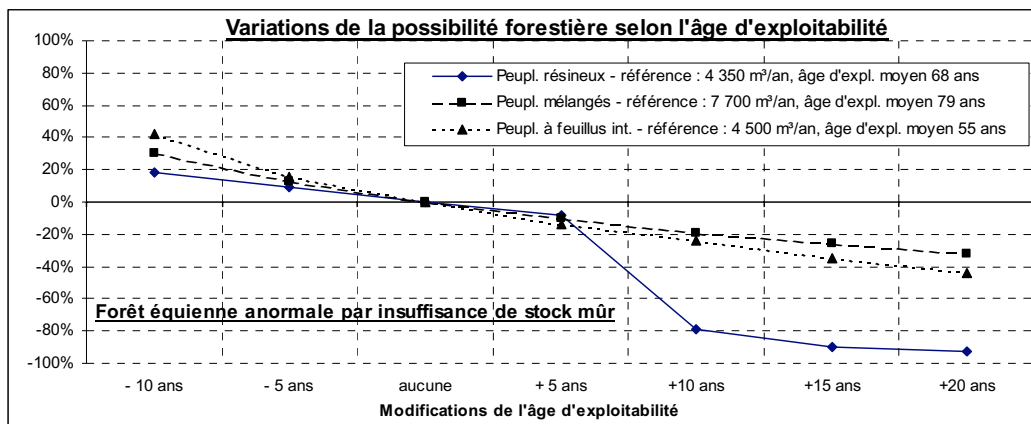


FIGURE 4 : Variations de la possibilité - Forêt équienne en insuffisance

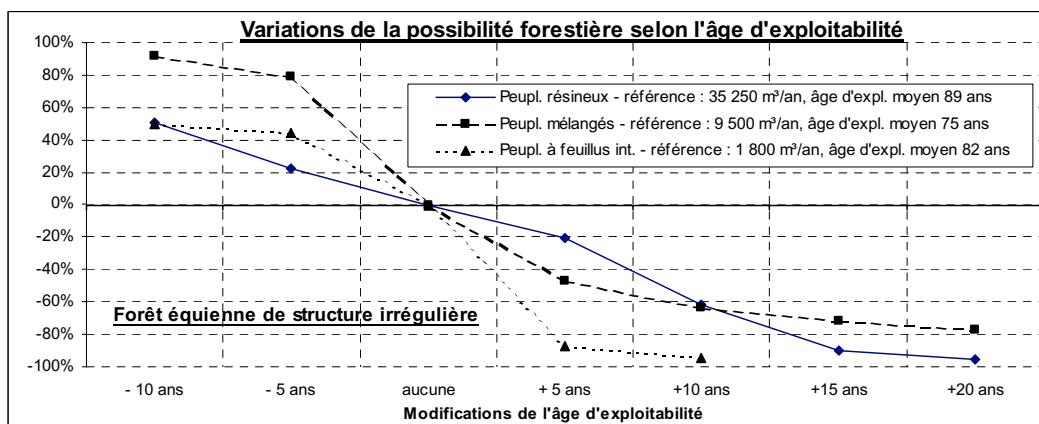


FIGURE 5 : Variations de la possibilité - Forêt équienne irrégulière

Les valeurs montrées au tableau précédent font référence à la possibilité forestière à rendement soutenu telle que définie au Manuel d'aménagement et appliquée ponctuellement à chaque groupe de calcul. Par contre si l'on considère chaque groupe de calcul comme faisant partie d'une unité d'aménagement, les résultats devraient être comparés sur la base de la possibilité à niveaux variables. Il s'agit d'une récolte qui, tout en respectant la règle du rendement soutenu, permet d'augmenter la récolte dans le temps pour suivre la disponibilité des bois. Le résultat de cette récolte sera exprimé comme la somme des volumes annuels récoltés à chaque période plus le volume annuel résiduel exploitable à la dernière période. Le tableau 13 résume les variations de ces volumes bruts présentés en mille mètres cubes.

TABLEAU 13 : Les volumes totaux récoltables selon l'âge d'exploitabilité

Groupe	Priorité de récolte	Volume total récoltable des ess. principales en modifiant l'âge d'exploitabilité							
		- 10 ans	- 5 ans	aucune	+ 5 ans	+10 ans	+15 ans	+20 ans	
		000 m³ (%)	000 m³ (%)	000 m³	000 m³ (%)	000 m³ (%)	000 m³ (%)	000 m³ (%)	
I	minimiser les pertes	2 190 (+5)	2 155 (+3)	2 095	2 040 (-3)	1 970 (-6)	1 882 (-10)	1 612 (-23)	
II		2 241 (+5)	2 168 (+2)	2 129	2 065 (-3)	2 041 (-4)	1 860 (-13)	1 840 (-14)	
III		2 237 (+13)	2 162 (+9)	1 985	1 669 (-16)	1 490 (-25)	1 226 (-38)	1 038 (-48)	
IV	maximiser le volume récolté	1 080 (+7)	1 039 (+3)	1 012	981 (-3)	938 (-7)	852 (-16)	707 (-30)	
V		3 035 (+3)	2 996 (+2)	2 949	2 858 (-3)	2 712 (-8)	2 563 (-13)	2 378 (-19)	
VI		3 659 (+67)	2 233 (+2)	2 196	2 098 (-4)	2 028 (-8)	2 124 (-3)	1 766 (-20)	
VII	maximiser le volume récolté	9 275 (+2)	8 898 (+2)	9 063	8 743 (-4)	7 655 (-16)	7 039 (-22)	5 928 (-35)	
VIII		4 007 (+10)	3 973 (+9)	3 634	3 572 (-2)	3 325 (-9)	3 056 (-16)	2 575 (-29)	
IX		464 (+7)	475 (+10)	433	413 (-5)	405 (-6)			

Par rapport à la variation constatée sur les volumes de possibilité à rendement soutenu, l'utilisation du volume total récoltable montre que sur l'horizon de simulation, les variations de volumes sont pratiquement les mêmes d'un groupe à l'autre. Les figures 6 à 8 illustrent ce propos.

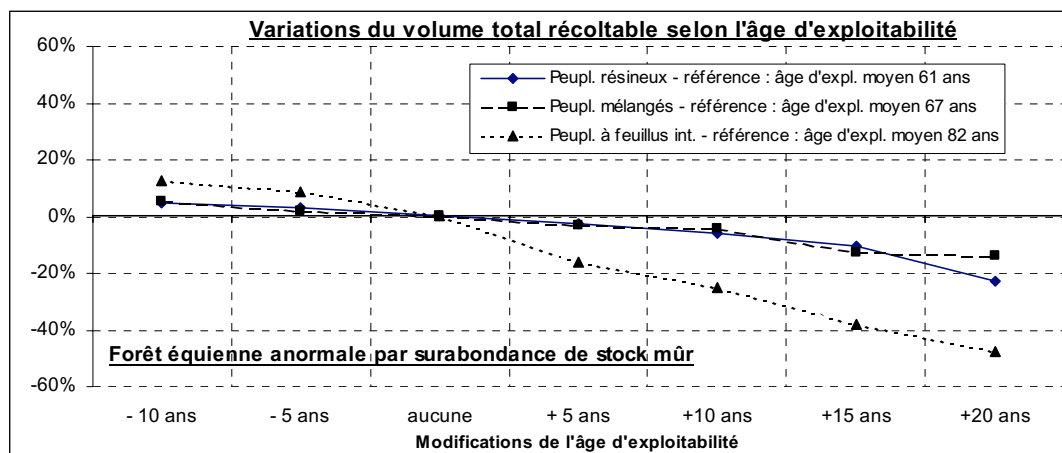


FIGURE 6 : Variations du volume total récoltable - Forêt équiennne en surabondance

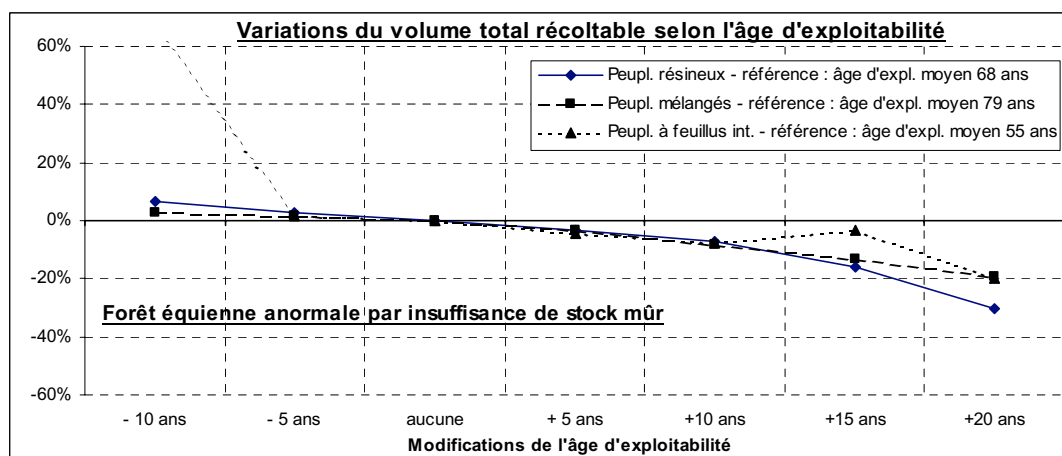


FIGURE 7 : Variations du volume total récoltable - Forêt équiennne en insuffisance

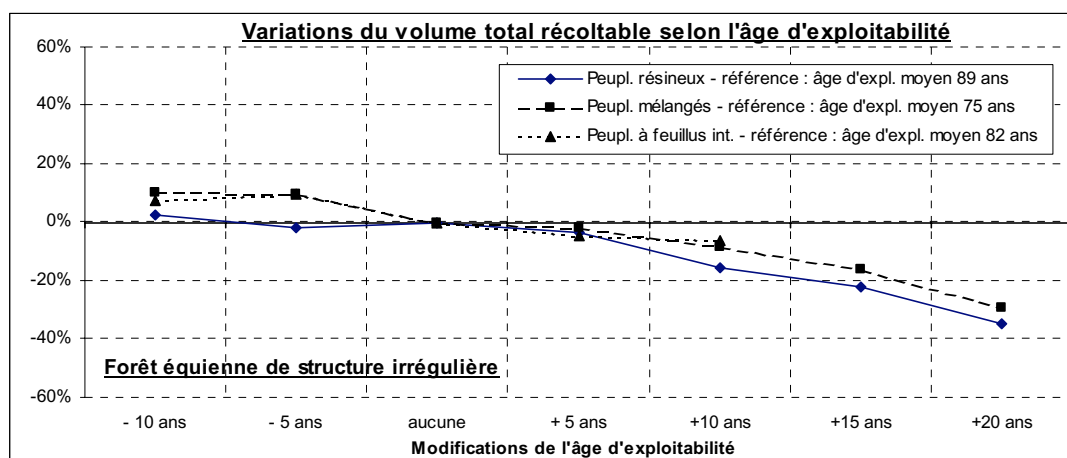


FIGURE 8 : Variations du volume total récoltable - Forêt équiennne irrégulière

Par contre des variations de volumes ont un effet inverse sur le volume récolté à l'hectare. Un gain de volume dû à une diminution de l'âge d'exploitabilité se traduit par une réduction du volume moyen récolté à l'hectare. Le tableau 14 montre ces variations. Elles sont illustrées par les trois figures 9 à 11. Cette diminution de l'âge d'exploitabilité a aussi un effet pervers sur la régénération naturelle des futurs peuplements. Plus l'écart est grand entre l'âge d'exploitabilité absolue ou technique et l'âge d'exploitabilité sylvicole, plus la régénération naturelle risque d'être absente lors de la récolte. Il risque de ne pas y avoir de régénération à protéger.

TABEAU 14 : Les rendements moyens des volumes totaux récoltables selon l'âge d'exploitabilité

Groupe	Priorité de récolte	Rendement moyen du volume total récoltable en essences principales							
		selon la modification de l'âge d'exploitabilité							
		- 10 ans	- 5 ans	aucune	+ 5 ans	+10 ans	+15 ans	+20 ans	
		m³/ha-an (%)	m³/ha-an (%)	m³/ha-an	m³/ha-an (%)	m³/ha-an (%)	m³/ha-an (%)	m³/ha-an (%)	
I	minimiser les pertes	127 (-5)	130 (-2)	133	136 (2)	138 (4)	140 (5)	140 (6)	
II		69 (-5)	71 (-2)	72	75 (3)	76 (5)	81 (13)	81 (13)	
III		75 (2)	75 (3)	73	67 (-8)	65 (-11)	58 (-21)	58 (-21)	
IV	maximiser le volume récolté	112 (-19)	127 (-8)	138	148 (8)	156 (13)	165 (20)	165 (20)	
V		96 (-12)	106 (-3)	109	116 (6)	122 (12)	123 (12)	123 (12)	
VI		98 (-33)	145 (-2)	148	157 (6)	166 (12)	162 (10)	162 (10)	
VII	maximiser le volume récolté	100 (-10)	106 (-5)	111	117 (5)	129 (17)	134 (21)	134 (21)	
VIII		52 (-8)	54 (-4)	56	58 (4)	61 (7)	61 (9)	61 (9)	
IX		76 (-8)	80 (-4)	83	87 (5)	89 (8)			

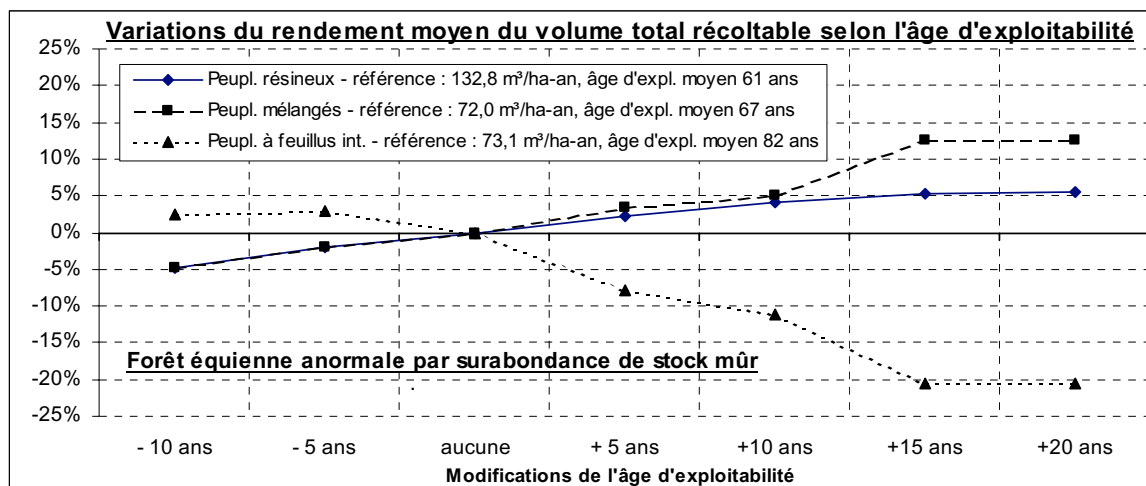


FIGURE 9 : Variations du rendement moyen du volume total récoltable - Forêt équiennne en surabondance

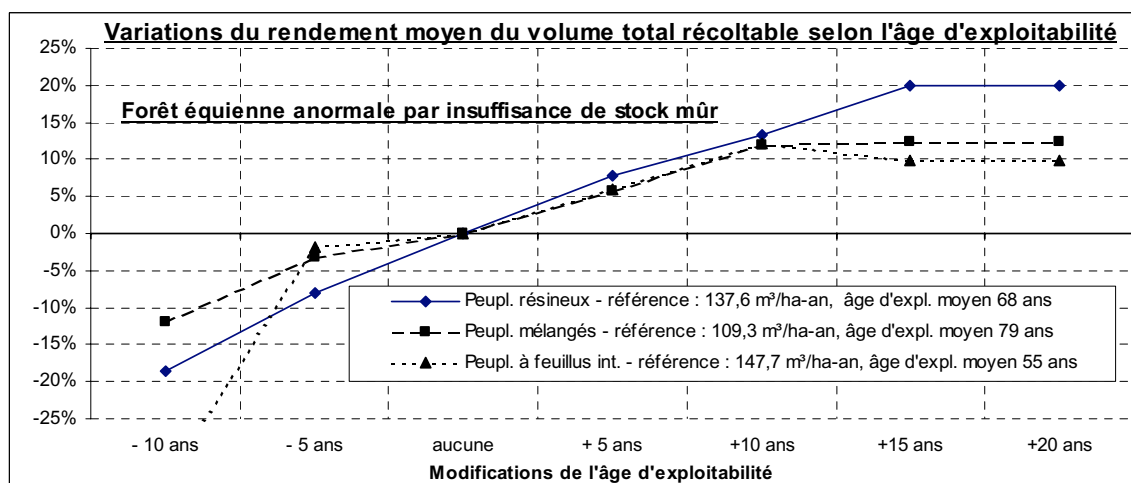


FIGURE 10 : Variations du rendement moyen du volume total récoltable - Forêt équiennne en insuffisance

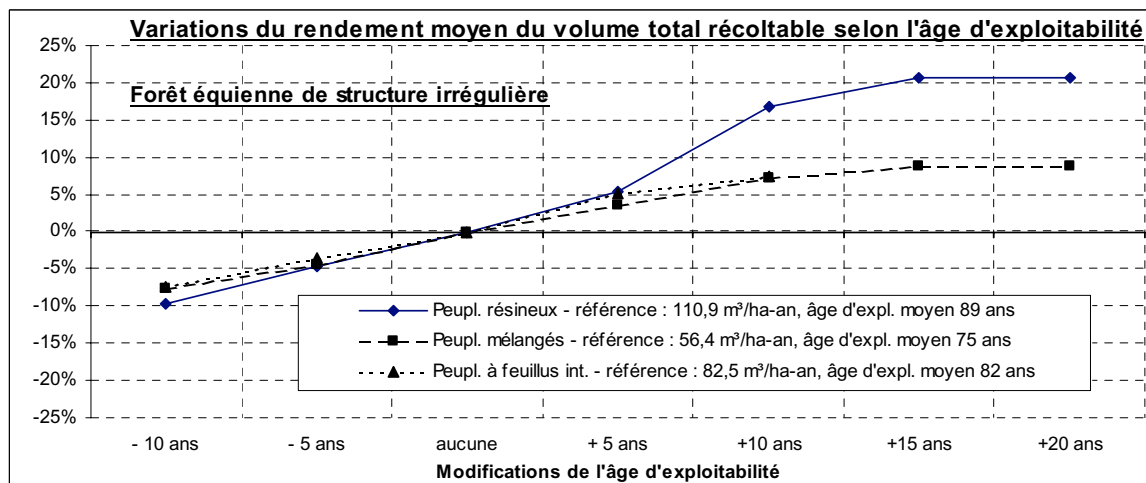


FIGURE 11 : Variations du rendement moyen du volume total récoltable - Forêt équiennne irrégulière

5.4 Indice de sensibilité de la variation de l'âge d'exploitabilité

Pour faciliter la comparaison entre les calculs de l'incertitude des variables analysées par le Comité scientifique d'examen de la possibilité forestière, une valeur d'indice a été développée. Cette valeur se définit comme le rapport de la variation affectant le volume de la possibilité sur la variation de l'hypothèse évaluée. Les deux variations sont exprimées en pourcentage par rapport à une valeur de référence.

Les variations du volume de la possibilité sont montrées au tableau 12. Par contre la variation des âges d'exploitabilité doit être traduite en pourcentage par rapport à l'âge moyen d'exploitabilité. Le tableau 15 détaille les résultats.

TABLEAU 15 : *Variation en pourcentage de l'âge d'exploitabilité*

Groupe de calcul	Âge moyen d'exploitabilité du groupe	Pourcentage de variation si on modifie l'âge d'exploitabilité de (ans)					
		-10	-5	+5	+10	+15	+20
I	60	-17%	-8%	8%	17%	25%	33%
II	65	-15%	-8%	8%	15%	23%	31%
III	80	-13%	-6%	6%	13%	19%	25%
IV	70	-14%	-7%	7%	14%	21%	29%
V	80	-13%	-6%	6%	13%	19%	25%
VI	55	-18%	-9%	9%	18%	27%	36%
VII	90	-11%	-6%	6%	11%	17%	22%
VIII	75	-13%	-7%	7%	13%	20%	27%
IX	80	-13%	-6%	6%	13%	19%	25%

L'indice de sensibilité sera la variation en pourcentage des valeurs du tableau 12 sur les valeurs correspondantes du tableau 15. Les résultats sont présentés au tableau 16.

TABLEAU 16 : *Indice de sensibilité de la possibilité selon l'âge d'exploitabilité*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Indice de sensibilité de la possibilité selon la variation de l'âge d'exploitabilité					
			-10 ans	-5ans	5 ans	10 ans	15 ans	20 ans
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	0.3	0.3	-0.3	-0.4	-0.5	-1.2
II		mélangé	0.4	0.4	-0.5	-0.4	-0.7	-0.8
III		feuillu	1.7	2.2	-2.9	-2.5	-2.4	-2.3
IV	anormale par insuffisance de stock mûr	résineux	1.2	1.1	-1.3	-5.6	-4.2	-3.3
V		mélangé	2.4	2.1	-1.7	-1.6	-1.4	-1.3
VI		feuillu	2.4	2.1	-1.3	-1.3	-1.3	-1.2
VII	forêt équienne irrégulière	résineux	4.5	4.0	-3.7	-5.5	-5.4	-4.3
VIII		mélangé	6.9	11.8	-7.1	-4.7	-3.6	-2.9
IX		feuillu	4.0	7.1	-14.0	-7.6		

Une valeur égale à 0 signifie que l'incertitude associée à cette variable n'a pas d'effet sur le résultat d'un CPF. Une valeur plus grande ou plus petite que 0 signifie qu'une incertitude a un effet sur le résultat d'un CPF, ceci à l'intérieur des marges analysées.

Cependant cet indice est moins élevé lorsque le rapport repose, non pas sur le volume de possibilité mais sur le volume total récoltable sur l'horizon de simulation (tableau 13)

Le tableau 17 présente l'indice de sensibilité des variations du volume du tableau 13 sur leurs variations correspondantes du tableau 15.

TABLEAU 17 : *Indice de sensibilité du volume total récoltable selon l'âge d'exploitabilité*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Sensibilité du volume total récoltable selon la variation de l'âge d'exploitabilité					
			-10 ans	-5ans	5 ans	10 ans	15 ans	20 ans
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	0.3	0.3	-0.3	-0.4	-0.4	-0.7
II		mélangé	0.3	0.2	-0.4	-0.3	-0.5	-0.4
III		feuillu	1.0	1.4	-2.5	-2.0	-2.0	-1.9
IV	anormale par insuffisance de stock mûr	résineux	0.5	0.4	-0.4	-0.5	-0.7	-1.1
V		mélangé	0.2	0.3	-0.5	-0.6	-0.7	-0.8
VI		feuillu	3.7	0.2	-0.5	-0.4	-0.1	-0.5
VII	forêt équienne irrégulière	résineux	0.2	0.3	-0.6	-1.4	-1.3	-1.6
VIII		mélangé	0.8	1.4	-0.3	-0.6	-0.8	-1.1
IX		feuillu	0.6	1.6	-0.7	-0.5		

Également, on constate un certain niveau d'incertitude (tableau 18) si on analyse l'indice en fonction du rendement du volume total récoltable (tableau 19 sur tableau 15).

TABLEAU 18 : *Indice de sensibilité du rendement du volume total récoltable selon l'âge d'exploitabilité*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Sensibilité du rendement du volume total récoltable selon la variation de l'âge d'exploitabilité					
			-10 ans	-5ans	5 ans	10 ans	15 ans	20 ans
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	-0.3	-0.3	0.3	0.2	0.2	0.2
II		mélangé	-0.3	-0.2	0.5	0.4	0.5	0.4
III		feuillu	0.2	0.4	-1.3	-0.9	-1.1	-0.8
IV	anormale par insuffisance de stock mûr	résineux	-1.3	-1.1	1.0	0.9	0.9	0.7
V		mélangé	-1.0	-0.4	1.0	1.0	0.7	0.5
VI		feuillu	-1.9	-0.2	0.7	0.7	0.3	0.3
VII	forêt équienne irrégulière	résineux	-0.9	-0.8	1.0	1.5	1.2	0.9
VIII		mélangé	-0.5	-0.5	0.5	0.7	0.4	0.3
IX		feuillu	-0.7	-0.6	0.8	0.6	0.0	0.0

5.5 Commentaires

Pour tous les cas examinés, les résultats indiquent qu'une baisse de l'âge d'exploitabilité entraîne une hausse de la possibilité forestière. Cette hausse dépasse 20 % pour certaines structures de forêt (anormale par insuffisance et irrégulière), en raison d'une anticipation de la récolte qui vient alors à court terme compenser une faible disponibilité de matière ligneuse. L'indice de sensibilité pour ces mêmes valeurs montre un degré d'incertitude supérieur à 2. Une telle anticipation a toutefois pour conséquence d'exploiter des peuplements alors que l'accroissement annuel moyen n'est pas optimal et qu'une régénération naturelle est pratiquement absente. À l'inverse, plus l'âge d'exploitabilité est augmenté, plus la possibilité diminue. Par exemple, une augmentation de l'âge de 5 ans occasionne une baisse de la possibilité de 3 à 18 % (indice variant de -0.3 à -2.9) et elle peut atteindre de 23 à 56 % (indice variant de -0.8 à -2.3) lorsque l'âge est augmenté de 20 ans.

Si on analyse les résultats sur la base du volume récoltable sur l'horizon de simulation, les conclusions générales restent les mêmes, mais on note moins d'écart (en volume et pour l'indice) entre les structures de forêts.

Une source potentielle d'erreur est connue : les tables de production moyennes utilisées pour créer une courbe représentant la croissance d'un peuplement présentant des variations d'âge d'exploitabilité pouvant atteindre 25 ans. Dans l'annexe du Manuel d'aménagement de septembre 2000 (les âges d'exploitabilité sont les mêmes dans la version 2004), l'épinette noire d'IQS 12 (tiges de 9 cm) montre un âge d'exploitabilité variant de 125, 95 et 70 pour des densités faible, moyenne à forte. Lorsque l'on choisit une courbe de référence pour créer la courbe du peuplement qui correspond à cet IQS, il faut choisir entre ces trois tables. Le volume de la courbe de référence est alors corrigé pour s'ajuster au volume actuel de la courbe, mais l'âge lui ne l'est pas. Pourtant l'âge exact serait facile à trouver en utilisant directement les équations de Pothier et Savard.

Une autre source d'incertitude, moins documentée, peut découler de l'inadéquation entre l'âge d'exploitabilité défini pour un peuplement et l'âge réel de la récolte. Lorsque les peuplements

à récolter sont près de l'âge d'exploitabilité, comment s'assure-t-on que l'écart entre ces âges est minimum ?

6. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DES VARIABLES « PLANTATIONS ET ÉCLAIRCIES PRÉCOMMERCIALES »

6.1 Description des intrants

Le Manuel d'aménagement forestier du MRNFP définit la plantation comme la mise en terre de boutures, de plançons ou de plants pour la production de matière ligneuse. L'éclaircie précommerciale est définie comme l'abattage des arbres qui nuisent à la croissance des tiges d'avenir dans un jeune peuplement.

Les effets escomptés des plantations visent une accélération et une augmentation de la production en essences principales objectif sur une superficie donnée. Les rendements sont donnés par les courbes de production des plantations en annexe au Manuel. Le choix de la courbe appropriée à une plantation est obtenu par la connaissance de l'essence à reboiser, de la densité des arbres mis en terre et de l'indice de qualité de la station (IQS) où la plantation est réalisée.

Pour les éclaircies précommerciales, le rendement recherché est celui de la table de production de peuplement naturel de densité relative forte de même essence principale et de même IQS que celui du peuplement éclairci.

6.2 Méthodologie d'analyse

Lors de l'élaboration de la stratégie d'aménagement pour chacun des groupes de calcul retenus, les aménagistes disposaient d'informations sur les rendements forestiers de leur territoire. Pour certains groupes de calcul, il est possible de connaître les rendements qui ont été appliqués pour les plantations et les éclaircies précommerciales. Cependant il est impossible de remonter à la source de l'information à l'origine de ces rendements.

Pour assurer une logique uniforme dans le choix des rendements à appliquer pour les deux traitements à évaluer et pour assurer une meilleure analyse des résultats, une méthode d'évaluation des futurs rendements a été développée. Celle-ci est basée sur la connaissance des rendements des peuplements naturels de chaque groupe de calcul que nous fournissent les hypothèses de la stratégie d'aménagement. Le rendement des plantations et des éclaircies précommerciales est déduit des rendements des peuplements naturels actuels.

Les peuplements naturels qui sont retenus pour la définition des rendements sont les peuplements naturels actuels âgés de 30 ans et plus. Cette limite inférieure de 30 ans élimine les peuplements dont la courbe de production ne provient pas d'une table de stock issue de l'inventaire forestier.

Par la suite, tous les peuplements ont été regroupés par série d'aménagement et classés selon l'ordre décroissant de leur rendement. Le rendement moyen du premier quartile, défini comme le rendement moyen des 25% meilleures strates d'une série d'aménagement, fixe le rendement des plantations qui seront simulées. Comme les territoires sélectionnés pour l'exercice ont été choisis afin de rencontrer des critères de structure et de composition, cette approche du premier quartile permet d'appliquer des rendements moyens de plantations adaptés à chaque série d'aménagement. Rappelons que, par définition, une série d'aménagement est un ensemble de peuplements, semblables par leur composition et leur dynamisme naturel d'évolution, et soumis à un même scénario sylvicole et aux mêmes contraintes d'aménagement.

Selon le Manuel, le rendement des futures éclaircies précommerciales est défini comme celui d'un peuplement naturel de densité relative forte de même essence principale et de même IQS que celui du peuplement éclairci. Pour notre exercice, ce rendement est défini par le rendement moyen des peuplements naturels de chaque série. L'augmentation du rendement résultera de l'augmentation de la proportion des essences principales.

Dans certains groupes de calcul, il a fallu remodeler les séries d'aménagement pour permettre d'avoir, si possible, deux rendements pour chacun des traitements. Cet exercice n'a pas modifié les courbes de production associées à chaque peuplement, mais a simplement consisté en

un regroupement de peuplements pour mettre en évidence des sites mieux différenciés selon leur rendement. Un document annexe décrit le résultat de cette démarche pour chaque groupe de calcul.

La composition en essences des courbes de production associées à chaque traitement doit être conséquente du type de peuplement dans lequel elle s'applique et respecter également la notion d'essences principales objectif. En général, dans le type de peuplement résineux, la composition en essences est de 87% résineux et 13% feuillus intolérants. Dans les peuplements mélangés, si la dominante est résineuse, la composition moyenne est de 67% résineux et 33% feuillus intolérants. Si la dominante est feuillue, la composition est de 33% résineux et 67% feuillus intolérants. Dans les peuplements de feuillus intolérants, les résineux n'occupent plus que 13 %.

Ces règles générales seront modulées en fonction de la composition actuelle des séries d'aménagement et des essences principales objectif. Un document annexe détaille les ajustements apportés à la composition des peuplements traités.

Enfin, l'essence associée au traitement de plantation doit être considérée ici comme un équivalent d'essence reboisée. Exemple : on ne reboise pas du bouleau à papier. Donc, dans les groupes de calcul où l'essence objectif principale est le bouleau à papier ou encore des peupliers, la plantation de cette essence doit être considérée pour son effet sur le volume de récolte possible et non pas comme une plantation de bouleau à papier ou de peupliers.

Le tableau 19 donne les rendements moyens qui ont été attribués aux plantations et aux éclaircies précommerciales. Ils sont comparés aux rendements des peuplements naturels où ils s'appliqueront.

TABLEAU 19 : Les rendements escomptés

Les rendements escomptés des plantations

Groupe de calcul	Rendement moyen à l'âge d'exploitation								Gain en rendement % (ess.pr.)
	peuplement naturel				plantation				
	âge	m³/ha	m³/ha-an	Ess. pr.	âge	m³/ha	m³/ha-an	Ess. pr.	
I	60	149	2.48	78%	55	165	3.00	92%	42%
II	65	153	2.35	39%	60	160	2.67	67%	95%
III	80	144	1.80	54%	80	161	2.01	94%	95%
IV	70	137	1.96	87%	70	144	2.06	93%	12%
V	65	202	3.11	61%	55	224	4.07	67%	44%
VI	80	134	1.68	62%	75	174	2.32	87%	94%
VII	100	101	1.01	88%	85	137	1.61	95%	72%
VIII	75	100	1.33	41%	70	109	1.56	60%	71%
IX	85	135	1.59	59%	70	179	2.56	87%	137%

Les rendements escomptés des éclaircies précommerciales

Rendement moyen à l'âge d'exploitation						Gain en rendement %(ess.pr.)
Groupe de calcul	peuplement naturel			% essences principales		
	âge	m³/ha	m³/ha-an	naturel	après épc	
I	60	149	2.48	78%	92%	18%
II	65	153	2.35	39%	67%	72%
III	80	144	1.80	54%	94%	74%
IV	70	137	1.96	87%	93%	7%
V	65	202	3.11	61%	75%	23%
VI	80	134	1.68	62%	87%	40%
VII	100	101	1.01	88%	95%	8%
VIII	75	100	1.33	41%	60%	46%
IX	85	135	1.59	59%	87%	47%

Une modification a également été apportée aux priorités de récolte. Pour évaluer la sensibilité du modèle à la variation de l'âge d'exploitabilité, les priorités originales minimisaient les pertes de matière ligneuse ou maximisaient le volume récolté. Dans ces priorités, l'origine de la strate n'était pas prise en considération. Or, pour les plantations, il est primordial de les récolter à leur âge d'exploitabilité. Les courbes de production créées pour ce traitement ne sont validées que pour des âges égaux ou inférieurs à l'âge d'exploitabilité. Passé cet âge, les rendements ont été calqués sur des courbes de peuplements naturels. Laisser croître les plantations au-delà de leur âge d'exploitabilité doit être évité. Une modification a ainsi été apportée aux priorités de récolte utilisées. Les peuplements à récolter seront d'abord classés selon leur origine : plantation, éclaircie précommerciale et peuplement naturel. Ensuite, pour chaque origine, les peuplements seront classés selon les priorités originales.

Enfin, les niveaux de travaux qui sont simulés sont basés sur la superficie moyenne de récolte du premier 25 ans pour des simulations sans travaux. Des niveaux de 10, 20, 30, 40 et 50% seront évalués. L'ensemble de cette analyse a nécessité 124 simulations.

6.3 Les résultats

Sur la base de la possibilité forestière à rendement soutenu, seuls les groupes de calcul de la forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr montrent des gains de possibilité (tableau 20). Pour tous les autres groupes, il n'y a aucun gain en possibilité.

TABLEAU 20 : *Les possibilités – valeurs initiales*

Les plantations

Groupe de calcul	Possibilité	Sup. moyenne du premier 25 ans		Poss. avec plantation	
	(m³/an)	récoltée (ha/an)	traitée (ha/an)	(m³/an)	Gain
I	12 850	115	48	15 600	21%
II	12 900	217	77	14 900	16%
II	11 000	165	41	12 100	10%

Les éclaircies précommerciales

Groupe de calcul	Possibilité	Sup. moyenne du premier 25 ans		Poss. avec EPC	
	(m³/an)	récoltée (ha/an)	traitée (ha/an)	(m³/an)	Gain
I	12 850	108	19	13 650	6%
II	12 900	219	72	15 050	17%
II	11 000	147	32	11 500	5%

Cependant, à l'analyse plus détaillée des résultats, il est apparu que les travaux simulés pour chaque traitement n'étaient pas appliqués uniformément.

Le tableau 21 décrit les variations de superficies pour le niveau maximal (50 %) des traitements simulés. Il donne pour le premier 50 ans et pour chaque groupe de calcul, le pourcentage de superficies de plantations et d'éclaircies précommerciales réalisé par rapport à la superficie de récolte de la même période. Les superficies moyennes par traitement sont également présentées.

TABLEAU 21 : *Les superficies traitées initialement*

Groupe de calcul	Superficies - moy. 50 ans		Traitements	Pourcentage de la superficie annuelle récoltée									
	récoltée	traitée		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I	108	48	PL	34%	39%	40%	45%	56%	54%	50%	60%	35%	45%
	99	34	EPC				47%	60%	58%	47%	65%	53%	47%
II	196	77	PL	24%	30%	35%	67%	44%	68%	41%	44%	49%	31%
	198	85	EPC	10%	21%	38%	84%	54%	84%	51%	58%	59%	39%
III	188	41	PL	23%	19%	29%	29%	28%	25%	21%	14%	26%	17%
	171	50	EPC			16%	52%	51%	46%	39%	25%	48%	30%
IV	32	16	PL	49%	47%	49%	52%	52%	44%	41%	41%	41%	39%
	32	15	EPC	30%	47%	49%	52%	52%	44%	41%	41%	41%	37%
V	77	17	PL	61%	58%	57%	52%	37%	32%		6%		
	77	17	EPC				52%	37%	32%	32%	29%	34%	
VI	75	10	PL		16%	43%	35%	35%	23%		13%		
	76	14	EPC	89%			42%	10%	31%	21%	10%	21%	
VII	454	212	PL	70%	55%	65%	42%	36%	32%	56%	51%	52%	38%
	521	193	EPC	53%	6%	42%	60%	51%	27%	41%	35%	34%	38%
VIII	359	181	PL	58%	47%	46%	46%	59%	61%	60%	53%	49%	39%
	359	135	EPC			46%	46%	59%	61%	60%	26%	49%	39%
IX	32	8	PL	32%	29%	30%	27%	28%	28%	25%	22%	21%	20%
	29	12	EPC	53%		52%	47%	48%	49%	45%	41%	39%	35%

Pour comparer les effets des deux traitements, le niveau des travaux devrait être égal pour les deux et présent aux mêmes périodes. Pratiquement pour tous les groupes de calcul, les hypothèses de la stratégie d'aménagement font en sorte qu'en début de simulation, il manque des superficies d'éclaircies précommerciales répondant au critère d'âge (le peuplement doit avoir 15 ans au moment du traitement). Théoriquement le rendement associé aux plantations est supérieur à celui des éclaircies précommerciales. Mais pour des peuplements issus de ces traitements et qui ont le même âge d'exploitabilité, la récolte des éclaircies précommerciales survient 15 ans avant celle des plantations. Les calculs ont donc été repris en débutant les travaux à une période où il est possible de réaliser périodiquement l'ensemble des travaux prescrits. Le tableau 22 présente les nouvelles superficies de traitement.

TABLEAU 22 : Les superficies traitées après ajustement

Groupe de calcul	Superficies - moy. 50 ans		Traitements	Pourcentage de la superficie annuelle récoltée									
	récoltée	traitée		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I	106	34	PL				45%	56%	55%	49%	61%	38%	45%
	96	34	EPC				49%	63%	61%	50%	58%	63%	46%
II	189	46	PL			27%	52%	36%	53%	33%	31%	41%	25%
	195	76	EPC			38%	85%	56%	86%	53%	55%	63%	40%
III	164	29	PL				33%	31%	29%	24%	16%	30%	17%
	169	48	EPC				53%	51%	47%	39%	25%	49%	30%
IV	32	16	PL	49%	47%	49%	52%	52%	44%	41%	41%	41%	39%
	32	15	EPC	30%	47%	49%	52%	52%	44%	41%	41%	41%	37%
V	77	9	PL				52%	37%	32%		6%		
	77	17	EPC				52%	37%	32%	32%	29%	34%	
VI	75	7	PL				35%	35%	23%		13%		
	75	12	EPC				44%	11%	29%	22%	10%	22%	
VII	454	212	PL	70%	55%	65%	42%	36%	32%	56%	51%	52%	38%
	502	193	EPC	54%	6%	43%	60%	52%	29%	45%	35%	37%	38%
VIII	359	122	PL			46%	46%	59%	29%	60%	53%	13%	39%
	359	135	EPC			46%	46%	59%	61%	60%	26%	49%	39%
IX	31	6	PL			30%	27%	28%	29%	25%	23%	22%	20%
	29	10	EPC			52%	47%	48%	49%	45%	41%	39%	35%

La situation générale n'a pas changé. Seuls les groupes de calcul de la forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr montrent des gains de possibilité à rendement soutenu (tableau 23). Pour tous les autres groupes, l'effet des traitements se produit après la période critique.

TABLEAU 23 : *Les possibilités – valeurs retenues***Les plantations**

Groupe de calcul	Possibilité	Sup. moyenne du premier 25 ans		Poss. avec plantation	
	(m³/an)	récoltée (ha/an)	traitée (ha/an)	(m³/an)	Gain
I	12 850	115	48	15 330	19%
II	12 900	217	77	14 350	11%
II	11 000	165	41	11 000	0%

Les éclaircies précommerciales

Groupe de calcul	Possibilité	Sup. moyenne du premier 25 ans		Poss. avec EPC	
	(m³/an)	récoltée (ha/an)	traitée (ha/an)	(m³/an)	Gain
I	12 850	108	19	13 840	8%
II	12 900	226	63	14 830	15%
II	11 000	148	20	11 370	3%

Dans ce tableau (23), les éclaircies précommerciales montrent un gain supérieur aux plantations pour les groupes II et III. Si on introduit les résultats du tableau 25 dans l'analyse, il apparaît que ces différences sont uniquement dues à la limite d'application des plantations. Pour le groupe II, le niveau maximal possible du reboisement est la limite de 30 % de la superficie récoltée par rapport à 40 % pour l'éclaircie précommerciale. Le gain dû aux plantations par rapport à celui de l'éclaircie précommerciale y est légèrement supérieur. Pour le groupe III, le volume généré par les plantations arrive après la période de rupture fixant la possibilité et les volumes générés par l'éclaircie précommerciale arrive avant cette période. Dans ce dernier cas le gain n'est pas dû au rendement, mais seulement à la période de récolte des peuplements qui ont été traités par l'éclaircie.

Par ailleurs, si l'on considère chaque groupe de calcul comme partie d'un ensemble de groupes dans une unité d'aménagement, les résultats devraient être évalués selon une possibilité à niveaux variables. C'est sur cette base que la possibilité d'une unité d'aménagement est calculée. Ces niveaux variables, tout en respectant la règle du rendement soutenu, permettent d'augmenter la récolte dans le temps pour suivre la disponibilité des bois récoltables et connaître l'effet des aménagements appliqués. C'est ainsi que les calculs ont été faits. Pour comparer les résultats d'un groupe à l'autre, le volume total de récolte possible est évalué. C'est la somme des volumes annuels nets récoltés à chaque période plus le volume annuel net résiduel exploitable à la dernière période. Il est alors possible de comparer les résultats (tableau 24) sans se soucier des niveaux variables de récolte.

TABLEAU 24 : *Les volumes totaux récoltables*

Les plantations

Groupe de calcul	Volume total récoltable (000m³)	Sup. moyenne du premier 25 ans		Volume avec plantation	
		récoltée (ha/an)	traitée (ha/an)	(000m³)	Gain
I	1 928	115	48	2 300	19%
II	1 959	217	77	2 217	13%
III	1 787	165	41	1 931	8%
IV	1 005	32	16	1 039	3%
V	2 594	55	28	2 684	4%
VI	1 868	39	11	1 862	0%
VII	7 995	423	212	8 458	6%
VIII	3 416	361	181	3 500	2%
IX	386	28	8	467	21%

Les éclaircies précommerciales

Groupe de calcul	Volume total récoltable (000m³)	Sup. moyenne du premier 25 ans		Volume avec plantation	
		récoltée (ha/an)	traitée (ha/an)	(000m³)	Gain
I	1 928	108	19	2 077	8%
II	1 959	226	63	2 223	13%
III	1 787	148	20	2 018	13%
IV	1 005	32	15	1 011	1%
V	2 594	55	11	2 634	2%
VI	1 868	39	8	1 879	1%
VII	7 995	423	174	7 103	-11%
VIII	3 416	361	109	3 335	-2%
IX	386	28	6	424	10%

La figure 12 illustre les résultats.

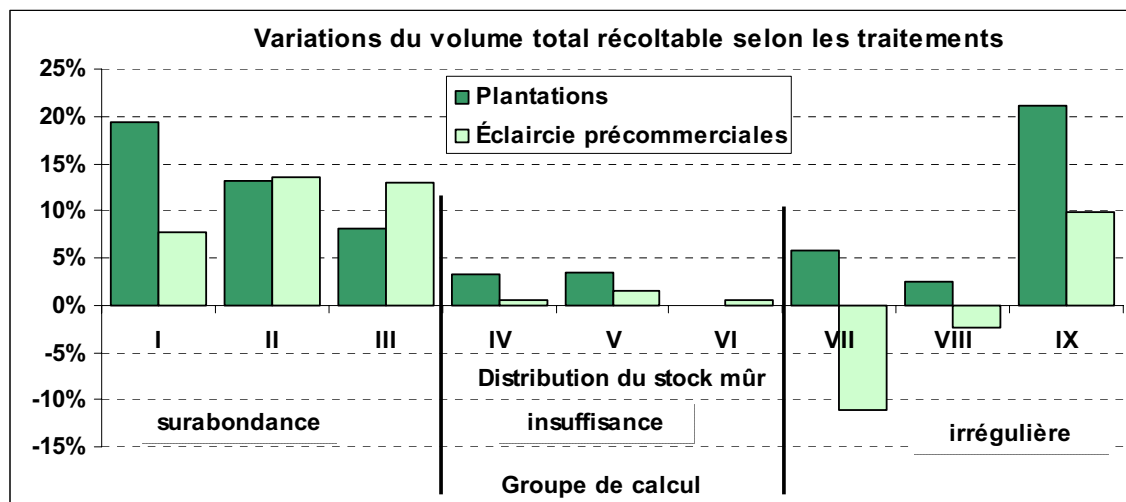


FIGURE 12 : *Variations du volume total récoltable*

Comme vu précédemment, les trois groupes de calculs de la forêt en surabondance de stock mûr affichent des gains de possibilité. Ceci est relié à la structure même des forêts de ces groupes. Il y a une surabondance de stock mûr dont la récolte doit être étalée jusqu'à ce que le peu de stock actuellement en croissance et le renouvellement naturel de la forêt permettent de soutenir la récolte actuelle. Donc, le plus bas niveau de récolte possible se situe loin sur l'horizon

de simulation. Lorsque l'on pratique le reboisement et l'éclaircie précommerciale, le renouvellement du stock d'essences principales se fait plus rapidement et en plus grande quantité (voir tableau 19). Ce rendement accru permet donc d'augmenter le niveau de récolte en prenant pour acquis cependant la réussite des travaux de plantations et d'éclaircies. C'est ce qu'on a appelé «effet de possibilité».

Dans les autres groupes de calcul, l'effet des traitements se produit après la période critique. Donc il ne peut y avoir de gain de possibilité comme tel, mais un faible gain est constaté pour le volume total récoltable.

Dans les groupes VII et VIII, la réalisation de l'éclaircie précommerciale a même un effet négatif. En fait, ceci résulte de la différence de rendement proposé pour l'éclaircie précommerciale et celui des strates de retour après une coupe finale. Pour le groupe VII, particulièrement, le rendement moyen des retours dit T2 et T3 est nettement supérieur à celui de l'éclaircie. Des simulations supplémentaires restreignant les travaux d'éclaircies aux strates de rendements équivalents (T1) confirment cet énoncé.

Par contre dans le groupe IX, de structure irrégulière, le volume total récoltable présente des gains équivalents aux groupes dont la structure est anormale par surabondance de stock mûr. Ce groupe présente dans son ensemble une structure irrégulière, mais lorsque la partie actuellement jeune arrivera à la maturité, cette forêt aura une structure en surabondance de stock mûr. Il est possible d'obtenir alors un effet de possibilité qui ne sera réalisable qu'en synergie avec les autres groupes de calcul de l'unité d'aménagement.

6.4 Indice de sensibilité de la variation du niveau de plantation et d'éclaircie précommerciale

Pour faciliter la comparaison entre les calculs de l'incertitude des variables analysées par le Comité, une valeur d'indice a été développée. Cette valeur se définit comme le rapport de la variation affectant le volume de la possibilité sur la variation de l'hypothèse évaluée. Les deux variations sont exprimées en pourcentage par rapport à une valeur de référence.

Les variations du volume de la possibilité et du volume total récoltable sont montrées aux tableaux 22 et 24. Les variations liées aux niveaux des travaux durant le premier 50 ans ont été traduites en pourcentage par rapport au niveau de récolte durant la même période.

Le tableau 25 détaille les résultats pour les plus grands niveaux cibles de l'horizon de 50 ans et ce, pour chacun des traitements. Ce choix de l'horizon de 50 ans permet de mieux évaluer les variations périodiques des superficies.

TABLEAU 25 : *Variations en pourcentage des superficies traitées*

Groupe de calcul	Superficie annuelle moyenne réalisée durant le premier 50 ans (ha/an) (la superficie cible était 50 % de la sup. récoltée)					
	Les plantations			Les éclaircies précommerciales		
	Récoltées	traitées	%	Récoltées	traitées	%
I	106	34	32%	96	34	35%
II	189	46	25%	195	76	39%
III	164	29	18%	169	48	29%
IV	32	16	51%	32	15	49%
V	77	9	12%	77	17	22%
VI	75	7	10%	75	12	15%
VII	454	212	47%	502	193	38%
VIII	359	122	34%	359	135	38%
IX	31	6	21%	29	10	36%

L'indice de sensibilité pour le niveau maximum des travaux planifiés est montré au tableau 26. L'indice est présenté à la fois pour la possibilité et le volume total récoltable.

TABLEAU 26 : *Indices de sensibilité pour les niveaux maxima de plantations et d'éclaircies précommerciales*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Indice de sensibilité			
			Plantations		Éclaircie précom.	
			Possibilité	VolTotRéc	Possibilité	VolTotRéc
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	0.6	0.6	0.2	0.2
II		mélangé	0.5	0.5	0.4	0.3
III		feuillu	0.0	0.5	0.1	0.5
IV	anormale par insuffisance de stock mûr	résineux		0.1		0.0
V		mélangé		0.3		0.1
VI		feuillu		0.0		0.0
VII	forêt équienne irrégulière	résineux		0.1		-0.3
VIII		mélangé		0.1		-0.1
IX		feuillu		1.0		0.3

6.5 Commentaires

Même si l'on constate des gains de possibilité dans les strates en surabondance de stock mûr en appliquant les différents niveaux de travaux, l'indice de sensibilité jette beaucoup d'incertitude sur leur interprétation. La difficulté de maintenir constant les niveaux de travaux dans pratiquement tous les groupes de calculs pourrait expliquer en partie les variations constatées.

Les tableaux 27 à 29 donnent une synthèse de tous les calculs réalisés pour évaluer la sensibilité du modèle à différents niveaux de plantation et d'éclaircie précommerciale. Les groupes VI et VII ont été évalués pour deux priorités.

TABLEAU 27 : Résultats des simulations des forêts en surabondance de stock mûr

Surabondance de stocks mûrs

Priorité de récolte : D'abord selon l'origine du peuplement, plantation, éclaircie précommerciale et peuplement naturel, ensuite, pour chaque origine, récolte des strates exploitables montrant la plus faible croissance en volume

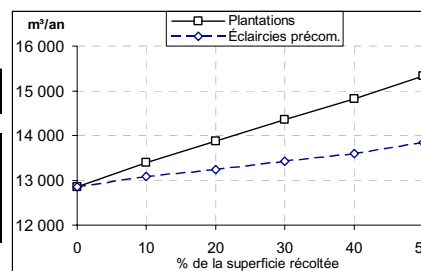
TMIN

I - Strates résineuses

Possibilité de référence : 0 à 150 ans : 12 850 m³/an

TMIN

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	12 850	-	12 850	-
96	10	10	13 400	4.3%	13 080	1.8%
96	20	19	13 875	8.0%	13 235	3.0%
96	30	29	14 350	11.7%	13 425	4.5%
96	40	38	14 825	15.4%	13 600	5.8%
96	50	48	15 330	19.3%	13 840	7.7%

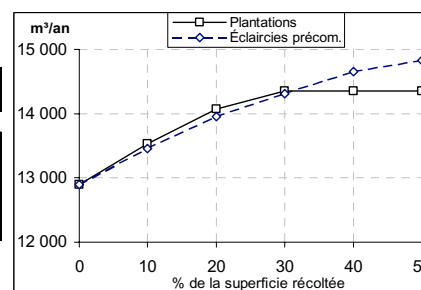


II - Strates mélangées à feuillus intolérants

Possibilité de référence : 0 à 150 ans : 12 900 m³/an

TMIN

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	12 900	-	12 900	-
193	10	19	13 530	4.9%	13 460	4.3%
193	20	39	14 075	9.1%	13 950	8.1%
193	30	58	14 350	11.2%	14 310	10.9%
193	40	77	14 350	11.2%	14 660	13.6%
193	50	97	14 350	11.2%	14 830	15.0%



III - Strates de feuillus intolérants

Possibilité de référence : 0 à 150 ans : 11 000 m³/an

TMIN

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	11 000	-	11 000	-
138	10	14	11 000	0.0%	11 250	2.3%
138	20	28	11 000	0.0%	11 370	3.4%
138	30	41	11 000	0.0%	11 370	3.4%
138	40	55	11 000	0.0%	11 370	3.4%
138	50	69	11 000	0.0%	11 370	3.4%

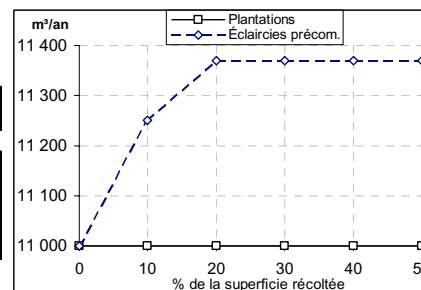


TABLEAU 28 : Résultats des simulations des forêts en insuffisance de stock mûr

Insuffisance de stocks mûrs

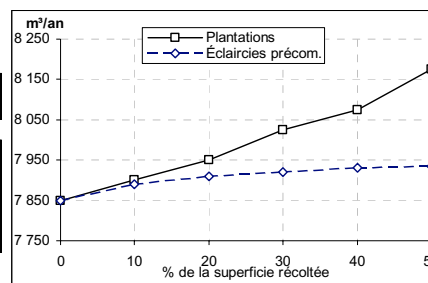
Priorité de récolte : D'abord selon l'origine du peuplement, plantation, éclaircie précommerciale et peuplement naturel, ensuite, pour chaque origine, récolte des strates exploitables offrant le maximum de volume l'hectare

Priorité de récolte : D'abord selon l'origine du peuplement, plantation, éclaircie précommerciale et peuplement naturel, ensuite, pour chaque origine, récolte des strates exploitables montrant la plus faible croissance en volume

IV - Strates résineuses

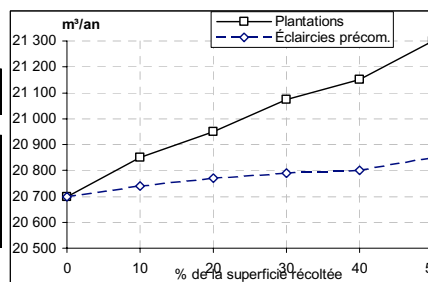
Possibilité de référence : 0 à 50 ans : 4 350 m³/an
 TMAX 51 à 150 ans : 7 850 m³/an

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	7 850	51 à 150 ans	7 850	-
32	10	3	7 900	0.64%	7 890	0.51%
32	20	6	7 950	1.27%	7 910	0.76%
32	30	10	8 025	2.23%	7 920	0.89%
32	40	13	8 075	2.87%	7 930	1.02%
32	50	16	8 175	4.14%	7 935	1.08%

**V - Strates mélangées à feuillus intolérants**

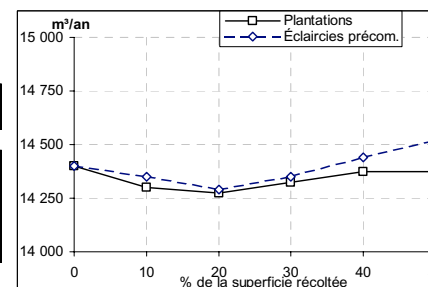
Possibilité de référence : 0 à 40 ans : 7 700 m³/an
 TMAX 41 à 150 ans : 20 700 m³/an

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	20 700	41 à 150 ans	20 700	-
55	10	6	20 850	0.72%	20 740	0.19%
55	20	11	20 950	1.21%	20 770	0.34%
55	30	17	21 075	1.81%	20 790	0.43%
55	40	22	21 150	2.17%	20 800	0.48%
55	50	28	21 300	2.90%	20 850	0.72%

**VI - Strates de feuillus intolérants**

Possibilité de référence : 0 à 30 ans : 4 350 m³/an
 TMAX 31 à 40 ans : 14 200 m³/an
 41 à 150 ans : 14 200 m³/an

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	14 400	41 à 150 ans	14 400	-
49	10	5	14 300	-0.69%	14 350	-0.3%
49	20	10	14 275	-0.87%	14 290	-0.8%
49	30	15	14 325	-0.52%	14 350	-0.3%
49	40	19	14 375	-0.17%	14 440	0.3%
49	50	24	14 375	-0.17%	14 520	0.8%



Possibilité de référence : 0 à 30 ans : 4 620 m³/an
 TMIN 31 à 40 ans : 14 640 m³/an
 41 à 150 ans : 25 350 m³/an

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	25 350	41 à 150 ans	25 350	-
49	10	5	25 500	0.6%	25 420	0.3%
49	20	10	25 600	1.0%	25 450	0.4%
49	30	15	25 625	1.1%	25 460	0.4%
49	40	19	25 725	1.5%	25 470	0.5%
49	50	24	25 800	1.8%	25 480	0.5%

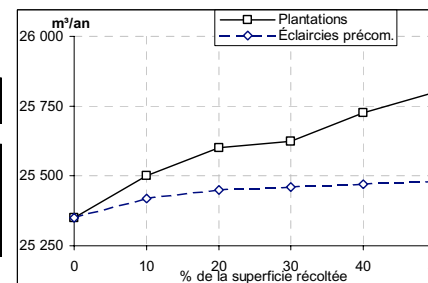


TABLEAU 29 : Résultats des simulations des forêts de structure irrégulière

Irrégulière

Priorité de récolte :

TMAX

Priorité de récolte :

TMIN

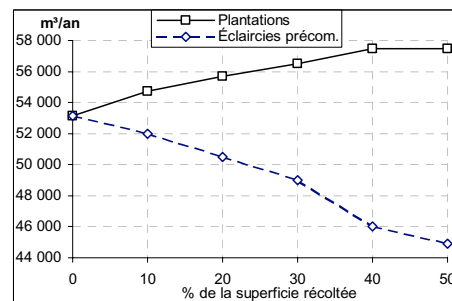
D'abord selon l'origine du peuplement, plantation, éclaircie précommerciale et peuplement naturel, ensuite, pour chaque origine, récolte des strates exploitables offrant le maximum de volume l'hectare

D'abord selon l'origine du peuplement, plantation, éclaircie précommerciale et peuplement naturel, ensuite, pour chaque origine, récolte des strates exploitables montrant la plus faible croissance en volume

VII - Strates résineuses**TMAX**

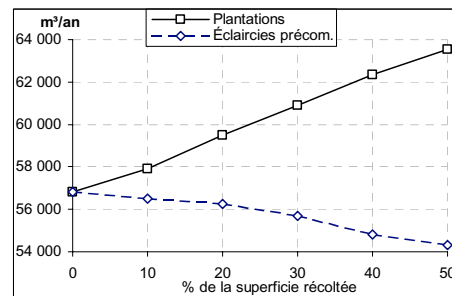
Possibilité de référence : 0 à 25 ans : 36 250 m³/an
26 à 150 ans : 53 150 m³/an

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	53 150	26 à 150 ans	53 150	-
423	10	42	54 750	3.0%	52 000	-2.2%
423	20	85	55 700	4.8%	50 500	-5.0%
423	30	127	56 500	6.3%	49 000	-7.8%
423	40	169	57 450	8.1%	46 000	-13.5%
423	50	212	57 450	8.1%	44 900	-15.5%

**TMIN**

Possibilité de référence : 0 à 25 ans : 36 850 m³/an
26 à 150 ans : 56 800 m³/an

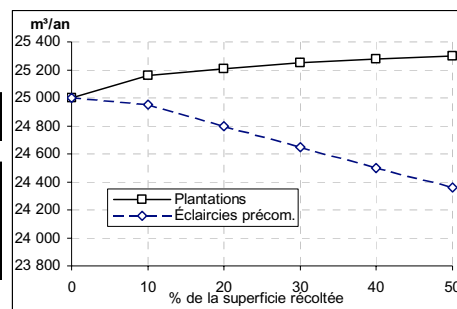
Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	56 800	26 à 150 ans	56 800	-
423	10	42	57 900	1.9%	56 500	-0.5%
423	20	85	59 500	4.8%	56 250	-1.0%
423	30	127	60 900	7.2%	55 700	-1.9%
423	40	169	62 350	9.8%	54 800	-3.5%
423	50	212	63 550	11.9%	54 300	-4.4%

**VIII - Strates feuillues intolérants**

Possibilité de référence : 0 à 10 ans : 9 500 m³/an
11 à 55 ans : 17 800 m³/an
56 à 150 ans : 25 000 m³/an

TMAX

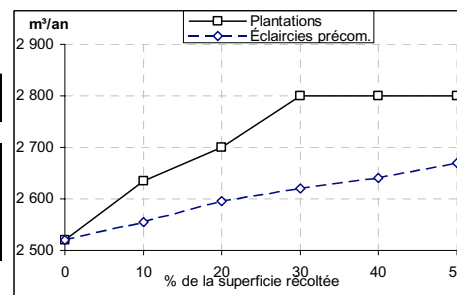
Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	25 000	56 à 150 ans	25 000	-
361	10	36	25 160	0.64%	24 950	-0.20%
361	20	72	25 210	0.84%	24 800	-0.80%
361	30	108	25 250	1.00%	24 650	-1.40%
361	40	144	25 275	1.10%	24 500	-2.00%
361	50	181	25 300	1.20%	24 360	-2.56%

**XI - Strates feuillues intolérants**

Possibilité de référence : 0 à 5 ans : 1 800 m³/an
6 à 150 ans : 2 520 m³/an

TMAX

Surfaces traitées			Plantations		EPC	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	2 520	56 à 150 ans	2 520	-
25	10	3	2 635	4.56%	2 555	1.39%
25	20	5	2 700	7.14%	2 595	2.98%
25	30	8	2 800	11.11%	2 620	3.97%
25	40	10	2 800	11.11%	2 640	4.76%
25	50	13	2 800	11.11%	2 670	6.0%



7. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA VARIABLE « ÉCLAIRCIE COMMERCIALE »

7.1 Description des intrants

Selon le Manuel d'aménagement forestier, l'éclaircie commerciale est l'abattage ou la récolte d'arbres dans un peuplement de structure régulière (équienne) qui n'a pas atteint l'âge d'exploitabilité. Elle est destinée à accélérer l'accroissement du diamètre des arbres restants et aussi, par une sélection convenable, à améliorer la qualité du peuplement.

Le choix des peuplements aptes à subir ce genre d'éclaircies est également précisé au Manuel. Généralement l'indice de qualité de station (IQS) doit être supérieur à 15 m à 50 ans. La surface terrière au moment de la première éclaircie doit se situer entre 23 et 33 m²/ha. Immédiatement après la réalisation du traitement, le peuplement doit contenir, en essences principales, une surface terrière marchande d'au moins 16 m²/ha d'arbres d'avenir.

Le peuplement à traiter est de structure régulière et la dernière éclaircie commerciale doit être réalisée au moins 15 ans avant la coupe finale.

Enfin, le volume marchand obtenu à maturité après éclaircie doit être égal à celui du peuplement non traité moins le volume cumulé des éclaircies réalisées.

Une mesure supplémentaire est introduite par une orientation ministérielle. C'est l'obligation de couvrir tout l'horizon de simulation. À court terme (premier cinq ans du PGAF), la stratégie d'aménagement peut prévoir des éclaircies commerciales dans des peuplements qui sont aptes à l'application du traitement en fonction des critères d'évaluation du Manuel d'aménagement forestier. L'aménagiste doit s'assurer du réalisme du niveau d'éclaircie commerciale de la première période. À moyen et à long terme (plus de 5 ans) la stratégie d'aménagement ne devra pas prévoir un niveau d'éclaircie commerciale supérieur à celui programmé à court terme.

7.2 Méthodologie d'analyse

Pour réaliser les tests de sensibilité, les groupes de calcul ont été retenus pour répondre à des critères de structure et de composition. Pour évaluer les variations des possibilités annuelles soumises à différents niveaux d'éclaircies commerciales, il faut d'abord sélectionner des peuplements dont les caractéristiques correspondent aux critères du Manuel. Pour tous les groupes de calcul retenus, il est impossible de connaître la surface terrière des peuplements. C'est une variable qui n'est pas automatiquement associée aux courbes de production utilisées. Il serait possible lors de la création des courbes d'introduire un type de courbe décrivant l'évolution de la surface terrière. Elle ne serait cependant utile que pour déterminer le moment de la première éclaircie.

Par contre, un aménagiste qui réalise des calculs de possibilité a une bonne connaissance de son territoire et des peuplements qui le composent. Il est en mesure de choisir des peuplements aptes à subir l'éclaircie commerciale. Dans le cadre de la présente analyse, il nous est impossible d'avoir cette connaissance. Pour être capable de simuler ce traitement, le critère suivant a été retenu pour sélectionner les peuplements aptes à subir l'éclaircie commerciale : le peuplement doit avoir un volume minimum de $120 \text{ m}^3/\text{ha}$ et ce, 15 ans avant sa maturité. Le prélèvement cible pour toutes les essences sera de 30 % du volume. Enfin, tel que prescrit au Manuel, la récolte finale ne peut pas être réalisée avant 15 ans suivant l'éclaircie et le volume marchand obtenu doit être égal à celui du peuplement non traité moins le volume cumulé des éclaircies réalisées.

Pour rencontrer les exigences du Manuel sur l'évolution du stock moyen après éclaircie commerciale, il faut donc évaluer en pourcentage, pour chaque peuplement, le volume récolté lors de l'éclaircie commerciale sur le volume total de la courbe à la récolte. Dans *SYLVA II*, il faut donc prévoir, sur un horizon de cinquante ans, un pourcentage à chaque période suivant l'éclaircie commerciale puisque la récolte finale n'est pas effectuée nécessairement 15 ans après l'éclaircie. Si le pourcentage récolté par éclaircie est de 30% par rapport au volume total, ce pourcentage est nécessairement plus petit 40 ans plus tard si la courbe est en croissance. Par contre, si on maintient une évolution constante égale à 70%, on diminue le volume de la récolte finale (figure 13).

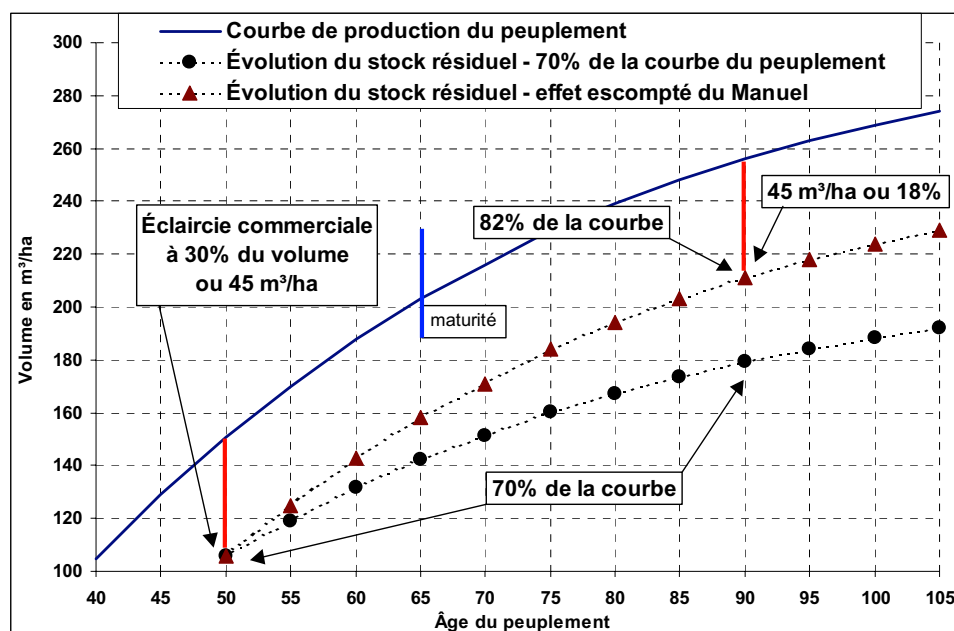


FIGURE 13 : Accroissement du volume après une éclaircie commerciale

Pour simplifier le travail, une évolution moyenne a été évaluée pour toutes les strates de plus de 120 m³/ha au moment de l'éclaircie. Le tableau 30 montre les résultats pour chaque groupe de calcul.

TABEAU 30 : Les accroissements en volume selon un taux variable

Groupe de calcul	Temps après l'éclaircie commerciale										
	0	+5	+10	+15	+20	+25	+30	+35	+40	+45	+50
I	Aucune strate ne rencontre les critères minima de sélection										
II	70%	72%	73%	74%	75%	75%	75%	75%	75%	73%	71%
III	70%	71%	71%	71%	71%	71%	71%	70%	68%	66%	63%
IV	70%	71%	71%	72%	73%	73%	73%	73%	72%	71%	70%
V	70%	71%	72%	72%	72%	72%	72%	71%	70%	69%	67%
VI	70%	71%	71%	71%	70%	68%	68%	68%	68%	66%	65%
VII	70%	71%	72%	73%	74%	74%	74%	74%	74%	73%	72%
VIII	Aucune strate ne rencontre les critères minima de sélection										
IX	70%	71%	72%	73%	74%	74%	74%	73%	72%	71%	69%

REMARQUE : Dans certains groupes, le pourcentage diminue dans le temps. Mais dans *SYLVA II*, le pourcentage d'accroissement du peuplement résiduel après éclaircie commerciale ne peut pas diminuer. La valeur la plus élevée sera donc maintenue jusqu'à +50 ans après le traitement. 146 simulations ont été nécessaires pour couvrir l'ensemble des calculs de l'analyse de la sensibilité de l'éclaircie commerciale.

7.3 Les résultats

Pour améliorer l'analyse de sensibilité des calculs de possibilité et pour situer celle-ci dans une perspective historique par rapport au Manuel antérieur, des simulations ont été réalisées en faisant varier les pourcentages d'accroissement du volume résiduel après une éclaircie commerciale. Les niveaux d'accroissement sont :

- ≠ un accroissement fixe correspondant au pourcentage résiduel après éclaircie ;
- ≠ un accroissement variable correspondant aux exigences du nouveau Manuel d'aménagement forestier ;
- ≠ l'accroissement préconisé dans les versions précédentes du Manuel d'aménagement.

Le tableau 31 donne les accroissements proposés dans toutes les versions précédentes du Manuel concernant la croissance du volume résiduel.

TABLEAU 31 : *Les accroissements en volume – versions antérieures du Manuel*

Temps après l'éclaircie commerciale										
0	+5	+10	+15	+20	+25	+30	+35	+40	+45	+50
70%	86%	91%	94%	96%	97%	98%	98%	99%	99%	99%

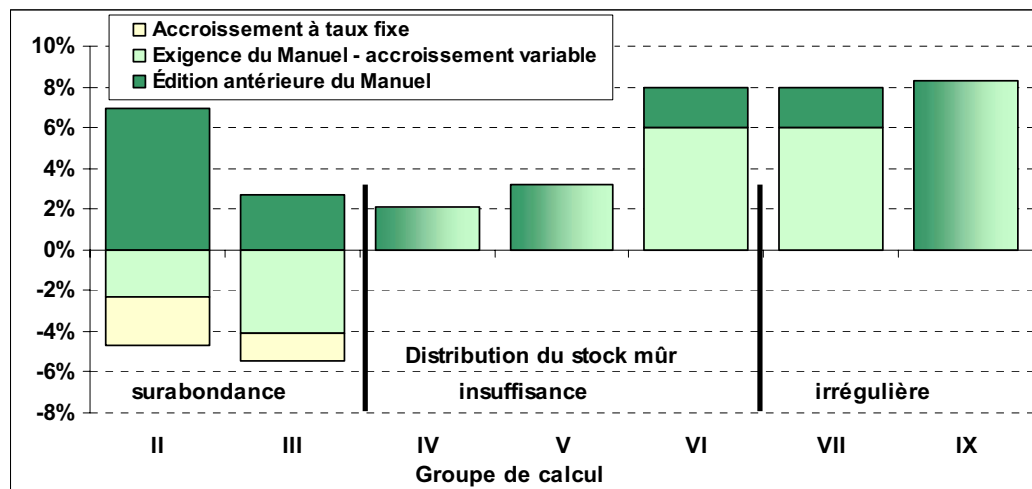
Le tableau 32 et son illustration (figure 14) montrent les variations de possibilité pour les différents types d'accroissement en appliquant un niveau de travaux correspondant à environ la moitié de la superficie récoltée annuellement en coupe de protection de la régénération et des sols.

TABLEAU 32 : *Possibilités selon différents accroissements*

Pour la forêt anormale par surabondance de stock mûr, l'accroissement proposé dans les manuels antérieurs à un effet positif sur la possibilité par rapport aux accroissements suggérés à la dernière édition du Manuel qui montrent une baisse de possibilité.

Groupe de calcul	Possibilité annuelle en m ³			
	référence	Manuel antérieur	Manuel actuel	Accroissement fixe
I	Aucune strate ne rencontre les critères de sélection			
II	12 900	13 800	12 600	12 300
III	11 000	11 300	10 550	10 400
IV	4 350	4 440	4 420	4 410
V	7 700	7 950	7 950	7 950
VI	4 530	4 870	4 675	4 670
VII	36 250	39 055	38 560	38 560
VIII	Aucune strate ne rencontre les critères de sélection			
IX	1 800	1 950	1 950	1 950

FIGURE 14 : Variations de la possibilité selon différents accroissements



Par contre, pour les forêts anormales par insuffisance de stock mûr ou irrégulières, les accroissements de tous les manuels ont un effet positif. Dans trois cas sur cinq, les groupes IV, V et IX, l'effet est le même. Pour les groupes VI et VII, l'accroissement des manuels antérieurs a un effet légèrement supérieur.

Mais comme dit précédemment, l'évaluation des variations des possibilités ne peut pas se limiter à ces seules valeurs. Les possibilités associées aux groupes de calcul doivent être prises par rapport à l'ensemble des groupes composant une aire commune. Tous les groupes, soumis à des niveaux variables de récolte, contribuent à la possibilité totale de l'aire qui, elle, doit être soutenue. Donc pour permettre d'évaluer l'impact de ces variations d'accroissement sur les volumes récoltés pour l'ensemble d'une aire commune, il faut plutôt regarder le potentiel de récolte sur l'horizon de simulation. Le tableau 33 et la figure 15 décrivent les résultats.

TABEAU 33 : Les volumes totaux récoltables selon différents accroissements

Groupe de calcul	Potentiel de récolte en 000 m ³ (volume net)			
	référence	Manuel antérieur	Manuel actuel	Accroissement fixe
I	Aucune strate ne rencontre les critères de sélection			
II	1 959	2 071	1 915	1 849
III	1 787	1 881	1 686	1 651
IV	1 005	1 010	1 005	1 004
V	2 594	2 644	2 589	2 595
VI	1 868	1 902	1 817	1 808
VII	7 995	8 302	7 902	7 861
VIII	Aucune strate ne rencontre les critères de sélection			
IX	386	412	375	367

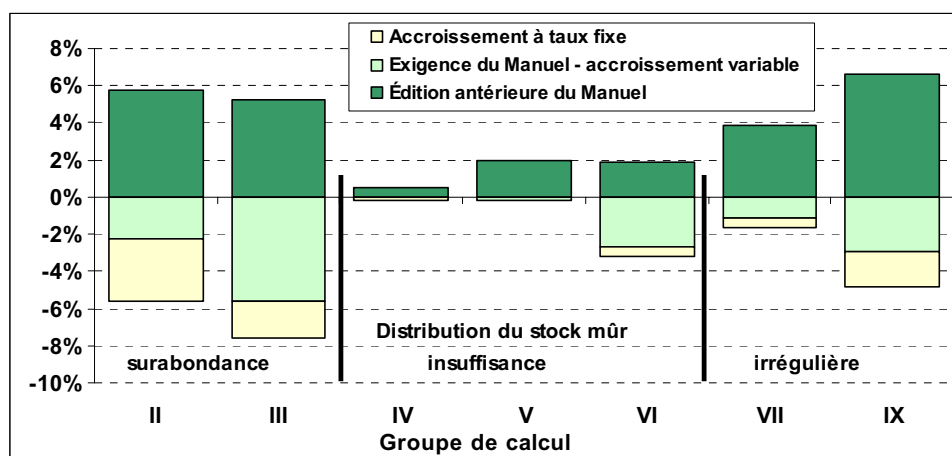


FIGURE 15 : Variations des volumes totaux récoltables selon différents accroissements

En prenant le potentiel de récolte comme référence, tous les groupes montrent un impact positif si l'on applique les anciens taux d'accroissement. Tous présentent un impact négatif si on utilise les nouveaux taux, qu'ils soient variables ou fixes. Donc, si l'effet de l'éclaircie commerciale sur la possibilité proprement dite est positif, il y aura nécessairement un effet négatif à long terme sur la possibilité d'une aire commune.

7.4 Indice de sensibilité de la variation du niveau d'éclaircie commerciale

Pour faciliter la comparaison entre les calculs de l'incertitude des variables analysées par le Comité, une valeur d'indice a été développée. Cette valeur se définit comme le rapport de la variation affectant le volume de la possibilité sur la variation de l'hypothèse évaluée. Les deux variations sont exprimées en pourcentage par rapport à une valeur de référence.

Les variations du volume de la possibilité et du volume total récoltable selon les hypothèses du Manuel actuel sont montrées aux tableaux 32 et 33. Les variations liées aux niveaux des éclaircies commerciales durant le premier 50 ans ont été traduites en pourcentage par rapport au niveau de récolte finale durant la même période.

TABLEAU 34 : *Variations en pourcentage des superficies traitées*

Groupe de calcul	Sup. (ha/an) moy. du premier 50 ans (la sup. cible était 50 % de la sup. récoltée)		
	La récolte finale	L'éclaircie commerciale	% traité
I			
II	163	16	10%
III	150	25	16%
IV	36	3	7%
V	92	12	13%
VI	66	16	24%
VII	403	79	20%
VIII			
IX	26	4	15%

Le tableau 34 détaille les résultats pour les plus grands niveaux cibles sur l'horizon de 50 ans. Ce choix d'horizon permet de mieux intégrer les variations périodiques des superficies.

L'indice de sensibilité pour le niveau maximum des travaux planifiés est montré au tableau 35. L'indice est présenté à la fois pour la possibilité et le volume total récoltable.

TABLEAU 35 : *Indices de sensibilité pour les niveaux maxima d'éclaircies commerciales*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Indice de sensibilité	
			Éclaircie commerciale	
			Possibilité	VolTotRéc
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux		
II		mélangé	-0.2	-0.2
III		feuillu	-0.2	-0.3
IV	anormale par insuffisance de stock mûr	résineux	0.2	0.0
V		mélangé	0.3	0.0
VI		feuillu	0.1	-0.1
VII	forêt équienne irrégulière	résineux	0.3	-0.1
VIII		mélangé		
IX		feuillu	0.6	-0.2

Dans les paragraphes précédents, les résultats étaient analysés à partir du plus haut niveau simulé d'éclaircie commerciale. Les tableaux et figures qui suivent, montrent les résultats de toutes les simulations. Les trois premières colonnes donnent les trois niveaux d'éclaircie commerciale simulés. Ceux-ci correspondent à 10, 30 et 50% du niveau annuel moyen de récolte par CPRS sur le premier 25 ans. Les deux dernières colonnes donnent le résultat en volume et en pourcentage de gain.

7.4.1 Forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr

Pour la forêt équienne anormale par surabondance de stock mûr, plus on augmente les superficies d'éclaircie, plus la possibilité diminue. La priorité de récolte qui est appliquée trie d'abord les peuplements selon leur origine : plantation, éclaircie précommerciale et peuplement

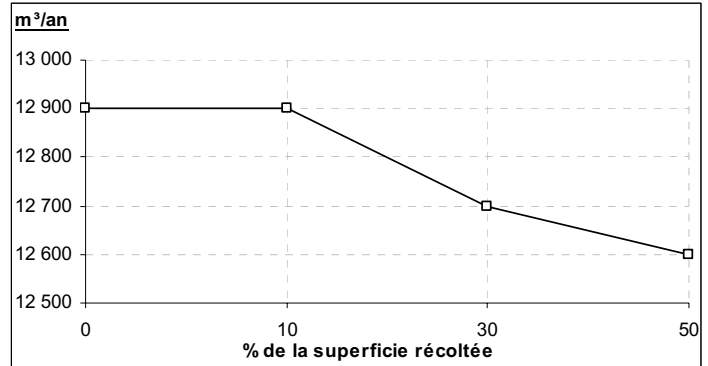
naturel. Ensuite, pour chaque origine, les strates exploitables sont triées, de façon décroissante, selon la plus faible croissance en volume.

I - **Strates résineuses** - Aucune strate ne rencontre les critères minima de sélection.

II - **Strates mélangées à feuillus intolérants**

Possibilité de référence : 1 à 150 ans : 12 900 m³/an

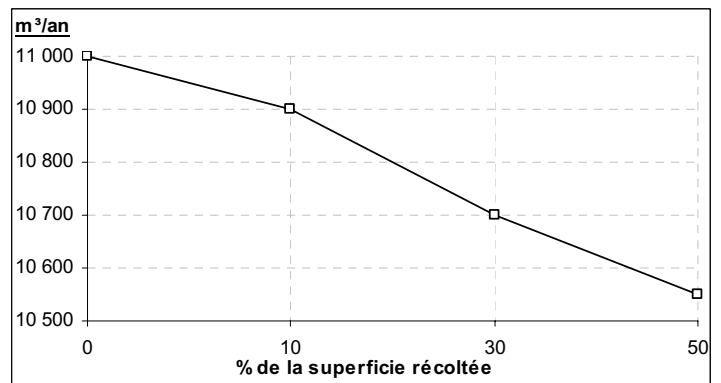
Surfaces traitées toutes périodes			Écl. commerciale	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m ³ /an	gain
	0	0	12 900	-
193	10	19	12 900	0.0%
193	30	58	12 700	-1.6%
193	50	97	12 600	-2.3%



III - **Strates de feuillus intolérants**

Possibilité de référence : 1 à 150 ans : 11 000 m³/an

Surfaces traitées toutes périodes			Ecl. commerciale	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m ³ /an	gain
	0	0	11 000	-
138	10	14	10 900	-0.9%
138	30	41	10 700	-2.7%
138	50	69	10 550	-4.1%



En pratique, une éclaircie commerciale est réalisée pour combler un manque de stock à une période cible sur l'horizon de simulation. Comme cette situation arrive en fin d'horizon lorsqu'il y a surabondance de stock mûr, c'est normal qu'on dénote un effet négatif si on y applique ce traitement. Par contre, pour les deux autres structures, l'éclaircie commerciale permet d'anticiper la récolte d'un volume qui arrivera à maturité plus tard, en autant qu'il y ait une augmentation du volume exploitable après ce point de rupture. On devrait donc cibler le moment de son application aux périodes précédant la rupture. Par contre, l'orientation ministérielle oblige l'aménagiste à appliquer ce traitement tout au long de l'horizon de simulation. Pour bien mesurer l'impact de niveaux variables de travaux, une série de simulations ont été réalisées en les appliquant à tout l'horizon de simulation (premier tableau du sous-ensemble par strate) et une autre en ciblant les trois périodes précédant le plus bas niveau de récolte possible (second tableau).

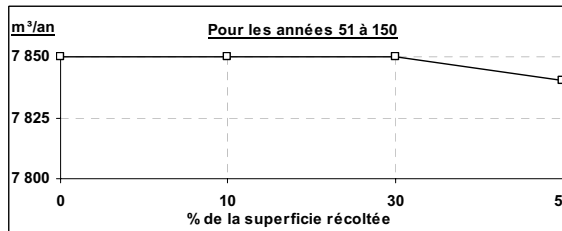
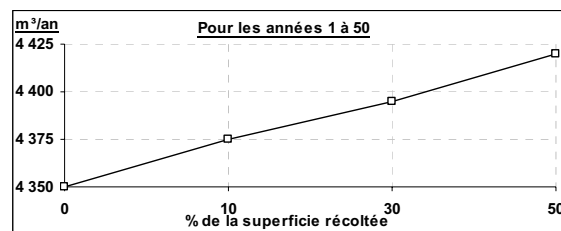
La priorité de récolte qui est appliquée pour les groupes de calculs IV à IX trie d'abord les peuplements selon leur origine : plantation, éclaircie précommerciale et peuplement naturel. Ensuite, pour chaque origine, les strates exploitables sont triées, de façon croissante, selon le maximum de volume l'hectare.

7.4.2 Forêt équienne anormale par insuffisance de stock mûr

IV - Strates résineuses

Possibilité de référence : 1 à 50 ans : 4 350 m³/an 51 à 150 ans : 7 850 m³/an

Surfaces traitées toutes périodes			1 à 50 ans		51 à 150 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	4 350		7 850	
32	10	3	4 375	0.57%	7 850	0.00%
32	30	10	4 395	1.03%	7 850	0.00%
32	50	16	4 420	1.61%	7 840	-0.13%

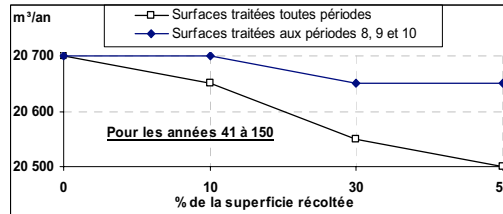
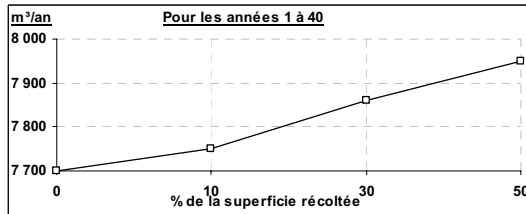


Surfaces traitées aux périodes 8, 9 et 10			1 à 50 ans		51 à 150 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	4 350		7 850	
32	10	3	4 375	0.57%	7 850	0.00%
32	30	10	4 395	1.03%	7 850	0.00%
32	50	16	4 420	1.61%	7 840	-0.13%

V - Strates mélangées à feuillus intolérants

Possibilité de référence : 1 à 40 ans : 7 700 m³/an 41 à 150 ans : 20 700 m³/an

Surfaces traitées toutes périodes			1 à 40 ans		41 à 150 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	7 700		20 700	
55	10	6	7 750	0.65%	20 650	-0.24%
55	30	17	7 860	2.08%	20 550	-0.72%
55	50	28	7 950	3.25%	20 500	-0.97%

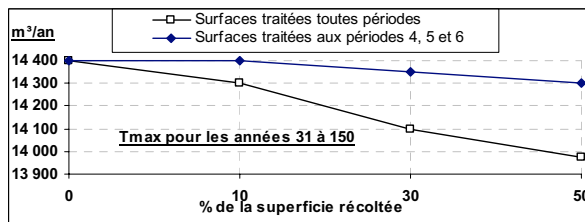
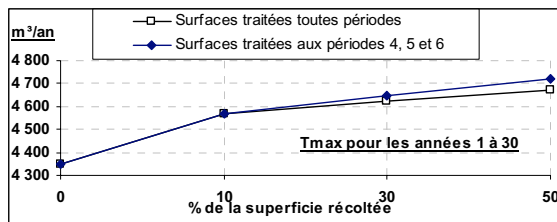


Surfaces traitées aux périodes 8, 9 et 10			1 à 40 ans		41 à 150 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	7 700		20 700	
55	10	6	7 750	0.65%	20 700	0.00%
55	30	17	7 860	2.08%	20 650	-0.24%
55	50	28	7 950	3.25%	20 650	-0.24%

VI - Strates de feuillus intolérants

Possibilité de référence : 1 à 30 ans : 4 350 m³/an 31 à 150 ans : 14 400 m³/an

Surfaces traitées toutes périodes			1 à 30 ans		31 à 40 ans		41 à 150 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	4 350		14 400	-	14 400	-
49	10	5	4 570	5.06%	14 300	-0.7%	14 300	-0.7%
49	30	15	4 625	6.32%	14 100	-2.1%	14 100	-2.1%
49	50	24	4 675	7.47%	13 975	-3.0%	13 975	-3.0%



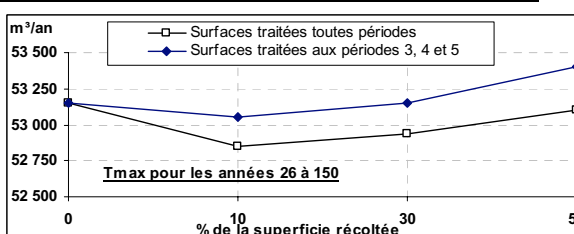
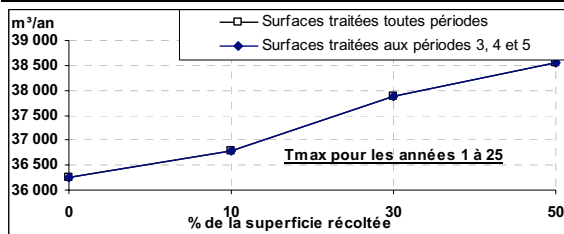
Surfaces traitées aux périodes 4, 5 et 6			1 à 30 ans		31 à 40 ans		41 à 150 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	4 350		14 400	-	14 400	-
49	10	5	4 570	5.06%	14 400	0.0%	14 400	0.0%
49	30	15	4 650	6.90%	14 350	-0.3%	14 350	-0.3%
49	50	24	4 720	8.51%	14 300	-0.7%	14 300	-0.7%

7.4.3 Forêt équienne de structure irrégulière

VII - Strates résineuses

Possibilité de référence : 1 à 25 ans : 36 250 m³/an 26 à 150 ans : 53 150 m³/an

Surfaces traitées toutes périodes			1 à 30 ans		31 à 40 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	36 250		53 150	-
423	10	42	36 780	1.46%	52 850	-0.6%
423	30	127	37 870	4.47%	52 940	-0.4%
423	50	212	38 560	6.37%	53 100	-0.1%



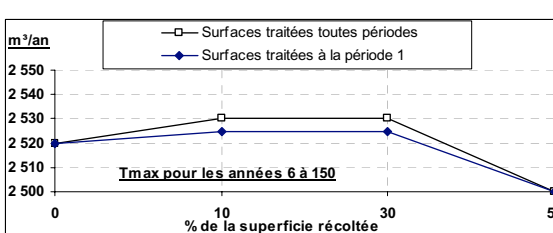
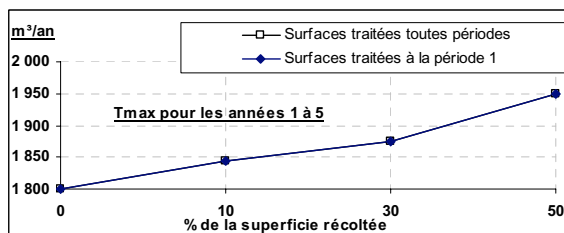
Surfaces traitées aux périodes 3, 4 et 5			1 à 30 ans		31 à 40 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	36 250		53 150	-
423	10	42	36 780	1.46%	53 050	-0.2%
423	30	127	37 870	4.47%	53 150	0.0%
423	50	212	38 560	6.37%	53 400	0.5%

VIII - Strates mélangées à feuillus intolérants - Aucune strate ne rencontre les critères minima de sélection

XI - Strates de feuillus intolérants

Possibilité de référence : 1 à 5 ans : 1 800 m³/an 6 à 150 ans : 2 520 m³/an

Surfaces traitées toutes périodes			1 à 30 ans		31 à 40 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	1 800		2 520	-
25	10	3	1 845	2.50%	2 530	0.4%
25	30	8	1 875	4.17%	2 530	0.4%
25	50	13	1 950	8.33%	2 500	-0.8%



Surfaces traitées à la période 1			1 à 30 ans		31 à 40 ans	
CPRS moy. 25 ans	%	ha	m³/an	gain	m³/an	gain
	0	0	1 800		2 520	-
25	10	3	1 845	2.50%	2 525	0.2%
25	30	8	1 875	4.17%	2 525	0.2%
25	50	13	1 950	8.33%	2 500	-0.8%

L'application de l'éclaircie commerciale sur toutes les périodes de l'horizon ou sur des périodes cibles ne montre pas de différences importantes sur la possibilité. Par contre, à long terme, l'impact est perceptible (moins de perte) sans être nécessairement significatif.

Cependant, lorsque l'on examine les niveaux des travaux à chaque période de simulation, il faut constater qu'ils ne sont pas appliqués de façon constante. Le tableau 36 résume, pour le premier 50 ans et pour le plus haut niveau d'éclaircie commerciale simulé, la proportion des superficies réalisées par le modèle de simulation en éclaircies par rapport à la superficie récoltée en coupe finale.

TABLEAU 36 : Superficies des éclaircies commerciales pour des périodes continues

Groupe de calcul	Périodes									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
I	Aucune strate ne rencontre les critères de sélection									
II		22%					13%			54%
III	48%		73%	6%	59%	27%	10%			
IV	6%	5%		6%	7%	4%		50%		
V		7%				34%	29%	31%		19%
VI	98%	103%		51%		41%	12%		24%	26%
VII				32%	41%	11%	12%	50%	36%	8%
VIII	Aucune strate ne rencontre les critères de sélection									
IX	51%			53%						46%

Groupe de calcul	Superficie moyenne en ha/an (50 ans)		
	ÉC désirée	ÉC réalisée	CPRS
I			
II	97	16	163
III	69	25	150
IV	16	3	36
V	28	12	92
VI	24	16	66
VII	212	79	403
VIII			
IX	13	4	26

La simulation sur des périodes cibles (tableau 37) présente une variation moins grande mais tout aussi réelle.

TABLEAU 37 : *Superficies des éclaircies commerciales pour des périodes cibles*

Groupe de calcul	Années			Superficie moyenne en ha/an (15 ans)		
	-15	-10	-5	ÉC désirée	ÉC réalisée	CPRS
I						
II						
III						
IV	47%			16	5	42
V	33%	29%	31%	28	28	91
VI	48%		33%	24	16	56
VII		32%	41%	212	123	449
VIII						
IX			51%	13	13	26

À cause de ces variations dans l'application de l'éclaircie commerciale dans le temps, il est très difficile de tirer des conclusions. Par contre, un fait demeure : dans tous les groupes de calculs traités, il a été impossible de maintenir constant le niveau des travaux.

8. ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DES VARIABLES « PROPORTION DE FEUILLUS DANS LES STRATES DE RETOUR ET ÂGE APPLIQUÉ AUX STRATES DE RETOUR »

Ce texte présente d'abord un résumé du travail que M. François Plante, ing. f. (Les Entreprises Gauthier Parent Ltée) a réalisé pour le Comité scientifique chargé d'examiner le calcul de la possibilité forestière. Les résultats sont ensuite analysés et commentés.

8.1 Description des intrants

Les effets escomptés suite à la récolte finale des peuplements matures sont bien définis au Manuel d'aménagement. Ces traitements doivent viser à reconstituer un peuplement au moins équivalent en essences principales à celui récolté. Or la présence de feuillus intolérants après coupe et la connaissance de la dynamique d'évolution propre à chaque type écologique est un élément important dans l'estimation de l'hypothèse de succession végétale après une récolte finale. Quel est l'impact d'une erreur d'estimation de cette quantité de feuillus intolérants sur la possibilité en essences principales ?

Selon le type de coupe réalisé et l'état de la régénération préexistante, la rotation du futur peuplement peut varier. Une mauvaise régénération retardera sa remise en production. Une bonne régénération pourrait permettre de devancer la récolte future.

8.2 Méthodologie d'analyse

Pour réaliser les tests de sensibilité, il a fallu modifier les strates de retour de tous les groupes de calculs pour introduire les modifications suivantes :

- ∄ pour le premier exercice touchant les variations de la proportion de feuillus intolérants, des réductions de 25 et 12 % et des augmentations de 12, 25 et 37 % de la proportion des feuillus intolérants ont été appliquées ;
- ∄ pour le second test sur les variations des âges de retour, des gains de 5 et 10 ans et des retards de 5, 10 et 15 ans ont été évaluées.

Les priorités de récolte sont les suivantes :

- ∄ 50 % du volume est d'abord prélevé dans les strates qui présentent la plus faible croissance dans le prochain 5 ans (les strates sont classées en ordre croissant selon ce critère) ;
- ∄ le reste du volume est récolté dans les strates qui présentent le plus fort volume à l'hectare (les strates sont reclassées en ordre décroissant selon ce critère).

Enfin, le niveau d'aménagement, limité à une récolte finale par CPRS, n'est pas évalué selon une récolte soutenue accrue.

8.3 Les résultats

8.3.1 Variation de la proportion de feuillus dans les strates de retour

Pour être en mesure de mieux évaluer les résultats des 56 simulations nécessaires, un premier tableau (38) présente la composition du volume marchand total en fin d'horizon. Il précise l'écart de la variation par rapport à la simulation de référence.

TABLEAU 38 : Variation de la proportion de feuillus intolérants en fin d'horizon de simulation

Variation de la proportion de feuillus intolérants en fin d'horizon de simulation							
Type de peuplement	Essences principales	Variation de la proportion de feuillus intolérants dans la strate de retour					
		Moins 25 %	Moins 12 %	Proportion originale	Plus 12 %	Plus 25 %	Plus 37 %
Forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr							
Résineux	SEPM	-20%	-12%	22%	+13%	+26%	+38%
Mélangés	PEU	-35%	-18%	58%	+13%	+26%	+36%
Feuillus	BOP	-41%	-14%	61%	+17%	+25%	+31%
Forêt équiennne anormale par insuffisance de stock mûr							
Résineux	SEPM	-13%	-13%	13%	+13%	+25%	+38%
Mélangés	SEPM	-9%	-4%	20%	+4%	+10%	+15%
Feuillus	PEU	-23%	-12%	89%	+8%	+8%	+8%
Forêt équiennne de structure irrégulière							
Résineux	SEPM	0%	0%	9%	+6%	+11%	+15%
Mélangés	SEPM	-25%	-13%	44%	+12%	+25%	+38%
Feuillus	BOP	-14%	-7%	55%	+7%	+11%	+11%

Les variations que l'on peut introduire sont limitées par la composition originale en feuillus intolérants. Une faible proportion de feuillus intolérants en début de simulation limitera l'effet de la réduction appliquée. Une forte proportion limite l'effet de l'augmentation appliquée.

En ce qui concerne l'effet sur la possibilité, seuls les trois groupes de calculs de la forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr présentent des variations (tableau 39).

TABLEAU 39 : Variation de la possibilité suivant un changement de la composition

Variation de la possibilité forestière							
Type de peuplement	Essences principales	Variation de la proportion de feuillus intolérants dans la strate de retour					
		Moins 25 %	Moins 12 %	Possibilité (m³/an)	Plus 12 %	Plus 25 %	Plus 37 %
Forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr							
Résineux	SEPM	+22%	+13%	12 625	-14%	-31%	-46%
Mélangés	PEU	-71%	-23%	12 100	+13%	+17%	+18%
Feuillus	BOP	-26%	-7%	5 675	+4%	+6%	+7%

L'écart entre les variations de la proportion de feuillus intolérants dans la strate de retour et leur effet sur les différents niveaux de possibilité semble également lié à la période critique déterminant le niveau de coupe. Pour le type résineux, la période critique est la 30^e, pour le type mélangé, c'est la 24^e et pour les feuillus, c'est la 18^e. Pour tous les autres groupes, la période critique est inférieure à la 9^e.

Si on analyse les groupes de calculs témoins par rapport à leur contribution à la possibilité globale d'une unité d'aménagement, l'image est légèrement différente. En prenant le volume total récoltable (potentiel de récolte) comme point de référence, tous les groupes de calcul présentent des variations (tableau 40).

TABLEAU 40 : Variation du volume total récoltable suivant un changement de composition

Variation du potentiel de récolte des essences principales sur l'horizon de simulation							
Type de peuplement	Essences principales	Variation de la proportion de feuillus intolérants dans la strate de retour					
		Moins 25 %	Moins 12 %	Potentiel (000 m³)	Plus 12 %	Plus 25 %	Plus 37 %
Forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr							
Résineux	SEPM	+22%	+13%	1 897	-15%	-31%	-46%
Mélangés	PEU	-72%	-23%	1 891	+17%	+34%	+47%
Feuillus	BOP	-35%	-15%	970	+18%	+27%	+33%
Forêt équiennne anormale par insuffisance de stock mûr							
Résineux	SEPM	+5%	+5%	903	-6%	-15%	-20%
Mélangés	SEPM	+1%	+1%	2 151	-2%	-4%	-6%
Feuillus	PEU	-17%	-9%	1 898	+6%	+6%	+5%
Forêt équiennne de structure irrégulière							
Résineux	SEPM	+0%	+0%	7 598	-3%	-5%	-5%
Mélangés	SEPM	+21%	+10%	2 185	-8%	-11%	-21%
Feuillus	BOP	-7%	-2%	353	+5%	+6%	+6%

Pour les groupes anormaux par surabondance de stock mûr, l'effet de la période critique fixant la possibilité disparaît. L'effet général est pratiquement égal à la variation de la composition par rapport à l'essence principale.

Pour les autres groupes, une variation est constatée. Il est cependant impossible de conclure à un effet important dû au changement de composition.

8.3.2 Variation de l'âge de retour après une récolte

Pour ce qui est de l'effet sur la possibilité, seules les trois groupes de calculs de la forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr présente présentent des variations (tableau 41).

Tableau 41 : Variation de la possibilité suivant un changement d'âge de retour

Variation de la possibilité forestière							
Type de peuplement	Essences principales	Variation de l'âge de retour					
		plus 10 ans	plus 5 ans	Possibilité (m³/an)	moins 5 ans	moins 10 ans	moins 15 ans
Forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr							
Résineux	SEPM	+17%	+9%	12 600	-8%	-15%	-22%
Mélangés	PEU	+22%	+10%	12 100	-13%	-24%	-41%
Feuillus	BOP	+37%	+14%	5 550	-11%	-20%	-27%

Tout comme pour les variations de la proportion de feuillus intolérants dans la strate de retour, l'effet de la variation de l'âge de retour des strates récoltées semble lié à la période critique déterminant le niveau de coupe.

Si on analyse les groupes de calculs témoins par rapport à leur contribution à la possibilité globale d'une unité d'aménagement, l'image n'est pas modifiée (tableau 42).

TABLEAU 42 : *Variation du volume total récoltable suivant un changement de l'âge de retour*

Variation du potentiel de récolte des essences principales sur l'horizon de simulation							
Type de peuplement	Essences principales	Variation de l'âge de retour					
		plus 10 ans	plus 5 ans	Potentiel (000 m³)	moins 5 ans	moins 10 ans	moins 15 ans
Forêt équiennne anormale par surabondance de stock mûr							
Résineux	SEPM	+17%	+9%	1 896	-8%	-15%	-22%
Mélangés	PEU	+19%	+8%	1 891	-9%	-22%	-39%
Feuillus	BOP	+82%	+17%	886	-10%	-9%	-15%
Forêt équiennne anormale par insuffisance de stock mûr							
Résineux	SEPM	-1.0%	+0.0%	903	+0.2%	-1.2%	-3.6%
Mélangés	SEPM	+0.3%	+1.1%	2 151	-0.9%	-1.2%	-3.5%
Feuillus	PEU	+0.0%	+0.0%	1 898	+0.5%	+0.5%	+0.2%
Forêt équiennne de structure irrégulière							
Résineux	SEPM	+2.0%	+0.6%	7 518	-2.0%	-3.0%	-6.8%
Mélangés	SEPM	-0.5%	-0.9%	2 188	+1.9%	+0.4%	-1.9%
Feuillus	BOP	+0.7%	+0.1%	353	-0.9%	-1.1%	-1.8%

Donc, dans les forêts équiennes anormales par surabondance de stock mûr, soit 68 % de la superficie de la forêt équiennne provinciale sous aménagement, les hypothèses associées à la succession après coupe et à l'âge de la régénération doivent vraiment être définies avec le plus de rigueur possible. Dans les deux cas, l'effet sur la possibilité est important. Une connaissance adéquate de la dynamique de succession par type écologique, la création de série d'aménagement reflétant cette dynamique et une bonne connaissance de la régénération préétablie peuvent faire la différence entre le succès ou l'échec d'une stratégie.

8.3.3 Indice de sensibilité de la variation dans le changement de la composition et de l'âge de retour

Pour faciliter la comparaison entre les calculs de l'incertitude des variables analysées par le Comité, une valeur d'indice a été développée. Cette valeur se définit comme le rapport de la variation affectant le volume de la possibilité sur la variation de l'hypothèse évaluée. Les deux variations sont exprimées en pourcentage par rapport à une valeur de référence.

Les variations du volume de la possibilité dues aux changements de composition sont montrées au tableau 39. Par contre la variation de la composition doit être traduite en pourcentage par rapport à la composition résultant des variations introduites. Cette composition résultante est celle retrouvée en fin d'horizon. Le tableau 38 détaille ces valeurs.

L'indice de sensibilité de la possibilité sera le rapport des valeurs du tableau 39 sur les valeurs correspondantes du tableau 38. Les résultats sont présentés au tableau 43 en fonction de leur impact sur l'essence principale récoltée.

TABLEAU 43 : *Indice de sensibilité de la possibilité selon le changement de composition*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Sensibilité de la possibilité de l'essence principale en modifiant la proportion des feuillus intolérants				
			Moins 25 %	Moins 12 %	Plus 12 %	Plus 25 %	Plus 37 %
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	1.1	1.1	1.1	1.2	1.2
II		mélangé	2.0	1.3	1.0	0.7	0.5
III		feuillu	0.6	0.5	0.3	0.2	0.2

Cependant cet indice est moins élevé et touche tous les groupes lorsque le rapport repose, non pas sur le volume de possibilité mais sur le volume total récoltable sur l'horizon de simulation (tableau 44)

TABLEAU 44 : *Indice de sensibilité du volume total récoltable selon le changement de composition*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Sensibilité du volume total récoltable de l'essence principale en modifiant la proportion des feuillus intolérants				
			Moins 25 %	Moins 12 %	Plus 12 %	Plus 25 %	Plus 37 %
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	0.3	0.3	-0.3	-0.4	-0.4
II		mélangé	0.3	0.2	-0.4	-0.3	-0.5
III		feuillu	1.0	1.4	-2.5	-2.0	-2.0
IV	anormale par insuffisance de stock mûr	résineux	0.5	0.4	-0.4	-0.5	-0.7
V		mélangé	0.2	0.3	-0.5	-0.6	-0.7
VI		feuillu	3.7	0.2	-0.5	-0.4	-0.1
VII	forêt équienne irrégulière	résineux	0.2	0.3	-0.6	-1.4	-1.3
VIII		mélangé	0.8	1.4	-0.3	-0.6	-0.8
IX		feuillu	0.6	1.6	-0.7	-0.5	

Pour l'analyse de la sensibilité relative à un changement dans l'âge de retour des peuplements, ce dernier doit être traduit en pourcentage par rapport à l'âge moyen des strates de retour. tableau 45 donne ces pourcentages de variations.

TABLEAU 45 : *Variation en pourcentage du changement d'âge de retour*

Groupe de calcul	Âge moyen des retours du groupe	Pourcentage de variation si on modifie l'âge de retour de (ans)				
		+10	+5	-5	-10	-15
I	65	-15%	-8%	8%	15%	23%
II	70	-14%	-7%	7%	14%	21%
III	80	-13%	-6%	6%	13%	19%
IV	60	-17%	-8%	8%	17%	25%
V	80	-13%	-6%	6%	13%	19%
VI	80	-13%	-6%	6%	13%	19%
VII	95	-11%	-5%	5%	11%	16%
VIII	75	-13%	-7%	7%	13%	20%
IX	80	-13%	-6%	6%	13%	19%

NOTE : Si on introduit un retour de plus de 10 ans dans une strate, on réduit la rotation de la future récolte de la même valeur. Un retour négatif augmente la révolution de la strate avec un rendement moindre à l'hectare.

L'indice de sensibilité attribué au changement dans l'âge de retour sera le rapport des valeurs du tableau 44 sur les valeurs correspondantes du tableau 45. Les résultats sont présentés au tableau 46.

TABLEAU 46 : *Indice de sensibilité de la possibilité selon le changement de l'âge de retour*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Sensibilité de la possibilité selon la variation de l'âge de retour				
			+10 ans	+5ans	-5 ans	-10 ans	-15 ans
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	1.1	1.1	-1.0	-1.0	-0.9
II		mélangé	1.6	1.4	-1.8	-1.7	-1.9
III		feuillu	3.0	2.2	-1.7	-1.6	-1.5

Cet indice est presque identique, mais touche tous les groupes, lorsque le rapport repose, non pas sur le volume de possibilité mais sur le volume total récoltable sur l'horizon de simulation (tableau 47)

TABLEAU 47 : *Indice de sensibilité du volume total récoltable selon le changement de l'âge de retour*

Groupe de calcul	Structure de la forêt	Type de peuplement	Sensibilité du volume total récoltable selon la variation de l'âge de retour				
			+10 ans	+5ans	-5 ans	-10 ans	-15 ans
I	anormale par surabondance de stock mûr	résineux	1.1	1.1	-1.0	-1.0	-0.9
II		mélangé	1.3	1.1	-1.3	-1.5	-1.8
III		feuillu	6.5	2.7	-1.6	-0.7	-0.8
IV	anormale par insuffisance de stock mûr	résineux	-0.1	0.0	0.0	-0.1	-0.1
V		mélangé	0.0	0.2	-0.1	-0.1	-0.2
VI		feuillu	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
VII	forêt équiennne irrégulière	résineux	0.2	0.1	-0.4	-0.3	-0.4
VIII		mélangé	0.0	-0.1	0.3	0.0	-0.1
IX		feuillu	0.1	0.0	-0.1	-0.1	

8.4 Commentaires

De manière générale, comme le mentionne M. François Plante dans son travail, si on évalue l'effet du changement de composition sur la possibilité des groupes, il ressort que plus la période critique est éloignée dans le temps et plus la proportion de feuillus est à la hausse, plus la baisse en possibilité résineuse est grande et plus celle en feuillus s'accroît. Donc, ce sont les forêts équiennes en surabondance de stock mûr qui sont sensibles à ces variations. Une proportion de feuillus pourrait être représentée par des feuillus non commerciaux, mais nous n'en avons pas tenu compte.

Un exemple de résultats pour la forêt résineuse montre que des proportions de feuillus augmentées de 12, 25 ou 37 % (indice 1.1, 1.2 et 1.2) occasionnent une baisse de la possibilité résineuse de respectivement 14, 31 et 46 %. À l'inverse, une diminution de 12 ou de 25 % entraîne une hausse de cette possibilité de 13 et 22 %, respectivement (indice 1.1 dans les deux cas).

Le volume total récoltable suit la même tendance que celle décrite précédemment mais pour tous les groupes de calculs. Toutefois la variation est moins forte dans les groupes en insuffisance et irrégulier.

Le changement de l'âge de retour influence aussi un CPF pour les cas où la période critique est éloignée. Pour les strates résineuses en surabondance de stock mûr, par exemple, un délai de régénération de 5, 10 ou 15 ans entraîne une baisse de la possibilité de respectivement 8, 15 et

22 % (indice -1 , -1 et -0.9). À l'inverse, une anticipation de la régénération de 5 ou 10 ans entraîne une hausse de la possibilité de 9 et 17 %, respectivement (indice 1.1 dans les deux cas). Pour les autres structures, comme la période critique précède le moment où ces strates de retour seront matures, alors cette variable n'a pas d'impact sur la possibilité proprement dite et peu d'impact sur le volume total récoltable.

SYLVA II est essentiellement un modèle d'évolution de peuplements. Donc, la connaissance des mécanismes qui régissent la succession des essences après une perturbation, qu'elle soit d'origine anthropique ou naturelle, est primordiale. Une connaissance adéquate de la dynamique de succession par type écologique, la création de séries d'aménagement reflétant cette dynamique et une bonne connaissance (de l'âge) de la régénération préétablie peut faire la différence entre le succès ou l'échec d'une stratégie.

CHAPITRE 10

Analyse de sensibilité d'un calcul de possibilité forestière aux hypothèses d'aménagement applicables au modèle de simulation « par taux »

François PELLETIER, ing.f.,
Direction des programmes forestiers
Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

SOMMAIRE

CHAPITRE 10

1. INVENTAIRE DES INTRANTS DE SIMULATION	267
1.1 Identification des paramètres méritant des analyses de sensibilité	267
1.2 Méthodologie	267
2. ANALYSES DE SENSIBILITÉ RÉALISÉES AVEC LE MODÈLE « PAR TAUX »	268
3. GROUPES DE CALCUL REQUIS POUR LES TESTS DE SENSIBILITÉ.....	270
3.1 Sélection des groupes de calcul appropriés	271
3.2 Codification des simulations et des groupes de calcul	274
4. ÉLÉMENTS D'INTERFACES <i>SYLVA II</i>	275
4.1 Hypothèses générales de simulation	275
4.2 Hypothèses particulières de simulation	277
4.2.1 Évaluation de la possibilité forestière à l'échelle d'un groupe de calcul	281
4.2.2 Évaluation classique de la possibilité à l'échelle d'un groupe de calcul	281
4.3 Effet intrinsèque des paramètres modulant la croissance par taux de passage	284
4.3.1 Départ	285
4.3.2 Étalement.....	285
4.3.3 Rotation	286
4.3.4 Nombre de calculs	287
4.3.5 Taux de passage.....	288
4.3.6 Nombre de coupes partielles avant coupe finale	289
4.3.7 Scénario d'évolution.....	290
5. RÉSULTATS DES TESTS DE SENSIBILITÉ	292
5.1 Tests de sensibilité sur les taux de passage	292
5.2 Tests de sensibilité sur les étalements	294
5.3 Tests de sensibilité sur les rotations	296
5.4 Tests de sensibilité sur le nombre de rotations calculées	298
5.5 Tests de sensibilité sur le nombre de coupes partielles avant coupe finale	299
5.6 Tests de sensibilité sur le choix des scénarios d'évolution	302
6. DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS.....	306
6.1 Sensibilité des stratégies avec coupes partielles	306
6.2 Sensibilité des stratégies avec scénarios d'évolution	308

NOTE : Une information additionnelle se retrouve en annexe pour le présent chapitre, disponible sur demande, mais en format électronique seulement.

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : Éléments de sensibilité du calcul de possibilité réalisé selon le modèle « par taux » de <i>Sylva II</i>	270
TABLEAU 2 : Superficie par production prioritaire	272
TABLEAU 3 : Description sommaire des groupes de calcul simulés dans le modèle « par taux de passage »	272
TABLEAU 4 : Codification des tests de sensibilité	275
TABLEAU 5 : Variations de possibilité observées avec la variation des taux de passage	294
TABLEAU 6 : Variations de possibilité observées avec la variation des étalements	295
TABLEAU 7 : Variations de possibilité observées avec la variation des rotations combinées à la variation des étalements.....	297
TABLEAU 8 : Variations de possibilité observées avec la variation du nombre de rotations calculées	299
TABLEAU 9 : Variations de possibilité observées avec la variation du nombre de coupes partielles avant coupe finale	302
TABLEAU 10 : Variations de possibilité observées avec la variation du nombre de coupes partielles avant coupe finale	305

1. INVENTAIRE DES INTRANTS DE SIMULATION

1.1 Identification des paramètres méritant des analyses de sensibilité

1.2 Méthodologie

Les membres de la cellule « scénario d'aménagement » du Comité ont produit une liste exhaustive des intrants de simulation utilisés dans *Sylva II*. Ces intrants ont été regroupés selon les grandes rubriques qui définissent un projet de simulation.

Par la suite, chacun des intrants a été analysé en regard de la pertinence de les considérer comme paramètre de sensibilité. En effet, tous les intrants ne sont pas nécessairement pertinents pour une analyse de sensibilité. Certains sont reconnus pour avoir un impact négligeable dans les calculs. Parfois, ils ne figurent qu'à titre indicatif, parfois ils correspondent à un choix de stratégie arbitraire et non à une balise dont la précision est variable.

Dans le cadre des analyses de sensibilité réalisées par le Comité, celles découlant de choix stratégiques ont été évacuées. Ces choix peuvent entraîner des variations immenses de la possibilité forestière puisqu'ils reposent sur des objectifs de production prédéfinis et non sur l'évolution naturelle des forêts. Il devient non pertinent de tenter d'évaluer la sensibilité d'un calcul de possibilité si on prend en charge l'évolution complète des peuplements forestiers.

Les paramètres retenus pour fin d'analyse de sensibilité ont donc été restreints à ceux qui décrivent des balises dont la précision ou la captation sont diffuses et variables. Les âges de maturité, les priorités de récolte, les taux de passage, la durée des rotations entre les coupes partielles sont des paramètres appartenant à ce groupe. Lors du montage d'un projet de simulation, l'aménagiste tente de sélectionner les paramètres décrivant le mieux possible les conditions initiales de même que ceux modélisant l'évolution probable de la forêt. Il subsiste toujours un degré d'incertitude face à la sélection de ces paramètres. Les analyses de sensibilité cherchent à quantifier les variations produites par la sélection de paramètres alternatifs.

Une fois les paramètres pertinents identifiés, le comité s'est penché sur les niveaux de variabilité à tester dans les analyses de sensibilité. Cette tâche, exploratoire au début de l'exercice, a été précisée en cours de route après avoir examiné les stratégies élaborées pour chacun des groupes de calcul utilisés.

Les annexes disponibles en format électronique présente la liste des paramètres inventoriés ainsi que leur degré de pertinence à titre de paramètre de sensibilité et la justification de leur sélection ou de leur rejet.

2. ANALYSES DE SENSIBILITÉ RÉALISÉES AVEC LE MODÈLE « PAR TAUX »

Les intrants reconnus comme pertinents pour les analyses de sensibilité peuvent être regroupés dans trois catégories principales selon le profil des strates et des groupes de calcul où ils s'appliquent. D'une part, les groupes de calcul où les strates traitables en coupes partielles à perpétuité, comme le jardinage, regroupent les paramètres de sensibilité définissant la mécanique des taux de passage. D'autre part, les groupes de calcul où des coupes finales constituent l'aboutissement des stratégies d'aménagement regroupent les paramètres de sensibilité définissant les scénarios d'évolution. Enfin, certains groupes de calcul intègrent à la fois des coupes partielles et des scénarios d'évolution.

Nous avons choisi de regrouper les tests de sensibilité en trois catégories (*Catégorie de simulation*) qui traduisent les trois réalités des groupes de calcul le plus fréquemment simulés. Pour les simulations comportant surtout des jardinages, trois sous catégories de simulation sont requises pour tester tous les paramètres de sensibilité, ceci afin d'isoler leur effet propre.

TYPES DE SIMULATIONS USUELLES

Catégorie de simulation : 1

Des simulations de jardinage permettent de tester la sensibilité du modèle de simulation par taux de passage. Les paramètres de variation sont les taux, les rotations, les étalements et le nombre de calculs effectués. Il s'agit donc d'un cas faisant strictement appel à la mécanique du modèle de croissance « par taux ».

Catégorie de simulation : 2

Des simulations avec scénarios de parquets permettent d'évaluer la sensibilité des scénarios d'évolution recommandés par le Manuel d'aménagement des forêts publiques. En effet, le traitement sylvicole par parquets est relativement restrictif dans son application et peu de paramètres le composant peuvent varier. Cependant, l'efficacité des scénarios de retour peut être testée en appliquant des scénarios du Manuel d'aménagement intensifs et extensifs, sur sites riches et sur sites pauvres.

Catégorie de simulation : 3

Des simulations « composites », incluant des traitements de jardinage et de coupes totales, permettent d'évaluer la sensibilité aux scénarios d'aménagement faisant intervenir des coupes totales à court terme et à moyen terme. Dans les faits, les coupes totales en peuplements dégradés peuvent être appliquées sans délai, après une rotation de jardinage et même après deux rotations. Le flux de bois issu des coupes totales est alors décalé dans le temps et le recours à des coupes partielles, avant coupe finale, devient peut-être significatif.

Cette approche permet d'isoler des problématiques propres à différents groupes de calcul simulés par taux sans introduire de distorsion emmenée par des amalgames qui auraient pour effet de noyer la sensibilité relative des différents paramètres. Elle permet de mettre en lumière le comportement du modèle de simulation « par taux », lorsque appliqué à trois contextes typiques. Les « manipulations » réalisées par les aménagistes pour régulariser le flux des volumes sont « filtrées » du comportement propre du modèle. L'approche est donc analogue à celle employée pour les simulations « par courbes » où on a choisi de tester différents aspects en les isolant spécifiquement.

TABLEAU 1 : *Éléments de sensibilité du calcul de possibilité réalisé selon le modèle « par taux » de Sylva II*

Catégorie de simulation	Paramètre de sensibilité	Paramètres de variation	
			Catégorie de simulation
1	Traitement	Référence	1
		Jardinage par défaut	1
	Taux de passage	Référence	1
		Taux bonifiés (après traitement)	1
		Taux naturel (après traitement)	1
	Rotation	Référence	1
		Raccourcie de 5 ans	1
		Allongée de 5 ans	1
	Étalement des coupes partielles	Référence	1
		Égal à 5 ans	1
		Égal à la rotation	1
	Rotation et étalement combinés	Référence	1
		Étalement égal à la rotation et rotation raccourcie de 5 ans	1
		Étalement égal à la rotation et rotation allongée de 5 ans	1
	Nombre de calculs	Référence	1
		1 calcul	1
		2 calculs	1
		3 calculs	1
		4 calculs	1
2	Décalage des coupes de régénération	Référence	2
		1 rotation JAR – 1 calcul - CR	2
		2 rotations JAR – 2 calculs - CR	2
3	Scénarios d'évolution	Référence	3
		Scénarios sur meilleur site	3
		Scénarios sur moins bon site	3

3. GROUPES DE CALCUL REQUIS POUR LES TESTS DE SENSIBILITÉ

Les trois grandes catégories de simulation touchent aussi des groupes d'essences particuliers qui s'aménagent différemment l'un de l'autre, d'où des approches différentes pour la simulation. Les cas les plus fréquemment rencontrés dans le modèle de simulation « par taux » sont les suivants :

- ∄ groupe d'érablières propres au jardinage,
- ∄ groupe d'érablières dégradées propre aux coupes totales,
- ∄ groupe de bétulaies à bouleau jaune propres au jardinage par parquets,
- ∄ groupe mixte de résineux et bouleaux jaunes propres au jardinage par parquets,
- ∄ groupe de pinèdes propres aux coupes partielles,
- ∄ groupe de pinèdes dégradées propres aux coupes totales.

3.1 Sélection des groupes de calcul appropriés

Conformément à l'orientation adoptée par le Comité, les groupes de calcul servant aux analyses de sensibilité doivent être des groupes de calcul véritables, simulés dans le cadre de la dernière opération de calculs de possibilité. Un inventaire exhaustif des groupes de calcul figurant aux calculs de possibilité déposés au MRN permet de les décrire sous plusieurs aspects. Le choix des groupes de calculs doit s'effectuer sur la base de plusieurs critères pour en assurer une certaine représentativité. Les critères de sélection retenus sont les suivants :

Critère	Limites
Superficie du groupe de calcul	Devrait être assez importante pour être représentative par rapport aux autres groupes de même production prioritaire. On décide de fixer arbitrairement la superficie minimale à 10 000 hectares.
Nombre de strates d'aménagement	Devrait être suffisant pour assurer une variabilité qui se prête aux tests de sensibilité. Ne devrait pas dépasser une limite supérieure au-delà de la quelle la qualité des résultats n'augmente plus significativement. Le temps de simulation augmente aussi avec le nombre de strates. On décide de limiter le nombre de strates arbitrairement à 100.
Nombre de compartiments	Les compartiments scindent automatiquement les strates. Un grand nombre de compartiments augmente le temps de simulation sans pour autant améliorer la qualité des résultats dans une analyse de sensibilité.
Nombre de séries d'aménagement	Un plus grand nombre de séries augmente la diversité au sein de la stratégie. Il risque de masquer la sensibilité des paramètres.
Proportion de coupes partielles et de coupes totales	Devrait maximiser soit les coupes partielles, soit les coupes totales, selon qu'on cherche à évaluer la sensibilité des catégories de simulation 1, 2 ou 3.

Les annexes disponibles en format électronique présentent le détail des groupes de calcul simulés dans le modèle par taux de passage lors de la dernière génération des calculs de possibilité sur terres publiques au Québec. Dans cette annexe, les groupes de calcul retenus pour les analyses de sensibilité sont affichés sur fond de trame.

Le tableau suivant présente la distribution des superficies par production prioritaire dans tous les groupes de calcul sommés. Les quatre productions prioritaires principales sont retenues pour fins d'analyses de sensibilité. Elles représentent 86,9 % de la superficie simulée dans le modèle par taux de passage.

TABLEAU 2 : *Superficie par production prioritaire*

SUPERFICIE PAR PRODUCTION PRIORITAIRE		
Production prioritaire	Superficie	% du total
ERS	915 219	31,4
BOU	810 682	27,9
MBOFSF	544 220	18,7
PIBPIR	259 903	8,9
MBOFSR	79 438	2,7
MERFTF	69 720	2,4
AUTMIX	68 396	2,4
THO	63 610	2,2
PIBO	39 606	1,4
AUTFEU	30 110	1,0
ERBO	12 259	0,4
PRU	6 455	0,2
CHN	5 607	0,2
AUTRES	4 830	0,2
SEPM	97	0,0
Total	2 910 152	100,0

Le tableau suivant synthétise les informations retrouvées en annexe. Les informations les plus pertinentes justifiant la sélection des groupes de calcul pour les tests de sensibilité y sont portées.

TABLEAU 3 : *Description sommaire des groupes de calcul simulés dans le modèle « par taux de passage »*

Gpp	GC	Dominance	Unité de simulation	Comp.	Strates	Séries	Superficie	Ratio CR/total
ERS	7401ERS	CJ	56	1	56	1	16 176	2,6
ERS	7120ERS	CR	57	2	46	4	44 585	31,8
<i>Moyenne</i>			86,4	5,1	41,0	4,2	19067,1	9,3
BOU	7120BOU	Parquet	68	2	46	5	26 847	26,1
<i>Moyenne</i>			109,4	4,0	56,4	5,5	24761,7	22,7
MBOFSF	3101RBOU	Parquet/CR	67	2	38	1	13 783	23,2
<i>Moyenne</i>			70,8	4,6	36,9	3,6	14477,1	28,0
PIBPIR	7120PIN	EC	50	2	45	9	44 797	17,6
PIBPIR	7121PIN	CR	52	1	52	2	39 415	46,9
<i>Moyenne</i>			107,6	2,8	67,2	6,4	15288,4	26,5

Le groupe 7401ERS comporte 56 strates dans un seul compartiment, ce qui se traduit par 56 unités de simulation. Bien qu'il comporte plus de strates que la moyenne des groupes érable, l'absence de compartiments multiples limite le nombre d'unités de simulation. Le groupe comporte

aussi une seule série d'aménagement. Enfin, moins de 2,6 % de la superficie du groupe sont traités en coupes totales, ce qui en fait un groupe idéal pour tester les catégories de simulation 1, en jardinages.

Le groupe 7120ESR comporte 46 strates qui forment 57 unités de simulation dû au compartimentage. Il affiche 4 séries d'aménagement, ce qui est quand même sous la moyenne des érablières, soit 4,2. Sa superficie est plus que suffisante, soit 44 585 hectares. Finalement, le rapport des coupes finales sur les coupes partielles est de 31,8 %, ce qui démarque catégoriquement ce groupe de la moyenne des érablières qui est de 9,3 %. Le groupe 7120ERS est donc idéal pour tester les simulations de catégorie 2 où des coupes finales succèdent aux coupes partielles.

Le groupe de calcul 7120BOU comporte 46 strates qui se décomposent en 68 unités de simulation. Sa superficie est de 26 847 ha, ce qui le place au-dessus de la moyenne des groupes bouleau qui se situe à 24 761 ha. Le ratio des coupes finales est de 26,1 %, ce qui est supérieur au ratio moyen du groupe des bétulaies, soit 22,7 %. Ce groupe convient donc aux tests sur les scénarios d'évolution, soit aux simulations de catégorie 3.

Le groupe 3101RBOU comporte 38 strates réparties en 67 unités de simulation, ce qui le place dans la moyenne. Sa superficie est supérieure à 10 000 ha, soit 13 783 et le ratio des coupes finales est de 23,2, ce qui est légèrement inférieur à la moyenne. D'autres groupes présentent un ratio de coupes finales plus élevé, mais le nombre de strates qu'ils comportent est soit trop grand, soit trop faible. Ce groupe convient donc aux tests sur les scénarios d'évolution, soit aux simulations de catégorie 3.

Le groupe 7120PIN comporte 45 strates réparties en 50 unités de simulation. Sa superficie est largement supérieure à la moyenne, avec 44 797 ha comparativement à 15 288 ha. Le ratio des coupes finales est de 17,6 %, ce qui le place sous la moyenne. Cependant, à l'exception du groupe 7121PIN, les autres groupes de calcul présentant de meilleurs ratios ont trop ou trop peu de strates. Ce groupe convient donc pour les simulations où les variations de scénarios d'évolution sont testées, soit les simulations de catégorie 3.

Le groupe 7121PIN comporte 52 strates pour 52 unités de simulation. Il affiche aussi une superficie plus que suffisante avec 39 415 ha et son ratio est de 46,9, ce qui en fait un excellent groupe pour tester les variations de scénarios d'évolution. Il est retenu pour les simulations de catégorie 3.

3.2 Codification des simulations et des groupes de calcul

Un système de codification est établi pour identifier les différentes simulations réalisées pour analyser la sensibilité. Le système identifie en premier l'aire commune visée par le calcul. Le groupe d'essences simulées suit, puis le type de calcul de sensibilité réalisé. La simulation d'origine, telle que conçue dans le calcul de possibilité approuvé, sert toujours de référence, sauf pour les tests sur le groupe de calcul ERS où le jardinage est généralisé. En effet, les traitements inscrits dans la stratégie d'origine comportent des prélèvements très variables par essence et par classe de diamètre. Ils remplissent des fonctions précises et ne constituent pas la norme. De tels traitements pourraient masquer la sensibilité d'autres paramètres. Aussi, remplaçons-nous ces traitements par le « jardinage par défaut » qui consiste à prélever 30 % du volume, toutes essences et toutes classes de diamètres et de qualité.

Le tableau de la page suivante présente la codification des différents tests de sensibilité.

TABLEAU 4 : *Codification des tests de sensibilité*

Groupe de calcul et test	Explication
AC7401SG - ERS Ref	Référence
AC7401SG - ERS Jardefaut	Jardinage par défaut
AC7401SG - ERS Jardefaut TxNat	Jardinage par défaut et taux naturels
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal1	Jardinage par défaut et étalement unitaire
AC7401SG - ERS Jardefaut EtalRot	Jardinage par défaut et étalement = rotation
AC7401SG - ERS Jardefaut RotPlus5	Jardinage par défaut rotation plus 5 ans
AC7401SG - ERS Jardefaut RotMoins5	Jardinage par défaut rotation moins 5 ans
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=Rot - Rot+5	Jardinage par défaut et étalement = rotation et rotation plus 5 ans
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=Rot - Rot-5	Jardinage par défaut et étalement = rotation et rotation moins 5 ans
AC7401SG - ERS Jardefaut 1Calc	Jardinage par défaut et 1 calcul
AC7401SG - ERS Jardefaut 2Calc	Jardinage par défaut et 2 calculs
AC7401SG - ERS Jardefaut 3Calc	Jardinage par défaut et 3 calculs
AC7401SG - ERS Jardefaut 4Calc	Jardinage par défaut et 4 calculs
7120TAUX - ERS ref	Référence
7120TAUX - ERS 1J1CalcCR	1 jardinage, 1 calcul, puis coupe finale
7120TAUX - ERS 2J2CalcCR	2 jardinages, 2 calculs, puis coupe finale
AC03101 - RBOU ref	Référence
AC03101 - RBOU fort	Scénarios pour sites riches
AC03101 - RBOU faible	Scénarios pour sites pauvres
AC7121 - PIN Ref	Référence
AC7121 - PIN 1CP1CalcCR	1 coupe partielle, 1 calcul, puis coupe finale
AC7121 - PIN 2CP2CalcCR	2 coupes partielles, 2 calculs, puis coupe finale
7120TAUX - PIN ref	Référence
7120TAUX - PIN fort	Scénarios pour sites riches
7120TAUX - PIN faible	Scénarios pour sites pauvres
7120TAUX - BOU ref	Référence
7120TAUX - BOU fort	Scénarios pour sites riches
7120TAUX - BOU faible	Scénarios pour sites pauvres

4 ÉLÉMENTS D'INTERFACES *SYLVA II*

Cette section présente l'essentiel des fenêtres d'interface de *Sylva II* qui permettent de moduler les paramètres d'entrée afin de réaliser des analyses de sensibilité. À cet effet, seuls les éléments d'interfaces de la simulation proprement dite sont présentés.

4.1 Hypothèses générales de simulation

Ces hypothèses permettent de spécifier les paramètres fondamentaux de la simulation. En font partie l'horizon de simulation, les pentes admises, les seuils de maturité, le niveau

d'agrégation des unités de simulation ainsi que des paramètres contrôlant l'affichage. L'illustration suivante présente la première fenêtre des hypothèses générales de simulation.

Le niveau d'agrégation définit l'échelle des éléments que *Sylva* simule. Généralement, le niveau strate d'aménagement est utilisé. Si l'aménagiste souhaite faire évoluer des strates cartographiques avec des hypothèses particulières, il choisit ce niveau.

Les produits critiques contrôlent l'affichage des volumes. Seuls les volumes appartenant aux produits sélectionnés apparaîtront dans l'affichage de l'histogramme de simulation. La fonction de cette interface est de contrôler la « contamination » potentielle des résultats par des produits non désirés, tels que la carie.

Les seuils de maturité permettent de valider l'état initial des strates qui sont simulées en fonction de seuils arbitraires. Ainsi, une strate dont la surface terrière est inférieure à 21 m², dans notre exemple, se verra attribuer un indicateur proposant à l'aménagiste de la laisser croître un certain temps avant de réaliser le prélèvement. Les seuils de surface terrière ne sont que des indicateurs, ils n'influencent pas la simulation.

Le deuxième onglet des hypothèses générales de simulation présente les niveaux d'aménagement. Ces niveaux constituent des objectifs de réalisation de traitements sylvicoles en

terme d'hectares par année. Le logiciel effectue les traitements spécifiés dans la simulation jusqu'à concurrence des superficies inscrites. Le logiciel traite les unités de simulation par ordre décroissant de superficie et jusqu'à atteinte du niveau inscrit. Si les superficies inscrites dépassent les superficies traitables, il y a saturation et le logiciel cesse de réaliser le traitement pour la période en cours. Il ne s'agit pas d'une condition d'erreur; simplement de saturation. Règle générale, les aménagistes «aturent » les superficies par traitement de manière à forcer une application complète de la stratégie d'aménagement.

Hypothèses générales : ERSN - AC3501

Générales Niveau d'aménagement

Longueur d'horizon : 150 années (30 périodes)

Pér.	Années	hectares/année							
		JAR	PJA	EC	ECI	CAM	CPRS	CS	
1	5	1000	1000	0	0	0	0	0	
2	10	1000	1000	0	0	0	0	0	
3	15	1000	1000	0	0	0	0	0	
4	20	1000	1000	0	0	0	0	0	
5	25	1000	1000	0	0	0	0	0	
6	30	1000	1000	0	0	0	0	0	
7	35	1000	1000	0	0	0	0	0	
8	40	1000	1000	0	0	0	0	0	
9	45	1000	1000	0	0	0	0	0	
10	50	1000	1000	0	0	0	0	0	
11	55	1000	1000	0	0	0	0	0	
12	60	1000	1000	0	0	0	0	0	
13	65	1000	1000	0	0	0	0	0	
14	70	1000	1000	0	0	0	0	0	
15	75	1000	1000	0	0	0	0	0	
16	80	1000	1000	0	0	0	0	0	
17	85	1000	1000	0	0	0	0	0	
18	90	1000	1000	0	0	0	0	0	

Simuler... ☐ Résultats sommaires Unités de simulation... Annuler Fermer

4.2 Hypothèses particulières de simulation

Une fois les hypothèses générales de simulation entrées, la simulation est lancée. Elle conduit à un deuxième tableau d'hypothèses appelé hypothèses particulières de simulation. Ici, l'aménagiste doit « composer », pour chaque unité de simulation, l'ensemble des interventions qui seront appliquées à chaque unité de simulation sur tout l'horizon de 150 ans. La fenêtre suivante présente cette interface. Elle présente l'ensemble des unités de simulation assorties des principales interventions qui leur sont attribuées. La séquence des interventions est préalablement définie pour s'adapter aux conditions initiales de chaque strate.

Hypothèses particulières : ERSN - AC3501

Mise à jour

1e intervention

2e intervention

3e intervention

Coupe finale

Retours

Unité simulation	Sup.	Prématurité	Prélèvement	R	N	Prélèvement	R	N	Prélèvement	R	N	Prélèvement	N	%1	%2	
FORESTIER -0001AG001	959.0	JAR_00	JARD24ERS	20	1	PJA24ERS	20	7		20	0			0	100	0
FORESTIER -0001AG004	362.4	PJA_00	PJA24ERS	20	7		20	0				20	0	0	100	0
FORESTIER -0001AG005	1760.0	JAR_00	JARD24ERS	20	8		20	0		20	0			0	100	0
FORESTIER -0001AG008	56.0	JAR_99		20	0		20	0		20	0			0	100	0
FORETHABIT-0001AG001	64.0	JAR_00	JARDEFAUT	25	8		20	0		20	0			0	0	0
FORETHABIT-0001AG004	3.0	JAR_40	JARDEFAUT	25	8		20	0		20	0			0	0	0
FORETHABIT-0001AG005	60.0	JAR_00	JARDEFAUT	25	8		20	0		20	0			0	0	0
RAVAGE -0001AG001	211.0	JAR_00	JARD24ERS	20	1	PJA24ERS	20	7		20	0			0	100	0
RAVAGE -0001AG004	38.7	PJA_00	PJA24ERS	20	7		20	0		20	0			0	100	0
RAVAGE -0001AG005	121.0	JAR_00	JARD24ERS	20	8		20	0		20	0			0	100	0
RAVAGE -0001AG008	63.0	JAR_99		20	0		20	0		20	0			0	100	0

Un affichage détaillé permet de visualiser toutes les hypothèses s'appliquant à une unité de simulation donnée.

Unité de simulation : FORESTIER -0001AG001

Compartiment : **Territoire de prod. de mat. ligneuse** Superficie : 959.0
 Str. d'aménagement : **Érables - série 21 strates 1 et 2**

Prématurité : **JAR_00** Taux : **FBNP** Blocage : 0 ans Maj... Départ : 0 ans Étalement : 20 ans

Première intervention		Deuxième intervention		Troisième intervention	
Prélèvement :	JARD24ERS	PJA24ERS	<AUCUN>		
Répartition par produit :	<TERRITOIRE>	<TERRITOIRE>	<TERRITOIRE>		
Durée rotation :	20 ans	20 ans	20 ans		
Nb de prélèvements :	1	7	0		
Nb Calculées :	1	1	1		
Nouveau taux :	ABCDAM	ABCDAM	<MÊME>		
Blocage :	0 ans	0 ans	0 ans		

Coupe finale		Retour 1		Retour 2	
Prélèvement :	<AUCUN>	% superficie :	100	0	
Répartition par produit :	<TERRITOIRE>	Âge de retour :	0	0	
Nbre coupes :	0	Scénario :	ERSJARD	<AUCUN>	
Années :	5				

Surface terrière maximale : 32

☐ Jardinage par parquets ☐ Jardinage par trouées

Dernière CPRS dans : ans % CPRS : %

Conventionnel Par parquets

Période couverte par l'hypothèse : 340 ans

L'interface qui précède décrit en détail la stratégie qui s'applique à une unité de simulation.

La Pré maturité est un indicateur qui renseigne l'aménagiste sur l'état initial de la strate en relation avec les seuils de maturité inscrits précédemment dans les hypothèses générales de simulation.

Le Taux est le taux de passage initial de la strate.

Le Départ est le nombre d'années que l'aménagiste désire attendre avant de traiter une strate, ceci dans le but de lui laisser le temps de croître et d'atteindre les seuils minimums pour être considérée comme traitable.

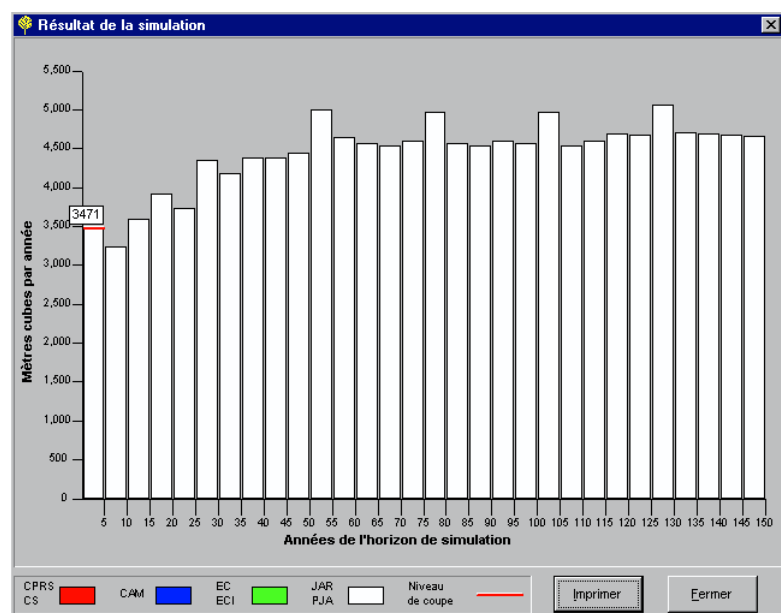
L'Étalement contrôle la durée de réalisation d'une intervention complète dans une unité de simulation donnée. Un étalement minimum de 5 ans est appliqué par défaut. L'aménagiste peut étaler un traitement davantage pour le répartir dans le temps. Cela produit un flux de volume plus régulier.

Les Première, Deuxième et Troisième interventions précisent la nature des traitements réalisés. Il est possible de changer de traitement trois fois (**Prélèvement**). Le temps d'attente entre deux prélèvements successifs (**Durée rotation**) est déterminé au préalable et inscrit ici. Chaque traitement peut être réalisé un certain nombre de fois (**Nb de prélèvements**). Lorsque plusieurs traitements identiques sont réalisés, l'aménagiste doit spécifier le nombre de calculs qui sont réalisés à partir du résiduel de chaque traitement. Par exemple, s'il spécifie 2 calculs, le logiciel calcule deux rotations à partir de l'état initial. La troisième et les subséquentes seront clonées sur la seconde plutôt qu'être recalculées. À partir des connaissances qu'il possède sur la dynamique des strates, l'aménagiste peut faire l'hypothèse que le taux de passage après le premier prélèvement change (**nouveau taux**).

Par la suite, il est possible d'inscrire une ou plusieurs **Coupes finales** si la stratégie prévue le prescrit. Après les coupes finales, l'aménagiste doit spécifier qu'elle sera l'évolution après coupe à l'aide des rubriques Retour 1 et Retour 2. Il spécifie à cet endroit le **Scénario** d'évolution approprié, préalablement créé dans *Sylva II*.

Une fois que toutes les hypothèses d'évolution sont attachées aux unités de simulation, l'aménagiste poursuit la simulation.

Les simulations réalisées avec *Sylva II* présentent, entre autres, un tableau sommaire des résultats ainsi qu'un histogramme. L'histogramme montre, par période de 5 ans, le volume produit par la stratégie. À la distinction du modèle « par courbes » qui présente, dans le même histogramme, à la fois des volumes récoltables et récoltés, le modèle de croissance « par taux » présente uniquement le volume récolté par période. L'histogramme peut aussi afficher les superficies traitées. Quant au tableau sommaire, il montre les superficies traitées de même que les volumes récoltés. Les deux figures suivantes montrent les affichages en question.



Sommaire de la simulation													
Périodes		Superficies traitées (hectares / an)					Volumes récoltés (mètres cubes / an)						
De	À	JAR+PJA	EC+ECI	CAM	CPRS+CS	Total	JAR+PJA	EC+ECI	CAM	CPRS+CS	Total		
1	1	1,918	0	0	0	1,918	16,074	0	0	0	16,074		
2	2	1,772	0	0	0	1,772	15,840	0	0	0	15,840		
3	3	1,769	0	0	0	1,769	17,186	0	0	0	17,186		
4	4	1,786	0	0	0	1,786	18,848	0	0	0	18,848		
5	5	2,065	0	0	394	2,459	17,745	0	0	6,563	24,308		
6	6	1,764	0	0	399	2,163	16,807	0	0	5,269	22,076		
7	7	1,736	0	0	374	2,110	16,964	0	0	4,496	21,460		
8	8	1,753	0	0	374	2,127	18,084	0	0	4,591	22,675		
9	9	1,645	0	0	418	2,063	16,799	0	0	4,202	21,001		
10	10	1,471	0	0	292	1,763	15,885	0	0	3,237	19,122		
11	11	1,445	0	0	291	1,736	15,754	0	0	3,274	19,028		
12	12	1,462	0	0	291	1,753	16,407	0	0	3,353	19,760		
13	13	1,645	0	0	0	1,645	16,303	0	0	0	16,303		
14	14	1,471	0	0	0	1,471	15,112	0	0	0	15,112		
15	15	1,445	0	0	0	1,445	14,707	0	0	0	14,707		
16	16	1,462	0	0	0	1,462	15,019	0	0	0	15,019		
17	17	1,645	0	0	0	1,645	14,662	0	0	0	14,662		
18	18	1,471	0	0	0	1,471	13,406	0	0	0	13,406		
19	19	1,445	0	0	0	1,445	12,866	0	0	0	12,866		
20	20	1,462	0	0	0	1,462	12,985	0	0	0	12,985		
21	21	1,645	0	0	0	1,645	14,580	0	0	0	14,580		
22	22	1,471	0	0	0	1,471	13,334	0	0	0	13,334		
23	23	1,445	0	0	0	1,445	12,866	0	0	0	12,866		
24	24	1,462	0	0	10	1,472	12,985	0	0	307	13,292		
25	25	1,645	0	0	42	1,687	14,580	0	0	1,326	15,906		
26	26	1,471	0	0	0	1,471	13,334	0	0	0	13,334		
27	27	1,445	0	0	0	1,445	12,866	0	0	0	12,866		
28	28	1,462	0	0	0	1,462	12,985	0	0	0	12,985		
29	29	1,645	0	0	47	1,692	14,580	0	0	1,470	16,050		
30	30	1,471	0	0	0	1,471	13,334	0	0	0	13,334		

Compartiments: Tous
Groupe de: 1
Pér.:
Histogramme:
☒ Volume
☐ Superficie
Rapports...
Exporter...
Hypothèses

4.2.1 Évaluation de la possibilité forestière à l'échelle d'un groupe de calcul

Dans la présente étude, l'exercice de mesure de la sensibilité du modèle « par taux » de *Sylva II* est restreint à des groupes de calcul individuels. Normalement, la possibilité forestière est déterminée par sommation des résultats de plusieurs groupes de calcul afin de mesurer la capacité d'un territoire complet à produire une essence ou un groupe d'essence de manière soutenue. Un groupe de calcul ne représente que certaines strates d'un territoire donné. La notion de possibilité à rendement soutenu, appliquée à un groupe de calcul individuel, constitue donc une exception de la définition reconnue. Généralement, les résultats d'un groupe de calcul sont davantage interprétés comme le niveau équilibré soutenu de récolte à l'échelle de ce groupe ou encore d'un niveau admissible maximal de récolte. Le Comité a cependant retenu la première approche parce qu'elle permet de mieux contrôler les analyses et d'en faciliter les interprétations.

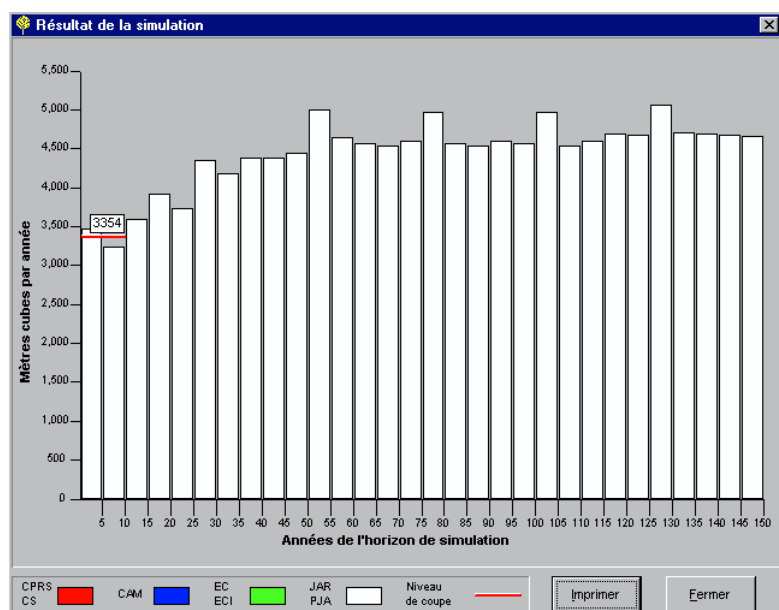
4.2.2 Évaluation classique de la possibilité à l'échelle d'un groupe de calcul

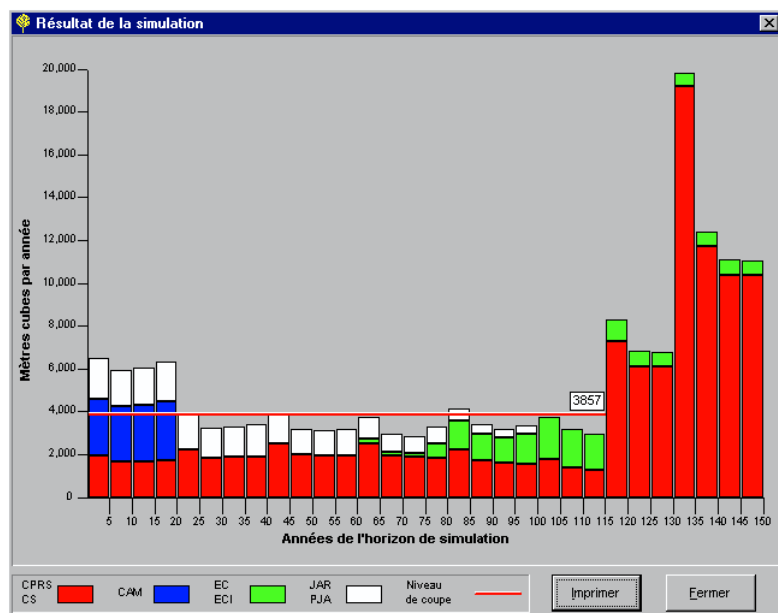
Tel que mentionné précédemment, dans les simulations effectuées à l'aide du modèle « par taux », les volumes apparaissant dans l'histogramme de simulation sont des volumes récoltés. Contrairement au modèle « par courbes », on peut récolter effectivement tous les volumes qui figurent dans l'histogramme sans compromettre la possibilité. En ce sens, la colonne la plus basse ne traduit pas la possibilité maximale soutenue; elle n'est que l'expression de la période où la

récolte possible est la plus faible, les autres périodes étant plus « prolifiques ». Il en découle que la méthode de calcul de la possibilité, à l'échelle d'un groupe de calcul, est différente. Le document « Méthode de calcul de la possibilité forestière avec *Sylva II* – Document de référence » explique les façons d'évaluer la possibilité dans le modèle « par taux » :

- ≠ si la première colonne est la plus basse, c'est le niveau de récolte moyen de cette colonne qui correspond au niveau admissible.
- ≠ si la première colonne est la plus haute et que toutes les autres décroissent graduellement, c'est la moyenne arithmétique du niveau de récolte moyen de toutes les colonnes qui correspond au niveau de coupe admissible.
- ≠ si la première colonne est plus haute que la suivante et que la hauteur des autres est variable, le niveau de coupe admissible correspond à la moyenne arithmétique la plus basse obtenue par un nombre variable et consécutif de colonnes à partir de la première.

Les deux figures suivantes présentent des exemples d'histogrammes où le niveau de coupe admissible survient à différents moments.

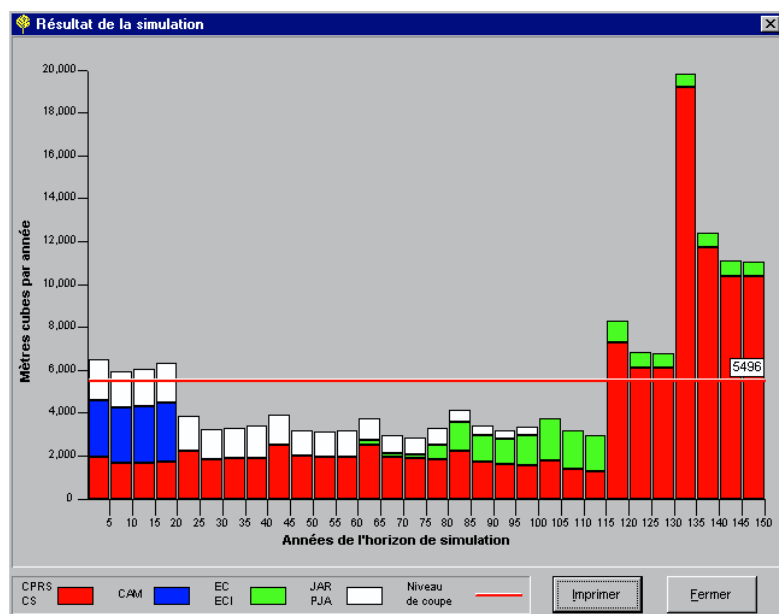
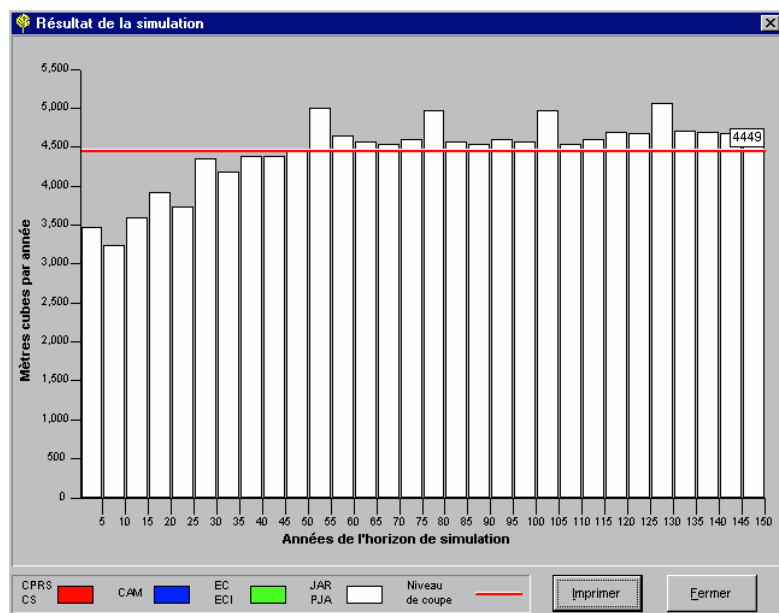




Le premier histogramme montre un niveau de coupe admissible minimum à la seconde période alors que le second montre un niveau minimum à la 23^e période de simulation.

On constate, autant dans le premier histogramme que dans le second, que la façon d'évaluer la possibilité classique peut masquer des potentiels de récolte intéressants. En effet, les calculs ne permettent d'exprimer ni dans le premier cas, ni dans le second, le volume appréciable récolté en fonction de la stratégie à long terme.

Pour cette raison, le Comité est d'avis que le volume moyen récoltable sur tout l'horizon de simulation doit être présenté dans les analyses de sensibilité au même titre que le volume évalué selon la méthode classique puisque cette donnée est porteuse d'une information supplémentaire qui jette un autre éclairage sur l'impact de la stratégie simulée. On ne saurait trop insister sur le fait que cette notion n'invalide pas la méthode classique. Les deux histogrammes suivants présentent les mêmes résultats que les deux précédents, mais le calcul du niveau de coupe admissible moyen est calculé sur les 30 périodes de simulation. Le volume récoltable passe de 3 354 m³/an à 4 449 m³/an dans le premier cas et de 3 857 m³/an à 5 496 m³/an dans le second.

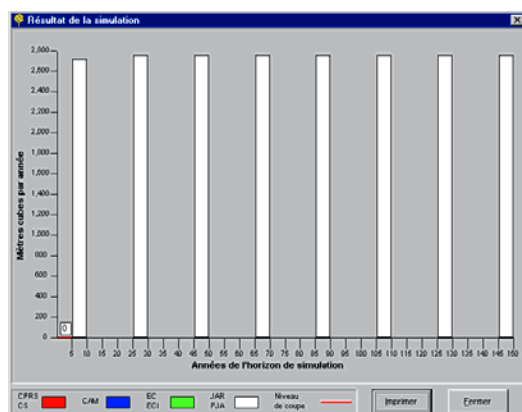


4.3 Effet intrinsèque des paramètres modulant la croissance par taux de passage

Avant de présenter les résultats, l'auteur tient à clarifier, pour le lecteur, l'effet spécifique de chacun des paramètres de croissance par taux. Les explications et les illustrations qui suivent en détaillent le fonctionnement.

4.3.1 Départ

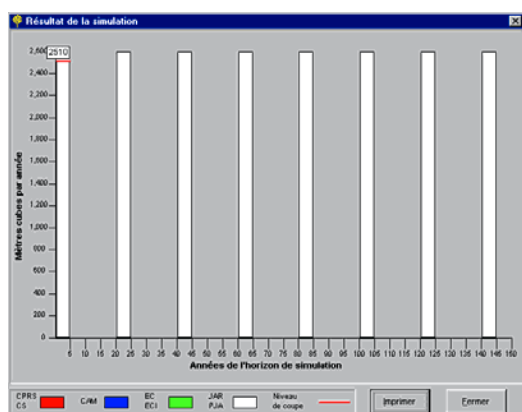
Un délai d'une période est appliqué pour laisser croître la strate.



On remarque que la possibilité tombe à zéro puisque aucun volume n'est prélevé à la première période. Comme les tests de sensibilité se veulent systématiques, ce paramètre ne fait pas l'objet de tests puisqu'il provoque une annulation de la possibilité.

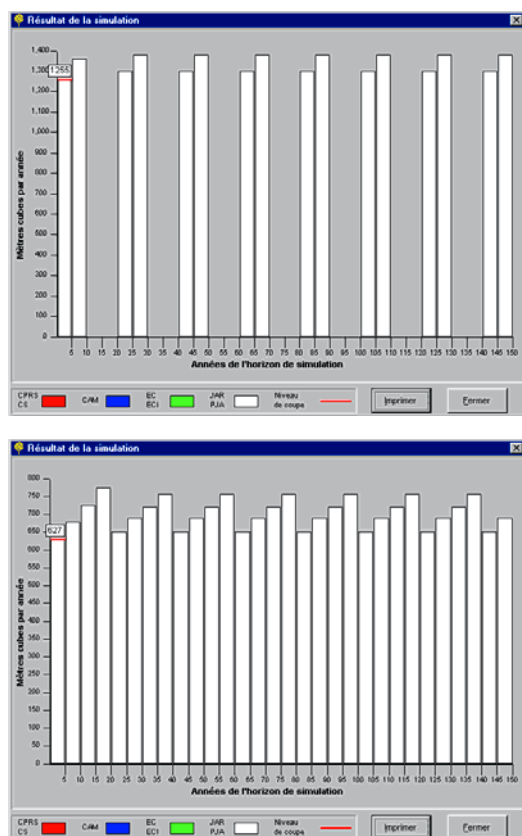
4.3.2 Étalement

L'étalement unitaire est de 5 ans, soit une période. La totalité du volume récolté dans une unité de simulation, durant une rotation, l'est durant la première période de réalisation du traitement. L'histogramme produit le résultat suivant.



On constate que la rotation est de 20 ans. Le volume prélevé au second prélèvement est différent du premier parce que le taux de passage a été changé, à la hausse, après le premier prélèvement. Les prélèvements subséquents sont identiques au second parce qu'ils n'ont pas été re-

calculés. On peut varier la durée de l'étalement jusqu'à concurrence de la durée de la rotation. Les figures suivantes montrent un étalement de 10 ans, puis de 20 ans, soit la durée de la rotation.

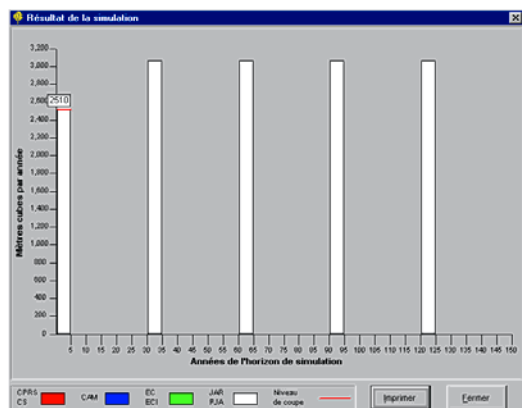


On note qu'à l'échelle d'une rotation, le volume croît d'une période à l'autre, ceci à cause des taux de passage qui font croître la partie de l'unité de simulation qui est en attente d'être récoltée. L'étalement a pour effet d'adoucir le flux de bois.

4.3.3 Rotation

La rotation est temps requis par une strate pour se reconstituer à la suite d'un prélèvement partiel. Pour un même prélèvement, la rotation peut changer d'une strate à l'autre selon sa capacité à se reconstituer. L'aménagiste qui exécute une simulation dans le modèle « par taux » doit évaluer la réaction des strates simulées aux prélèvements qui sont prévus par la stratégie. Il peut ajuster à la fois le prélèvement et la rotation pour assurer une reconstitution de chaque strate. Une rotation trop courte provoque un épuisement des volumes. Une rotation trop longue peut priver la récolte d'un volume potentiel.

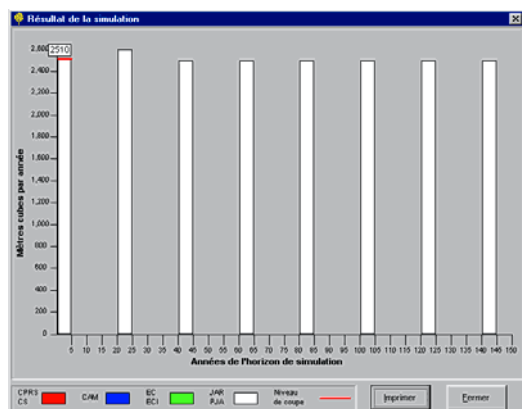
L'illustration suivante présente une rotation de 30 ans.

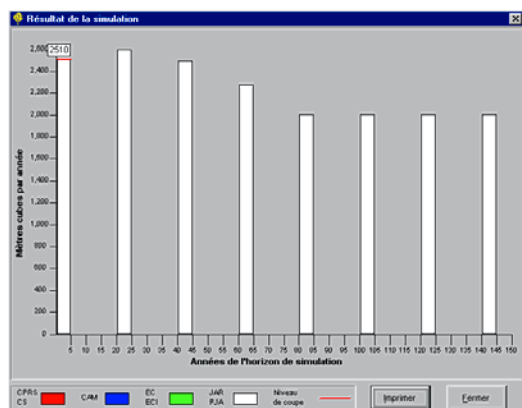


Si l'on compare ce test avec le test de référence où la rotation est de 20 ans, on remarque que cinq prélèvements sont possibles durant l'horizon de simulation alors que huit l'étaient avec une rotation de 20 ans. Le volume prélevé durant les rotations de 30 ans est plus important, mais le cumulatif est plus faible. Ainsi, le volume moyen récoltable durant les 30 périodes est de 690 m^3 par année pour des rotations de 20 ans alors qu'il est de 492 m^3 pour des rotations de 30 ans.

4.3.4 Nombre de calculs

L'aménagiste spécifie combien de nouveaux calculs le logiciel doit effectuer après les interventions. Dans les figures suivantes, deux, puis quatre calculs sont effectués.



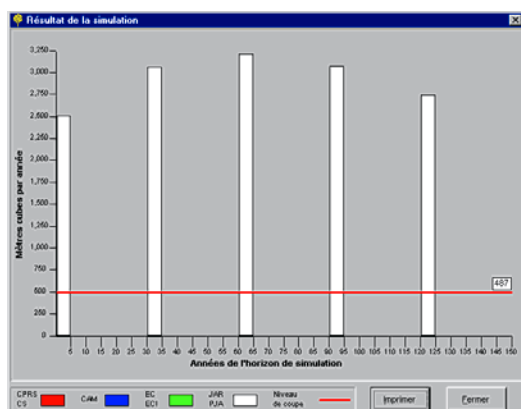
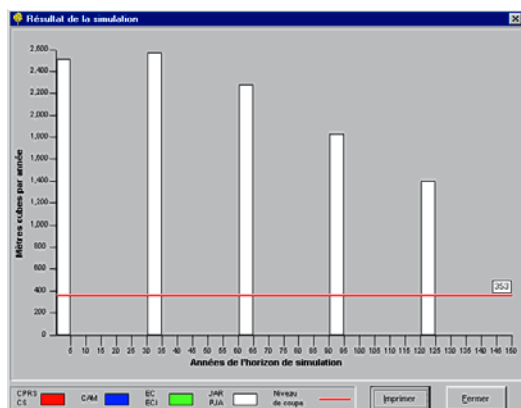


On remarque que les premières colonnes sont différentes à chaque nouveau calcul. Elles sont clonées après le dernier calcul. Le nombre de calcul peut mettre en évidence le fait qu'une première rotation paraisse bien calibrée pour une strate donnée, mais qu'elle provoque un épuisement du volume subséquent.

4.3.5 Taux de passage

Le taux de passage exprime la performance de croissance d'une strate donnée. Selon les conditions en place, ce taux peut varier. Il peut aussi changer selon l'évolution de la strate. Ainsi, on note parfois que la croissance peut être améliorée à la suite d'une ouverture provoquée par un prélèvement. L'inverse est aussi vrai si la récolte n'est pas effectuée tel que prévu. L'aménagiste qui effectue une simulation doit choisir le taux de passage le plus approprié à chaque strate, que ce soit avant ou après le prélèvement.

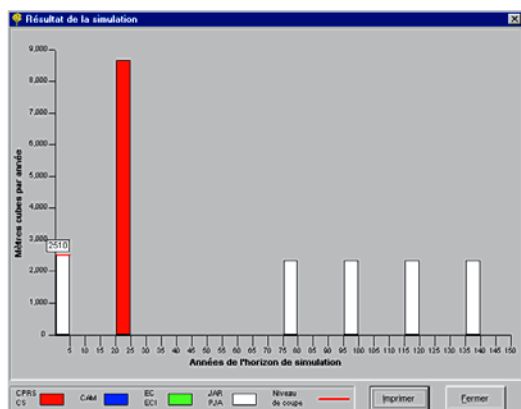
Les illustrations suivantes montrent l'effet d'un changement de taux de passage sur une strate donnée. La première illustration montre l'effet d'un taux de passage initial qui demeure inchangé après prélèvement alors que le second montre l'effet d'un taux dit « bonifié » ou amélioré, après intervention.

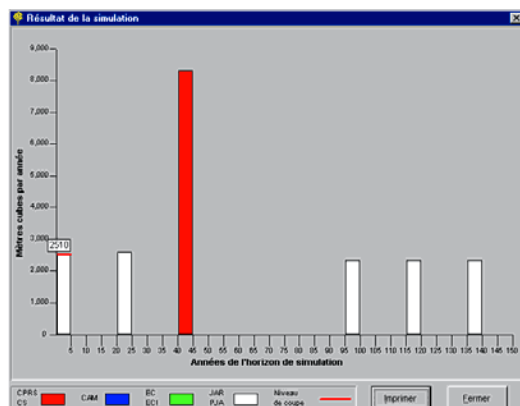


On remarque que le volume récoltable moyen s'est accru dans le second cas.

4.3.6 Nombre de coupes partielles avant coupe finale

Dans certaines unités de simulation, la stratégie peut prévoir de réaliser des coupes finales après des rotations de coupes partielles. Le nombre de coupes partielles peut varier. Les illustrations suivantes présentent l'effet entraîné par cette variation.

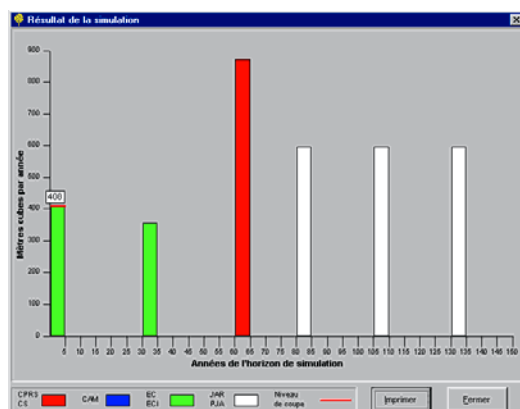
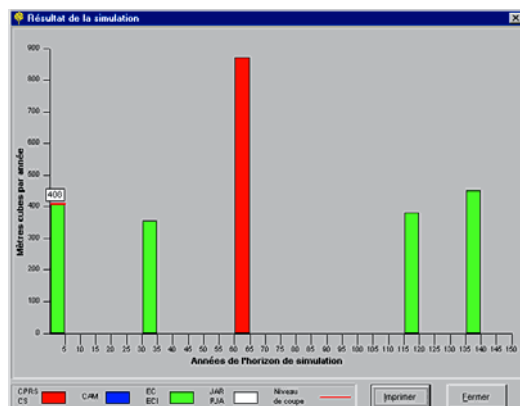




On remarque que la coupe finale survient après une seule rotation dans le premier cas. Une fois qu'une coupe finale est appliquée, un « scénario d'évolution » prend en charge l'évolution de la strate. Ce scénario est élaboré en aval du calcul et implanté ici. Les coupes partielles succédant à la coupe finale font partie de ce scénario. Le volume moyen de bois récoltable varie selon les volumes escomptés des premières coupes partielles et du volume que permettent de produire toutes les coupes du scénario d'évolution.

4.3.7 Scénario d'évolution

Un scénario d'évolution constitue généralement une hypothèse de retour après coupe finale dans une unité de simulation donnée. Les scénarios sont des entités autonomes dans *Sylva II*. Ils décrivent toute l'évolution d'une strate sur un horizon de simulation défini, incluant un ou plusieurs traitements. Des scénarios sont proposés au Manuel d'aménagement des forêts publiques. L'aménagiste peut utiliser ces scénarios et les adapter aux conditions locales en guise d'hypothèse d'évolution. Comme un scénario intègre des éléments d'une stratégie, il est possible de le moduler selon les objectifs ou selon les potentiels des sites. Les illustrations suivantes présentent différents scénarios appliqués à une unité de simulation. Le premier présente une coupe finale suivie de coupes partielles d'éclaircie. Le second présente une coupe finale suivie de jardinages.



On remarque que la nature des traitements change après coupe finale. L'occurrence des traitements et les rendements sont aussi différents. En calculant le volume moyen récoltable sur 30 périodes, on réalise que la première stratégie peut produire 82 m³ par année alors que le second produit 114 m³/an.

Comme les scénarios d'aménagement intègrent plusieurs traitements, il est possible de tester une panoplie considérable de scénarios en analyse de sensibilité. Cependant, plusieurs scénarios traduisent des stratégies alternatives. Or le Comité est d'avis que les tests de sensibilité doivent s'appliquer sur des variations autres que le choix de stratégies alternatives où la gamme des variations est presque illimitée. Le Manuel d'aménagement propose deux types de variations en matière de scénarios d'évolution. Dans un premier cas, l'aménagiste peut choisir entre des scénarios extensifs, où seule la coupe finale est présente et des scénarios intensifs, où des coupes partielles figurent. Dans le second cas, l'aménagiste peut plutôt choisir entre des scénarios pour sites riches, moyens ou pauvres, la programmation des traitements demeurant la même. Ce dernier type de variation est plus approprié pour les analyses de sensibilité puisqu'il n'introduit pas

de modification importante de la stratégie de référence. Seul le potentiel du site distingue les scénarios. Or ce paramètre est parfois difficile à confirmer lors de la préparation d'une stratégie d'aménagement. La réalisation de tests de sensibilité basée sur le choix de scénarios de différents potentiels est donc appropriée.

5 RÉSULTATS DES TESTS DE SENSIBILITÉ

5.1 Tests de sensibilité sur les taux de passage

GROUPES DE CALCUL

AC7401SG - ERS Ref	Référence
AC7401SG - ERS Jardefaut	Jardinage par défaut
AC7401SG - ERS Jardefaut TxNat	Jardinage par défaut et taux naturels

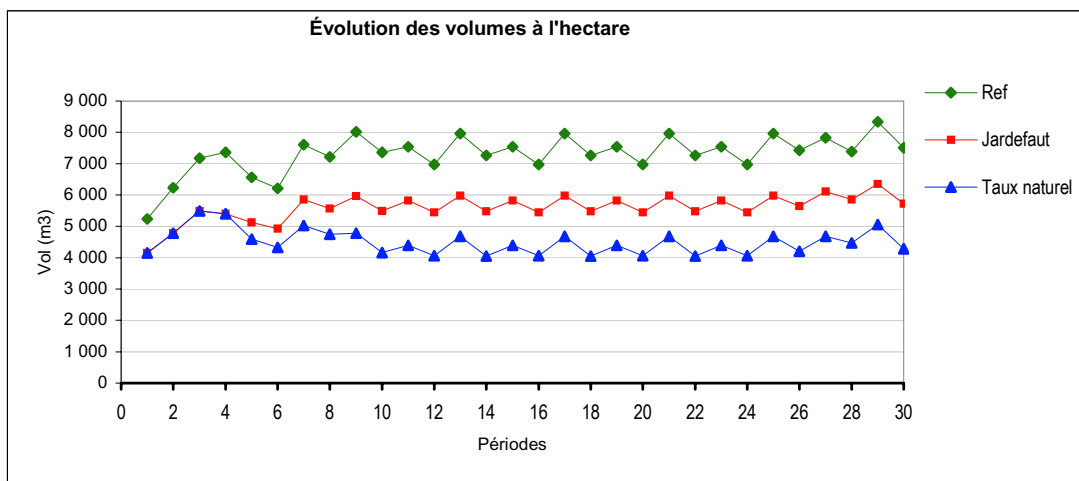
Dans ce groupe de calcul, deux traitements différents sont prévus dans la stratégie d'origine. Le groupe de calcul « ERS Ref » intègre la simulation de ces traitements d'origine. Les traitements de la stratégie de « ES Ref » comportent tous deux des prélèvements très variables par essence et par classe de diamètre. Ce type de traitement peut induire des variations sur le volume récolté importantes selon les strates où il s'applique. Afin de réduire l'impact de ces variations sur les tests de sensibilité, on choisit de remplacer tous les traitements sylvicoles par un traitement de « jardinage par défaut » tel que prescrit au Manuel d'aménagement. Cette modification de la stratégie est incorporée au groupe de calcul « ERS Jardefaut ». Le traitement consiste à prélever 30 % du volume toutes essences, toutes classes de diamètre. Il ne comporte donc pas de biais intrinsèque quant aux volumes prélevés.

Dans la simulation de « jardinage par défaut », la borne de référence est le taux de passage inscrit à chaque strate dans la stratégie sylvicole d'origine. Le taux avant traitement est déterminé par le couvert de la strate, sa densité et la présence ou non d'une perturbation. Règle générale, le taux utilisé après traitement est un taux supérieur au précédent, soit le taux « ABCD avec mortalité ».

Aux fins de l'exercice, une variation de ce paramètre est testée, soit l'application, en tout temps, du taux de passage initial. En effet, il est possible de simuler la croissance en conservant le

taux naturel qui précède le premier traitement. Encore une fois, le traitement sylvicole inscrit est substitué pour le jardinage par défaut.

Comme la période critique du groupe de calcul ERS survient à court terme, le changement de taux de passage a un effet nul sur la possibilité. Cependant, si on examine le volume récoltable sur tout l’horizon de simulation, la perte est de 19,6 %. Le taux de passage a donc un effet significatif uniquement lorsque les périodes critiques surviennent à long terme ou qu’on prend en considération le volume récoltable sur tout l’horizon de simulation. La figure suivante illustre la variation du volume récolté par période pour la simulation d’origine (Ref), la simulation avec jardinages par défaut (Jardefaut) et la simulation sur les taux naturels.



Le tableau suivant présente les variations de possibilité observées avec la variation des taux de passage. Le lecteur gardera à l’esprit que les autres simulations effectuées sur le groupe 7401 ERS utilisent « AC7401 – ERS Jardefaut » comme base de référence.

TABLEAU 5 : *Variations de possibilité observées avec la variation des taux de passage*

Groupe de calcul		Possibilité	Poss sur 30 p	÷ Poss	÷ sur 30 P	÷ Poss relatif à jard défaut	÷ 30 P relatif à jard défaut
AC7401 ERS Ref	Référence	5236	7304				
AC7401- ERS Jardefaut	Jardinage par défaut	4148	5596	-20,8%	-23,4%		
AC7401 ERS Jardefaut TxNat	Jardinage par défaut et taux naturels	4148	4497	-20,8%	-38,4%	0,0%	-19,6%

5.2 Tests de sensibilité sur les étalements

GROUPES DE CALCUL

AC7401SG - ERS Jardefaut Etal1	Jardinage par défaut et étalement unitaire
AC7401SG - ERS Jardefaut EtalRot	Jardinage par défaut et étalement = rotation

L'étalement représente le nombre de périodes requises pour réaliser un traitement sur la superficie totale d'une strate. Selon la stratégie adoptée, il est possible de réaliser un traitement sur un minimum d'une période de simulation, soit 5 ans, ou de l'étaler sur une durée égale à une rotation complète. La maximisation de l'étalement a généralement pour effet de régulariser la sortie des volumes, les périodes de pointe étant décalées dans le temps.

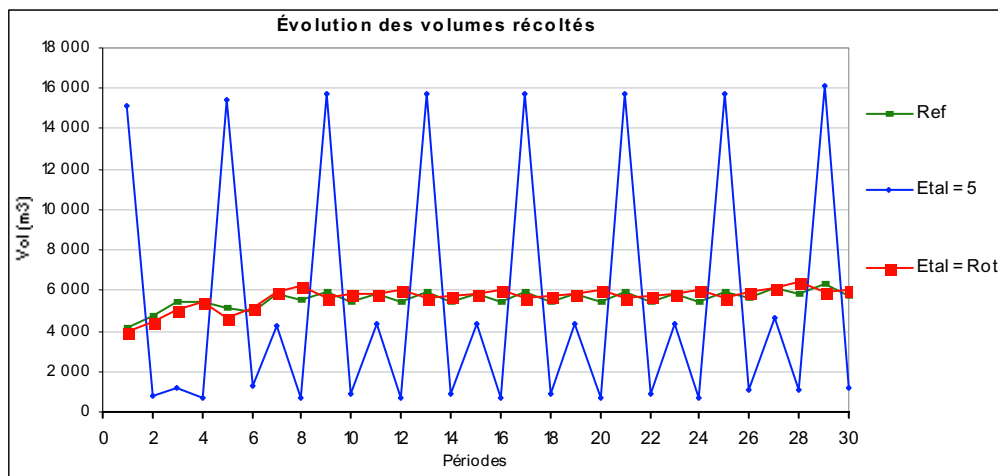
La borne de référence est l'étalement inscrit dans la stratégie sylvicole d'origine modifiée pour comporter des jardinages par défaut. Dans le graphique ci-dessous, elle est codée « Ref ». L'étalement y varie de 5 à 20 ans selon les strates. L'aménagiste choisit les strates qui seront récoltées plus rapidement et celles dans lesquelles le traitement sera davantage étalé.

Aux fins de l'exercice, l'étalement a été altéré systématiquement de façon suivante : étalement unitaire (1 période), et étalement égal à la rotation.

Pour un étalement unitaire, le test de sensibilité montre un écart positif de 6,7 % par rapport à la référence. Cela s'explique par le fait qu'une proportion plus grande de volume est prélevée dès les premières périodes. Pour un étalement égal à la rotation, l'écart est de -3,5 %. Cela s'explique par le fait qu'on repousse à plus tard la récolte de volumes qui auraient été requis à

court terme. Dans tous les cas, la première période demeure critique. La sensibilité à l'étalement est particulièrement élevée lorsque les périodes critiques surviennent à court terme parce qu'il a pour effet de rendre disponibles, ou non, des volumes.

Cependant, l'étalement des traitements, utilisé dans la simulation pour régulariser le flux des volumes, peut être difficilement applicable sur le terrain. En effet, la simulation de données regroupées (strates) et la dispersion des peuplements d'une même strate sur le territoire ont pour effet de favoriser un étalement naturel complet des traitements. Si le « levier » étalement permet d'exercer un contrôle mathématique du flux des volumes dans le logiciel de simulation, son application terrain peut être mise en doute.



Le tableau suivant présente les variations de possibilité observées avec la variation des étalements.

TABLEAU 6 : Variations de possibilité observées avec la variation des étalements

Groupe de calcul		Possibilité	Poss sur 30 p	÷ Poss	÷ sur 30 P
AC7401 ERS Ref	Référence	5236	7304		
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=5	Jardinage par défaut et étalement unitaire	4427	5531	6,7%	-1,2%
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=Rot	Jardinage par défaut et étalement = rotation	4003	5669	-3,5%	1,3%

5.3 Tests de sensibilité sur les rotations

GROUPES DE CALCUL

AC7401SG - ERS Jardefaut Rot+5	Jardinage par défaut et rotation plus 5 ans
AC7401SG - ERS Jardefaut Rot-5	Jardinage par défaut et rotation moins 5 ans
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=Rot - Rot+5	Jardinage par défaut et étalement = rotation et rotation plus 5 ans
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=Rot - Rot-5	Jardinage par défaut et étalement = rotation et rotation moins 5 ans

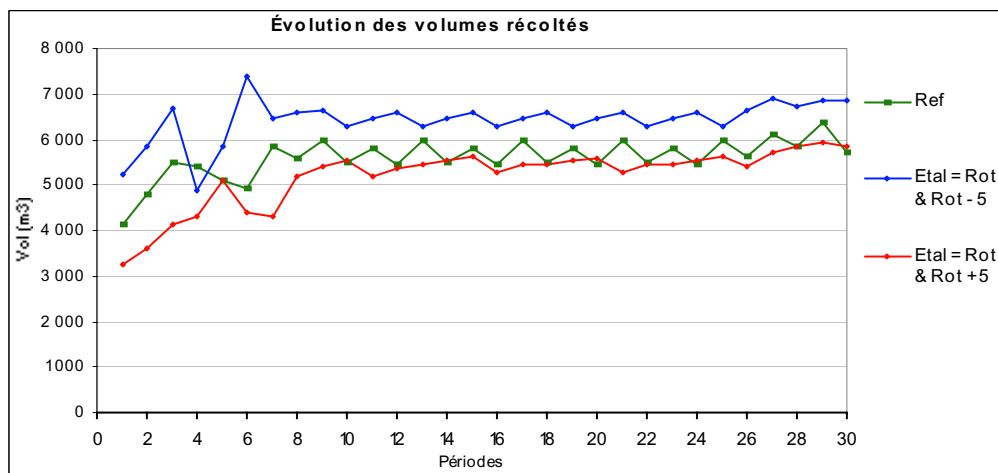
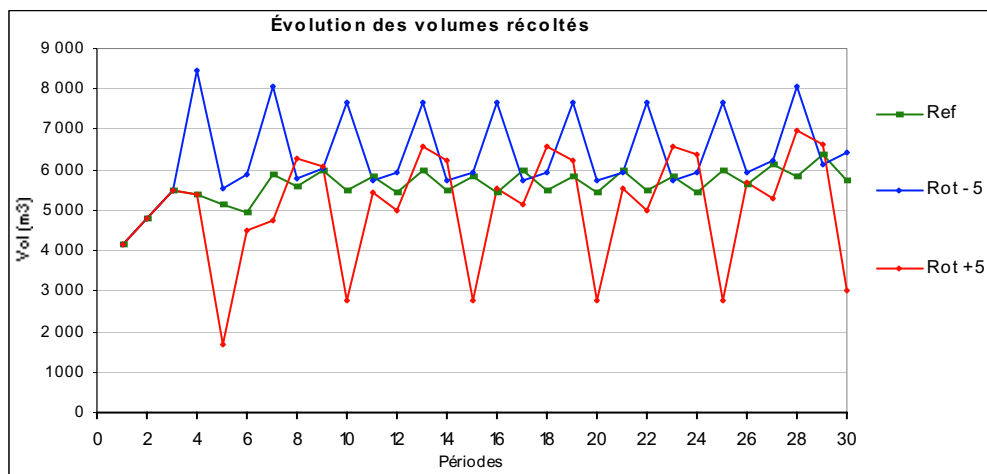
La durée des rotations est déterminée par expérimentation d'un traitement particulier sur une strate. Elle peut varier si une des deux composantes varie. Comme pour les traitements, l'aménagiste détermine la rotation optimale pour chaque strate.

La borne de référence est la rotation inscrite dans la stratégie sylvicole d'origine modifiée avec des jardinages par défaut (AC7401SG - ERS Jardefaut). Selon les strates, elle varie de 4 à 6 périodes. L'étalement est marié avec la durée de la rotation pour chaque strate.

Aux fins de l'exercice, deux variations arbitraires de ce paramètre sont testées, soit une rotation raccourcie de 5 ans et une rotation allongée de 5 ans. De plus, dans un premier cas, les étalements de la stratégie sont conservés alors que dans le second cas, ils sont ajustés à la durée de la rotation.

Lorsqu'on conserve les étalements d'origine, la variation de la possibilité est nulle quel que soit la durée de la rotation et la première période demeure critique. Cela s'explique par le fait que la variation des rotations n'a d'impact que sur des volumes récoltés après une rotation complète, soit après au moins 4 périodes.

Lorsque les étalements sont ajustés à la durée des rotations, les écarts sont plus grands. Lorsque la rotation est raccourcie de 5 ans, la variation de possibilité est de 26,2 %. La variation de l'étalement se traduit par une récolte plus hâtive. À l'opposé, lorsque la rotation est allongée de 5 ans, la possibilité chute de 21,3 %. L'étalement proportionnel du volume explique ce décalage.



Le tableau suivant présente les variations de possibilité observées avec la variation des rotations combinées à la variation des étalements.

TABLEAU 7 : Variations de possibilité observées avec la variation des rotations combinées à la variation des étalements

Groupe de calcul		Possibilité	Poss sur 30 p	÷ Poss	÷ sur 30 P
AC7401 ERS Ref	Référence	5236	7304		
AC7401SG - ERS Jardefaut Rot+5	Jardinage par défaut rotation plus 5 ans	4148	5072	0,0%	-9,4%
AC7401SG - ERS Jardefaut Rot-5	Jardinage par défaut rotation moins 5 ans	4148	6383	0,0%	14,1%
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=Rot - Rot+5	Jardinage par défaut et étalement = rotation et rotation plus 5 ans	3265	5190	-21,3%	-7,3%
AC7401SG - ERS Jardefaut Etal=Rot - Rot-5	Jardinage par défaut et étalement = rotation et rotation moins 5 ans	5235	6421	26,2%	14,7%

5.4 Tests de sensibilité sur le nombre de rotations calculées

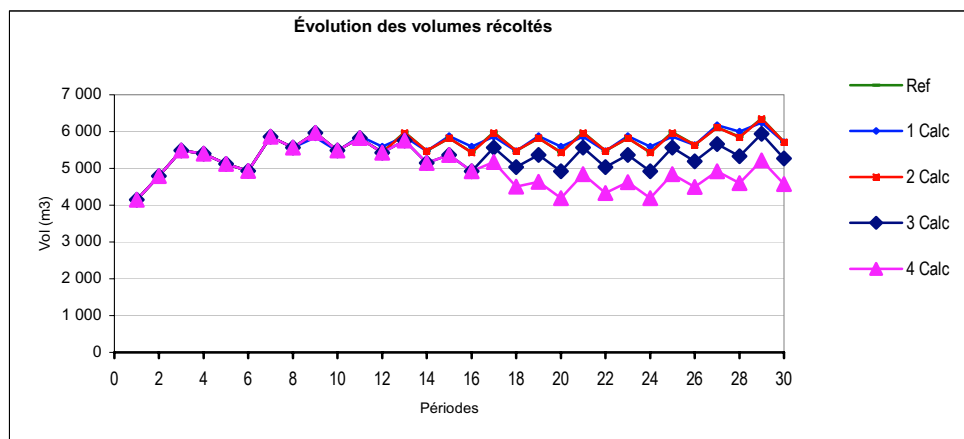
GROUPES DE CALCUL

AC7401SG - ERS Jardefaut 1Calc	Jardinage par défaut et 1 calcul
AC7401SG - ERS Jardefaut 2Calc	Jardinage par défaut et 2 calculs
AC7401SG - ERS Jardefaut 3Calc	Jardinage par défaut et 3 calculs
AC7401SG - ERS Jardefaut 4Calc	Jardinage par défaut et 4 calculs

Le modèle de simulation par taux de passage autorise l'utilisateur à choisir le nombre de rotations calculées à partir du résiduel de chaque prélèvement. Un calcul représente une rotation complète. En principe, le modèle est conçu pour refaire croître le volume après chaque prélèvement en appliquant les taux de passage. Si on décide de limiter le nombre de calculs, les rotations succédant au dernier calcul sont uniquement « clonées » sur ce dernier. Aucun véritable calcul n'est effectué. Habituellement, les aménagistes limitent le nombre de calculs à 1 ou 2, mais on rencontre aussi 3 et même 4 calculs. Comme le logiciel ne valide pas la durée des rotations, l'application de rotations successives, issue chacune d'un nouveau calcul, se fait donc de façon aveugle, sans égard à l'état ponctuel de la strate au moment d'effectuer un prélèvement. Souvent, on constate que les rotations tardives se feront dans des strates dont l'état n'est plus conforme aux exigences du traitement.

La borne de référence est le nombre de calculs inscrit dans la stratégie sylvicole d'origine, modifiée avec des jardinages par défaut. Il varie de 1 à 2 calculs selon les strates. Aux fins de l'exercice, le nombre de calculs varie arbitrairement de 1 à 4 calculs.

Comme la période critique du groupe de calcul ERS survient à court terme, toutes les variations du nombre de calculs ont un effet nul sur la possibilité. Cependant, si on examine le volume récoltable sur tout l'horizon de simulation, l'effet passe de -0,1 %, pour 1 calcul, à -10,5%, pour 4 calculs. Le nombre de calculs a donc un effet significatif uniquement lorsque les périodes critiques surviennent à long terme ou qu'on prend en considération le volume récoltable sur tout l'horizon de simulation.



Le tableau suivant présente les variations de possibilité observées avec la variation du nombre de rotations calculées.

TABLEAU 8 : *Variations de possibilité observées avec la variation du nombre de rotations calculées*

Groupe de calcul		Possibilité	Poss sur 30 p	÷ Poss	÷ sur 30 P
AC7401SG - ERS Jardefaut	Référence	4148	5596		
AC7401SG - ERS Jardefaut 1Calc	Jardinage par défaut et 1 calcul	4148	5591	0,0%	-0,1%
AC7401SG - ERS Jardefaut 2Calc	Jardinage par défaut et 2 calculs	4148	5591	0,0%	-0,1%
AC7401SG - ERS Jardefaut 3Calc	Jardinage par défaut et 3 calculs	4148	5330	0,0%	-4,8%
AC7401SG - ERS Jardefaut 4Calc	Jardinage par défaut et 4 calculs	4148	5011	0,0%	-10,5%

5.5 Tests de sensibilité sur le nombre de coupes partielles avant coupe finale

GROUPES DE CALCUL

7120TAUX - ERS - 1J1CalcCR	1 jardinage, 1 calcul, puis coupe finale
7120TAUX - ERS 2J2CalcCR	2 jardinages, 2 calculs, puis coupe finale
AC7121 - PIN 1CP1CalcCR	1 coupe partielle, 1 calcul, puis coupe finale
AC7121 - PIN 2CP2CalcCR	2 coupes partielles, 2 calculs, puis coupe finale

Les strates d'essences tolérantes sont parfois simulées en coupes partielles conduisant à des coupes finales lorsque des problèmes de dégradation sont rencontrés. Selon l'état initial de ces strates, une ou deux coupes partielles peuvent être réalisées avant d'appliquer une coupe finale. À l'occasion, la décision de réaliser une ou deux coupes partielles est délicate et peut se traduire

par des variations sur les résultats de simulation. Il est donc pertinent d'effectuer une analyse de sensibilité sur ce paramètre. Deux groupes de calcul sont retenus pour effectuer ces analyses :

- € le groupe ERS de l'aire commune 7120 comporte plusieurs cas de coupes totales faisant suite à des coupes partielles dans des érablières dégradées.
- € le groupe PIN de l'aire commune 7121 comporte plusieurs traitements d'éclaircie commerciale conduisant à une coupe finale.

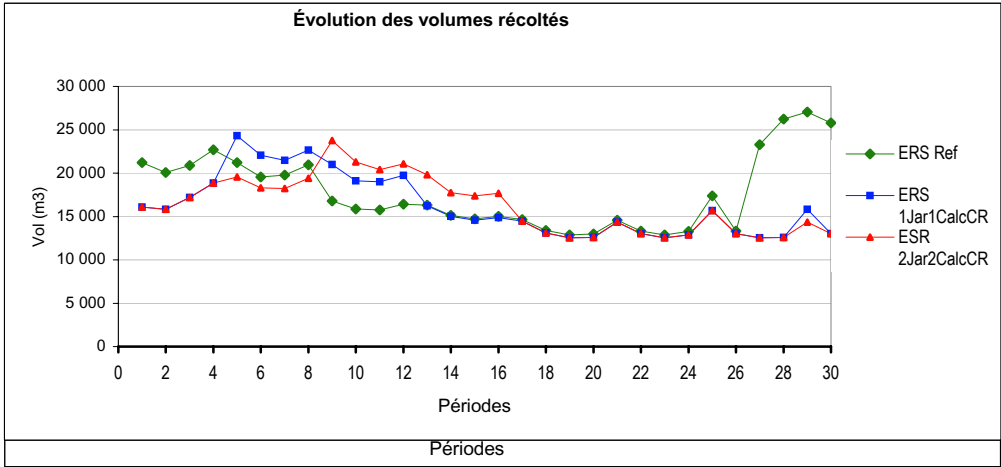
Dans les deux cas, la marge des variations testées est une coupe partielle (avec un calcul) suivie d'une coupe finale, deux coupes partielles (avec deux calculs) suivies d'une coupe finale et le cas de référence.

La borne de référence, pour chacun des groupes de calcul, est le nombre de coupes partielles inscrit dans la stratégie sylvicole d'origine. Il varie de 0 à 2 calculs selon les strates.

Dans le groupe de calcul 7120 ERS, la possibilité chute de 3,8 % lorsqu'on réalise systématiquement une coupe partielle et de 1,7 % lorsque deux coupes partielles sont appliquées. Si l'on examine le volume récoltable sur tout l'horizon de simulation, l'effet passe à -8,9 % et à -10,3 % respectivement. On constate donc que la simulation de référence est relativement optimisée en ce qui a trait à l'agencement temporel des récoltes partielles et finales en fonction de l'état initial des strates. De plus, le fait de réaliser une ou deux coupes partielles avant la coupe finale, décale des strates qui sont récoltées immédiatement en coupe finale dans la simulation d'origine. Ces strates sont à nouveau récoltées en coupe finale après 120 ans du fait qu'elles sont simulées avec des scénarios d'évolution qui incluent des coupes finales. Si des coupes partielles surviennent au début, les coupes finales des scénarios dépassent l'horizon de simulation de 150 ans, d'où les rendements plus faibles exprimés à long terme par les deux tests avec une et deux coupes partielles. Les périodes critiques, dans les deux tests, sont donc ramenées à court terme, faute de volume récoltable suffisant. Dans la simulation de référence, la période critique est la 26^e.

Dans le groupe de calcul 7121 PIN, la possibilité chute de 4,7 % lorsqu'on réalise systématiquement une coupe partielle et de 4,8 % lorsque deux coupes partielles sont appliquées. Si l'on examine le volume récoltable sur tout l'horizon de simulation, l'effet s'atténue et passe à + 0,2 %

et à $-1,2\%$ respectivement. Encore une fois, on constate que la simulation de référence est pratiquement optimisée en ce qui a trait à l'agencement temporel des récoltes partielles et finales en fonction de l'état initial des strates. Lorsqu'une seule coupe partielle est réalisée avant coupe finale, une carence de volume se manifeste à moyen terme. Si deux coupes partielles précèdent la coupe finale, la carence de volume se produit à court terme. Dans la simulation de référence, le balancement des superficies dans les deux scénarios de traitements équilibre les volumes. Cependant, l'agencement des traitements dans la simulation ne se traduit pas nécessairement de façon identique sur le terrain. La simulation de données regroupées (strates), la dispersion sur le territoire et les besoins ponctuels des industries ont parfois pour conséquence de récolter des peuplements différents de ceux qui sont récoltés dans le logiciel de simulation. En conséquence, on n'est pas assuré de pouvoir mettre en application un agencement de traitements adapté à l'état des strates.



Le tableau suivant présente les variations de possibilité observées avec la variation du nombre de coupes partielles avant la coupe finale.

TABLEAU 9 : *Variations de possibilité observées avec la variation du nombre de coupes partielles avant la coupe finale*

Groupe de calcul		Possibilité	Poss sur 30 p	÷ Poss	÷ sur 30 P
7120TAUX - ERS ref	Référence	16579	17780		
7120TAUX - ERS 1J1CalcCR	1 jardinage, 1 calcul, puis coupe finale	15956	16201	-3,8%	-8,9%
7120TAUX - ERS 2J2CalcCR	2 jardinages, 2 calculs, puis coupe finale	16303	15956	-1,7%	-10,3%
AC7121 - PIN Ref	Référence	64632	90499		
AC7121 - PIN 1CP1CalcCR	1 coupe partielle, 1 calcul, puis coupe finale	61579	90686	-4,7%	0,2%
AC7121 - PIN 2CP2CalcCR	2 coupes partielles, 2 calculs, puis coupe finale	61541	89425	-4,8%	-1,2%

5.6 Tests de sensibilité sur le choix des scénarios d'évolution

GROUPES DE CALCUL

AC03101 - RBOU ref	Référence
AC03101 - RBOU fort	Scénarios pour sites riches
AC03101 - RBOU faible	Scénarios pour sites pauvres

7120TAUX - PIN ref	Référence
7120TAUX - PIN fort	Scénarios pour sites riches
7120TAUX - PIN faible	Scénarios pour sites pauvres

7120TAUX - BOU ref	Référence
7120TAUX - Bou-fort	Scénarios pour sites riches
7120TAUX - BOU faible	Scénarios pour sites pauvres

Comme les scénarios d'évolution visent principalement à produire des structures équiennes plutôt qu'inéquiennes, ils conduisent presque invariablement à des coupes finales. Différents scénarios d'évolution sont proposés au Manuel d'aménagement des forêts publiques du MRNFP. Pour une même production, des scénarios intensifs et extensifs sont suggérés. Les orientations de la stratégie d'aménagement, élaborées pour un territoire donné, dictent le choix d'un scénario ou l'autre.

Trois groupes de calculs sont utilisés pour effectuer des tests de sensibilité avec les scénarios d'évolution :

- ≠ le groupe RBOU de l'aire commune 3101 comporte plusieurs superficies aménagées en parquets ;
- ≠ le groupe PIN de l'aire commune 7120 comporte plusieurs scénarios d'éclaircies successives conduisant à des coupes finales ;
- ≠ le groupe BOU de l'aire commune 7120 comporte plusieurs superficies aménagées en parquets.

Dans les trois groupes de calcul, les variations testées portent sur le choix de scénarios pour sites riches ou pauvres. Le choix d'un scénario intensif plutôt qu'extensif n'est pas pris en compte dans les tests, simplement parce que ce choix constitue une décision stratégique. En effet, un scénario intensif prévoit des coupes partielles avant coupe finale. Cela correspond à des objectifs de production.

La borne de référence, dans les trois groupes de calcul est le type de scénario inscrit dans la stratégie sylvicole. Des scénarios riches, moyens ou pauvres sont utilisés, conformément au Manuel d'aménagement, en relation avec l'information disponible sur le potentiel des sites. Deux limites extrêmes sont testées pour la sensibilité. Pour le premier calcul, les scénarios inscrits sont remplacés par des scénarios équivalents, mais s'appliquant sur sites riches. Pour le second, ils sont remplacés par des scénarios pour sites pauvres.

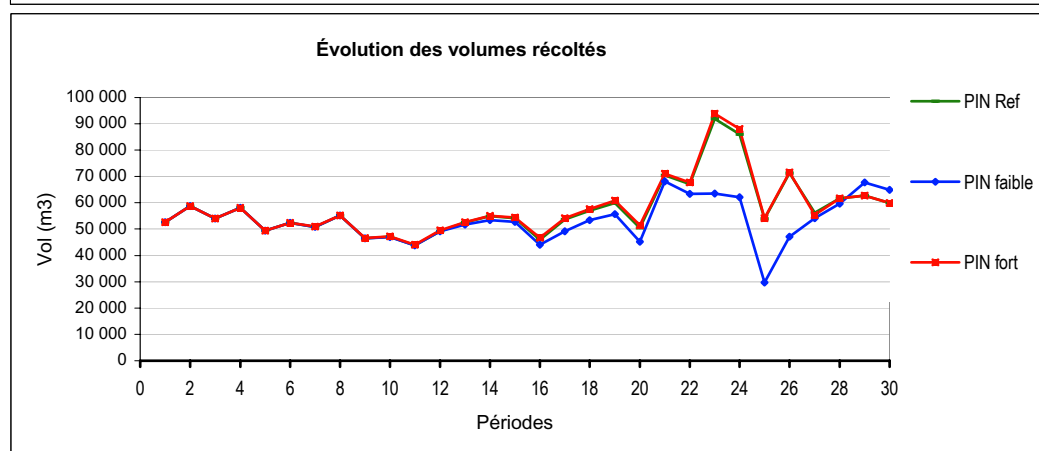
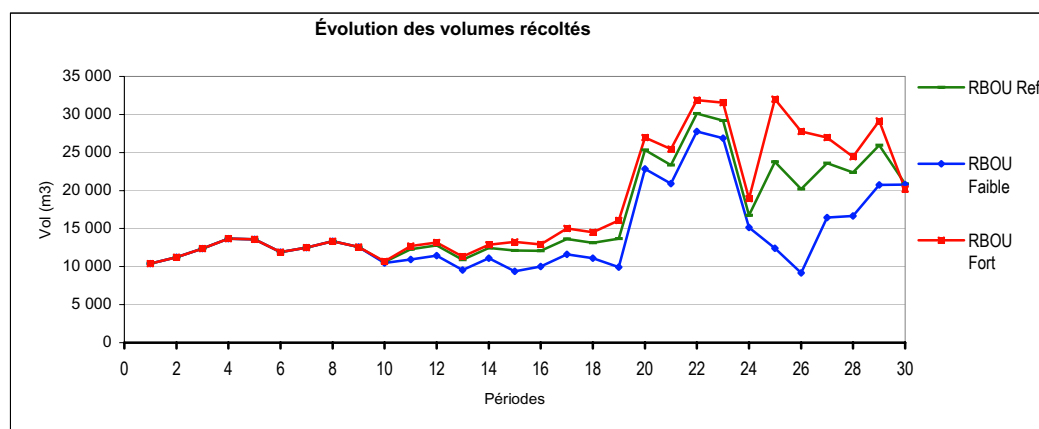
À la consultation des graphiques qui suivent, le lecteur constatera que dans le cas des groupes PIN et BOU, les scénarios de remplacement dits « forts » produisent des rendements très proches du rendement de référence. Cela indique que les stratégies d'origine prévoyaient déjà une majorité de scénarios de rendement fort.

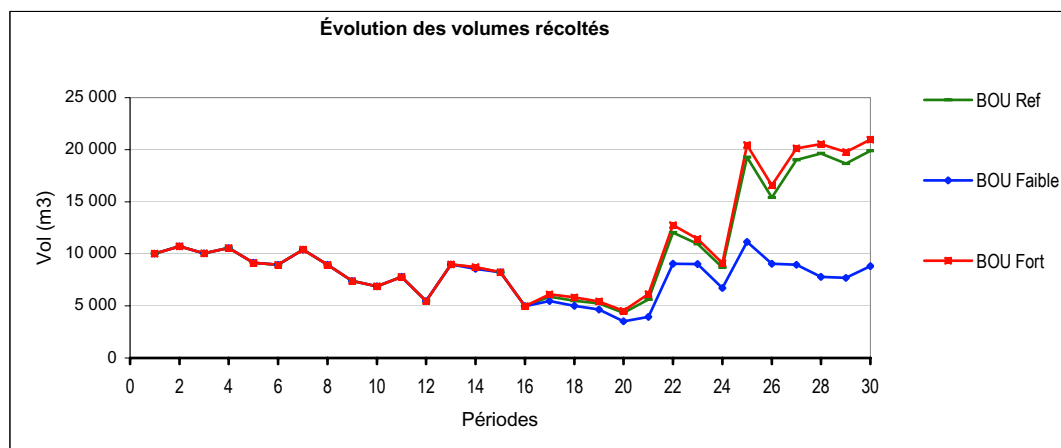
Les écarts sur la possibilité de référence s'établissent à un maximum de 2,2 %, pour le groupe de calcul 7120 PIN sur sites riches, et à un minimum de -2,5 % pour le groupe de calcul 7120 BOU sur sites pauvres.

Par contre, si l'on considère le volume exploitable sur l'ensemble de l'horizon de simulation, les écarts se creusent, oscillant entre un gain de 8,6 % pour le groupe de calcul 3101 RBOU sur sites riches et une perte de 22,6 % pour le groupe de calcul 7120 BOU sur sites pauvres.

Étant donné que les scénarios d'évolution conduisent à des coupes finales, ils produisent beaucoup de volume, mais uniquement à long terme. En conséquence, les scénarios d'évolution ne contribuent que rarement à la possibilité forestière évaluée de manière normale. Ce n'est qu'en examinant le volume récoltable sur l'ensemble de l'horizon de simulation que l'effet des scénarios devient apparent.

Les variations importantes notées sur le volume récoltable sur tout l'horizon de simulation mettent en évidence l'importance de mesurer le mieux possible le potentiel effectif des sites rencontrés pour les marier aux scénarios d'évolution les plus appropriés.





Le tableau suivant présente les variations de possibilité observées avec la variation du nombre de coupes partielles avant la coupe finale.

TABLEAU 10 : *Variations de possibilité observées avec la variation du nombre de coupes partielles avant la coupe finale*

Groupe de calcul		Possibilité	Poss sur 30 p	÷ Poss	÷ sur 30 P
AC03101 - RBOU ref	Référence	10409	16558	0,0%	0,0%
AC03101 - RBOU fort	Scénarios pour sites riches	10409	17987	0,0%	8,6%
AC03101 - RBOU faible	Scénarios pour sites pauvres	10409	14229	0,0%	-14,1%

7120TAUX - PIN ref	Référence	51508	57587	0,0%	0,0%
7120TAUX - PIN fort	Scénarios pour sites riches	52628	57942	2,2%	0,6%
7120TAUX - PIN faible	Scénarios pour sites pauvres	51129	53455	-0,7%	-7,2%

7120TAUX - BOU ref	Référence	7797	10244	0,0%	0,0%
7120TAUX - Bou-fort	Scénarios pour sites riches	7870	10566	0,9%	3,1%
7120TAUX - BOU faible	Scénarios pour sites pauvres	7604	7929	-2,5%	-22,6%

6 DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

Dans les analyses effectuées dans le cadre du mandat actuel, les variations de possibilité constatées dans les simulations de coupes partielles sont principalement sensibles à deux paramètres, soit les étalements et le nombre de calculs demandés. Cependant, l'aspect des taux de passage après traitement mérite d'être pris en compte puisqu'il s'oriente vers une réévaluation à la suite des travaux de recherche récents.

6.1 Sensibilité des stratégies avec coupes partielles

Dans le premier cas, l'étalement représente le nombre de périodes qu'on entend utiliser pour réaliser un traitement sur la superficie totale d'une strate. Il est possible de réaliser un traitement sur un minimum d'une période de simulation, soit 5 ans. À l'opposé, il est possible d'étaler un traitement sur la rotation complète d'une strate. Autrement dit, on traite la strate par petits blocs, successivement, jusqu'à ce qu'on ait couvert l'ensemble de la strate à l'intérieur d'une rotation complète. L'étalement a généralement pour effet de régulariser la sortie des volumes, les périodes de pointe étant décalées dans le temps. Dans un test de sensibilité effectué de façon systématique, l'étalement produit une carence de volume durant les premières périodes, car une partie importante du volume requis au départ est reportée dans le temps. Il s'en suit un déplacement de la période critique au début de la simulation. La possibilité s'affaïsse de façon importante.

Les aménagistes qui simulent, connaissent ce comportement associé à l'étalement systématique. Aussi, plusieurs y font-ils appel de façon chirurgicale, car en étalant ici et là les strates appropriées, il est possible de répartir le volume dans le temps sans pour autant compromettre l'approvisionnement en bois durant les premières périodes.

Si cette mécanique permet de moduler la possibilité dans un calcul de possibilité, elle peut laisser songeur quant à sa mise en application sur le terrain. En effet, la réalité « terrain » fait en sorte que les étalements sont presque toujours maximisés. On ne peut récolter 100 % d'une strate à la première période et en étaler d'autres strates sur 20 ans ou plus dans un même secteur d'intervention. La récolte se fait habituellement de façon progressive, dans toutes les strates trai-

tables. Le fait d'économiser certaines strates pour le mieux être de la possibilité forestière relève davantage d'un travail de modélisation que d'une stratégie dont la mise en application est réaliste.

En conséquence, si ce facteur a une incidence importante sur la possibilité forestière, il demeure un outil de modélisation qui se traduit très difficilement dans la pratique. Son usage devrait être assujéti à la capacité d'en contrôler la mise en application de façon stricte.

Le nombre de calculs réalisés est le second paramètre ayant une incidence importante sur la possibilité. Le modèle de simulation par taux de passage possède un horizon de fiabilité plutôt limité. Le logiciel est conçu pour bloquer la croissance d'une strate si plus que 60 ans de croissance sont simulés sur le taux de croissance d'une strate sans qu'il n'y ait eu un prélèvement. Les aménagistes contrôlent le nombre de calculs que le logiciel peut faire. Généralement, on se limitera à un ou deux calculs, mais on rencontre aussi 3 et même 4 calculs. Après 2 calculs, le manque de recrues dans les petits diamètres et l'application successive prolongée des taux de passage risque de produire un état artificiel qui peuvent se démarquer de l'évolution véritable.

Autre considération : le logiciel ne valide pas la durée des rotations. L'aménagiste se charge de valider la première rotation à l'aide d'un outil complémentaire au modèle, le « module d'accroissement », mais il ne poursuit pas ce travail au-delà de deux rotations. L'application de rotations successives, issue chacune d'un calcul individuel, se fait donc de façon aveugle, sans égard à l'état ponctuel de la strate au moment d'effectuer un prélèvement. Habituellement, les rotations tardives se feront dans des strates dont l'état n'est pas conforme aux exigences du traitement. Si l'aménagiste ne prend pas la peine de consulter les rapports détaillés de simulation montrant l'évolution de la surface terrière, la cause de l'abaissement de possibilité ne peut être retracée facilement.

En regard de la sensibilité de ce paramètre, on devrait d'une part limiter le nombre de calculs à un maximum de deux et d'autre part recommander d'examiner soigneusement l'état de chaque strate au cours de la simulation.

La sensibilité des calculs à la variation des taux de passage a été évaluée. On constate qu'elle devient significative à moyen et long terme. Plusieurs librairies de taux de passage sont disponibles dans le modèle « par taux ». L'aménagiste a le loisir de sélectionner le taux le plus approprié en fonction des hypothèses d'évolution qu'il avance. Le MRNFP recommande l'usage des taux après traitement conservateurs pour les strates traitées. Cependant, des travaux de recherche récents tendent à montrer que ces taux pourraient être inappropriés dans les conditions réelles de réalisation des traitements sylvicoles. La qualité des interventions et la sélection des tiges à prélever, entre autres, pourraient faire en sorte que les effets se démarquent de ceux prévus par la théorie.

Une grande prudence devrait donc être accordée à la sélection des taux de passage rencontrant au mieux la réalité. Parallèlement, les recherches devraient être poursuivies pour améliorer la capacité prévisionnelle en matière d'effet des traitements sylvicoles et pour faciliter la sélection des paramètres de croissance qui permettent de modéliser l'évolution des strates.

6.2 Sensibilité des stratégies avec scénarios d'évolution

La simulation des coupes finales dans le modèle par taux de passage exige le contournement pur et simple de la mécanique de croissance par application de taux de passage. En effet, lors d'une coupe finale, le portrait résiduel d'une strate donnée devient nul. Comme le logiciel applique les taux de passage sur la table de chaque strate, cette mécanique devient périmée. Un scénario préfabriqué est alors « branché » sur la strate et il prend en charge son évolution jusqu'à la fin de la simulation.

Les scénarios d'évolution sont largement utilisés pour simuler les régimes de coupes totales de petites superficies, en parquets ou en trouées. On les emploie largement pour simuler la production de bouleau jaune et de pins. Deux difficultés majeures résident dans l'application des scénarios d'évolution. La première est qu'ils produisent des volumes importants, mais uniquement à long terme. La seconde est qu'ils offrent peu de souplesse en regard des conditions rencontrées localement.

Comme les scénarios visent principalement à produire des structures équiennes plutôt qu'inéquiennes, ils conduisent presque invariablement à des coupes finales. Or ces coupes produisent beaucoup de volume, mais à long terme seulement. On ne constate leur effet qu'en examinant l'ensemble de l'horizon de simulation.

Les scénarios d'évolution sont dictés aux Manuel d'aménagement. Ils sont généralement éclatés selon le potentiel des sites et on retrouve, à la limite, trois scénarios possibles pour une même stratégie sylvicole appliquée à l'échelle d'une strate, soit un scénario pour site pauvre, un pour site moyen et un pour site riche. Cependant, les particularités régionales sont absentes des options, ce qui distingue passablement les scénarios d'évolution du modèle « par taux » des retours après coupe finale du modèle « par courbes ». En l'absence de comparaison à des potentiels identifiés localement, le choix du scénario approprié au site devient parfois problématique ; les rendements proposés diffèrent de ceux observés. Les tests de sensibilité réalisés sur les scénarios d'évolution montrent des variations de potentiel de récolte à long terme considérables selon qu'on fait appel à des scénarios sur sites riches ou sur sites pauvres.

En conséquence, la conception des scénarios d'évolution devrait pouvoir être effectuée en regard de comparables régionaux. Leurs objectifs devraient être modulés selon des potentiels constatés localement.

CHAPITRE 11

Calcul de la possibilité forestière par une approche indépendante

Frédéric RAULIER, *Ph.D.*
Faculté de foresterie et de géomatique
Université Laval

Pierre BERNIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.*
Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides

Marie-Claude LAMBERT, M.Sc. (stat.)
Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides

Xiao Jing GUO, M.Sc. (stat.)
Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides

SOMMAIRE

CHAPITRE 11

1. MÉTHODOLOGIE	313
1.1 Modèle de croissance	314
1.2 Analyse de l'erreur et comparaison avec les tables de Pothier et Savard (1998)	321
1.3 Modèle de possibilité (SYLVA-TWIGS-SAS, ou SYLVA-TS)	322
1.4 Modélisation de l'imprécision	327
2. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS:	329
2.1 Ajustement du modèle d'arbre	329
2.2 Comparaison avec les tables de Pothier et Savard (1998) et imprécisions sur l'accroissement net	329
2.3 Calcul de la possibilité et propagation des imprécisions	331
2.4 L'âge de bris et les pertes en volume	333
2.5 Limites des informations disponibles	334
3. RECOMMANDATIONS	336
TABLEAUX ET FIGURES	337
RÉFÉRENCES	345

MANDAT

L'objectif de la cellule « approche indépendante du calcul » était de réaliser un calcul de possibilité forestière basé sur les mêmes données de base que le calcul de possibilité forestière (CPF) traditionnel, mais en utilisant une approche conceptuelle différente de celle utilisée par le CPF traditionnel. Les résultats attendus étaient de détecter certaines forces et faiblesses fondamentales du processus de CPF. De plus, le développement d'un outil de calcul de la possibilité nous ouvrait la voie pour propager les incertitudes dans l'estimation de la possibilité, ce qu'il est impossible de faire dans *Sylva II*. Nous avons aussi évalué l'impact de la densité d'information (e.g. le nombre de placettes par strate) sur l'estimation de la possibilité et l'identification des strates à traiter.

1. MÉTHODOLOGIE

Le CPF au Québec résulte de la fusion de deux outils de calculs. Le premier outil est composé des tables de rendement ou autres méthodologies permettant d'estimer, à l'échelle du peuplement, le volume ou l'accroissement en volume d'un peuplement de composition connue à un âge donné. Le second outil est le calculateur de possibilité comme tel, permettant de passer du peuplement au paysage. Le calculateur de possibilité intègre donc à la fois la distribution des compositions et des classes d'âge des peuplements sur un territoire donné, les hypothèses de rendement et de dynamique forestière, ainsi que les scénarios de sylviculture et de récolte.

Il existe plusieurs méthodes pour estimer le volume à l'échelle de la placette ou du peuplement, comme en fait foi la diversité des approches utilisées pour en arriver à ces fins dans les différentes juridictions. Toutes ces approches ont des forces et des faiblesses. Cependant, toutes en arrivent essentiellement au même type de résultat : le volume marchand par essence à un âge donné du peuplement. De ce côté, nous avons donc beaucoup de latitude pour choisir une approche de calcul tout à fait différente de l'approche couramment utilisée au Québec, en autant que les

données de base soient disponibles. Le critère principal était que l'approche en soit une éprouvée et documentée pour satisfaire au besoin de transparence de l'approche indépendante.

Pour ce qui est du second outil, celui permettant le calcul de la possibilité comme telle, le choix d'options d'indépendance était plus restreint. En effet, au delà des définitions textuelles, la possibilité forestière est essentiellement définie par la méthode permettant de la calculer. Ainsi, l'approche par «équation de conservation » utilisée dans *Sylva II* ne pouvait pas être remise en cause dans notre cellule car cette approche faisait partie intégrante de la définition opérationnelle de la possibilité forestière. D'autres particularités de *Sylva II* liées à la méthode d'ajustement des tables de rendement par exemple, ou à l'horizon de calcul sur 150 ans font partie intrinsèque de la définition de la possibilité, et ne pouvaient donc pas être altérées.

La décision fut donc prise d'utiliser une approche indépendante pour le calcul de croissance ou de volume à l'échelle de la placette ou du peuplement, mais d'opter pour une reprogrammation du calculateur *Sylva II* pour le calcul de la possibilité comme tel. Comme mentionné ci-dessous, cette approche combinée permettait une modification fondamentale de la représentation des strates dans *Sylva II*, et donc l'évaluation de sources potentielles d'incertitude.

1.1 Modèle de croissance

Le calcul de croissance de la placette a été basé sur l'utilisation du modèle d'arbre TWIGS, plus particulièrement la version *Northeastern TWIGS* ou *NE-TWIGS* (Hilt et Teck, 1989) un modèle empirique utilisé par le *US Forest Service* pour prédire l'évolution dans le temps de placettes d'échantillonnage (<http://www.fs.fed.us/fmrc/fvs/variants/ne.php>). L'approche utilisée par *NE-TWIGS* est fondamentalement différente de celle des tables de rendement de Pothier et Savard (1998) utilisées au Québec pour l'estimation des volumes en essences commerciales de la forêt boréale. Pothier et Savard (1998) offrent un modèle décrivant le volume de placettes de composition pure en fonction de l'âge des arbres dominants et codominants. *NE-TWIGS* offre un modèle décrivant la croissance en surface terrière des arbres individuels d'une placette, quelle que soit leur essence, en fonction de leur dimension relative à la dimension des autres arbres de la placette, ainsi qu'un modèle décrivant la probabilité de survie de ces mêmes arbres.

Dans *NE-TWIGS*, les paramètres de l'équation de croissance en surface terrière i_g (m^2) d'un arbre individuel entre les temps t et $t+1$ sont estimés par un modèle de croissance potentielle asymptotique, dont l'asymptote est modulée par l'indice de qualité de station et diminué par un modificateur tenant compte du statut social de l'arbre dans la placette :

$$[1] \quad i_{g(t+1),t} = b_1 \bar{I} / 14 e^{4b_2 \bar{d}_{1.3,t}} (e^{4b_3 \bar{G}_{s,t}} - 2 \kappa_{g,a} - 2 \kappa)$$

où $\bar{I}$ est un indice de qualité de station moyen pour l'essence dans la placette où est situé l'arbre et estimé selon Pothier et Savard (1998, leur éq. 7), $\bar{d}_{1.3,t}$ est le diamètre moyen à hauteur de poitrine de l'arbre (1.3 m), $\bar{G}_{s,t}$ est un indice d'ombrage moyen, b_1 , b_2 et b_3 sont des paramètres ajustables, $\kappa_{g,a}$ et κ sont les termes d'erreur considérés, le premier tenant compte de la répétition des mesures sur un même arbre et le deuxième étant l'erreur résiduelle du modèle et les indices t , g et a indiquent respectivement le temps, la surface terrière de l'arbre et l'arbre. Les variables $\bar{I}$, $\bar{d}_{1.3,t}$ et $\bar{G}_{s,t}$ sont des valeurs moyennes entre les périodes t et $(t+1)$. L'indice d'ombrage d'un arbre individuel est égal à la surface terrière des arbres de la placette dont le diamètre est supérieur (d'où l'indice s) à celui de l'arbre et se calcule comme :

$$[2] \quad G_{s,t} = \frac{(g N_g)^2 \frac{g_a / N_g}{2} n}{2}$$

où g est la surface terrière individuelle de tous les arbres dont la surface terrière est supérieure à celle de l'arbre sous calcul (g_a), N_g le nombre de tiges à l'hectare de surface terrière g , et n vaut 25 pour les tiges de 9.1 cm de dhp et plus et 250 pour les gaules (tiges de 9 cm et moins de dhp). La sommation calcule l'effet de tous les arbres plus gros que l'arbre sous calcul alors que la seconde portion de l'équation tient compte de l'effet compétitif d'arbres dont la valeur de g est la même que celle de l'arbre sous calcul.

La probabilité annuelle de survie (s) d'un arbre marchand est égale à (Teck et Hilt 1990) :

$$[3] \quad s = 14 / 12 e^{n \bar{I}^{41}} - 2 \kappa$$

où

$$[4] \quad n | c_1 2 c_2 / \bar{d}_{1,3,t} 2 1 \left(e^{4c_4 \bar{d}_{1,3,t} 4c_5 \bar{G}_{s,t} 2c_6 \bar{I}} \right)$$

où les variables $\bar{d}_{1,3,t}$, $\bar{G}_{s,t}$ et $\bar{I}$ sont telles que définies ci-dessus, et c_1 à c_6 sont des paramètres ajustables, κ est le terme d'erreur résiduel. L'inclusion dans ce modèle du diamètre de l'arbre, de son indice d'ombrage moyen et de l'indice de qualité de station permet de capturer les principaux facteurs expliquant la croissance.

Les équations 1 à 4 ont été ajustées pour neuf essences commerciales du Québec (Tableaux 1 et 2) à partir des placettes-échantillons permanentes. La sélection des placettes était basée sur la présence de l'essence désirée parmi les arbres dominants (les 100 plus hauts arbres à l'hectare ou encore un des quatre plus grands arbres de la placette). Pour réaliser cette sélection, la hauteur de chaque arbre de chaque placette a été estimée à partir de l'équation 1 de Pothier et Savard (1998). Environ le tiers des placettes retenues a été réservé pour fins de validation du modèle. Ces placettes ont été choisies aléatoirement sans égard à leur composition. Les équations ont été ajustées sur les données d'arbres individuels des placettes restantes. Le nombre d'arbres-période (arbres fois le nombre de périodes de remesure) utilisé dans l'ajustement varie entre 393 pour le bouleau jaune, à près de 50 000 pour l'épinette noire (Tableau 1). Le travail initial a aussi nécessité un nettoyage des données de placettes. Ce nettoyage comprenait entre autres, l'élimination des doublons, les corrections de nomenclature et d'état d'arbres (i.e. changement d'essence ou passage de mort à vivant), et l'élimination de mesures, d'arbres ou de placettes avec des données aberrantes ou manquantes.

L'accroissement en surface terrière $i_{g(t21),t}$ de l'équation 1 a été calculé pour chaque arbre à partir des mesures successives des placettes du second et troisième décennal, avec un intervalle de mesure allant de 2 à 30 années et un intervalle moyen de 10 ans. La variable dépendante « s » ou probabilité de survie de l'équation 3 a aussi été calculée à partir des mêmes remesures des placettes. Pour en déterminer la valeur pour chaque essence, les arbres ont été répartis en cellules définies par des classes similaires de diamètre, d'indice d'ombrage, et d'indice de qualité de site (5 classes par variable explicative, 125 classes potentielles au total). La valeur de la probabilité

[5] $s \mid$

L'ajustement de l'équation 1 s'est fait en trois temps. Nous avons d'abord utilisé *Proc MODEL* (SAS Institute, Cary, NC) pour obtenir une estimation des paramètres de départ. Les résidus obtenus de *proc MODEL* ont ensuite servi à calibrer une fonction de variance utilisant le dhp $\bar{d}_{1.3,t}$ comme variable de prédiction et utilisée pour générer des poids dans la régression non-linéaire finale (modélisation de κ). Cette fonction a aussi servi à détecter et extraire les données aberrantes de l'ensemble de calibration, les données aberrantes étant définies comme celles dont les résidus (en valeur absolue) sont quatre fois plus grands que l'écart type résiduel (RMSE). Finalement, nous avons estimé la valeur des paramètres au moyen d'un modèle non linéaire mixte pondéré par les variances estimées au moyen du dhp initial (*Proc NLMIXED* de SAS). Ce modèle tient compte des mesures répétées d'arbres avec le terme d'erreur résiduelle $\kappa_{g,t}$. Par contre, il ne tient pas compte du fait que les arbres sont inclus dans des placettes, ni que les placettes sont regroupées par grappes de deux. Cette non-considération tient au fait que *Proc NLMIXED* ne convergeait pas lorsqu'un terme d'erreur supplémentaire était rajouté.

317

zéro et un. Pour en tenir compte, il aurait été adéquat de transformer la probabilité à l'aide d'une transformation logit (i.e. <http://mathworld.wolfram.com/LogitTransformation.html>), mais certaines probabilités de survie étaient égales à un, valeur incompatible avec une telle transformation. Ce problème reste toutefois secondaire car le modèle de Teck et Hilt (1990) est très fortement non linéaire. Aucune raison n'est fournie par les auteurs, hormis le fait que l'estimation des paramètres de ce modèle leur a permis d'obtenir un écart type résiduel minimum avec l'ensemble de données qu'ils disposaient. Du fait de cette très forte non-linéarité, nous avons donc eu des problèmes de convergence du modèle pour plusieurs essences, problèmes qui ont été réglés par l'abandon successif de paramètres spécifiques pour lesquels la probabilité du test de nullité était la plus élevée. Ces problèmes étaient partiellement dus à la corrélation existant entre les variables dites indépendantes. De plus, la distribution des résidus n'était pas normale du fait que la mortalité est un phénomène rare à l'échelle de la placette. Finalement, les gaules, dont la dynamique de mortalité est plus active, n'ont pas pu être prises en considération parce qu'elles ne sont pas numérotées et ne peuvent donc être individuellement suivies d'une mesure à l'autre.

Les inconvénients sérieux que nous avons rencontré dans l'estimation des termes d'erreur des équations 1 et 3, qui constituent le cœur de *NE-TWIGS*, devraient être pris en considération si le présent travail doit être poursuivi. Leur considération impliquerait de modifier les équations de *NE-TWIGS*. Toutefois, vues les contraintes de temps imposées dans le présent effort, et puisque nous voulions utiliser un modèle éprouvé et reconnu, nous avons décidé d'éviter de modifier les modèles et de nous en tenir aux modèles publiés puisqu'ils sont actuellement utilisés tels quels dans le nord-est des États-Unis.

L'équation 1 ne permet d'actualiser que la surface terrière des arbres et non leur volume. Les tarifs de cubage de Perron (1985) ont été utilisés pour cuber les arbres. Outre la surface terrière, ces tarifs requièrent aussi la hauteur totale de l'arbre qui a été estimée à l'aide de l'équation 1 de Pothier et Savard (1998). Les imprécisions additionnelles entraînées par l'utilisation de ces modèles sont prises en compte dans notre travail (équations 6 et 7).

L'utilisation des équations de *NE-TWIGS* au niveau du peuplement implique une imprécision qui est issue de l'imprécision dans l'estimation de l'accroissement brut et de celle dans

l'estimation de la perte de volume par mortalité. L'accroissement brut en volume marchand d'une placette pour une période donnée correspond à la somme des accroissements en volume des arbres qui ont survécu entre le début et la fin de la période (e.g. Rondeux, 1993, p. 261). Nous avons utilisé une méthode empirique pour estimer l'imprécision sur l'accroissement brut des arbres individuels à partir des données des placettes qui n'ont pas été utilisées lors de la calibration (e.g. Robinson et Ek, 2000). En effet, puisqu'il s'agit de modèles empiriques, les variances des résidus entre les valeurs observées et prédites pour les équations 1 et 3 sont minimales avec les données de calibration et leur estimation à l'aide d'un ensemble de données hors calibration représente une meilleure estimation lors de l'utilisation du modèle. Cette méthode repose sur l'hypothèse que l'utilisation des équations 1 et 3 avec celle d'un tarif de cubage et de l'équation 1 de Pothier et Savard (1998) peut se ramener au modèle suivant :

$$[6] \quad i_v \mid \hat{i}_v \approx \kappa_v$$

où i_v et $\hat{i}_v$ sont les valeurs observées et prédites de l'accroissement en volume marchand d'un arbre et κ_v correspond à l'erreur produite par l'estimation de l'accroissement. L'équation 6 est une droite avec une ordonnée à l'origine supposée nulle et une pente supposée unitaire. L'analyse des résidus de prédiction avec les échantillons de validation a d'abord montré que la variance de l'erreur de prédiction était fonction de sa valeur prédite et une pondération a dû être estimée en conséquence (Gregoire et Dyer, 1989, leur éq. 11). De cette façon, la variance autour de la valeur prédite de l'accroissement en volume d'un arbre ($\text{dm}^3 \text{ an}^{-1}$) peut s'estimer par celle d'une valeur individuelle prédite par un modèle linéaire après estimation de ses paramètres par les moindres carrés pondérés (i.e. Zorn *et al.*, 1997, éq. 13). Cette méthode d'estimation de l'imprécision est plus expéditive et moins exacte que les méthodes habituellement utilisées comme l'approximation par série de Taylor ou la propagation de l'erreur par simulation Monte-Carlo (e.g. Mowrer et Frayer, 1986), parce qu'elle ne tient pas compte de la véritable matrice de projection des paramètres sur l'espace des variables explicatives (*hat matrix* – Bates et Watts, 1988, éq. 1.12).

En supposant que les erreurs de prédiction des accroissements en volume des arbres d'une même placette sont indépendantes (Duplat et Perrotte, 1981, p. 108), la variance de prédiction de l'accroissement brut de la placette correspond à la somme des variances de prédiction des ac-

croissements en volume des arbres marchands et de ceux devenus marchands pendant la période de temps considérée.

La deuxième imprécision dont il faut tenir compte suite à l'utilisation des équations de *NE-TWIGS* est liée à la prédiction de la perte de volume par mortalité. La variance de prédiction du volume perdu annuellement par mortalité ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans une placette a été estimée exactement de la même façon que celle de l'accroissement :

$$[7] \quad V_m \mid \hat{V}_m \sim \kappa_{V_m}$$

où V_m et $\hat{V}_m$ sont les valeurs observées et prédites du volume annuel perdu par mortalité pour une placette donnée, l'ordonnée à l'origine et la pente de ce modèle linéaire étant respectivement supposées nulle et de valeur unitaire. Dans le cas de la mortalité, la distribution des résidus dans les échantillons non utilisés pour la calibration est homogène (Zorn et al. 1997, leur éq. 2).

L'accroissement net en volume d'une placette ($\hat{V}_n$, $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) correspond à la différence entre l'accroissement brut et le volume perdu par mortalité :

$$[8] \quad \hat{V}_n \mid \hat{V} \sim \hat{V} - \hat{V}_m$$

Le recrutement d'arbres marchands a été ignoré dans le calcul de l'erreur de prédiction puisque le nouveau volume provenant du recrutement est en moyenne faible comparé au volume marchand déjà présent. Ceci dit, il faut s'attendre à ce que l'imprécision due à la prédiction de l'accroissement brut soit corrélée à celle due à la prédiction du volume perdu par mortalité. La variance de prédiction de l'accroissement net a donc été calculée par approximation basée sur le développement en série de Taylor (e.g. Phillips et al. 2000, leur éq. 6) :

$$[9] \quad \omega_{V_n}^2 \mid \omega_V^2 \approx \omega_V^2 \left(2 \omega_{V_m}^2 + 4 \psi \omega_{V_m}^2 \sqrt{\omega_V^2} \right)$$

où $\omega_{V_n}^2$ est la variance de prédiction de l'accroissement net en volume d'une placette ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$)², ω_V^2 est la somme des variances de prédiction des accroissements en volume des

arbres survivants, $\omega_{V_m}^2$ est la variance de prédiction du volume perdu annuellement par mortalité et ψ est le coefficient de corrélation entre les erreurs de prédiction de l'accroissement brut et celles du volume perdu par mortalité. Dans le cadre de la présente étude, la valeur de ψ n'a été évaluée que pour l'épinette noire, à l'aide de l'échantillon de placettes permanentes réservées à l'estimation des erreurs des équations de *NE-TWIGS* (381 placettes) et s'établit à 0,41.

1.2 Analyse de l'erreur et comparaison avec les tables de Pothier et Savard (1998)

Nous avons comparé les erreurs de prédiction de l'accroissement net en volume marchand entre les tables de production de Pothier et Savard (1998) et *NE-TWIGS* afin d'assurer la compatibilité de notre approche avec l'approche standard du calcul de possibilité. Cette analyse a été faite sur un échantillon des placettes non utilisées lors de la calibration dont au moins 75 % de la surface terrière était composée d'épinette noire (381 placettes).

Puisque les tables de production ne peuvent normalement être utilisées qu'avec des peuplements purs et réguliers, nous posons comme hypothèse qu'un modèle de croissance d'arbre devrait être plus performant que les tables de production lorsque la structure diamétrale du peuplement est variable d'un peuplement à l'autre. Puisque la structure diamétrale des pessières noires est naturellement variable, la présence d'une relation entre la structure diamétrale du peuplement et l'évolution de son volume marchand a été évaluée dans les placettes permanentes dominées par l'épinette noire. La structure diamétrale de ces placettes a été quantifiée en ajustant une fonction de Weibull sur la distribution de fréquence des diamètres.

$$[10] \quad F_d = 14 e^{\left(\frac{d_{1.3}^b}{b} \right)^c}$$

où $d_{1.3}$ représente le diamètre médian des classes de diamètre (amplitude de 2 cm), et b et c sont des paramètres à estimer. *Proc NLIN* a été utilisé à cet effet pour chaque placette sans tenir compte de l'autocorrélation attendue entre les résidus. Cette façon de procéder n'est pas rigoureuse parce qu'elle sous-estime les variances des paramètres et ne tient pas compte du fait qu'une fréquence cumulée et son intervalle de confiance ne varient qu'entre 0 et 1. Toutefois, l'estimation des paramètres est non biaisée (West *et al.*, 1984) et permet l'analyse de la relation

entre la structure diamétrale et l'erreur de prédiction des deux modèles de croissance. Les valeurs du paramètre de forme (c) et du paramètre d'échelle (b) (Figure 1, éq. 10) de cette fonction ont ainsi été utilisés par la suite pour décrire quantitativement la structure diamétrale des placettes dans les analyses.

L'accroissement du volume marchand des placettes, sans égard à la structure diamétrale a été évalué pour un intervalle de temps compris entre deux mesures de chaque placette au moyen des équations de volume de Pothier et Savard (1998) pour l'épinette noire. La croissance nette en volume de chaque placette a ensuite été estimée par l'application des fonctions de croissance et de mortalité du modèle *NE-TWIGS* (éqs. 1 à 4) à chaque arbre de chaque placette. Une analyse de corrélation (corrélation de rang de Spearman) a ensuite été effectuée entre les résidus des deux méthodes d'estimation de l'accroissement net en volume des placettes et les paramètres b et c de l'équation 10 ainsi qu'avec l'indice de densité relative (Pothier et Savard, 1998, leur tableau 10) et le volume marchand initiaux des placettes.

1.3 Modèle de possibilité (*SYLVA-TWIGS-SAS* ou *SYLVA-TS*)

Dans l'approche indépendante, le modèle *Sylva II* a été remplacé par une procédure, programmée dans le progiciel SAS, qui respectait les grands principes de *Sylva II*, comme l'équation de conservation, l'âge de bris, l'horizon de simulation de 150 ans, les règles de priorisation de la récolte (50 % du volume pour minimiser les pertes et 50 % du volume pour maximiser les volumes) et les calculs sur une base périodique de 5 ans. La reprogrammation de *Sylva II* avait deux buts spécifiques. Le premier était un changement radical dans la représentation de la croissance de la strate. Le second était le suivi de la propagation de différentes imprécisions, dont celle engendrée par l'utilisation du modèle de croissance et de mortalité, jusqu'à la valeur de la possibilité forestière.

Le changement radical dans la représentation de la croissance de la strate découle du potentiel offert par le modèle *NE-TWIGS*. Dans l'approche *Sylva II* traditionnelle, les propriétés des placettes décrivant une strate sont utilisées pour définir les propriétés moyennes de la strate en terme d'âge et de composition. Ces propriétés moyennes servent à composer une courbe unique

d'évolution du volume en fonction de l'âge de cette strate qui est alors utilisée par *Sylva II* pour obtenir le volume de la strate à un temps donné (Blais *et al.*, ce même rapport). Dans *Sylva TS*, les équations 1 à 4 permettent le calcul de l'évolution en surface terrière et en volume des arbres individuels et des pertes par mortalité dans les placettes, et d'obtenir un estimé du volume marchand par placette à un temps futur. Le volume futur de la strate est alors estimé à partir de la moyenne des volumes prédits de chaque placette. Cette approche permet en théorie de tenir compte de l'hétérogénéité des strates et des placettes, tant du point de vue composition que structure.

Le modèle *Sylva-TS* est actuellement une version simplifiée de *Sylva II*. La programmation a été faite pour satisfaire aux cas présentés dans un exemple simplifié de calcul réalisé sur l'aire commune 82-85B à l'intérieur de l'unité de compilation u28A. Les hypothèses simplificatrices sont les suivantes. Les strates de retour naturelles ou suite à une coupe étaient identiques à la strate d'origine. Le calcul ne comportait aucun travail sylvicole admissible telle que l'éclaircie précommerciale ou commerciale ou la plantation, la seule intervention étant la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS). Finalement, l'intervalle de retour après coupe était considéré comme étant nul, c'est-à-dire que le nouveau peuplement s'installait dès l'année suivant la coupe. Le calcul a été effectué sur sept séries d'aménagement réparties dans quatre groupes de calcul (Tableau 3). Pour faciliter les comparaisons entre les groupes de calcul, les volumes et leurs intervalles de confiance ont été ramenés à ceux qui s'observeraient si tous les groupes de calcul avaient la même superficie de 10 000 hectares.

Comme mentionné plus haut, l'approche suivie au moyen des équations de *NE-TWIGS* s'appuyait non plus sur une courbe volume-âge de référence pour chaque strate, mais bien sur la progression en volume de croissance nette calculée à l'échelle de chaque placette à partir des arbres individuels. Le volume d'une strate à un temps donné devenait donc la moyenne des volumes à l'hectare de chaque placette calculé pour cette période multipliée par la surface de la strate. Pour la strate de retour, nous devons donc régénérer les placettes coupées et leur redonner une nouvelle liste d'arbres. Pour ce faire, nous avons utilisé un modèle empirique de génération de placettes inspiré du modèle *GYPSE* (Huang *et al.*, 2001) utilisé en Alberta comme table de ren-

dement du pin *lodgepole*. Le modèle génère, toutes essences confondues dans une placette d'un âge donné, le nombre de tiges ainsi que leur distribution diamétrale :

$$[11] \quad N | \tau_0 \exp/\tau_1 A^2 \tau_2 I(2 \kappa_N$$

$$[12] \quad F_d | 14 \exp \left(\frac{\tau_0}{\tau_1} \frac{d_{1.3}^2}{I} \right) \left(\frac{d_{1.3}}{I} \right)^2 2 \kappa_{F_d}$$

$$\text{où} \quad \tau_1 | \tau_{1.0} (H_d 4 1.3)^{1.1} N^{1.2} A^{1.3} 2 \tau_{1.4} A$$

$$\text{et} \quad \tau_2 | \tau_{2.0} \exp/\tau_{2.1} (H_d 4 1.3) 0 A^{1.2}$$

où N est le nombre de tiges à l'hectare, A est l'âge moyen des arbres-études de la placette, I est l'indice de qualité de station moyen, toutes essences confondues, F_d est la fréquence cumulée des diamètres à 1.3 m ($d_{1.3}$), les diamètres étant regroupés par classes de 2 cm d'amplitude et H_d est la hauteur dominante. Les paramètres τ_0 à τ_2 , $\tau_{1.0}$ à $\tau_{1.4}$ et $\tau_{2.0}$ à $\tau_{2.2}$ sont estimés par série d'aménagement sur l'ensemble des placettes de la série. Les équations 11 et 12 ont été estimées par les moindres carrés non linéaires (voir les commentaires sur la méthode d'estimation des paramètres de l'équation 10).

Une composante aléatoire basée sur l'écart type de l'erreur d'ajustement est générée et ajoutée automatiquement au moment de la prédiction aux valeurs estimées du nombre de tiges et de leur distribution diamétrale. Cet ajout permet de régénérer des placettes dont les différences reflètent la variabilité observée dans l'ensemble des placettes originales de la série :

$$[13] \quad \hat{\kappa}_N | u_N \hat{\omega}_N$$

$$[14] \quad \hat{\kappa}_{F_d,i} | \hat{\psi}_{F_d} \hat{\kappa}_{F_d,i41} 2 u_{F,i} \hat{\omega}_{F_d,i}$$

où u_N et $u_{F,i}$ sont des nombres aléatoires issus d'une distribution normale de moyenne nulle et de variance unitaire, $\hat{\omega}_N$ et $\hat{\omega}_{F_d,i}$ sont les écarts types autour d'une valeur individuelle prédite à l'aide, respectivement, des équations 11 et 12. Pour maîtriser l'hétéroscédasticité observée avec les résidus de l'équation 11, un poids fonction de l'âge des placettes est estimé par une mé-

thode proposée par Gregoire et Dyer (1989, leur éq. 11) et les variances de prédiction pour les éqs. 11 et 12 sont calculées comme dans le cas des équations 6 et 7 par les équations 13 et 2 de Zorn et al. (1997). $\hat{\psi}_{t_g}$ est le coefficient d'autocorrélation de premier ordre estimé entre les résidus successifs d'une même distribution de fréquence.

Le fait d'ajuster les équations 11 à 14 sur les données de placettes d'une série d'aménagement nous permet de conserver deux sources d'imprécision distinctes. La première découle de la variabilité de distribution diamétrale et de composition intrastrate, représentée par la variabilité entre les placettes originales d'une même strate. La seconde source est l'erreur de regroupement des strates en séries. Le concept même de série d'aménagement repose sur l'hypothèse de similarité des trajectoires d'évolution des strates. Les strates regroupées en séries devraient montrer une évolution monotonique de leur propriétés en fonction du temps. Tout écart d'une fonction unique est capturé par notre ajustement. Évidemment, ce que notre ajustement ne capture pas est la possibilité que la strate de retour ne soit plus dans cette série d'aménagement (e.g. changement de composition), ou même que l'évolution présumée à l'intérieur de la série ne soit pas exactement celle qui se déroule sur le terrain. De telles sources d'imprécision devraient être éventuellement ajoutées ici.

Les placettes sont régénérées suite à une coupe ou lorsque l'âge moyen des placettes d'une strate dépasse l'âge de bris. Pour éviter toute extrapolation des estimés, l'âge des placettes régénérées à partir duquel leur croissance est simulée correspond à l'âge moyen des placettes originales les plus jeunes (5 %) de la série. Le décompte de l'âge débute immédiatement après la coupe ou le bris, mais la placette synthétique n'apparaît dans les calculs que lorsqu'elle atteint cet âge de départ.

La liste des arbres des placettes est recrée à partir de la distribution des fréquences des diamètres en multipliant la fréquence d'une classe par le nombre total de tiges à l'hectare, ce qui donne le nombre de tiges par classe de diamètre. Pour chaque classe de diamètre, un nombre d'arbres égal à celui de la classe est ajouté à la liste des arbres de la placette et la valeur de leur diamètre est assignée de façon aléatoire (distribution uniforme) dans les limites de la classe (Huang *et al.*, 2001). Une essence est ensuite attribuée à chaque arbre de la liste par tirage aléa-

toire d'un nombre entre 0 et 1 (distribution uniforme), la probabilité que ce soit une essence en particulier étant égale à la proportion de surface terrière que celle-ci occupait dans la placette au début de la simulation.

Les autres hypothèses et paramètres du calcul tels que les âges d'exploitabilité et de bris, de même que l'ordre de priorité de récolte (50 % minimiser les pertes, 50 % maximiser les volumes) ont été extraits d'un fichier « diagnostique » produit pour une simulation *Sylva II* d'un scénario simplifié sur la 8285B fourni par les Consultants Forestiers DGR.

Le calcul des volumes exploitables et des coupes a été fait par périodes de cinq ans. Puisque la période contient un nombre impair d'années (cinq), la croissance de toutes les strates est simulée jusqu'à l'année médiane de celle-ci. Une récolte équivalent à cinq fois la possibilité annuelle est alors effectuée à la fin de la même année. Ensuite, la croissance des strates intactes est simulée jusqu'à la fin de la période. Cette manière de procéder est basée sur la prémisse que la croissance des strates qui seront normalement coupées avant l'année médiane est égale à celle des strates qui seront coupées après l'année médiane.

À chaque période, nous devons effectuer la récolte d'une partie de strate de manière à atteindre le volume exact de coupe attendue. Aussi, certaines strates de l'aire commune 82-85B sont tellement étendues que leur volume marchand à maturité dépassait très largement la valeur de la possibilité, ce qui nécessitait *de facto* la récolte d'une strate partielle. Notre procédure de détermination de superficie minimale d'une strate partielle reposait sur trois contraintes : 1) notre procédure récolte des placettes dont le volume est étendu à la strate par le biais de sa superficie; 2) nous ne voulions pas augmenter artificiellement le nombre de placettes d'inventaire, ce qui aurait artificiellement diminué la variance d'échantillonnage, et 3) nous voulions maintenir la capacité d'estimer la variance du volume de la strate, ce qui demandait au moins deux placettes d'inventaire dans toute partie de strate. Les strates partielles étaient donc des entités de taille discrète contenant des placettes dont le nombre dépendait de leur superficie par rapport à celle de la strate originale. Les placettes étaient assignées aléatoirement aux deux parties de la strate. Pour que le volume marchand des parties soit égal à celui de leur somme, le volume marchand disponible des deux parties de strates était réestimé avec leur sous-échantillon de placettes respectif.

Finalement, *Sylva-TS* comprend un module itératif de recherche binaire (<http://mathworld.wolfram.com/BinarySearch.html>) qui permet de converger automatiquement plutôt que manuellement vers la possibilité ligneuse. Cet algorithme fait les calculs de possibilité pour une valeur de possibilité au milieu d'un intervalle, puis élimine la moitié de l'intervalle pour lequel cette valeur de possibilité provoque une rupture de stock et répète la procédure pour le demi-intervalle restant et ainsi de suite. La procédure s'arrête lorsque deux valeurs de possibilité diffèrent de moins de 5 %.

1.4 Modélisation de l'imprécision

Trois sources d'imprécision distinctes ont été modélisées dans *Sylva-TS*. La première découle directement de l'application des équations de *NE-TWIGS* pour estimer l'accroissement net d'une placette. La deuxième source d'imprécision modélisée est l'erreur d'échantillonnage. La troisième est l'imprécision liée à la génération des placettes synthétiques suite à une coupe ou le bris du peuplement.

Le volume marchand d'une placette au temps t (V_t) est égal au volume initial (V_0) plus la somme de tous les accroissements nets entre les temps 0 et t , plus un terme d'erreur. Auger *et al.* (présente étude) et Pothier *et al.* (présente étude) ont montré que les erreurs de prédiction dans un horizon temporel allant jusqu'à 30 ans étaient additives à l'échelle de la placette, que ce soit pour le modèle « par taux » ou pour les tables de production actuellement utilisées dans *Sylva II*. Ceci revient à poser l'hypothèse que l'erreur de prédiction d'une placette donnée conserve dans le temps le même sens et le même ordre de grandeur. Le terme d'erreur que nous avons utilisé est donc composé d'un nombre aléatoire (u) tiré d'une distribution normale réduite multiplié par la moyenne géométrique des écarts types de prédiction des accroissements nets entre les temps 0 et t obtenus par l'équation 9 :

$$[15] \quad V_t = V_0 + 2 \sum_{a=0}^{t-1} i_{Vn,a} + 2u \sqrt{\frac{1}{a+1} \sum_{a=0}^{t-1} \sigma_{i_{Vn,a}}^2}$$

Le nombre aléatoire u reste constant pour une placette et engendre la déviation systématique du volume de cette placette par rapport à la moyenne prédite tel qu'observée par Auger *et al.* (présente étude) et Pothier *et al.* (présente étude).

Les trois sources d'imprécision sont donc implicitement considérées au moment du calcul de la variance du volume moyen d'une strate. Les imprécisions dues à l'échantillonnage et à la régénération de placettes se trouvent incluses dans la variabilité de V_0 entre les placettes d'une même strate. Les imprécisions dans l'estimation de l'accroissement net et de la mortalité sont incluses dans le terme d'erreur de l'équation 15.

L'imprécision tient compte à la fois du biais et de la variabilité exprimée par l'intervalle de confiance. Le biais potentiel dû au type de plan d'échantillonnage des placettes temporaires sur le territoire analysé n'est pas pris en compte dans le présent exercice parce qu'il sortait de notre mandat (recrutement de placettes à l'extérieur du territoire étudié, actualisation d'anciennes placettes d'échantillonnage, échantillonnage par grappe de placettes localisées sur les zones de plus forte variabilité). Les biais dus à l'utilisation de modèles sont supposés nuls dans le présent travail.

Postulant l'indépendance des volumes moyens entre les placettes et entre les strates, la variance du volume marchand total sur pied ou récolté correspond à la moyenne des variances des volumes marchands (m^3/ha) de chaque strate pondérée par le carré de la superficie des strates. La variance des volumes marchands est elle même calculée à partir des estimés de volume marchand (m^3/ha) de chaque placette dans la strate.

2. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS:

2.1 Ajustement du modèle d'arbre

Les valeurs des paramètres liés aux fonctions de croissance et de survie sont indiquées aux tableaux 1 et 2. L'ajustement des modèles de croissance et de survie a engendré quelques problèmes liés soit à la complexité des modèles (le nombre de paramètres) ou à la nature des données de base. Dans le cas de l'accroissement, seulement quelques tiges non marchandes ont été incluses dans le modèle, car très peu d'entre elles étaient numérotées pour fins de remesure. De plus, la petite taille de la sous-placette dans laquelle les tiges non marchandes sont répertoriées engendre un fort multiplicateur pour la transformation en nombre de tiges à l'hectare, augmentant l'erreur lors d'inclusion de ces tiges.

Dans le cas de la survie, seules les tiges marchandes ont été utilisées. De plus, la taille des placettes et le court intervalle de mesure engendraient une probabilité de survie très élevée dans la majorité des placettes, avec même certaines cellules sans aucune mortalité. Cet état de fait a résulté en une grande asymétrie des données. Une analyse plus rigoureuse aurait nécessité l'utilisation d'une fonction basée sur une distribution non normale (e.g. modèle non linéaire généralisé). Le biais causé par le non-respect du postulat de normalité est inconnu. De plus, nous avons constaté que l'équation 4 était surparamétrisée pour certaines essences, et nous avons dû éliminer certains paramètres pour permettre au modèle de converger. Ces cas sont notés au tableau 2.

2.2 Comparaison avec les tables de Pothier et Savard (1998) et imprécisions sur l'accroissement net

Les erreurs de prédiction d'accroissement en volume de placettes permanentes dominées par l'épinette noire par les tables de Pothier et Savard (1998) et par les équations de *NE-TWIGS* (eqs. 1 à 5) sont comparables, bien que les tables de rendement produisent une erreur et un biais légèrement supérieurs à ceux produits par le modèle d'arbre. Dans les deux cas, les erreurs de prédictions sur l'accroissement net sont importants (Figure 2). De plus, contrairement à l'hypo-

thèse formulée, les résidus (biais) et le carré des résidus (erreur) de la prédiction d'accroissement des volumes marchands entre deux remesures ne sont que faiblement corrélés aux indices de structure, mais sont par contre fortement corrélés à l'indice de densité relative et au volume initial des placettes (Tableau 4).

La figure 4 présente les résultats de la simulation de la croissance brute (celle des arbres qui survivent) et de la mortalité de l'épinette noire et du peuplier faux-tremble au moyen du modèle d'arbre *NE-TWIGS* (éqs 1 à 4). Pour ces deux espèces, le modèle capte beaucoup mieux la croissance brute que la mortalité. La croissance est un phénomène distribué sur l'ensemble des arbres alors que la mortalité est un événement beaucoup plus rare avec une composante aléatoire très importante à l'échelle de la placette. Comme les deux phénomènes sont du même ordre de grandeur en terme de volume à l'hectare, l'accroissement net est donc petit par rapport à ses deux composantes, et surtout par rapport au terme d'erreur de la mortalité. Cette importance de l'erreur sur la mortalité reflète le caractère aléatoire de la mortalité à l'échelle de la placette et explique donc en grande partie la faible capacité des tables de rendement et du modèle d'arbre à prédire l'accroissement net au niveau de la placette (Figure 2).

La figure 4 montre aussi que notre capacité de prédiction de la croissance d'arbres individuels varie selon les essences. Le coefficient de corrélation entre les croissances prédites et celles observées à l'échelle de la placette passe de 0,32 pour l'épinette noire (Figure 4A) à 0,84 pour le peuplier faux-tremble (Figure 4C). Ung *et al* (2001) ont montré une différence semblable entre les essences tolérantes et intolérantes à l'ombre dans la capacité de variables biophysiques d'expliquer la relation âge-hauteur dominante des placettes.

Les figures 4 B et D montrent cependant que la mortalité est aussi mal prédite chez l'épinette noire que chez le peuplier faux-tremble. Le manque d'ajustement de l'équation 3 décrivant la probabilité de survie de l'arbre ne reflète donc pas une différence intrinsèque entre les essences, mais suggère plutôt que la perte de volume par mortalité est un phénomène quasi-aléatoire à l'échelle de la placette. L'importance de cette erreur souligne le fait que l'amélioration de nos modèles empiriques de prédiction du volume ou de l'accroissement passe nécessairement par l'amélioration de la prédiction de la survie ou la mortalité des arbres.

2.3 Calcul de la possibilité et propagation des imprécisions

De façon à faciliter la comparaison entre les quatre groupes de calcul, les valeurs des volumes marchands matures ont été ramenées à ceux de groupes de calcul ayant une superficie égale de 10 000 ha (Figure 5). Les volumes fournis à la figure 5 sont des volumes marchands bruts sur pied qui sont considérés matures parce que l'âge moyen des strates impliquées est situé entre les âges d'exploitabilité et de bris. Ces valeurs ne doivent pas se comparer à celles obtenues sur le même territoire avec *Sylva II* parce que nous n'avons pas tenu compte dans les calculs des strates de moins de 7 m. Cette omission entraîne évidemment certaines aberrations, notamment une baisse artificielle du volume exploitable autour de l'âge de maturité présumé de ces strates. Cependant, compte tenu de notre mode de fonctionnement par placette, il nous était difficile d'inclure ces strates *a priori* vue l'absence de placettes dans ces strates. L'absence d'information rigoureuse sur les strates de 7 m et moins engendre des imprécisions actuellement inquantifiables sur les calculs de volumes exploitables si ces strates sont de superficie importante. L'impact de ces imprécisions sur le calcul de la possibilité dépend évidemment de la position de la période critique par rapport aux périodes pendant lesquelles ces strates arrivent à maturité.

La propagation de l'erreur dans le calcul de la possibilité montre que l'imprécision relative entourant les volumes exploitables prédits augmente avec le temps écoulé depuis le début de la simulation, allant par exemple, de $\pm 5\%$, à la première période, à $\pm 30\%$ (niveau de confiance de 95 %) ou plus pour les périodes se rapprochant de l'horizon de simulation de 150 ans (Figure 6). Au delà de l'augmentation régulière du coefficient avec le temps, sa variabilité importante est modulée par l'arrivée et le retrait de strates avec des tailles différentes et qui ont donc été échantillonnées avec une intensité (nombre de strate par unité de surface) différente. En effet, vu que le nombre de placettes par strate regroupée est généralement constant (environ 15), l'intensité d'échantillonnage à l'intérieur d'une strate n'est pas fonction de la variabilité intrastrate mais plutôt de sa taille.

L'augmentation de l'imprécision entourant l'estimation du volume exploitable en fonction du temps de la simulation est un phénomène intuitivement attendu, car notre capacité d'estimer les volumes disponibles dans des strates spécifiques décroît nécessairement avec l'horizon de

simulation. Bien que les différentes imprécisions soient confondues (éq. 15), on peut s'attendre à ce que la portion de l'imprécision totale du volume exploitable attribuable à l'échantillonnage initial décroisse d'une période à l'autre à mesure que la proportion de volume dû à l'accroissement simulé augmente et que le nombre de placettes recréées augmente. En effet, l'accroissement de l'imprécision totale s'explique également par l'inclusion de l'imprécision additionnelle entourant l'estimation de la composition et de la structure des strates de retour, telles que représentées par les placettes régénérées à partir des caractéristiques de la série (éqs 11 à 14). De plus, notre méthode de régénération de placettes nous force à aller puiser les informations nécessaires dans la série entière, engendrant une imprécision additionnelle liée à l'hypothèse de regroupement des strates dans une même série. Nous croyons que cette procédure est conforme à l'information disponible. Nous croyons aussi que la pratique de produire des strates de retour identiques aux strates d'origine suppose un degré de connaissances que nous n'avons pas, et tend à réduire artificiellement l'imprécision des volumes attendus.

Plusieurs sources d'erreurs telles que les imprécisions liées aux mesures d'inventaire (particulièrement l'âge), à l'intervalle de retour après coupe, et à l'ensemble des perturbations (l'intervalle de retour, l'étendue et la sévérité) sont omises du présent exercice. Leur inclusion ne peut qu'accroître l'impact du temps de simulation sur l'imprécision des prévisions des volumes exploitables.

L'omission actuelle des imprécisions dans *Sylva II* fait que l'impact d'une période critique sur la possibilité est le même, que celle-ci soit à 20 ou à 120 ans. Nous croyons plutôt qu'il est essentiel de prendre en compte les imprécisions associées à l'estimation des volumes exploitables dans l'estimation de la possibilité. Cette inclusion aurait plusieurs conséquences. La première est qu'elle forcerait une réflexion sur les erreurs associées aux hypothèses telles que la composition de strates de retour ou sur la mécanique d'inclusion des perturbations et de leur aspect stochastique. La seconde est qu'elle permettrait de détecter des problèmes ou d'identifier les sources d'imprécision les plus importantes, ce qui donnerait des orientations de recherche conséquentes avec le calcul de la possibilité. La troisième conséquence est que l'inclusion de l'imprécision pourrait modifier sensiblement l'interprétation des périodes critiques éloignées dans le temps.

Les perturbations sont volontairement omises du présent exercice vue la complexité du problème qu'elles soulèvent. Cependant, une analyse conceptuelle nous permet de constater que l'incertitude entourant les perturbations génèrerait une variation asymétrique autour de la valeur prédite de possibilité. En d'autres termes, une perturbation va généralement, mais pas toujours, réduire la possibilité. L'inclusion des imprécision entourant les perturbations, par le biais de la variation des surfaces atteintes par exemple, aura donc un impact différent des autres sources d'imprécision. De plus, il existe un certain corps de connaissance sur l'interaction entre les perturbations et la récolte potentielle annuelle, suggérant que l'impact de la perturbation varie selon que la récolte réelle se rapproche ou non du potentiel annuel (Van Wagner, 1983).

2.4 L'âge de bris et les pertes en volume

L'outil *Sylva-TS* nous permet de compiler les pertes en volumes engendrées par l'utilisation du concept de l'âge de bris (Figure 7). Il faut comprendre ici que nous avons importé du diagnostic sylvicole les âges de bris tels que déterminés par l'application du critère de 50 m³/ha ou moins aux courbes de sénescences de Pothier et Savard (1998), alors que notre propre simulation des volumes ne force pas une sénescence à l'échelle de la placette, autre que celle observée dans les échantillons de calibration. Les volumes « perdus » que nous calculons reflètent donc à la fois le déclin en volume marchand présumé suite au début de la sénescence, ainsi que l'abandon de strates quand un seuil minimal de volume exploitable n'est plus atteint selon Pothier et Savard (1998).

La combinaison de la structure d'âge par surabondance, de l'imposition d'un âge de bris et de la seule utilisation de la CPRS entraîne des pertes en volume importantes (Figure 7). Le problème se situe au niveau du fait que la possibilité imposée par la période critique est très faible par rapport aux volumes de bois mature présents à certains moments sur le territoire. La possibilité de quantification des pertes met leur importance en valeur, ce qui permettrait de cibler des actions visant à récolter ces volumes sans remettre en cause le maintien de la possibilité à long terme et les autres objectifs environnementaux.

2.5 Limites des informations disponibles

Nous avons été incapables de réaliser la simulation pour une série d'un des groupes de calculs à cause de l'absence de placettes dans les strates jeunes. Cette absence de placettes rendait impossible l'ajustement des équations nécessaires à la génération de nouvelles placettes suite à la coupe. Dans les autres groupes de calcul, le nombre de placettes dans toutes les classes d'âge a été suffisant pour ajuster les équations servant à recréer de nouvelles placettes suite à leur coupe. Cependant, l'imprécision accrue de la composition de la strate de retour faisait en sorte que l'imprécision sur les volumes exploitables pouvait augmenter jusqu'à la dernière période de simulation.

Comme le volume de coupe périodique est fixe et constant, il est impossible d'atteindre le volume attendu en ne coupant que des strates entières. Une strate doit à chaque période faire l'objet d'une coupe sur une portion seulement de sa superficie. La règle suivant laquelle toute portion de strate coupée devait contenir au moins deux placettes-échantillon a engendré des fluctuations importantes dans les prévisions de coupe avec des écarts pouvant atteindre 200 % par rapport à la possibilité forestière (Figure 8a et 8c). L'interaction entre la présence de grandes strates avec peu de placettes et les règles de priorisation de la récolte faisait en sorte que, pendant certaines périodes, la possibilité ne pouvait être atteinte, alors que dans d'autres, elle était dépassée par la coupe de la plus petite portion possible de la dernière strate du choix.

Le calcul du volume « réellement » disponible dans la strate partielle coupée a engendré des fluctuations additionnelles du niveau périodique de coupe. Les écarts entre la possibilité et le volume « réellement » disponible dans les strates ciblées pour la coupe par le modèle pouvait atteindre 40 % (coefficient de variation de 140 %). Le calcul du volume « réellement » disponible était basé sur le sous-ensemble des placettes de la strate choisies aléatoirement pour représenter la partie de strate récoltée. À cause de la variabilité du volume marchand entre les placettes d'une même strate, ce volume pouvait donc différer considérablement du volume moyen de l'ensemble des placettes de la strate tel qu'utilisé pour le calcul du volume prévu. La variabilité de cet écart entre les volumes projetés et réellement disponibles est fonction du nombre de placettes par strates à récolter, de leur superficie et du volume de la possibilité. Par exemple, cet écart est faible

dans le groupe SEPM, parce que le volume moyen des très nombreuses strates qui le composent est faible par rapport au niveau de coupe ciblé. L'écart est par contre important pour un groupe de calcul beaucoup moins bien représenté dont les quelques strates ont un volume marchand élevé par rapport au niveau de coupe ciblé (Tableau 3). La variabilité observée autour du volume « effectivement » récolté est beaucoup plus élevée que celle observée autour du volume mature sur pied (Figures 5 et 8) parce que l'estimation du volume « effectivement » récolté repose sur un nombre beaucoup moins important de placettes. Le calcul du volume « effectivement » récolté est basé sur le sous-ensemble des placettes de la strate choisie aléatoirement pour représenter la partie de strate récoltée. À cause de la variabilité du volume marchand entre les placettes d'une même strate, ce volume peut donc différer considérablement du volume moyen de l'ensemble des placettes de la strate tel qu'utilisé pour le calcul du volume prévu.

Ces trois derniers points des résultats découlent, pour certains groupes de calcul, de la faible densité d'information terrain (nombre de placettes par unité de surface) relativement à la précision demandée. En d'autres termes, on essaie d'effectuer un calcul qui va au-delà de l'information disponible, en tentant de subdiviser le territoire en strates trop petites pour en connaître le contenu. Dans le calcul de *Sylva II*, l'utilisation d'un concept d'homogénéité de la strate qui suppose qu'on connaît les propriétés de toutes les parties de la strate donne une apparence d'information qui disparaît dès qu'est prise en compte son imprécision. La déconnexion entre les calculs de *Sylva II* et les informations réellement disponibles sur le terrain est un problème qui ne peut qu'avoir un impact subséquent sur les opérations d'exploitation en produisant des scénarios qui ne collent pas à la réalité terrain (Figure 8b et d).

3. RECOMMANDATIONS

Suite aux constats réalisés par la modélisation de la possibilité par une approche indépendante, nous recommandons les actions suivantes :

- ∄ améliorer notre capacité de prédire la mortalité des arbres à l'échelle de la placette,
- ∄ quantifier les imprécisions liées aux différents éléments du calcul de possibilité, y compris l'impact des perturbations et la trajectoire de croissance des strates de 7 m et moins,
- ∄ intégrer au calcul de la possibilité forestière la capacité de propager et d'afficher les imprécisions liées à l'estimation ou à la simulation de différents états ou processus (volume initial, croissance, mortalité, composition et intervalle de retour, etc.).

TABLEAUX ET FIGURES

TABLEAU 1. *Valeurs des paramètres et leur écart type estimés pour l'équation 1. Le coefficient de détermination est donné à titre indicatif seulement, parce qu'il ne tient pas compte de la décomposition de l'erreur en une erreur placette et une erreur arbre. Le nombre entre parenthèse fourni après le nombre d'arbres-périodes correspond aux observations extrêmes qui n'ont pas été considérées dans l'estimation des paramètres*

Essence	b ₁	b ₂	b ₃	R ²	N
BOJ	1.41 (0.23)	0.033 (0.01)	0.024 (0.006)	0.16	393 (4)
ERS	1.87 (0.17)	0.02 (0.003)	0.031 (0.002)	0.29	4413 (82)
BOP	0.8 (0.05)	0.056 (0.006)	0.057 (0.002)	0.36	5773 (63)
EPN	0.28 (0.01)	0.07 (0.004)	0.021 (0.001)	0.08	49499 (701)
SAB	1.52 (0.16)	0.022 (0.003)	0.032 (0.001)	0.34	12321 (221)
PIG	1.84 (0.51)	0.011 (0.004)	0.044 (0.001)	0.33	9182 (54)
EPB	1.1 (0.09)	0.078 (0.016)	0.05 (0.004)	0.30	573 (4)
PET	2.45 (0.4)	0.015 (0.003)	0.041 (0.002)	0.54	3747 (46)
THO	4.63 (3.14)	0.008 (0.006)	0.021 (0.002)	0.47	904 (13)

TABLEAU 2. *Valeurs des paramètres et leur écart type estimés pour l'équation 3. Le nombre d'observations (arbres-périodes) est plus élevé que celui de l'équation 1 car les arbres morts y sont inclus*

Essence	c ₁	c ₂	c ₃	c ₄	c ₅	c ₆	R ²	N
BOJ	-	2.59 (0.85)	0.39 (0.13)	0.018 (0.005)	0.0092 (0.0024)	-	0.06	431
ERS	1.69 (0.36)	0.12 (0.07)	1.51 (0.23)	0.045 (0.007)	0.0026 (0.0006)	-0.018 (0.0031)	0.50	4958
BOP	-	0.74 (0.05)	1.04 (0.03)	0.042 (0.002)	0.0132 (0.0003)	-0.007 (0.0006)	0.62	6316
EPN	-	2.68 (0.03)	0.32 (0.01)	0.019 (0)	0.0006 (0.00004)	-0.004 (0.0001)	0.07	55808
SAB	-	1.16 (0.04)	0.79 (0.02)	0.039 (0.001)	0.0016 (0.0001)	-0.022 (0.0004)	0.32	14967
PIG	1.01 (0.15)	0.14 (0.03)	1.7 (0.1)	0.075 (0.005)	0.0183 (0.001)	-0.006 (0.0008)	0.71	10245
EPB	-	0.56 (0.26)	1.33 (0.25)	0.046 (0.014)	0.0107 (0.0014)	-0.038 (0.005)	0.31	635
PET	1.5 (0.13)	0.01 (0.01)	2.59 (0.21)	0.09 (0.009)	0.0168 (0.0013)	-0.006 (0.0016)	0.68	4439
THO	-	0.18 (0.04)	1.75 (0.11)	0.057 (0.005)	-0.0075 (0.001)	-0.065 (0.0054)	0.31	965

TABLEAU 3. Caractérisation des groupes de calcul de l'aire commune 82-85b de l'unité de sondage u28a. SEPM : Sapin-Epinettes-Pins et Mélèzes ; MRFI : Mélange de résineux et de feuillus intolérants à dominance résineuse; MFIR : Mélange de résineux et de feuillus intolérants à dominance feuillue; PEU : peupliers.

	SEPM	MRFI	MFIR	PEU	Total
Superficie totale (ha)	109 072	11 526	9 036	13 326	142 960
Nombre total de placettes	2 607	628	663	455	4 353
Nombre de strates	179	58	45	21	303
Superficie moyenne des strates (ha)	1 948	788	279	2 141	1 804
Nombre moyen de placettes par strate	15	11	15	22	14
Essences principales	SAB, EP., PIG, MEL	SAB, EP., PIG, MEL	BOP, PEH, PET, PEU	BOP, PEH, PET, PEU	
Volume moyen des essences principales (m ³ /ha)	123	109	98	84	
Volume moyen des essences secondaires (m ³ /ha)	33	95	54	17	
Volume moyen (m ³ /ha)	156	203	153	101	155

TABLEAU 4. Moyenne et écart type des résidus observés entre l'accroissement net observé et prédit par les tables de Pothier et Savard et par NE-TWIGS dans un échantillon de placettes permanentes composées à plus de 75 % d'épinette noire. Corrélation de rang de Spearman entre ces mêmes résidus et différentes variables de peuplement.

	Pothier et Savard (1998)	NE-TWIGS
Biais moyen (m ³ ha ⁻¹ an ⁻¹)	0.13	0.01
Ecart type résiduel	1.78	1.37
Coefficient de variation	259%	158%
	1.1.1.1.1.1.1 Corrélations de rang de Spearman	
Paramètre de forme	0.19	0.17
Paramètre d'échelle	0.26	0.27
Indice de densité relative	0.47	0.45
Volume initial (m ³ ha ⁻¹)	0.40	0.41

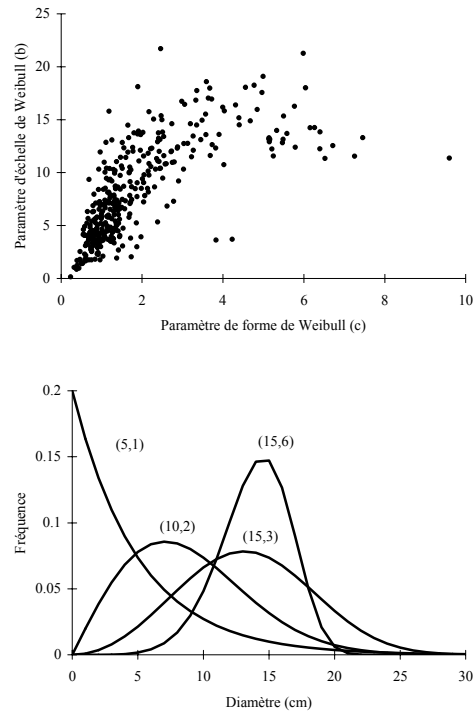


FIGURE 1. Relation entre les facteurs de forme et d'échelle de la fonction de Weibull, lorsque ses paramètres sont estimés sur les distributions de fréquence diamétrale des pessières pures utilisées pour la validation de NE-TWIGS.

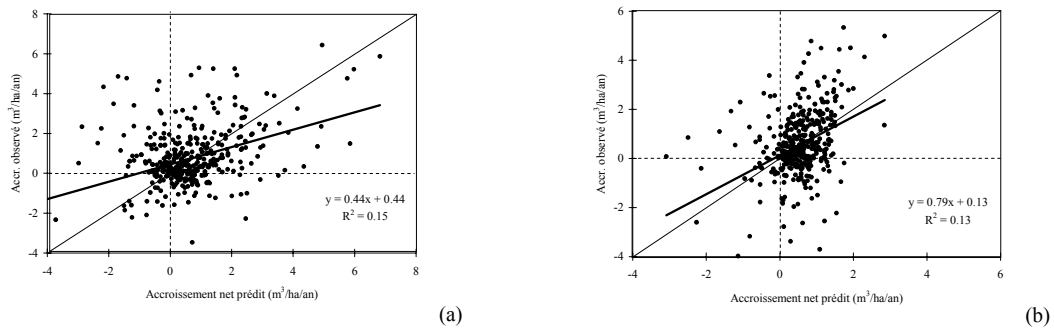


FIGURE 2. Relation entre les valeurs observées d'accroissement net ($m^3 ha^{-1} an^{-1}$) et les valeurs prédites (a) par les tables de Pothier et Savard (1998) et (b) par celles de NE-TWIGS (b)

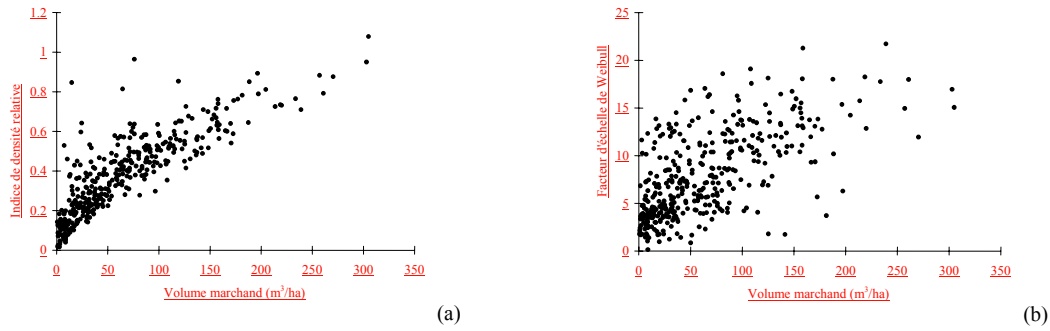


FIGURE 3. Relation entre respectivement (a) l'indice de densité relative, (b) le facteur d'échelle de la fonction de Weibull ajusté aux distributions de fréquence des diamètres et les volumes marchands d'un échantillon de placettes permanentes dans lesquelles l'épinette noire représente plus de 75 de la surface terrière.

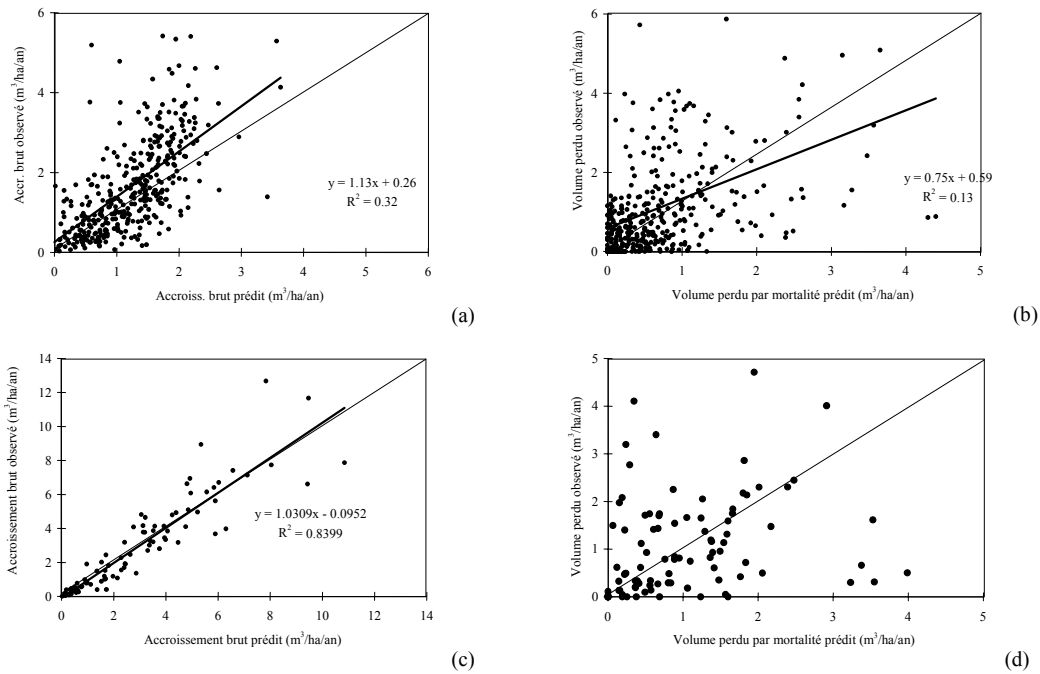


FIGURE 4. Relation entre respectivement les accroissements bruts observés et prédits par NE-TWIGS pour l'épinette noire (a) et le peuplier faux-tremble (c) et les volumes perdus par mortalité observés et prédits pour l'épinette noire (b) et le peuplier faux-tremble (d).

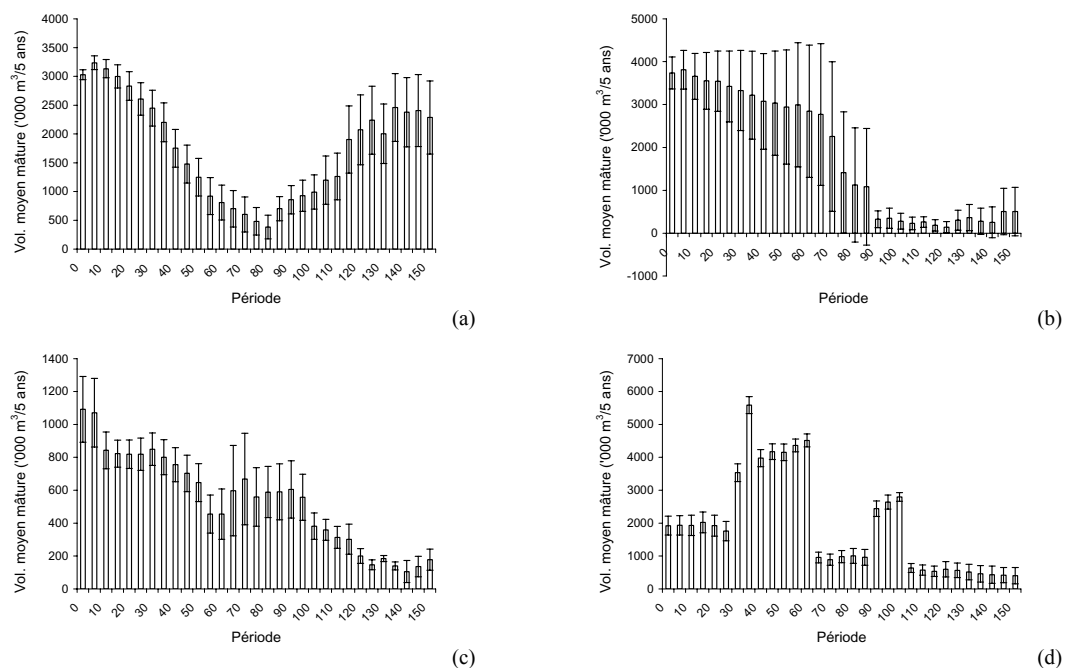
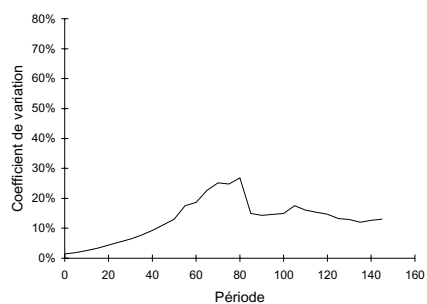
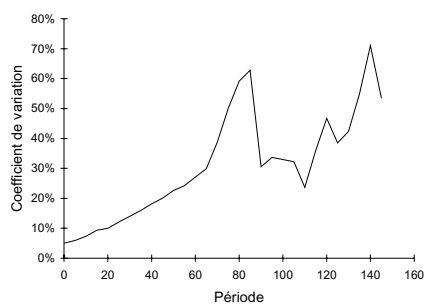


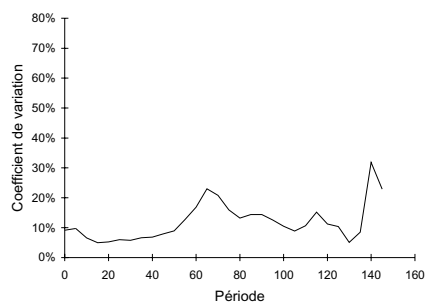
FIGURE 5. *Volumes marchands matures des essences principales de quatre groupes de calcul : SEPM (a), MRFI (b), MFI (c) et PEU (d). Les volumes correspondent à des valeurs moyennes avant coupe par période de 5 ans. Les volumes ont été ramenés à ceux de groupes de calcul de superficie égale à 10 000 ha.*



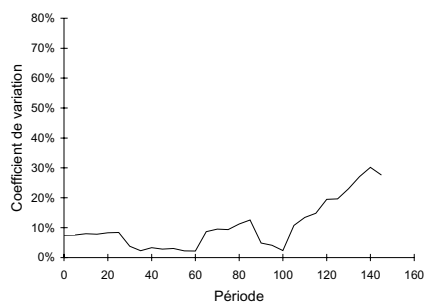
(a)



(b)

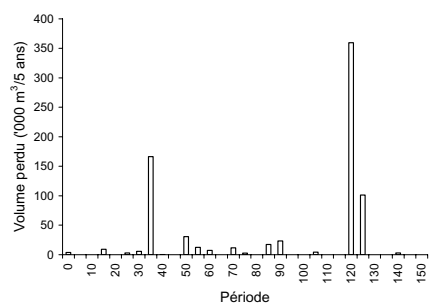


(c)

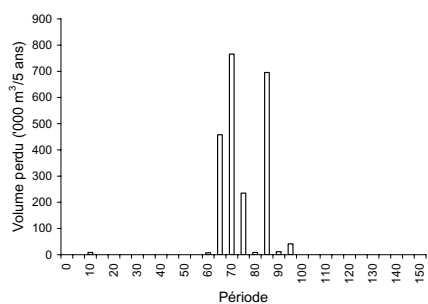


(d)

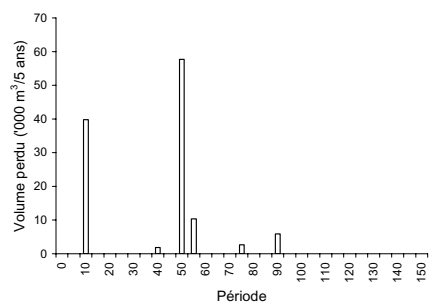
FIGURE 6. *Évolution du coefficient de variation de l'intervalle de confiance du volume marchand mature des essences principales des quatre groupes de calcul SEPM (a), MRFI (b), MFI (c) et PEU (d)*



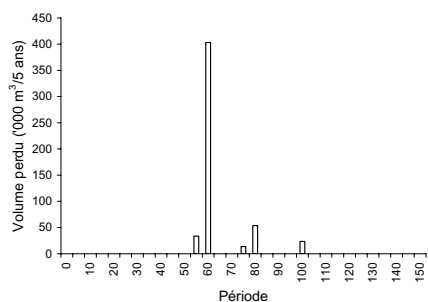
(a)



(b)

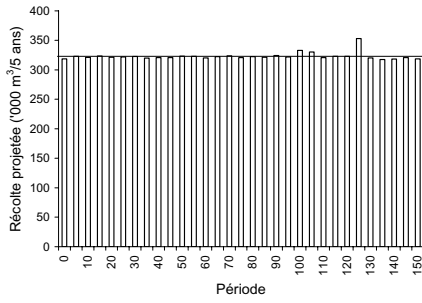


(c)

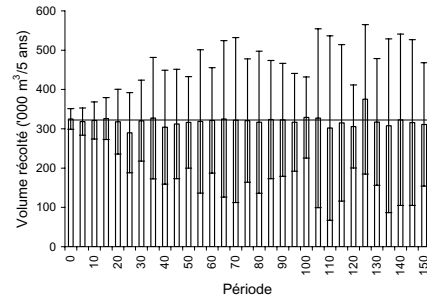


(d)

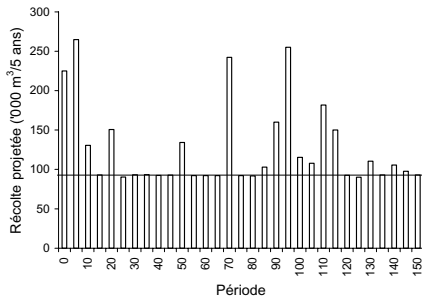
FIGURE 7. Évolution du volume marchand des essences principales perdu par période de 5 ans lorsque l'âge moyen de certaines strates intactes dépasse l'âge de bris pendant la période considérée : SEPM (a), MRFI (b), MFIR (c) et PEU (d).



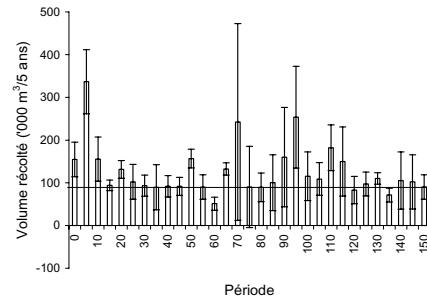
(a)



(b)



(c)



(d)

FIGURE 8. Écart entre le volume projeté de récolte périodique et celui effectivement récolté dans le cas des groupes de calcul SEPM (a et b) et MFIR (c et d).

RÉFÉRENCES

- BATES, D.M. et WATTS, D.G., 1988. Nonlinear regression analysis and its applications. John Wiley & Sons, New York, 365 p.
- DUPLAT, P. et G. PERROTTE, 1981. Inventaire et estimation de l'accroissement des peuplements forestiers. Office national des Forêts, Paris, 432 p.
- GREGOIRE, T.G. et DYER, M.E., 1989. Model fitting under patterned heterogeneity of variance. *Forest Science* 35 : 105-125.
- HILT, D.E et TECK, R.M., 1989. NE-TWIGS: An Individual Tree Growth and Yield Projection System for the Northeastern United States. The COMPILER. Vol 7, No. 2. pp. 10-16.
- HUANG, S., MORGAN, D., KLAPPSTEIN, G., HEIDT, J., YANG, Y. et GREIDANUS, G., 2001. GYPSY, a growth and yield projection system for natural and regenerated stands within an ecologically based, enhanced forest management framework. Yield tables for seed-origin natural and regenerated lodgepole pine stands. Alberta Sustainable Resource Development, Edmonton AB, 193 p.
- MOWRER, H.T. et FRAYER, W.E., 1986. Variance propagation in growth and yield projections. *Can. J. For. Res.*, 16 : 1196-1200.
- PERRON, J.-Y., 1985. Tarif de cubage général, volume marchand brut. Ministère des Forêts, Service de l'inventaire forestier, ERF-3209-11, 52 p.
- PHILLIPS, D.L., BROWN, S.L., SCHROEDER, P. E. et BIRDSEY, R. A., 2000. Toward error analysis for large-scale forest carbon budgets. *Global Ecology and Biogeography* 9 : 305-313.
- POTHIER D. et F. SAVARD, 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière. RN98-3054, 183 p.
- ROBINSON, A.P. et EK, A.R., 2000. The consequence of hierarchy for modeling in forest ecosystems. *Can. J. For. Res.*, 30 : 1837-1846.
- RONDEUX, J., 1993. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 521 p.
- TECK, R.M. et HILT, D.E., 1990. Individual-tree probability of survival model for the northeastern United States. Research Paper NE-642. U.S.D.A., Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, Pennsylvania.
- UNG, C.H., BERNIER, P. Y., RAULIER, F., FOURNIER, R.A., LAMBERT, M.-C. et RÉGNIÈRE, J., 2001 Bio-physical site indices for shade tolerant and intolerant boreal species. *Forest Science*, 47 : 83-95.
- VAN WAGNER, C.E., 1983. Simulating the effect of forest fire on long term annual timber supply. *Can. J. For. Res.*, 13: 451-457.
- WEST P.W., RATKOWSKY D.A. et Davis A.W. 1984. Problems of hypothesis testing of regressions with multiple measurements from individual sampling units. *For. Ecol. Manage.*, 7: 207-224.

Van WAGNER, C.A., 1983. Simulating the effect of forest fire on long-term annual timber supply. Can. J. For. Res. 13: 451-457.

ZORN M.E., GIBBONS R.D. et SONZOGNI W.C. 1997. Weighted least-squares approach to calculating limits of detection and quantification by modeling variability as a function of concentration . Anal. Chem. 69: 3069-3075.

CHAPITRE 12

Avis scientifique exprimé par un expert indépendant

Joseph Buongiorno, *Ph.D.*, professeur
Département d'écologie et d'aménagement des forêts
Université du Wisconsin, Madison

SOMMAIRE

CHAPITRE 12

1. LE CADRE	349
2. LA REQUÊTE	349
3. QUESTIONS ET REPONSES	350
3.1 Échelle de la forêt normale	350
3.2 Longueur des simulations	351
3.3 Adaptabilité de l'aménagement	352
3.4 Modèles de croissance	353
3.5 Effets des erreurs	355
3.6 Croissance après coupe	356
3.7 Considérations spatiales	357
3.8 Les <i>pour</i> et les <i>contre</i> de la méthode	359
RÉFÉRENCES	361

1. LE CADRE

« Entre 2001 et 2002, les bureaux de la Vérificatrice générale du Québec ont voulu évaluer si le ministère des Ressources naturelles voit à ce que la possibilité forestière soit établie dans une perspective d'aménagement durable de la forêt publique. Leurs travaux portant sur l'établissement des calculs de possibilité forestière inclus dans les derniers plans généraux ont révélé l'insuffisance des connaissances du ministère sur plusieurs aspects ainsi que l'utilisation d'outils pas toujours adéquats. Ils ont révélé des failles dans l'information provenant de l'inventaire décennal, qui constitue le point de départ de ces calculs, de même que dans les hypothèses servant aux calculs ou dans les ajustements relatifs à ces hypothèses (Vérificateur général du Québec, 2003).

Lors de la comparution du sous-ministre à la commission parlementaire sur l'Administration publique en février 2003, les parlementaires ont insisté sur l'importance d'explorer la possibilité d'établir une certaine forme de marge d'erreur applicable aux résultats de calcul de possibilité forestière. En conclusion à cette commission, les autorités du Ministère s'engageaient à confier un mandat à un groupe d'experts à cet effet, le Comité d'examen du calcul de la possibilité forestière... »

2. LA REQUÊTE

« Dans ce cadre, les membres du comité ont émis le désir de pouvoir poser un certain nombre de questions à un expert totalement externe au processus...L'énoncé de ces questions est fourni dans le présent chapitre. »

3. QUESTIONS ET REPONSES

3.1 Échelle de la forêt normale

Question :

À quelle échelle le concept de la forêt normale est-il efficace ? Au niveau des séries d'aménagement, des groupes de calcul, ou même au niveau de plusieurs unités d'aménagement.

Réponse :

Le concept de la forêt normale est l'un des plus anciens en aménagement forestier. Son but est d'assurer un rendement soutenable avec une structure forestière permanente (état stable). Pour la forêt équienne, la forêt normale idéale consiste de superficies égales pour chaque classe d'âge. La récolte, constante en volume et en surface, consiste à liquider périodiquement la classe d'âge la plus vieille, et la remplacer par un peuplement en régénération. On obtiendrait ainsi un rendement soutenu, et un stock constant.

Le modèle de la forêt normale, encore utile, est toutefois un peu périmé. En effet, bien que la forêt normale soit une condition suffisante de rendement soutenu et d'état constant de stock, ce n'est pas une condition nécessaire. Il y a un nombre infini d'états constants (et de rendements soutenus correspondants) en forêt équienne, et l'art de l'aménagiste est de viser à celui qui a le plus de valeur combinée économique et écologique (Buongiorno et Gilles, 2003, p. 94-95). De plus, l'état constant, surtout en forêt équienne, n'est important que comme une limite à long terme. À court terme, l'aménagiste peut très bien assurer un rendement soutenu, et d'autres objectifs, sans se préoccuper d'état constant, qu'il soit obtenu par une forêt normale ou une autre structure.

En forêt inéquienne, l'équivalent de la forêt normale, mais au niveau du peuplement, est la distribution d'arbres par classe de diamètre qui est maintenue lors d'un cycle de coupe (la croissance durant le cycle remplaçant totalement le prélèvement) (Bruciamacchie, 1993). Dans ce cas, comme pour la forêt équienne, il y a une infinité d'états constants et donc de rendements soutenus possibles (Buongiorno et Gilles, 2003, p. 141-142), permettant à l'aménagiste de choisir le plus approprié.

Ces concepts de forêt normale et d'état constant en forêt équienne et inéquienne peuvent se généraliser en combinant l'aspect en aire de la forêt équienne avec celui en arbres par unité de surface de la forêt inéquienne (Buongiorno et Lu, 1990).

Il découle de ces définitions et propriétés de la forêt normale (et de sa généralisation : état constant), que l'échelle à laquelle le concept s'applique peut varier d'une très petite aire (peuplement forestier de quelques hectares appartenant à un petit propriétaire) à une très grande aire, combinant des unités aménagement, une région, et même une province dans tout son ensemble. Le choix dépend surtout du but de l'aménagement, de la manière dont il est administré, et du niveau auquel se situent les responsabilités. Mais dans tous les cas, un aménagement plus flexible devrait être possible en évitant de trop contraindre les actions par le concept de la forêt normale.

3.2 Longueur des simulations

Question :

Sur quel critère faut-il fixer le temps de projection des simulations ?

Réponse :

Des simulations à très long terme (plus de 100 ans) sont utiles pour concevoir, sinon prévoir, les conséquences de certaines gestions du point de vue de la succession des espèces, et des effets de l'exploitation sur la productivité. Il est même souvent utile de raisonner avec des horizons infinis, ce qui permet de calculer l'état appréhendé du paysage forestier, et la rentabilité forestière appréhendée, compte tenu des événements stochastiques tels que les catastrophes irrégulières (Buongiorno et Gilless, 2003, chap. 16 et 17).

Des simulations d'une cinquantaine d'années permettent de prévoir le potentiel productif d'une forêt ou région forestière, sous rendement soutenu (pas nécessairement constant), et l'évolution générale de la production et des stocks. De telles simulations aident à planifier le futur des industries lourdes du bois, telles que les papeteries, et à prévoir les bénéfices économiques et sociaux qui en résultent.

Des simulations de cinq à dix ans permettent de calculer les effets à court terme (du point de vue de la forêt) des interventions courantes, et de les ajuster en observant les effets immédiats sur les surfaces et les stocks, par espèce et âge (ou dimension) des arbres (Bruciamacchie, 1993).

Donc, de très différentes longueurs de simulation sont utiles et même nécessaires en fonction des questions posées. Les questions concernant les conséquences écologiques d'un aménagement, par exemple la composition en espèces de la forêt, et même la structure des peuplements forestiers, demandent de très longues simulations. Elles sont, bien sûr, sujettes à de très grandes incertitudes, mais elles permettent d'avoir au moins une esquisse du futur créé par des décisions qui sont souvent presque irréversibles (il faut un instant pour couper un arbre multiséculaire, mais il faudra attendre longtemps pour le remplacer...).

Les prévisions à « moyen terme », d'environ 25 ans sont importantes non seulement pour concevoir l'aspect futur de la forêt, mais aussi pour aider à décider pour ou contre des investissements industriels parfois considérables. Les prévisions à « court terme » (quelques années) sont nécessaires pour contrôler l'application, de saison à saison, et de peuplement forestier à peuplement forestier, de la politique forestière sur le terrain.

Le calcul de la possibilité forestière se fait souvent à très long terme. Néanmoins, des formules pratiques doivent être en place pour traduire cette possibilité forestière opérationnellement et concrètement dans la forêt au moment où la coupe est appliquée.

3.3 Adaptabilité de l'aménagement

Question :

Le calcul de possibilité est fait sur un horizon de 150 ans, indépendamment de l'essence, du type écologique, de la fertilité du site. Ce calcul est effectué tous les 5 ans alors que l'inventaire forestier à l'aide de placettes temporaires n'est effectué qu'aux 10 ans. Cet intervalle de révision est-il adéquat ? Peut-on parler d'aménagement adaptatif ?

Réponse :

Un aménagement adaptatif peut être défini comme un traitement (une action) pour chaque état possible du peuplement. Un tel aménagement adaptatif demande en premier lieu une définition du peuplement, adaptée aux buts de l'aménagement, à l'administration du contrôle, et aux méthodes d'exploitation.

La définition de l'état du peuplement doit aussi être adaptée à ces buts. En pratique, cela demande des définitions simples qui permettent de reconnaître un peuplement et son état très rapidement et à peu de coût sur le terrain.

L'inventaire forestier le plus fréquent possible est bien sûr désirable. Toutefois, l'inventaire forestier est une opération coûteuse. Il est donc essentiel de choisir une densité des placettes mesurées, et une fréquence des mesures qui corresponde ni plus ni moins aux besoins de l'aménagement.

Ayant défini les différentes classes de peuplements, et leurs états possibles, un aménagement vraiment adaptatif consisterait alors à des stratégies, c'est-à-dire des tables de décision prescrivant un traitement optimal pour chaque état du peuplement et d'autres variables déterminantes (tels que les prix), en fonction des objectifs économiques, écologiques et sociaux, et tenant compte d'éléments aléatoires tels que les catastrophes et les fluctuations des marchés (Lin et Buongiorno, 1998, Rollin *et al.*, 2004).

Complément de réponse :

Il est important de refaire le calcul de possibilité tous les 5 ans. La raison en est que la possibilité forestière est déterminée par le stock courant et son accroissement. Il est probable que l'exploitation, et les événements naturels des 5 dernières années ont été différents de ceux qui avaient été considérés dans le calcul précédent de la possibilité forestière. D'autre part, l'évolution économique et sociale des dernières 5 années peuvent très bien conduire à une restriction, ou un relâchement des contraintes dont on avait tenu compte. Tout cela donnera lieu à un changement probable de la possibilité forestière sur une période de 5 ans. Un élément critique qui déterminera la mise à jour de la possibilité forestière est la différence entre le niveau de stock prévu par le dernier calcul, et la situation actuelle du stock révélée par toute information obtenue depuis lors, y compris le plus récent inventaire s'il y en a eu un.

3.4 Modèles de croissance

Question :

Au Québec, deux types de modèles de croissance sont utilisés dans le calcul de la possibilité selon la structure des peuplements—les modèles « par courbes » et les modèles « par taux de

passage » (les paramètres des modèles « par courbes » sont ajustés à l'aide de placettes temporaires, dans des peuplements monospécifiques non perturbés ; les modèles « par taux » sont calibrés à l'aide de placettes permanentes remesurées tous les 10 ans, alors que les projections se font sur 150 ans). On fonctionne aussi avec des modèles calibrés pour des peuplements monospécifiques alors qu'ils sont utilisés dans des peuplements mixtes. Quelles sont les limites de ces modèles qu'il faudrait respecter ? Jusqu'où peut on aller ?

Réponse :

On peut concevoir le développement de modèles généraux, applicables à une très grande diversité de peuplements, allant de la futaie équiennne monospécifique, à la futaie jardinée aux espèces multiples. De tels modèles peuvent effectivement être calibrés à partir de placettes permanentes remesurées tous les 10 ans. La méthode consiste à se servir de la variation des observations en coupe (les conditions de peuplements variant grandement d'une placette à l'autre) pour prédire les effets temporaires à long terme. C'est une méthode valable, et probablement la seule pratique (Kolbe *et al.*, 1999).

Des considérations pratiques demandent aussi le groupement des espèces, par exemple : essences de lumière, essences d'ombre, et essences intermédiaires, ajoutant où cela est nécessaires les essences spécifiques les plus importantes.

Toutefois, une difficulté majeure dans les modèles qui sont utilisés couramment (surtout pour les forêts inéquiennes) est l'absence de modèles de régénération (Duchesne et Raulier, 2004). Dans ce cas, il semble hardi de supposer que la régénération naturelle va nécessairement remplacer les arbres enlevés. Un effort devrait être donc mis à l'étude des processus de régénération, en forêt équiennne et inéquiennne, leur relation avec les méthodes de sylviculture (intensité des coupes en particulier), et l'effet des investissements en reboisement.

Complément de réponse :

En pratique, on fait toujours face à un manque d'information. Par exemple, on a rarement des modèles de croissance spécifiques pour chaque espèce ou chaque location. Il est légitime de se servir de ce qui est disponible (par exemple, appliquer le modèle pour une espèce à une autre espèce) à condition de reconnaître la possibilité d'erreur. Une solution possible est d'introduire un « facteur de sécurité » pour éviter d'exagérer l'estimation de la possibilité forestière. La même

approche peut être appliquée à d'autres paramètres tels que le taux de mortalité ou le taux de régénération ou le taux de passage à la futaie. La philosophie générale consisterait donc à être « conservateur » plutôt que « agressif » dans tous les cas où on fait une extrapolation ou une estimation non appuyée sur des données réelles. À long terme, il est utile, bien sûr, de rassembler plus d'information et de faire plus de recherche en donnant priorité aux données, paramètres, et relations qui sont les plus critiques dans le calcul de la possibilité forestière.

3.5 Effets des erreurs

Question :

Comment voyez-vous l'effet de l'impact des erreurs sur les calculs de possibilité ? Quelles seraient les précautions de base à prendre pour en tenir compte ?

Réponse :

Les calculs de possibilité peuvent être affectés considérablement par les erreurs concernant l'état actuel des ressources et les hypothèses et paramètres utilisés en faisant des prévisions. Ils peuvent être aussi être affectés par les événements aléatoires qui peuvent changer la croissance de la forêt, ou son environnement économique et social.

Deux approches sont possibles pour tenir compte des erreurs et du risque : 1) une analyse de sensibilité avec un modèle déterministique tel que celui qui est utilisé couramment, 2) le développement et l'utilisation d'un modèle pleinement stochastique tenant compte explicitement des erreurs et du risque.

La première approche est probablement la plus simple, et la plus adaptée à la méthodologie courante. Elle consiste à répéter le calcul de la possibilité forestière avec des hypothèses différentes. L'analyse de sensibilité la plus simple consiste à modifier une seule hypothèse, et observer le changement correspondant de la possibilité, autres choses égales par ailleurs. La plus complète demanderait le développement de scénarios. Trois scénarios devraient être suffisants, un « optimiste », un « moyen » et un « pessimiste ». Par exemple, le scénario optimiste découlerait d'un choix de toutes les hypothèses et paramètres qui tendent à augmenter la possibilité (haut stock initial, faible mortalité, fort taux d'accroissement, etc....). Les scénarios « pessimiste » et « moyen » seraient développés de manière analogue.

La deuxième approche consiste à ajouter à la partie déterministique des modèles un élément stochastique basé sur les observations actuelles ou sur un jugement concernant l'incertitude des mesures et la possibilité d'événements aléatoires de haute ou faible probabilité (Buongiorno et Gilles, 2003, Chapitres 14 et 15). Ce modèle stochastique est alors utilisé pour prédire la possibilité dans une multitude de développements possibles de la forêt. On résume ensuite toutes ces possibilités en une valeur appréhendée de la possibilité, d'une part, et sa variance, d'autre part. Cette information permet enfin de calculer la probabilité que la possibilité soit supérieure à une borne déterminée, ou de manière équivalente, les bornes inférieures et supérieures de la possibilité telles que la probabilité d'obtenir une possibilité entre ces bornes, soit à un niveau désiré (par exemple 95 % de chance).

Enfin, l'approche la plus avancée consisterait à développer des stratégies (décision en fonction de l'état du peuplement forestier et de son environnement) qui profitent en quelque sorte des aspects aléatoires du système pour deviser des décisions optimales du point de vue écologique et économique (e.g. Rollin *et al.*, 2004, Buongiorno et Gilles, Chapitres 16 et 17).

3.6 Croissance après coupe

Question :

Puisqu'on dépasse le temps de vie des peuplements dans une simulation de 150 ans, il faut envisager de prédire la croissance des peuplements après coupe. Peut-on envisager de faire des projections sans modèle de retour après coupe, sans table de régénération ? Quel est l'effet sur les marges de la possibilité ?

Réponse :

Les modèles de régénération sont essentiels pour faire des prévisions à long terme, même de moins de 150 ans. Ils sont nécessaires pour assurer la solidité du calcul de la possibilité forestière en rendement soutenu, quelle que soit la durée de passage à l'état constant désiré. En principe, les modèles de forêt équienne et inéquienne couramment utilisés sont ouverts à l'introduction d'éléments de régénération (Duchesne et Raulier, 2004).

Il convient de déterminer quelles seront la densité et le type (composition en espèces) de régénération survenant après coupe et au cours de la vie d'un peuplement équienne ou iné-

quienne. La régénération sera en partie fonction des éléments naturels (phénomène d'ensemencement et de succession), et aussi fonction des interventions sylvicoles (ensemencement et/ou plantation artificiels).

L'hypothèse courante concernant la régénération en forêt équienne ne semble pas claire. Celle concernant la régénération en forêt inéquienne (recrutement remplaçant entièrement la coupe) est très simplifiée : le recrutement naturel devrait être fonction au moins de la densité (surface terrière) et du nombre d'arbres de diverses espèces présents dans le peuplement.

La régénération, en forêt équienne en particulier, représente une partie importante des coûts de la production forestière. Il s'ensuit que la possibilité forestière dépend en partie de la rentabilité des investissements en régénération. Par conséquent, une analyse complète de la régénération et du cycle de production des peuplements doit couvrir ses aspects économiques et financiers.

Un traitement complet de la régénération devrait aussi reconnaître sa nature très aléatoire. Dans des systèmes aussi compliqués et souvent non linéaires que constituent la régénération et la croissance forestière, la présence d'éléments stochastiques peut conduire à des prévisions à long terme très différentes de celles obtenues en ignorant l'aspect stochastique, par exemple en ce qui concerne la succession des espèces (Zhou et Buongiorno, 2004).

3.7 Considérations spatiales.

Question :

Le calcul de possibilité inclut très peu de notions spatiales, à l'exception du compartimentage. Or, ici au Québec, tout le territoire d'une unité d'aménagement n'est pas directement accessible. Pensez-vous nécessaire d'inclure des notions spatiales à ce niveau de la planification, qui est seulement stratégique et pas encore opérationnel ?

Réponse :

Au niveau stratégique, il n'est pas nécessaire d'avoir beaucoup de détail spatial. On doit toutefois décider à quel niveau géographique il faut présenter les données sur la possibilité et ses conséquences.

Un tel choix invoque des considérations économiques, politiques, écologiques et sociales. Ce choix doit refléter le contexte dans lequel les décisions forestières sont faites dans le pays. En

particulier, il est important de reconnaître les zones géographiques sensibles même au niveau stratégique.

Par ailleurs, il est souvent plus facile d'agréger des petites unités géographiques que de désagréger les grandes. De plus, les critiques les plus pertinentes viennent des spécialistes qui connaissent en détail une zone ou forêt particulière. Et, il est plus facile de juger la validité de certaines hypothèses au niveau local que à une grande échelle géographique.

Ceci tendrait donc à conduire l'analyse « par le bas », en partant d'unités administratives logiques et bien définies spatialement et traitant toutes ces unités de manière similaire, pour faciliter l'agrégation.

Une approche possible serait de développer une typologie des peuplements (Kaya et Buongiorno, 1989, Bruciamacchie, 1993, Lin et Buongiorno, 1998) applicable généralement aux forêts du Québec et d'ancrer toute l'analyse de la possibilité forestière et des conséquences de diverses stratégies sur cette typologie.

Complément de réponse :

Par niveau stratégique on entend des décisions prises, et des tendances observées, à une très grande échelle géographique, par exemple pour la province de Québec et pour quelques régions principales. À ce niveau, les discussions concernant le total de la possibilité forestière future sont le plus souvent en termes très généraux, par exemple : la possibilité va-t-elle demeurer constante, augmenter, ou diminuer ? Un exemple de ce point de vue stratégique est le chapitre 5 de l'Analyse de la situation forestière aux États-Unis où la discussion implique le plus souvent quatre grandes régions : Nord, Sud, Côte Pacifique, et Entre-Montagnes (Haynes, 2003, p. 145-180). Ce niveau est nécessaire, et probablement suffisant, pour les discussions de politique forestière concernant tout le Québec.

Il n'en demeure pas moins que ces considérations stratégiques doivent être effectivement basées sur des données de terrain bien localisées (parcelles préférablement permanentes sur lesquelles tous les arbres sont mesurés). Quand ces données sont intégrées dans le calcul de possibilité globale, il est clair que leur position spatiale et, en conséquence, leur accessibilité sont importantes en déterminant la contribution de la zone représentée par chaque parcelle à la possibilité globale.

3.8 Les pour et les contre de la méthode

Question :

Par rapport aux méthodes existantes de calcul de possibilité, quels seraient les points faibles et les points forts du calcul de possibilité tel qu'effectué dans la province de Québec ?

Réponse :

Les points forts du calcul de possibilité résident dans les principes généraux appliqués, tels qu'ils sont résumés par Duchesnes et Raulier (2004, pages 11 et 16). Toutefois, le *Manuel de mise en valeur des forêts privées du Québec* (Ministère des Ressources naturelles du Québec, 1999) semble moins clair en ce qui concerne les principes généraux que ce résumé.

Un point faible semble donc être le manque d'une documentation plus transparente de la méthode appliquée. Une telle documentation devrait commencer avec les principes généraux appliqués pour la modélisation des forêts équiennes et inéquiennes, et continuer avec les détails nécessaires pour permettre de reconstruire le calcul de la possibilité forestière.

Une lacune importante du calcul de possibilité forestière tel qu'il est couramment pratiqué est sa nature purement physique. En effet, il ne traite que du volume et, secondairement, de la qualité des bois. Les considérations économiques concernant la valeur des produits sur les marchés courants et les tendances futures, et les coûts d'exploitation (y compris les routes nécessaires à la récolte et au transport des bois) semblent faire défaut.

Il est essentiel que les aspects économiques et financiers de la production forestière soient traités avec la même attention lors du calcul de la possibilité forestière que les aspects physiques et écologiques. En effet, il est fort possible qu'une bonne partie du volume physiquement exploitable ne sera en fait pas touchée à cause de sa pauvre rentabilité.

À plus forte raison, dans les plans à très long terme, il convient d'introduire une analyse coût/bénéfice aussi complète que possible afin de savoir quels traitements sylvicoles sont rentables (purement financièrement ou socialement) à long terme et quelles parties de la forêt seraient mieux laissées à évoluer de manière naturelle, sans intervention.

Une autre dimension qui devrait être explorée est la reconnaissance explicite du risque dans le calcul de la possibilité forestière. Ceci pourrait être fait préférentiellement en introduisant explicitement des éléments aléatoires dans les modèles utilisés. Au minimum, le risque et

l'incertitude devraient être reconnus par une analyse de sensibilité montrant comment la possibilité forestière et ses conséquences physiques, écologiques, économiques et sociales peuvent varier suivant des hypothèses différentes concernant les paramètres-clés des simulations.

RÉFÉRENCES

- BRUCIAMACCHIE, M., 1993. L'état normal en jardinage. *Revue Forestière Française* 45(4) : 441-451
- BUONGIORNO, J. et LU, H.C., 1990. Economic stocking and cutting cycle in a regulated selection forest. *Ecological Modeling* 32:203-216.
- BUONGIORNO, J. et GILLESS, K., 2003. *Decision methods for forest resource management*. Academic Press. 439 p.
- DUCHESNE, L. et F. RAULIER. 2004. Analyse de la méthodologie utilisée pour l'évaluation du calcul de possibilité forestière au Québec, Direction de la recherche forestière, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 21p. (chapitre 1 du présent document)
- HAYNES, R.W. (Technical Coordinator), 2003. An analysis of the timber situation in the United States: 1952-2050. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-560, USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. 254 p.
- KAYA, I. et BUONGIORNO, J., 1989. A harvesting guide for uneven-aged northern hardwood stands. *Northern Journal of Applied Forestry* 6:9-14.
- KOLBE, A.E., BUONGIORNO, J. et VASIEVICH, M., 1999. Geographic extension of an uneven-aged, multi-species matrix growth model for northern hardwoods. *Ecological Modeling* 121:235-253.
- LIN, C.R. et BUONGIORNO, J., 1998. Tree diversity, landscape diversity, and economics of maple-birch forests : Implications of Markovian models. *Management Science* 44(10) :1351-1366.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 1999. Manuel de mise en valeur des forêts privées du Québec, Direction des communications, Ministère des Ressources naturelles, Charlesbourg,, Québec.
- ROLLIN, F., BUONGIORNO, J. et ZHOU, M., 2004. Management of mixed-species, uneven-aged forests in the French Jura : From stochastic growth and price models to decision tables. Department of Forest Ecology and Management, University of Wisconsin, Madison. 36p.
- VÉRIFICATEUR GÉNÉRAL DU QUÉBEC, 2003. Rapport à l'Assemblée Nationale pour l'année 2001-2002, Tome II, Chapitre 4, pp. 68-103 : Gestion de la ressource forestière.
- ZHOU, M. et BUONGIORNO, J., 2004. Nonlinearity and noise interaction in a model of forest growth. *Ecological Modeling* (sous presse).

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Le processus du calcul de la possibilité forestière pour un groupe d'essences principales objectif d'une aire commune est affecté par de nombreuses sources d'imprécision. Les travaux du Comité ont permis d'en identifier plusieurs, de les documenter et de les étudier. Certaines de ces imprécisions sont liées directement aux données d'inventaire. D'autres sont associées à l'estimation des paramètres des modèles de croissance ou aux valeurs qu'ils prédisent. Dans l'état actuel des inventaires et des modèles de croissance, le système ne permet pas formellement d'estimer l'imprécision associée aux estimations des volumes marchands des peuplements ou à celle de leurs prédictions. Les effets sur la possibilité forestière des imprécisions associées aux hypothèses sur les peuplements des strates de retour après perturbation et aux écarts inévitables entre les plans d'aménagement et leur réalisation sont aussi impossibles à estimer parce qu'hypothèses et plans d'aménagement dépendent des choix d'un expert. Pourtant le calcul de la possibilité s'est avéré très sensible aux variations de ces éléments.

Les travaux du Comité révèlent que les imprécisions associées aux données d'inventaire et aux modèles de croissance ne peuvent être ignorées si l'on veut fournir des estimateurs statistiquement plus rigoureux. En particulier, le plan de sondage de l'inventaire ne garantit pas que les estimateurs des volumes et de la composition en essences des peuplements forestiers possèdent toutes les qualités auxquelles on serait en droit de s'attendre dans un tel sondage. Il ne produit pas des estimateurs valides de l'erreur quadratique moyenne de ces estimateurs qui puisse être propagée à l'estimation de la possibilité. De plus, les travaux suggèrent un déséquilibre entre l'information disponible dans les inventaires, la complexité des modèles de croissance et la finesse attendue du calcul de la possibilité.

Les imprécisions liées aux modèles de croissance qui permettent de prédire l'évolution du volume marchand des essences dans le temps ont été analysées. Les comparaisons entre les valeurs observées et prédites dans les placettes permanentes ont révélé que ces modèles sont biaisés, dans certains cas, et que la variance de leurs prédictions augmente avec le temps. De plus, la

complexité des modèles de croissance ne permet pas de propager les imprécisions des estimations issues des inventaires aux prédictions des volumes pendant toute la vie d'un peuplement. Comme en témoignent les nombreuses analyses de sensibilité effectuées, les hypothèses posées dans les scénarios d'aménagement et les interventions sylvicoles prévues par ces derniers peuvent avoir des impacts sur l'estimation de la possibilité forestière, impacts qui dépassent souvent, parfois même de beaucoup, ceux des imprécisions des données d'inventaire et des modèles de croissance. Par exemple, les volumes exploitables prédits sur une grande partie de l'horizon de simulation de 150 ans dépendent étroitement des hypothèses de l'aménagiste sur la composition initiale, l'âge et la dynamique des peuplements de moins de 7 m, et sur celles des strates de retour après perturbation. Ces fortes sensibilités des volumes exploitables et de la possibilité aux imprécisions de ces hypothèses soulignent la nécessité d'estimer la probabilité des divers peuplements de retour et de leurs délais de régénération. L'étude de la sensibilité aux interventions sylvicoles prévues dans les plans d'aménagement a permis d'évaluer l'impact, sur la possibilité forestière, des écarts entre le plan d'aménagement et les travaux réalisés sur le terrain.

Le Comité juge donc qu'il est important de développer des méthodes pour quantifier les imprécisions liées aux différents intrants (mesures, modèles, hypothèses) du calcul de la possibilité forestière, et pour permettre la propagation de ces imprécisions dans l'ensemble de ce calcul. Ces imprécisions offrent une source d'information importante pour interpréter la possibilité forestière estimée et pour identifier les améliorations à apporter à la chaîne de connaissances menant à ce calcul. Reste un large éventail d'intrants au calcul de la possibilité, y compris des éléments omis, tels que l'impact des perturbations naturelles ou les considérations économiques, pour lesquels les imprécisions ne peuvent présentement être calculées, faute de modèles ou de données empiriques. En l'absence de tels outils, le Comité considère que l'approche par scénarios, où plusieurs possibilités forestières sont calculées sous différents groupes d'hypothèses, serait utile. Il est cependant clair que l'amélioration du calcul de la possibilité forestière passe par l'estimation des imprécisions aux principales étapes du processus et par leur intégration dans un estimateur global. Les travaux réalisés par le Comité donnent déjà des pistes intéressantes pour progresser dans cette direction.

Compte tenu des considérations qui précèdent, nous recommandons :

1. que le plan de sondage et les estimateurs des inventaires forestiers soient révisés à la lumière des développements récents en théorie de l'échantillonnage, afin de :
 - ⊘ s'assurer que l'échantillon de placettes soit représentatif de la population des peuplements forestiers ;
 - ⊘ développer des estimateurs sans biais des paramètres pertinents au calcul de la possibilité forestière et de l'imprécision de ces estimateurs ;
2. que les modèles de croissance soient simplifiés afin que les imprécisions de leurs intrants puissent être propagées aux prédictions qu'ils génèrent ;
3. que les efforts investis aux différentes phases du calcul soient répartis afin que le niveau de précision des estimateurs atteint à une étape quelconque s'harmonise avec celui des autres étapes ;
4. que le calcul de la possibilité forestière se prête à l'analyse de sa sensibilité aux décisions de l'aménagiste et permette d'estimer et de propager les imprécisions de ses composantes ;
5. que la recherche soit encouragée dans les domaines suivants :
 - ⊘ la théorie de l'échantillonnage et le développement de méthodes d'estimation adaptées aux inventaires forestiers ;
 - ⊘ la modélisation de la succession forestière ;
 - ⊘ la modélisation de la croissance des peuplements, et la prédiction à long terme de leur volume ;
 - ⊘ la dynamique des perturbations naturelles (leur étendue, leur intensité, leur fréquence) et son impact sur la possibilité forestière ;
 - ⊘ l'impact des contraintes sociales et opérationnelles et des opportunités économiques sur la possibilité forestière.

GLOSSAIRE

Accroissement annuel courant :

Moyenne annuelle de l'accroissement en volume d'un ou de plusieurs arbres pour une période donnée.

Accroissement annuel moyen :

Moyenne annuelle de l'accroissement en volume d'un ou de plusieurs arbres depuis leur naissance jusqu'à l'année de la mesure.

Accroissement quinquennal :

Croissance en hauteur (m) des 5 dernières années complètes.

Accroissement quinquennal (méthode de l') :

Méthode d'échantillonnage pour les inventaires d'intervention (inventaire avant traitement) et pour les suivis des interventions forestières (après martelage, après coupe et années antérieures).

Âge de bris :

Âge à partir duquel le volume marchand du peuplement baisse sous un seuil d'exploitabilité économique fixé par l'aménagiste.

Âge d'exploitabilité :

Âge auquel un peuplement équienne pur peut être récolté étant donné les objectifs d'aménagement fixés.

Âge d'exploitabilité absolu :

Âge d'exploitabilité fixé par l'aménagiste de façon à ce que le peuplement produise le plus grand volume marchand de bois dans un minimum de temps. Cet âge correspond à la rencontre des courbes de croissance annuelle courante et moyenne. Pour les courbes de Pothier et Savard (1998), l'âge d'exploitabilité absolu est l'âge auquel l'accroissement annuel moyen atteint son maximum.

Aire commune : Voir Unité d'aménagement forestier.

Aménagement forestier :

Application pratique des théories de la gestion forestière à l'administration d'une forêt et à la conduite des exploitations et des travaux à y exécuter, en vue d'objectifs à atteindre.

Arbre échantillon (Syn.: arbre d'étude, étude d'arbre) :

Arbre d'une placette d'inventaire dont on a mesuré la hauteur et l'âge en plus du dhp.

Arbre étude : Voir Arbre échantillon

Biais :

Différence entre la valeur réelle d'un paramètre et la moyenne de son estimateur par rapport au plan de sondage ou au modèle de prédiction.

Bootstrap :

Simulation de la distribution d'échantillonnage d'une statistique basée sur le rééchantillonnage avec remise d'un échantillon réel.

CAAF : Voir Contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier.

Calcul de la possibilité forestière (CPF) :

Calcul basé sur le volume, l'accroissement net et l'âge des peuplements qui permet d'estimer le volume maximum de bois qu'il est possible de récolter annuellement et à perpétuité dans une unité d'aménagement sans épuiser la ressource.

Codominant :

Arbre dont la cime occupe la strate supérieure du couvert, mais dont la croissance est limitée par les dominants et les autres codominants.

Contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF) :

Au Québec, contrat qui confère à son bénéficiaire le droit d'obtenir annuellement, sur un territoire déterminé, un permis d'intervention pour la récolte d'un volume de bois ronds d'une ou de plusieurs essences.

Coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) :

Coupe lors de laquelle la régénération préétablie et les sols sont protégés en minimisant les superficies affectées par le déplacement de la machinerie.

Coupe partielle :

Coupe enlevant une partie des arbres d'un peuplement.

CPF : Voir Calcul de la possibilité forestière.

Croissance internodale (méthode de) :

Méthode d'évaluation de l'indice de qualité de station (IQS) pour les jeunes peuplements à partir de données d'âge et de hauteur d'arbres dominants mesurés sur le terrain. L'IQS est obtenu à l'aide de modèles mathématiques ajustés pour des peuplements de 50 ans et moins, notamment pour l'épinette noire, le pin gris et le sapin baumier.

Dhp : Voir Diamètre à hauteur de poitrine.

Diamètre à hauteur de poitrine (dhp) :

Diamètre d'un arbre sur pied à 1,3 m du sol.

Distribution d'échantillonnage :

Distribution d'une statistique sous échantillonnage répété de la population.

Dominant :

Arbre dont la cime occupe la strate supérieure du couvert et dont la croissance est optimale.

Éclaircie :

Coupe partielle pratiquée dans un peuplement non arrivé à maturité, destinée à accélérer la croissance en dhp des arbres restants et, par une sélection convenable, à améliorer la moyenne de leur forme, sans cependant rompre la permanence du couvert.

Éclaircie commerciale :

Éclaircie où l'on coupe des tiges marchandes.

Éclaircie précommerciale :

Éclaircie où l'on coupe des tiges non marchandes.

Équienne :

Se dit d'une forêt ou d'un peuplement où tous les arbres ont à peu près le même âge.

Erreur d'échantillonnage :

Différence entre l'estimation d'un paramètre à l'aide d'un échantillon et sa valeur réelle pour la population toute entière.

Erreur de prédiction :

Différence entre la valeur prédite par un modèle de croissance et la valeur réelle.

Erreur quadratique moyenne :

Moyenne, pondérée par la probabilité de sélection de l'échantillon, des carrés des écarts entre l'estimation du paramètre à l'aide de cet échantillon et le paramètre lui-même.

Essences principales objectif :

Groupe d'essences désirables dans un groupe de calcul sur lequel le calcul de la possibilité est fait.

Estimateur :

Fonction des observations d'un échantillon conçue pour estimer un paramètre de la population représentée par l'échantillon.

Estimateur biaisé :

Estimateur dont la moyenne sous échantillonnage répété n'est pas égale au paramètre que l'on cherche à estimer.

Estimateur sans biais :

Estimateur dont la moyenne sous échantillonnage répété est égale au paramètre que l'on cherche à estimer.

Étalement :

Dans les peuplements récoltés par jardinage, la répartition sur plusieurs périodes de 5 ans des volumes à couper pour exécuter un certain traitement.

Étude d'arbre : Voir Arbre échantillon.

Groupe de calcul :

Regroupement de séries d'aménagement basé sur la présence en quantités exploitables d'essences principales objectif et à l'intérieur duquel on applique l'équation de conservation.

Hauteur dominante :

Hauteur moyenne des 100 plus gros arbres (en dhp) à l'hectare d'une essence ou d'un groupe d'essences dans un peuplement.

Horizon de simulation :

Période au cours de laquelle la croissance des volumes marchand est simulée afin de calculer le niveau de récolte soutenable.

Hypothèse d'aménagement :

Valeur d'un phénomène ou d'un état de la forêt estimée par un processus expert plutôt que par des mesures terrain ou par un modèle empirique, faute de données de base ou de modèles appropriés.

IDR : Voir Indice de densité relative.

Imprécision :

Écart entre une valeur estimée et une valeur réelle qui peut comporter un biais et une variation.

Indice de qualité de station (IQS) :

Hauteur des arbres dominants d'une essence dans un peuplement de 50 ans.

Indice de densité relative (IDR) :

Rapport entre le nombre de tiges observées d'un peuplement et le nombre maximal de tiges que ce peuplement pourrait comporter pour un même diamètre moyen.

Inéquienne :

Se dit d'une forêt ou d'un peuplement composé d'arbres d'âges apparemment différents.

Intermédiaire :

Arbre dont la cime occupe la strate médiane du couvert et dont la croissance est limitée par les dominants et les codominants.

IQS : Voir Indice de qualité de station.

Jardinage :

Modalité de récolte et de régénération des peuplements inéquiennes qui consiste à prélever les arbres sur une base individuelle ou par petits groupes.

Modèle de croissance :

Représentation mathématique de la croissance en volume, marchand ou non, d'un arbre ou d'un groupe d'arbres d'une essence ou d'un type donné.

Modèle « par courbes » (Syn : modèle « par tables ») :

Modèle de croissance décrivant la progression du volume marchand à l'hectare en fonction du temps pour une essence, une classe de fertilité et une classe de densité données.

Modèle « par taux » :

Modèle qui fait croître ou mourir des arbres en les faisant passer d'une classe (de dhp, p. ex.) à une autre selon des taux de passage.

Modèle « de plantations » :

Modèle de croissance conçu pour les plantations.

MODÉLISA : Voir Placette actualisée.

Modélisation :

Action de concevoir et d'élaborer un modèle et d'en estimer les paramètres à l'aide d'observations.

Nombre de calculs :

Nombre de rotations successives faisant appel aux taux de passage pour faire croître, entre les prélèvements, une table de peuplement donnée.

Paramètre :

Caractéristique d'une population que l'on cherche à estimer (p. ex. les coefficients de l'équation d'un modèle de croissance, le volume marchand d'une essence dans un territoire).

Période critique :

Dans une simulation avec l'outil *Sylva II*, période de cinq ans dans l'horizon de simulation au cours de laquelle le volume exploitable est le plus faible. Le volume exploitable de la période critique fixe la récolte annuelle maximale à l'échelle du groupe de calcul et de l'unité d'aménagement.

Peuplement forestier :

Partie homogène d'une forêt, identifiée sur une carte photo-interprétée par un polygone.

Placette :

Unité d'échantillonnage circulaire des inventaires forestiers du Québec d'une superficie maximale de 400 m².

Placette actualisée :

Placette établie d'un inventaire antérieur dont les caractéristiques sont prédites pour l'inventaire en cours à l'aide du modèle de croissance appelé MODÉLISA.

Placette établie :

Placette effectivement visitée et mesurée lors d'un inventaire donné.

Placette permanente :

Placette établie remesurée à chaque inventaire.

Placette recrutée :

Placette d'une strate regroupée où le nombre de placettes établies ou actualisées est insuffisant ou nul, à laquelle on impute les observations faites sur une placette d'une autre unité de sondage du même inventaire ou dans un inventaire précédent dans une strate cartographique de mêmes caractéristiques.

Placette temporaire :

Placette établie lors d'un inventaire, visitée et mesurée une seule fois.

Possibilité forestière :

Volume marchand d'un groupe d'essences principales objectif que l'on peut récolter chaque année à perpétuité dans une aire commune ou une unité d'aménagement sans épuiser la ressource. Une définition plus complète est donnée à la section **A1.1.3**.

Recrutement :

Selon le contexte, action de créer une placette dans une strate regroupée non échantillonnée en lui imputant les observations d'une autre placette de mêmes caractéristiques, ou passage d'un arbre de la classe des gaules à celle des arbres marchands de 9 cm de dhp ou plus.

Révolution (syn. anglais : Rotation) :

Cycle de régénération, de croissance et d'exploitation d'un peuplement.

Rotation :

Période de temps entre deux interventions sylvicoles dans un peuplement forestier.

Scénario d'évolution :

Processus préétabli qui prévoit, par période de 5 ans, les rendements en essences de strates non décrites par une table de peuplement.

Scénario sylvicole :

Séquence de traitements sylvicoles applicables, sans contraintes, à chacune des strates d'aménagement, ainsi que les conditions régissant leur application.

Séries d'aménagement :

Ensemble de strates regroupées de même composition, et de même fertilité, mais d'âges différents. La série d'aménagement est un regroupement écologique qui suppose une réaction similaire de toutes les strates qui la composent à un traitement donné (p. ex. même strate de retour ou même délai de régénération après coupe).

Sous-estimation :

Estimation plus petite que la valeur réelle du paramètre estimé. Une quantité sous-estimée a un biais positif.

Statistique :

Fonction des observations d'un échantillon conçue pour estimer un paramètre de la population à l'origine de l'échantillon.

Strate de retour :

Hypothèse d'aménagement donnant, pour une série d'aménagement donnée, la composition de la strate qui sera régénérée après une coupe totale.

Strate cartographique :

Ensemble homogène de peuplements forestiers identifiés sur une carte issue de la photographie aérienne et qui ont tous les mêmes caractéristiques photo-interprétées.

Strate regroupée :

Ensemble de strates cartographiques de même composition, de même classe de densité-hauteur et similaires selon d'autres critères.

Succession forestière :

Remplacement progressif d'un ensemble d'essences forestières par un autre.

Supprimé :

Arbre dont la cime occupe la strate inférieure du couvert, et dont la croissance est limitée par les dominants, les codominants et les intermédiaires.

Surestimation :

Estimation plus grande que la valeur réelle du paramètre estimé. Une quantité surestimée a un biais négatif.

Survie :

Accroissement en volume des tiges vivantes au cours d'une période donnée.

Tables de production (syn. : Tables de rendement) :

Tables des volumes à l'hectare prédits par les modèles « par courbes » en fonction de l'âge du peuplement, de son IQS, de son IDR et de l'essence.

Tables de rendement : Voir Tables de production.

Tarif de cubage général :

Modèle empirique de prédiction du volume marchand d'une tige d'une essence donnée, à partir de son dhp et de sa hauteur.

Tarif local :

Modèle empirique de prédiction de la hauteur d'une tige d'une essence donnée à partir de son dhp et de certaines caractéristiques de la placette où elle se trouve. N.B. : Le terme « tarif » n'est pas strictement approprié, mais il est couramment utilisé.

Taux de passage :

Probabilité qu'un arbre passe d'une classe (p. ex. de dhp) à une autre dans le modèle « par taux ».

Tige :

Axe principal d'un arbre à partir duquel les bourgeons et les pousses se développent.

Unité d'aménagement forestier (syn. : Aire commune) :

Subdivision territoriale pour laquelle un rendement annuel est établi et sur laquelle s'exercent, en tout ou en partie, plusieurs CAAF.

Unité de simulation :

Partie d'une strate regroupée d'inventaire qui se trouve dans un groupe de calcul d'une aire commune.

Unité de sondage :

L'unité territoriale dans laquelle est planifié l'inventaire forestier.

Variance :

Moyenne des carrés des écarts entre un élément d'une population et la moyenne de tous les éléments de cette population.

Variation :

Écart qui contribue à une variance.

Virée :

Suite de 2 à 7 placettes le long du parcours en forêt d'une équipe d'inventaire.

