

Revue de littérature

Promouvoir la biodiversité avec la foresterie de plantations – une stratégie viable
pour le Canada?

Henrik Hartmann, Gaétan Daoust, Christian Messier, Brigitte Bigué

Réseau Ligniculture Québec

Juin 2009

PRÉAMBULE

Le sujet de cette revue de littérature, l'impact de la foresterie de plantations sur la biodiversité, est vaste. D'abord, le concept de la biodiversité est, en soi, très complexe et pourrait être examiné de plusieurs angles : la diversité génétique d'une population d'espèce, la diversité d'espèces d'une communauté et la diversité d'habitats d'un paysage. Aussi, les mesures et échelles de la biodiversité sont multiples, on y retrouve, parmi d'autres, la richesse spécifique, l'indice de Shannon, l'indice de Simpson, la diversité alpha (la diversité d'espèces d'un écosystème), bêta (la diversité d'espèces entre différents écosystèmes) et gamma (la diversité d'écosystèmes d'une région).

En concertation avec les objectifs du Réseau Ligniculture Québec, cette revue n'aborde pas les divers niveaux, mesures et échelles de la biodiversité, le lecteur intéressé peut se renseigner sur ces sujets à l'aide des publications pertinentes¹. De même, les enjeux spécifiques de la biodiversité dans les forêts québécoises ou canadiennes ne sont pas identifiés. Une telle démarche dépasserait largement le mandat de ce travail ainsi que le potentiel d'une revue de littérature. Par conséquent, la biodiversité – la diversité de la vie dans toutes ses formes – ainsi que sa protection sont considérées comme un enjeu en soi en reconnaissant que les activités humaines, y inclus l'aménagement forestier, exercent un impact sur cette diversité par leur influence sur les attributs des milieux forestiers. Ainsi, cette revue examine des études ponctuelles, à l'échelle du peuplement, sur l'impact des traitements sylvicoles associés à la foresterie de plantation sur la biodiversité. En se basant sur ces études, on dresse un bilan plus général de l'impact de la sylviculture sur la biodiversité et on révise la littérature sur la relation entre les activités d'aménagement forestier et la biodiversité à des échelles spatiales plus larges.

¹ Quelques suggestions:

Bunnell, F.L. & Johnson, J.F. 1998. The living dance. Policy and practices for biodiversity in managed forests. UBC Press, Vancouver.

Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring of forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115: 135-146.

Schulze, E.-D. & Mooney, H. A. 1994. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Simberloff, D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 155: 101-111.

Il est à noter qu'il existe une certaine dichotomie chronologique dans la littérature scrutée. La majorité des études ponctuelles à l'échelle du peuplement sont issues de la fin des années 1990 et du début des années 2000 tandis que les études plus récentes concernent surtout des implications à des échelles plus larges (paysage, région, pays). Ceci repose sur deux faits : la vague d'études sur la biodiversité (à l'échelle du peuplement) suivant le sommet '*Planète Terre*' à Rio en 1992 et le progrès technologique (ordinateurs, logiciels, télédétection) des dernières années permettant le développement et la simulation de stratégies d'aménagement forestier pour la conservation de la biodiversité à de échelles spatiales plus larges.

Étant donné le contexte forestier canadien et québécois, caractérisé par des grandes forêts publiques, la revue évoque le concept du zonage forestier. Ce concept vise une production accrue de matière ligneuse dans des zones assignées afin de soulager la pression de récolte sur l'ensemble de la forêt afin de protéger de grandes parties de la forêt naturelle. Dans un tel scénario, les plantations à haut rendement sous aménagement intensif sont indispensables. Mais comment réaliser ces plantations et où? Quelles considérations doivent mener la prise de décision afin de bien planifier la foresterie de plantations sous la bannière de protection de la biodiversité? Ainsi, une section de recommandations vise à répondre à la question comment pourrait-on se servir de la foresterie de plantation pour maintenir ou même augmenter la biodiversité pour l'ensemble du territoire sous aménagement?

TABLE DES MATIÈRES

	Page
PRÉAMBULE	ii
TABLE DES MATIÈRES	iv
RÉSUMÉ	v
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
DÉFINITIONS.....	xii
1. LES FORÊTS, LA BIODIVERSITÉ ET L'AMÉNAGEMENT FORESTIER	1
2. LA FORESTERIE (DE PLANTATION).....	3
3. LES PLANTATIONS FORESTIÈRES – DES DÉSERTS BIOLOGIQUES?	5
4. L'IMPACT DE L'AMÉNAGEMENT INTENSIF SUR LA BIODIVERSITÉ	8
4.1 Les traitements préparation de terrain.....	8
4.2 Le (re-) boisement.....	9
4.3 Les traitements contre la compétition	10
4.4 L'utilisation d'engrais.....	12
4.5 L'éclaircie	12
4.6 La coupe finale.....	14
4.7 Synthèse et remarques.....	15
5. CONSIDÉRATIONS À L'ÉCHELLE DU PAYSAGE	17
6. RECOMMANDATIONS	19
6.1 Le zonage forestier.....	19
6.2 Augmenter la biodiversité dans les plantations	20
7. CONCLUSION.....	24
REFERENCES	26

RÉSUMÉ

Les forêts sont menacées par la déforestation et, avec elles, la vie qu'elles supportent

La diversité de la vie est étroitement liée à la forêt. Couvrant près de 30% de la superficie de terre ferme de notre planète, les forêts hébergent la majorité des espèces terrestres et sont considérées indispensables à l'entretien de toutes les formes de vie. Toutefois, les forêts sont menacées par la déforestation et, avec elles, la vie qu'elles supportent. Le Canada possède environ 10% des forêts mondiales mais leur superficie a été également réduite au cours des derniers siècles. Cette tendance persiste dû à la conversion de forêts en développements urbains et agricoles. Le Québec est parmi les grandes provinces forestières du Canada, ses forêts couvrent 498 353 km² et hébergent des milliers d'espèces de plantes, champignons, mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens et insectes. Toutefois, certaines de ces espèces sont désignées vulnérables ou menacées. La fragmentation d'habitat et la modification des attributs des milieux forestiers sont des causes reconnues pour cette menace. Malgré les efforts gouvernementaux de protéger la biodiversité des milieux forestiers par la mise en place d'un réseau d'aires protégées, seulement 16,09% des forêts sont présentement protégées contre les perturbations par la coupe forestière.

Le zonage forestier pourrait permettre de protéger des superficies importantes de la forêt naturelle

Afin de retirer une plus grande partie de la forêt naturelle de la récolte forestière, une stratégie de zonage du milieu forestier a été développée au cours des dernières années et intégrée dans le régime forestier du Québec. Selon cette stratégie, on alloue le territoire à trois utilisations (zones non contiguës) exclusives, l'aménagement intensif, l'aménagement écosystémique ainsi que les aires protégées (zone de conservation). Dans la zone d'aménagement intensif, on maximiserait par la sylviculture intensive la production ligneuse sur une superficie restreinte afin de permettre de soulager la pression de récolte sur la forêt naturelle. En échange, des superficies importantes de la forêt naturelle pourraient être désignées comme zones de conservation, protégeant ainsi la

biodiversité qu'elles hébergent, et le reste du territoire serait aménagé selon l'approche écosystémique, inspirée du régime de perturbations naturelles.

Les plantations à haut rendement deviennent des outils indispensables au bon fonctionnement du zonage mais quels impacts exercent-elles sur la biodiversité ?

Pour que le zonage puisse atteindre ses objectifs, il faut assurer une production accrue dans la zone d'aménagement intensif. Ainsi, les plantations à haut rendement deviennent des outils indispensables au bon fonctionnement du zonage et la foresterie de plantations jouera un rôle distinct dans cette stratégie. Mais plusieurs questions se posent. Est-ce que ces plantations sont-elles des déserts biologiques ? Quels sont les impacts directs des plantations sur la biodiversité ? Quel effet exercent les traitements associés à la sylviculture intensive sur les écosystèmes ? Comment réaliser ces plantations et où ? Que doit-on considérer lors de la planification, la mise en place et l'entretien des plantations ? Étant donné que les zones ne sont pas des superficies contiguës, comment procéder pour assigner le territoire à ces trois zones ? Dans les régions non propices au zonage, comment peut-on améliorer le design des plantations pour augmenter leur valeur comme milieu diversifié ?

Les plantations ne sont pas de déserts biologiques

Les plantations forestières, surtout les plantations monospécifiques et d'essences exotiques, offrent généralement moins d'habitats et à moindre qualité que la forêt naturelle et sont souvent considérées comme des déserts biologiques. Toutefois, des nombreuses études montrent que les plantations sont souvent assez diversifiées quant à leur végétation sous-jacente et comme habitat faunique. Dans certains cas, surtout dans des paysages fortement altérés par l'activité humaine, les plantations peuvent même offrir des seuls habitats restants. De plus, quand les plantations sont comparées aux milieux qu'elles remplacent (ex. agriculture) et non, comme souvent publié, à la forêt naturelle, elles représentent des milieux très diversifiés. Ainsi, les plantations peuvent être des outils intéressants pour la restauration et le maintien de la biodiversité dans certains contextes et leur mauvaise réputation n'est pas justifiée. De manière générale, on constate que les peuplements d'essences feuillues sont plus diversifiées que les peuplements de

conifères mais les deux types d'essences offrent également des habitats d'espèces végétales et fauniques distinctes. Au cours du cycle de développement des plantations, la richesse diminue généralement mais elles offrent des habitats aux espèces plutôt généralistes au début du cycle et aux espèces spécialistes vers la fin du cycle de développement.

La sylviculture intensive exerce des impacts temporaires et souvent positifs sur la biodiversité

Bien que l'absence d'études à long terme ne permette pas d'évaluer l'impact des traitements sylvicoles sur la biodiversité sur plusieurs décennies, des études sondées montrent que l'impact est généralement positif et s'atténue rapidement, souvent après quelques années déjà. Les traitements des déchets de coupe et du sol (rabattement de déchets, brûlage, labourage, hersage etc.) n'entraînent pas de grands changements de la composition ni de la diversité des communautés végétales ou fauniques. Toutefois, les déchets de coupe (débris ligneux grossiers) sont importants pour maintenir l'humidité de la litière et du parterre de coupe et représentent des habitats essentiels. Leur élimination peut diminuer temporairement les populations d'espèces adaptées aux conditions humides telles les amphibiens. Les traitements contre la compétition végétale, soit mécanique ou chimique, ainsi que la fertilisation et le chaulage exercent des effets temporaires sur la composition de la communauté végétale mais l'impact sur les espèces fauniques est négligeable et parfois même positif. Des éclaircies exercent des effets positifs sur la biodiversité car elles contribuent à l'établissement et au développement d'une végétation diversifiée en sous-étage et ainsi à l'amélioration de la structure horizontale et verticale de la canopée qui, elle, permet d'offrir une diversité d'habitats. Quant à la coupe finale, on constate généralement une augmentation de la diversité végétale après coupe par la colonisation du milieu par des essences pionnières. Toutefois, cette augmentation s'atténue au fur et à mesure que la régénération se développe et la canopée se ferme.

Une question d'échelle : aménager la biodiversité du paysage

La biodiversité est un concept dynamique qui dépend à la fois de l'échelle spatiale et temporelle. Mais dans le passé, les aménagistes ont concentré les efforts sylvicoles à l'échelle du peuplement et ont souvent négligé la variabilité spatiale et temporelle des paysages forestiers en normalisant (tronquer les classes d'âge de) la forêt. Ceci a contribué à figer les peuplements forestiers dans leur succession et a menacé à la fois le rendement soutenu et la diversité biologique à l'échelle du paysage. En agissant à l'échelle du paysage, l'aménagement forestier peut servir au maintien de la biodiversité par un agencement diversifié de peuplements forestiers et de toutes les classes d'âge. Le développement récent d'outils informatiques puissants permet de simuler à la fois la succession végétale de paysages entiers ainsi que la qualité d'habitat des divers milieux forestiers et la viabilité de populations fauniques à des échelles spatiales plus grandes. En jumelant ces outils, il est possible de modéliser et de tester des nouvelles stratégies d'aménagement axées sur le maintien de la biodiversité tout en respectant les contraintes économiques et sociétales.

Le zonage forestier semble une stratégie particulièrement bien adaptée pour le Québec et pour le Canada

Compte tenu du fait que >90% des forêts québécoises et canadiennes sont publiques et de grande taille, facilitant ainsi l'allocation du territoire dans les diverses zones, le zonage forestier semble une stratégie particulièrement bien adaptée pour le Québec et pour le Canada. Le zonage réduit les perturbations anthropogéniques des milieux forestiers par la diminution du réseau routier et contribue ainsi directement à la protection de la biodiversité. La ventilation des proportions du territoire aux trois zones varie selon le contexte spécifique des paysages mais on estime que, pour le Québec, l'aménagement intensif sur 14% du territoire permettrait de produire suffisamment de bois pour allouer 12% du territoire à la conservation intégrale et 74% à l'aménagement écosystémique. Une stratégie prudente de zonage visera d'abord à identifier la grande variété d'écosystèmes du territoire et allouera des superficies proportionnelles à leur fréquence dans les zones de protection. À noter que ces zones doivent être assez larges pour assurer des processus écosystémiques à l'échelle du paysage. Des algorithmes d'allocation du territoire et de sélection de sites de conservation, basés sur des indicateurs

de biodiversité, peuvent être jumelés à des procédures d'optimisation pour trouver le meilleur compromis entre les diverses valeurs visées (ex. biodiversité vs. production forestière) et pour évaluer leur faisabilité économique. Sur les sites de sylviculture intensive, tous les outils nécessaires pour augmenter la productivité devraient être à la disposition des forestiers, y inclus le contrôle chimique de la compétition et cela malgré la déclaration d'un moratoire sur l'utilisation des herbicides en milieu forestier québécois. Rappelons-nous que le zonage peut seulement atteindre ses objectifs (rendement soutenu, maintien de biodiversité) quand la productivité de l'aménagement intensif est assez élevée pour diminuer la pression de récolte sur la forêt naturelle. De plus, les mesures concrètes et ancrées dans la loi seront nécessaires pour valider les stratégies de zonage et pour vérifier le respect de la mise sous protection de la forêt naturelle.

Et quoi faire là où le zonage n'est pas réalisable?

Sur le territoire inadéquat pour le zonage forestier, surtout les parties méridionales du Canada qui sont caractérisées par l'urbanisation, les activités agricoles et industrielles et la forêt privée, le maintien de la biodiversité devient un objectif d'aménagement à l'échelle du peuplement. Ainsi, il faut éviter de remplacer la forêt naturelle par des plantations et concentrer des efforts d'afforestation sur les friches agricoles. Ceci permettra d'ajouter des habitats forestiers dans la matrice agricole et d'augmenter la connectivité entre les trouées de forêts naturelles résiduelles du paysage. À l'intérieur des plantations, des mesures de diversification de la structure verticale et horizontale de la canopée augmenteront leur potentiel d'habitat. Plus spécifiquement, on vise (i) le maintien de chicots et d'arbres mûrs vivants lors de la coupe, (ii) la création ou le maintien de débris ligneux grossiers (annelage d'arbres vivant, conservation de grands billots sur le parterre de coupe etc.), (iii) le maintien de trouées de forêt naturelle dans la plantation, (iv), la plantation à bordure de forme naturelle, non linéaire et avec un ratio équilibré entre bordure et superficie de la plantation, (v) la conservation de milieux humides et de milieux ouverts dans la plantation et (vi) la variation d'espacement entre les rangées d'arbres. Des plantations mélangées de plusieurs espèces (de préférence indigènes) et la juxtaposition spatiale et temporelle de plantations contribuent également à la diversification du paysage. De plus, il faut maximiser la diversité génétique du

matériel de reboisement afin de conserver le potentiel futur des espèces pour répondre aux changements environnementaux et aux perturbations naturelles. Lors de la préparation de terrain, il faut éviter des traitements favorisant le lessivage de nutriments et l'érosion du sol ainsi que le rabattage, brûlage ou raclage des débris ligneux grossiers. Des éclaircies peuvent être étalées spatialement et temporellement dans le paysage afin de créer une mosaïque diversifiée de densités et de compositions de la strate arborée mais également de la végétation sous-jacente.

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Table 1 Nombre d'espèces forestières totale et menacées ou vulnérables au Québec en 2007.....	1

DÉFINITIONS

La plus simple mesure de la diversité est la richesse spécifique qui représente le nombre total d'espèces présentes dans un milieu étudié. Cette mesure ne tient toutefois pas compte de l'abondance individuelle de chaque espèce dans l'ensemble des espèces. Ainsi, une mesure complémentaire à la richesse spécifique est l'abondance spécifique qui, elle, définit le nombre d'individus d'une espèce divisé par le nombre d'individus de toutes les espèces dans un milieu étudié. Des mesures plus complexes de la diversité biologique tels les indices de Simpson et de Shannon tiennent compte des proportions des espèces individuelles. Toutefois, afin d'alléger la lecture et la compréhension de la revue des études sur l'impact de l'aménagement forestier sur la biodiversité, ces mesures sont regroupées sous le terme 'diversité'. À noter que toutes ces mesures peuvent également porter sur d'autres niveaux de biodiversité tels les indicateurs génétiques (loci), les groupes fonctionnels (ex. plantes herbacées, arbustes) ou encore sur la diversité d'espèces indicatrices (ex. carabidés).

1. LES FORÊTS, LA BIODIVERSITÉ ET L'AMÉNAGEMENT FORESTIER

La diversité de la vie est étroitement liée à la forêt et les forêts ont été déclarées 'indispensables au développement économique et à l'entretien de toutes les formes de vie' (UNO. 1992). Les forêts mondiales couvrent près de 30% de la superficie de terre ferme et les 4 milliards d'hectares de forêts offrent des habitats à la plupart des espèces terrestres (FAO 2001, Gaston 2004). Cependant, la superficie de forêt naturelle est réduite de 13 millions d'hectares annuellement et nonobstant le fait que des plantations d'arbres comblent une partie de cette diminution, on estime que cette superficie a été diminuée, entre 1990 et 2005, de 3% et à un rythme de 0,2% annuellement, soit l'équivalent de 20 000 hectares par jour (FAO 2007).

Le Canada renferme une partie importante des forêts mondiales mais, au cours des siècles depuis la colonisation du Canada, sa superficie forestière a été réduite de 77 millions d'hectares par l'activité humaine (Mosquin *et al.* 1995). De nos jours, les quelque 402 millions d'hectares de forêts et d'autres terres boisées représentent 10 % du couvert forestier mondial et 30 % de la forêt boréale de la planète (SCF 2007) et on estime que deux tiers des espèces terrestres du Canada vivent en forêt ou dépendent directement de la forêt (Mosquin *et al.* 1995). Mais cette superficie continue à diminuer. En 2005, 56 000 ha des forêts canadiennes ont été déboisés (SCF 2007).

La situation est similaire au Québec : les 498 353 km² des écosystèmes forestiers hébergent plus de 2000 espèces végétales, 95 espèces de poissons, 19 espèces d'amphibiens, 15 espèces de reptiles, 223 espèces d'oiseaux et 63 espèces de mammifères mais environ 0,92% des forêts productives sont annuellement perturbées par la récolte, soit partielle ou totale et plusieurs espèces forestières sont actuellement déclarées menacées ou vulnérable (MRNFQ 2008a, Tableau 1).

Tableau 1 Nombre d'espèces forestières totale et menacées ou vulnérables au Québec en 2007 (Source : MRNFQ 2008a)

	Plantes	Poissons	Amphibiens	Reptiles	Oiseaux	Mammifères
Nombre total d'espèces	>2000	95	19	15	223	63
Désignées menacées ou vulnérables	44	1	1	3	3	3
Susceptible d'être désignées menacées ou vulnérables	256	6	5	8	8	12

La destruction ou la dégradation de l'habitat par l'urbanisation ou par l'activité agricole et industrielle sont des facteurs responsables de la disparition de plusieurs espèces surtout dans le Québec méridional. Mais, dans les régions forestières plus éloignées et septentrionales, la coupe forestière et son impact sur le milieu forestier (fragmentation d'habitat, modification de la densité et composition des peuplements forestiers, abattage de chicots etc.) ont été identifiés comme facteurs principaux de menace d'espèces (MRNQ 1996).

Il est évident que l'aménagement forestier peut affecter directement la biodiversité par son impact sur la structure, la composition et la répartition des peuplements forestiers (MRNQ 1996). En même temps, seulement 117 916 km² ou 7,07% du territoire québécois (1 667 441 km²) ont été désignés comme aires protégées (MDDEPQ 2008) qui visent '*spécifiquement à assurer la protection et le maintien de la diversité biologique...*' (MDDEPQ 2002). Les efforts pour conserver des parties importantes de la forêt naturelle demeurent difficiles à réaliser et seulement 80 218 km² (ou 4,81% du territoire québécois) des aires protégées sont localisées en forêt (MRNFQ 2008b). Ainsi, seulement 16,09% des forêts– les milieux les plus importants pour la biodiversité – sont sous le statut de protection au Québec et ainsi protégées contre les perturbations par la coupe forestière.

2. LA FORESTERIE (DE PLANTATION)

La foresterie est l'art et la science d'aménager des forêts naturelles et des plantations d'arbres ainsi que d'autres ressources et services associés aux milieux forestiers. La foresterie de plantation est l'utilisation de plantations d'arbres à des fins de production de fibres dans le contexte d'aménagement forestier intensif.

L'emploi de plantations d'arbres n'est toutefois pas nouveau dans l'histoire de l'homme. Déjà au 13^e siècle les fermiers en Europe plantaient des arbres afin de produire de la nourriture animale (glands de chêne), de l'écorce pour extraire du tanin et du bois de construction (FAO 2000). Depuis, la superficie de plantations forestières a continuellement augmenté, surtout au cours du 20^e siècle, et la tendance est toujours croissante (FAO 2006). La superficie mondiale de plantations d'arbres était d'environ 271 millions hectares en 2005 (FAO 2006) et ces plantations fournissent déjà près de 50% de la production mondiale de bois (FAO 2007). Au Canada, 9 000 hectares de superficies non forestières ont été boisés en 2005 et près de la moitié des 900 000 hectares de forêts récoltées en 2005 ont été reboisées ouensemencées (SCF 2007). Au Québec, près de 349 000 ha ont été récoltés en 2006-2007 et 67 300 hectares d'aires de coupe ont été reboisés en 2005-2006 (MRNFQ 2008a).

Quoique les plantations d'arbres possèdent une mauvaise réputation et sont souvent considérées des 'déserts biologiques' (Mosquin et al. 1995), Seymour et Hunter (1992) ont proposé une stratégie de zonage du territoire forestier donnant une fonction distincte et importante à l'aménagement intensif – et ainsi aux plantations forestières – pour assister au maintien de la biodiversité. Après une période d'aménagement intégré qui visait à gérer l'ensemble des ressources forestières à l'échelle du peuplement (Franklin 1989, Behan 1990), l'approche de zonage envisage la classification du territoire selon son potentiel pour la conservation, pour l'aménagement écosystémique ou pour l'aménagement intensif. On définit alors les objectifs à l'échelle du paysage ce qui permet de maximiser le rendement de production ligneuse sur des territoires appropriés tout en permettant de mettre sous protection des superficies importantes de la forêt naturelle dans la zone de conservation et en appliquant des traitements sylvicoles inspirés des perturbations naturelles dans la zone d'aménagement écosystémique (Sedjo et Botkin 1997, Messier et Kneeshaw 1999, Messier et al. 2003). De plus, ce zonage assure, à l'échelle du paysage, une utilisation multiple et économiquement viable de la forêt et

garantit un approvisionnement soutenu de toutes les valeurs forestières – économiques, écologiques et sociales (Vincent et Binkley 1993). L'aspect durable du zonage repose sur le fait que les valeurs forestières recherchées ne sont pas tirées simultanément de l'ensemble du territoire mais plutôt de zones spécialisées et distinctes ce qui permet une production plus efficace de chacune des valeurs recherchées (Boyland et al. 2004). Ainsi, les valeurs économiques sont tirées majoritairement de la zone d'aménagement intensif, les valeurs sociales de la zone d'aménagement écosystémique et les valeurs écologiques de la zone de conservation (Sarr et Puettmann 2008).

Au Québec, le ministère de Ressources naturelles et de la Faune s'est doté d'une '*vision d'avenir*' pour la gestion de la forêt québécoise en spécifiant dans le 'Livre vert' (MRNFQ 2008b) que le régime forestier futur '*doit garantir la pérennité des forêts et en protéger la diversité biologique*' en favorisant '*... la mise en valeur des ressources par l'implantation d'un zonage du territoire forestier*'. Ce zonage '*viserait à définir trois catégories de zones forestières distinctes, soit une première constituée des aires protégées, une deuxième, de zones d'aménagement écosystémique vouées à la mise en valeur de l'ensemble des ressources en forêt, et une troisième constituée de sites à haut potentiel de production ligneuse qui seraient identifiés comme zones de sylviculture intensive*'. C'est dans cette zone que le MRNFQ envisage '*des travaux de ligniculture (tant en feuillus qu'en résineux) sur des sites à haut potentiel, par le recours à des essences sélectionnées*'. La ligniculture signifie une '*culture intensive des arbres en plantation de courte révolution en vue d'obtenir le maximum de rendement de matière ligneuse*' (RLQ 2008) et ce rendement accru de plantations en matière ligneuse peut atteindre deux à cinq fois le rendement de la forêt naturelle (Farnum et al. 1983). En appliquant un zonage de son territoire forestier, le Québec envisage donc la foresterie de plantation dans sa stratégie d'aménagement forestier. Des approches similaires sont également employées ailleurs au Canada et aux États-Unis (Hunter & Calhoun 1996, Gouvernement d'Alberta 1997, Montigny & McLean 2006).

3. LES PLANTATIONS FORESTIÈRES – DES DÉSERTS BIOLOGIQUES?

On associe les plantations forestières habituellement à des milieux offrant des habitats en moindre quantité et qualité que la forêt naturelle, surtout qu'on considère les plantations monospécifiques d'espèces exotiques à structure simple (Hunter 1990, Hartley 2002) et les plantations sont souvent qualifiées de 'déserts biologiques' (Allen et al. 1995, Smith et al 1997). Selon Brockerhoff et al. (2008) l'évaluation de la valeur d'une plantation pour la biodiversité dépend de son contexte spécifique et plusieurs facteurs doivent être considérés pour une évaluation adéquate : (1) Est-ce que les plantations contribuent à réduire la récolte de la forêt naturelle et ainsi à la conservation de la biodiversité ? (2) Quelles utilisations du territoire sont remplacées par les plantations et dans quelle mesure les plantations peuvent-elles fournir un habitat pour des espèces antérieurement présentes sur ces sites ? (3) Combien de temps s'est déroulé depuis l'établissement de la plantation, donc combien de temps les espèces locales ont-elles eu pour coloniser ce nouvel habitat et pour s'adapter aux nouvelles conditions ? (4) Est-ce que les plantations sont aménagées uniquement pour la production ligneuse ou également pour la biodiversité ? Est-ce que, à l'échelle du paysage, la conservation est un objectif d'aménagement ? Est-ce que des parcelles de forêt naturelle sont conservées dans le paysage ? (5) Comment les plantations se comparent-elles à des utilisations alternatives du territoire ?

Sans tenir compte de ces facteurs, les études ponctuelles démontrent que les plantations monospécifiques sont souvent moins diversifiées que la forêt naturelle ou semi naturelle quant aux espèces aviaires (ex. Helle et Mönkkönen 1990, Baguette et al. 1994, Gjerde et Sætersdal 1997, Fischer et Goldney 1998, Twedt et al. 1999), arthropodes (ex. Fahy et Gormally 1998, Magura et al. 2000, Samways et al. 1996, Davis et al. 2000, Chey et al. 1998, Anderson et Death 2000) ou végétales (Fahy et Gormally 1998, Humphrey et al. 2002). Toutefois, les plantations forestières peuvent servir comme catalyseur pour restaurer la diversité floristique sur des friches agricoles (Newmaster et al. 2006) et certaines plantations peuvent avoir une végétation en sous-étage assez diversifiée (Allen et al. 1995, Keenan et al. 1997, Oberhauser 1997, Viisteensaari et al. 2000, Yirdaw 2001). D'autres études montrent également que la diversité de plantations peut être similaire ou même plus grande que dans la forêt naturelle ou secondaire quant aux espèces d'oiseaux (ex. Clout et Gaze 1984, Brockie 1992, Kwok et Corlett 2000) et de champignons ou d'invertébrés (Humphrey et al. 1999, 2000, 2002, Ohsawa 2004). Dans certains cas, des

plantations, même d'espèces exotiques, offrent les seuls habitats pour la faune indigène dans des paysages fortement altérés (Pawson et al. 2008) et même pour des espèces vulnérables ou menacées (Barbaro et al. 2008) et constituent parfois même le seul habitat restant d'espèces localement endémiques (Berndt et al. 2008).

L'effet du type d'essence (conifères vs. feuillus) sur la diversité n'est pas évident et découle de mécanismes déterminés par l'empreinte écologique de l'essence sur la disponibilité de lumière, d'eau, et de nutriments mais également des effets physiques de la litière et de la présence de composés phytotoxiques (Barbier et al. 2008). Dans un paysage caractérisé par une matrice de conifères, la diversité végétale est plus grande dans des peuplements feuillus que dans des peuplements mixtes ou de conifères (Oaten et Larson 2008). Mais la différence de diversité d'espèces ligneuses entre peuplements feuillus et de conifères dépend de la taille des parcelles de forêt et de leur historique d'aménagement (Estevan et al. 2007) et certaines plantations de conifères peuvent être plus diversifiées que la forêt secondaire feuillue (Nagaike 2002). Des peuplements purs supportent généralement une plus grande diversité végétale que les peuplements mixtes et la diversité de plantes vasculaires est plus grande dans des peuplements feuillus que des peuplements de conifères (Barbier et al. 2008). Aussi, la diversité végétale et de carabidés est plus grande dans la forêt feuillue semi-naturelle (aménagement suspendu depuis quelques décennies) que dans les plantations de conifères (Fahy et Gormally 1998). Quoique la plupart des plantes vasculaires disparaissent rapidement sous une canopée de conifères, des espèces de bryophytes tolérantes à l'ombre peuvent persister dans cet habitat (Smith et al. 2005).

Évidemment, la diversité varie également en fonction du stade de développement des peuplements. En général, la diversité est plus grande au début et à la fin du cycle de développement et les espèces généralistes sont favorisées dans les jeunes peuplements tandis que les espèces spécialistes dans les peuplements matures (Smith et al. 2005). Pour la végétation en sous-étage, on constate un changement d'une communauté d'espèces annuelles vers une communauté d'espèces ligneuses au cours du cycle de développement (Eycott et al. 2006).

L'impact négatif du remplacement de la forêt naturelle par des plantations d'espèces exotiques sur la faune est bien documenté (ex. Lamothe 1980, Clout et Gaze 1984, Norton 1998, Estades et Temple 1999, Lindenmayer et al. 1999, Magura et al. 2000) mais Stephens et Wagner (2007) montrent que même si les plantations sont moins diversifiées que la forêt naturelle elles sont souvent plus diversifiées que le milieu qu'elles remplacent (ex. friches agricoles). Quand les

plantations remplacent d'autres utilisations 'productives' du territoire (ex. agriculture, développements urbains) elles sont souvent considérées comme le 'moindre mal' même auprès des environmentalistes (Brockhoff et al. 2008). Ainsi, les plantations représentent des outils précieux d'aménagement forestier pour restaurer ou même augmenter la biodiversité (Stephens et Wagner 2007), surtout dans une matrice non forestière.

4. L'IMPACT DE L'AMÉNAGEMENT INTENSIF SUR LA BIODIVERSITÉ

L'aménagement forestier œuvre à plusieurs échelles spatiales et temporelles. À la plus petite échelle – à l'échelle de l'arbre – le forestier choisit les arbres à enlever lors d'une coupe partielle. De même, lors du (re-) boisement le forestier détermine non seulement l'essence mais aussi le génotype de l'essence à planter. À l'échelle de la forêt, l'aménagiste influence la composition, la densité et la complexité structurelle des peuplements et, à l'échelle du paysage, la répartition spatiale et temporelle des traitements sylvicoles dans la matrice de la forêt. Par ce fait, l'aménagement forestier possède un potentiel élevé d'influencer les écosystèmes et les espèces associées et ceci à plusieurs échelles (Wigley et Roberts 1997).

À l'échelle du peuplement, la sylviculture constitue l'art et la science de contrôler l'établissement, la croissance, la composition, la santé et la qualité des peuplements forestiers. La sylviculture a recours à divers traitements pour atteindre ces objectifs, notamment la préparation de terrain (traitements du sol et des débris de coupe), le (re-) boisement, les traitements contre la compétition, la fertilisation, l'éclaircie et la coupe finale. En modifiant de manière récurrente la structure et la composition végétale des écosystèmes forestiers, ces traitements possèdent un potentiel considérable d'influencer certains aspects de la diversité biologique. Ces traitements seront abordés un par un dans les sections suivantes.

4.1 Les traitements préparation de terrain

Les déchets de coupe constituent des obstacles à la mise en terre des plants de reboisement, modifient le microclimat pour la jeune régénération mais ils peuvent améliorer considérablement les propriétés du sol par le recyclage des éléments minéraux (Hornbeck 1997, Marshall 2000). Coordinés chronologiquement avec les cycles vitaux de la végétation compagne, les traitements de brûlage ou de mise en andain peuvent à la fois augmenter la disponibilité de minéraux dans le sol et favoriser la croissance des arbres par une diminution de la vigueur de la végétation compétitrice (Moore et Allen 1999). Les traitements du sol (ex. labourage, hersage, scarifiage) visent à optimiser les conditions édaphiques (humidité, chaleur, disponibilité de minéraux, etc.) pour les semis et à maximiser leur taux de survie et de croissance (Doucet et al. 1996) tandis que le drainage forestier vise à améliorer les conditions de croissance

pour les essences forestières en créant un régime hydrique propice au leur développement (Barry et al. 1996).

Le brûlage et le rabattement des déchets de coupe n'ont pas d'effet à long terme sur la composition ni sur le développement successoral de la végétation ligneuse (Estrada-Bustillo et Fountain 1995). Les effets du labourage sur la composante végétale d'un peuplement dépendent du groupe végétal étudié. La diversité et la richesse spécifique de la communauté végétale sont peu affectées par le labourage et certains groupes (ex. graminées) sont favorisés et démontrent une augmentation de leur abondance (Humphrey et al. 1995). La richesse et la diversité spécifique de coléoptères demeurent constantes ou augmentent suite à une récolte totale suivie de scarification ou de brûlage dirigé (Beaudry et al. 1997) et la richesse spécifique végétale est seulement temporairement modifiée par le brûlage dirigé mais certaines (10 à 30%) des espèces présentes avant traitement ont disparu suite au brûlage (Halpern et Spies 1995).

Le drainage forestier, jumelé à des travaux d'éclaircie, peut modifier la diversité végétale de la strate arborée en favorisant une espèce en particulier (Utter et al. 1997). Le drainage peut causer un changement de la composition végétale d'une communauté de hygrophytes (plantes à préférences de conditions humides) vers une communauté de mésophytes (humidité intermédiaire) mais l'impact sur la diversité végétale dépend de l'écosystème étudié (Jansons 1997). Les traitements du sol (labourage, hersage) n'ont pas d'effet négatif ou encore un effet positif sur la diversité végétale soit à court terme ou à long terme (Haeussler et al. 2002, 2004). Un labourage ou hersage moins sévère peut être bénéfique pour le maintien de la diversité végétale et peut empêcher l'envahissement du site par des plantes rudérales (Soo et al. 2009).

Quant aux espèces fauniques, les amphibiens sont affectés surtout par la modification de l'humidité de la litière (Welsh et Droegge 2001) tandis que d'autres espèces surtout par une diminution de la quantité de débris ligneux grossiers (Freedman et al. 1996). Ainsi, une stratégie prudente pour le maintien de la biodiversité vise le maintien de débris ligneux (Carey et Johnson 1995).

4.2 Le (re-) boisement

Le (re-) boisement offre l'avantage, contrairement à la régénération naturelle, de pouvoir choisir l'espèce et le génotype qui convient le mieux aux conditions du site et aux besoins socio-

économiques. Ceci permet de maximiser la productivité du site et d'augmenter les retombées découlant de l'aménagement forestier. De plus, le choix d'essence permet de sélectionner pour les propriétés de bois recherchées et d'accroître la résistance aux maladies et aux insectes (Makeschin 1999, Moore et Allen 1999).

Les essences exotiques sont souvent employées pour leur haute performance dendrométrique ou pour l'absence de pathogènes dévastateurs. Toutefois, l'utilisation de ces espèces engendre un certain risque écologique telle une diminution de la diversité végétale à l'échelle du peuplement (Peterken 2001). De l'autre côté, l'utilisation d'essences indigènes offre l'avantage que la flore et la faune sont déjà bien adaptées à ces essences et peuvent donc plus facilement accéder aux biens et services offerts par ces espèces (Harrison et al. 2000). Toutefois, le boisement d'un milieu pauvre ou d'un site figé dans une étape initiale de succession peut mener à diversifier la végétation et redémarrer l'évolution successorale (Chiarucci 1996, Lugo 1997).

4.3 Les traitements contre la compétition

Les traitements contre la compétition sont généralement utilisés dans les 10 premières années après la coupe ou la mise en terre des plants afin de libérer la régénération naturelle ou les arbres plantés (résineux) de la compétition d'angiospermes et pour les permettre d'atteindre une position de dominance dans le peuplement (Lautenschlager 1993) et de raccourcir ainsi la période de révolution (Freedman et al. 1993) et de retour de l'investissement (Yin et al. 1998). Ces traitements peuvent être effectués soit à l'aide de méthodes manuelles, mécaniques ou chimiques. Les méthodes chimiques, malgré une opposition publique de plus en plus grande et une réglementation restrictive de plus en plus sévère, constituent le moyen de contrôle de compétition le plus efficace (Doucet et al. 1996) et ont été utilisées à grande échelle dans les années 1970 et 1980 (Lautenschlager 1993, Fortier et Messier 2006). Cependant, la coordination temporelle des traitements sylvicoles (préparation du sol, mise en terre des plants, plantation de cultures compagnes, dégagement mécanique, etc.) peut influencer positivement le contrôle de mauvaises herbes et diminuer la nécessité d'application de phytocides (Tolbert 1998).

Un traitement unique de la végétation compétitrice avec imazapyr, glyphosate ou hexazinone n'affecte pas à long terme la richesse spécifique ni la diversité végétale de l'étage

dominant ni du sous-étage mais l'intensité et la durée du traitement peuvent avoir une influence majeure à court terme sur la diversité (Boyd et al. 1995). Similairement, l'application de glyphosate exerce un effet négatif et temporaire – pour une période de cinq ans – sur la richesse spécifique des arbustes en sous-étage mais pas sur leur diversité (Sullivan et al. 1998). La richesse et la diversité spécifique de la végétation herbacée diminuent dans la première année, mais reprennent rapidement le même niveau qu'avant traitement lors de la deuxième période de croissance (Sullivan et al. 1998). Haussler et al. (2002) ont trouvé une plus grande diversité végétale, 5 à 8 ans après traitement, sur des sites sujets aux traitements mécaniques et chimiques que sur les sites témoins mais aussi un lien direct entre la sévérité des traitements et l'abondance de plantes non vasculaires. À plus long terme, la végétation reprend le même trajet successoral indépendant du traitement ou de sa sévérité (Haussler et al. 2004). Quant aux traitements mécaniques, l'impact se limite à un changement temporaire de l'abondance spécifique dans la composition végétale mais démontre peu de variation de la richesse spécifique (Fredericksen et al. 1991). Les méthodes mécaniques, selon la sévérité, favorisent soit une communauté herbacée (broyage) ou arborée (hersage) mais ne remettent pas la communauté végétale à un stade successoral initial comme l'application d'herbicides.

Les communautés de petits mammifères se rétablissent rapidement dans les peuplements traités aux hexazinone, picloram, triclopyr ou imazapyr (Brooks et al. 1995). Également, l'effet du glyphosate a été évalué comme étant éphémère sur la richesse et la diversité spécifique de populations de petits mammifères (Sullivan et al. 1997). Par contre, l'abondance de la plupart des espèces d'oiseaux nicheurs diminue suite à l'application de glyphosate dans les coupes à blanc en régénération et seulement certaines espèces s'y rétablissent après dans deux ans (MacKinnon et Freedman 1993). Toutefois, ces résultats ne sont pas univoques et parfois on n'observe aucun changement de la communauté d'oiseaux nicheurs même après cinq années consécutives de traitements contre la compétition (Hestir et Cain 1999).

L'application de certains phytocides peut augmenter la proportion de plantes légumineuses de la communauté végétale (Boyd et al. 1995, Yeiser 1999) ce qui améliore à la fois la fertilité du site et la qualité du brouet pour les ruminants. Dans certains cas, on constate une augmentation dramatique de la disponibilité de brouet pour la faune ruminante (Newton et al. 1989).

4.4 L'utilisation d'engrais

L'application d'engrais chimiques vise à accélérer la croissance des arbres afin de diminuer la période de révolution et à corriger la fertilité d'un site là où les déficiences nutritives sont des facteurs limitants à la croissance (Allen 1987, Doucet et al. 1996, Tolbert 1998). Dans le contexte de la foresterie à courte rotation (ex. plantations de *Salix spp.* pour la production de biomasse), l'application de quantités d'engrais équivalent à des quantités exportées par la récolte vise à maintenir la fertilité du site. Quant aux milieux pauvres, les engrais peuvent augmenter la productivité du site. La croissance rapide du matériel de (re-) boisement nécessite souvent l'apport supplémentaire d'éléments nutritifs ce qui contribue à augmenter l'accroissement annuel moyen des arbres. Afin d'assurer l'absorption des éléments épuisés, l'application devrait se limiter seulement à la période après l'établissement de l'essence (Abrahamson et al. 1998).

En modifiant la disponibilité d'éléments minéraux essentiels dans le sol, la fertilisation peut également changer la composition de la végétation (Honnay et al. 1999, Prentice et al. 2000). L'application de composés azotés peut causer un remplacement d'une espèce végétale par une autre (Trichet et Gelpe 1992) et l'application de composés de calcium augmente la richesse végétale de la flore en sous-bois (Fehlen et Picard 1994). Toutefois, dans certains cas, l'application d'engrais (PK) peut causer une diminution de l'abondance d'éricacées, mais également une augmentation du couvert de cryptogames (plantes sans fleurs apparentes) après une fertilisation avec de l'engrais NPK (Nohrstedt 1994). Toutefois l'application de composés azotés et phosphorés n'influence souvent ni la diversité spécifique ni la diversité de groupes végétaux (herbacées, graminées, fougères etc.) ou l'uniformité de leur répartition (Bauhus et al. 2001). La fertilisation avec de la chaux dolomitique (CaOMgO) et de l'engrais NPK peut augmenter significativement l'abondance de quelques espèces en sous-étage mais n'influence ni la richesse ni la diversité spécifique de ces espèces (Demchik et Sharpe 2001). La fertilisation jumelée à une éclaircie ne semble également pas influencer à long terme (27 ans) la diversité ni la richesse spécifique de la végétation en sous-étage (He et Barclay 2000). Cependant l'application d'engrais avec irrigation peut influencer négativement la diversité génétique de certaines espèces de graminées (Prentice et al. 2000).

4.5 L'éclaircie

L'éclaircie vise à concentrer les ressources du milieu (lumière, eau, éléments minéraux) sur un nombre réduit de tiges permettant ainsi d'augmenter la performance des arbres éclaircis (Doucet *et al.* 1996, Nyland 1996). En intervenant dans la voûte du peuplement, l'éclaircie modifie également le régime lumineux de la végétation en sous-étage et favorise les espèces opportunistes et pionnières (Moore et Allen 1999). L'éclaircie libère des ressources d'eau et d'éléments nutritifs et améliore ainsi les conditions de développement pour les plantes herbacées en sous-étage (Haywood et Harris 1999). La diversification structurelle découlant de la modification du couvert augmente le potentiel d'habitat aviaire (Allen *et al.* 1996, King et DeGraaf 2000).

La sélection d'arbres pour la récolte exerce une influence sur la diversité structurale (diamètres) des espèces arborées et diminue temporairement la diversité du sous-étage (El-Kassaby et Benowicz 2000) et peut diminuer la diversité génétique de l'espèce cible (Rajora 1999). Toutefois, l'augmentation du régime lumineux par un aménagement intensif (coupes régulières) peut contribuer à augmenter la diversité végétale en sous-bois (Brunet *et al.* 1997). Dans certains cas on constate une relation positive entre l'intensité de l'éclaircie et l'abondance spécifique de la flore herbacée du parterre (Griffis *et al.* 2001) mais dans d'autres cas on n'observe aucun changement après éclaircie (He et Barclay 2000, Bauhus *et al.* 2001).

Les coupes sélectives par groupes peuvent, en créant des conditions microclimatiques distinctes et différentes à la matrice du peuplement, augmenter la richesse spécifique, l'abondance et la densité de la strate arbustive car elles permettent l'établissement d'essences non typiques (ex. espèces pionnières) dans un peuplement à succession avancée (McClure et Lee 1993). Les trouées créées par la coupe sélective ne semblent toutefois pas influencer l'utilisation de l'habitat par la salamandre rayée (*Plethodon cinereus*) et n'ont pas d'effet négatif sur la dynamique de sa population (Messere et Ducey 1998). Les trouées peuvent influencer positivement la densité de la végétation en sous-étage et augmenter ainsi le degré d'utilisation du peuplement par la paruline à capuchon (*Wilsonia citrina*) (Bisson et Stutchbury 2000).

Le régime d'éclaircie peut exercer un effet positif sur l'abondance, le succès reproducteur ainsi que le recrutement du *Tamias* (*Tamias amoenus*). Aussi, les jeunes plantations montrent une abondance plus élevée de *Tamias* que la vieille forêt naturelle indiquant le potentiel de cette forme de régénération comme habitat pour le *Tamias* (Sullivan et Klenner 2000).

4.6 La coupe finale

La coupe finale (ex. coupe progressive, coupe totale, CPRS) dans les peuplements naturels vise non seulement la récolte des tiges mais également l'établissement et le développement de la régénération naturelle. On la spécifie donc comme étant une méthode de régénération (Doucet et al. 1996, Nyland 1996). La coupe totale ramène le peuplement à un stade successoral initial, réduisant sa dynamique à la moitié son cycle naturel (Hansen et al. 1991, Christensen et Emborg 1996). Nonobstant les similarités de cette intervention avec les perturbations en milieu forestier boréal, elle ne possède pas la fonctionnalité écologique équivalente à celle des événements naturels comme le feu (Hansen et al. 1991, Haggstrom et Kellyhouse 1996, McRae et al. 2001, Bergeron et al. 2002).

La coupe totale cause également des dommages mécaniques à la végétation résiduelle, génère des déchets de coupe, occasionne des températures plus extrêmes de l'air et du sol ainsi que des changements des conditions hydriques du sol (Jalonen et Vanha-Majamaa 2001). Aussi, l'emploi de la machinerie lourde peut causer la compaction, augmenter la masse volumique apparente du sol, réduire l'infiltration d'eau et l'aération ainsi que détruire la structure du sol (McClurkin et Duffy 1973, Vidrine et al. 1999, Xu et al. 1999). La compaction peut causer un déclin de la diversité végétale en général, mais plus particulièrement des graminées et des herbacées (Mellin 1995).

Malgré cela, la coupe finale augmente aussi la quantité du rayonnement solaire qui atteint le sol ce qui augmente le taux de minéralisation de nutriments et de la photosynthèse. Ceci mène à une production accrue de biomasse, caractérisée par une composition plus diverse de la communauté végétale que dans les forêts non perturbées (Perison et al. 1997, Moore et Allen 1999). Même si cette diversification n'est pas toujours assurée à court terme (Wender et al. 1999), la diversité spécifique et la densité de la végétation de parterre augmentent légèrement suite à une éclaircie ou une coupe à blanc (Kellum et al. 1999). Les coupes totales récentes semblent supporter une diversité spécifique plus grande de plantes vasculaires que les vieilles coupes ou les peuplements non coupés (Yorks et Dabydeen 1999). Toutefois, d'autres études montrent que le maintien d'un couvert de protection par la coupe progressive peut supporter une plus grande diversité, richesse et abondance spécifique de la végétation en sous-étage que d'autres formes de coupe (coupe totale, coupe totale par trouées, coupe avec rétention d'arbres

vivants) ou l'absence de coupe (Beese et Bryant 1999). Dans certains cas, on constate toutefois une relation négative entre l'intensité de coupe et la richesse spécifique de la végétation en sous-étage à court terme (Jalonen et Vanha-Majamaa 2001). Ces résultats divergents semblent liés à la taille de la coupe et certaines études indiquent l'existence d'un seuil de taille de coupe au-delà duquel l'impact de la coupe augmente de façon disproportionnée (Pawson et al. 2006).

L'effet de la coupe finale sur la faune est loin d'être concluant (Lautenschlager 1993, Moore et Allen 1999). La qualité d'un habitat varie en fonction des besoins des espèces, de la dynamique temporelle des caractéristiques physiques du peuplement ainsi que des relations spatiales envers d'autres utilisations du territoire (Hansen et al. 1991, Christian et al. 1998) et dépend de l'échelle de l'intervention par rapport aux dimensions de l'espace vital de l'espèce étudiée (Potvin et al. 1999). Ceci implique que, comme toutes autres interventions sylvicoles, la coupe totale peut favoriser une espèce ou groupe d'espèces mais mener à la diminution d'une autre (Kimmins 1995, Tolbert et Wright 1998, Bunnell et al. 1999, Bayne et Hobson 2000). Toutefois, la perte de la structure verticale et l'enlèvement de chicots et de bois mort lors des coupes totales sont des causes importantes de perte d'habitats pour des diverses espèces vertébrées et invertébrées (Humphrey et al. 2003).

4.7 Synthèse et remarques

En ce qui concerne l'impact des traitements sylvicoles sur la communauté végétale, on constate généralement une augmentation temporaire de la diversité mais plus de recherches sont nécessaires pour évaluer l'impact sur la végétation non vasculaire, des organismes fongiques et les organismes souterrains (Humphrey et al. 2003). De manière générale, les traitements de préparation de terrain n'ont pas d'effet à long terme sur la diversité végétale ou faunique. Toutefois, l'enlèvement de débris ligneux et de la couche d'humus du parterre forestier peut causer un changement de la composition de la végétation en favorisant les espèces rudérales (Haeussler et al. 2002). Les traitements mécaniques ou chimiques de la compétition ainsi que le chaulage favorisent temporairement certaines espèces herbacées tandis que d'autres traitements sylvicoles causent souvent des changements dans la composition de la communauté d'arbres, arbustes et herbacées et provoquent une augmentation temporaire de la diversité mais qui

s'atténue après quelques années (Rowland et al. 2005). Des ouvertures de la canopée par des éclaircies augmentent généralement la diversité végétale en sous-étage et une répartition diversifiée de parterre de coupe dans une matrice de forêts (de plantations) non coupées ainsi qu'un mélange de peuplements jeunes et de peuplements matures et surannés favorisent une grande diversité végétale et faunique (Eycott et al. 2006, Smith et al. 2005).

Quant aux espèces fauniques, les traitements contre la compétition peuvent avoir des impacts bénéfiques par une augmentation de la quantité de brout (Newton et al. 1989), mais d'autres peuvent entraver la qualité d'habitat par une diminution de la complexité structurale (ex. enlèvement de chicot et de déchets de coupe, Thompson et al. 2003). Les chicots et la complexité verticale et horizontale de la canopée sont particulièrement importants pour la faune aviaire (Wedeles et Van Damme 1995, Thompson et al. 2003) et le maintien de débris ligneux sur les sites favorise des espèces d'insectes et d'amphibiens (Hartley 2002). La complexité de la canopée peut être favorisée par des éclaircies fréquentes permettant l'établissement et le développement d'une strate arbustive en sous-étage qui, elle, offre une diversité d'habitats fauniques (Carey et Johnson 1995, Cummings et Reid 2008). De manière générale, il semble que les jeunes peuplements supportent des espèces plutôt généralistes tandis que les peuplements matures et surannés des espèces spécialistes. Ainsi, c'est un mélange diversifié de classes d'âge de peuplements qui maximise, à l'échelle du paysage, la biodiversité (Smith et al. 2005).

Toutefois, il est important à retenir que les études analysées ne tiennent pas compte des paramètres démographiques des populations (e.g. structure d'âge et de sexe, succès reproducteur) et peuvent ainsi mener à des interprétations fautives (Van Horne 1983). Certaines activités forestières peuvent influencer seulement des parties distinctes mais démographiquement importantes (ex. femelles reproductrices) des populations fauniques étudiées (Menzel et al. 1999).

5. CONSIDÉRATIONS À L'ÉCHELLE DU PAYSAGE

La biodiversité est un concept dynamique qui dépend à la fois de l'échelle spatiale et temporelle d'observation et toute évaluation de la biodiversité devrait en tenir compte. Toutefois, la plupart des études sur l'impact de l'aménagement forestier sur la biodiversité se limitent à des cadres spatiaux restreints (ex. peuplement, plantation) et omettent ainsi l'importance de l'échelle spatiale et temporelle pour la diversité biologique (Wiens et al. 1987, Wigley et Roberts 1997, Odgen 1997, Bunnell et Huggard 1999, Crawley et Harral 2001). Mais, les processus de succession modifient la composition animale et végétale d'un milieu (Kimmins 1997, Bunnell et al. 1999) ainsi que la structure et la fonction de ses composantes (Westworth et Telfer 1993). Par conséquent, le rôle qu'occupe un organisme ou un groupe fonctionnel dans un écosystème peut être déterminant dans une phase initiale de succession (ex. plantes pionnières) mais négligeable dans les phases ultérieures (McLaren 1996, Ehrlich 1996, Kimmins 1999). Ainsi, l'évaluation, l'interprétation et l'aménagement de l'ensemble de la biodiversité nécessitent l'emploi de diverses mesures couvrant plusieurs échelles spatiales et temporelles (Hansen et al. 1995, Gaines et al. 1999) et davantage d'études à plus long terme sont nécessaires pour caractériser plus adéquatement l'impact de l'aménagement forestier sur la biodiversité (Rowland et al. 2005). Mais l'évaluation de la biodiversité est une tâche extrêmement difficile, coûteuse et il est pratiquement impossible de recenser tous les taxons d'un seul peuplement forestier, voire d'un bassin versant ou un paysage forestier (Humphrey et al. 2003).

Dans le passé, les aménagistes ont concentré les efforts sylvicoles à l'échelle du peuplement et ont souvent négligé la variabilité spatiale et temporelle des paysages forestiers (Kimmins 1995). Ceci a contribué à développer une approche sylvicole qui cherchait à maintenir, à l'échelle du peuplement, la forêt dans l'état observé, compromettant ainsi à la fois le rendement soutenu et la diversité biologique à l'échelle du paysage (Andison et Kimmins 1999). De plus, la normalisation de la forêt (tronquer les classes d'âge) a mis en danger la persistance des espèces adaptées à la vieille forêt (Thompson et al. 2003). L'aménagement forestier peut servir au maintien de la biodiversité s'il agit à l'échelle du paysage en créant un agencement diversifié d'unités sylvicoles et de classes d'âge (Sargent 1992, Wigley et Roberts 1997, Joshia et Kemperman 1998, Smith et al. 2005, Eycott et al. 2008).

Le paysage est constitué de différentes unités (forêts, cultures agricoles, cours d'eau etc.) abritant les populations animales et végétales qui forment des métapopulations à une échelle plus large et la fréquence et la distribution spatiale des habitats et des ressources critiques déterminent la configuration de la distribution des espèces à cette échelle (Wiens et al. 1987, Hansen et al. 1991, Debinski et al. 2001). Ainsi, la diversité écosystémique est une expression de l'historique de perturbations superposée sur la diversité du terrain (Rowe 1998). Considérant l'impact des pratiques forestières sur la composition et la structure des milieux forestiers, l'évaluation de l'impact de l'aménagement forestier sur la biodiversité à l'échelle du paysage doit nécessairement tenir compte de la distribution, la répartition et la proportion des milieux forestiers soumis à des diverses pratiques forestières (Hansen et al. 1991, McComb et al. 1993, Freedman et al. 1996).

Les caractéristiques du milieu forestier soumis à un régime sylvicole peuvent ainsi servir comme indicateurs du potentiel d'habitats à l'échelle du paysage (Watts et al. 2005, Lindenmayer et al. 2006, Smith et al. 2008). Par exemple, l'augmentation de lisières de forêt, la diminution de cœurs d'habitats ou l'isolation d'îlots de forêt naturelle dans la matrice de la forêt peuvent causer la fragmentation d'habitats pour plusieurs espèces (ex. Ripple et al. 1991, Mladenoff et al. 1993, Spies et al. 1994, Jules 1998). Par contre, la présence d'une structure complexe, de grands et vieux arbres, de chicots et de débris ligneux augmente le potentiel d'habitats d'un peuplement et ainsi du paysage (Humphrey et al. 2003, Humphrey 2005).

Cependant, la variabilité temporelle de la composition d'un paysage complique l'évaluation et l'aménagement de la biodiversité même avec ces indicateurs. Une solution potentielle réside dans l'utilisation de modèles de simulation qui peuvent simuler à long terme la succession de la végétation et des espèces associées et ainsi la disponibilité et la qualité d'habitats dans les écosystèmes d'un paysage (Walker et Faith 1998, Haight et al. 2000, Marcot 2006, Perry et Millington 2008). Aussi, des modèles de métapopulation peuvent être liés à des modèles de dynamique forestière pour évaluer la viabilité des populations et ainsi, la durabilité de l'aménagement forestier (Wintle et al. 2005). D'autres modèles évaluent les risques pour la biodiversité associées aux activités d'aménagement et classent les options d'aménagement par priorité d'objectif (Wintle 2008). Les simulations peuvent ainsi guider l'évaluation de l'impact de divers scénarios d'aménagement sur les caractéristiques d'un paysage et de son potentiel comme habitat (Klenner et al. 2000, Carlson et Kurz 2007, Shiffley et al. 2008).

6. RECOMMANDATIONS

6.1 Le zonage forestier

Le zonage paraît une stratégie particulièrement bien adaptée au contexte canadien et québécois compte tenu du fait que >90% des forêts sont publiques et de grande taille facilitant ainsi l'allocation du territoire dans les diverses zones (Sarr et Puettmann 2008). Le zonage contribue au maintien de la biodiversité par le simple fait qu'il mène à une diminution du réseau routier en forêt (Sahajanathan et al. 1998). Les routes exercent plusieurs impacts négatifs sur les populations fauniques notamment par leur effet de barrière au déplacement mais également sur des espèces végétales et ichthyennes par la modification du drainage et la sédimentation du réseau hydrologique (Forman et Alexander 1998). Le zonage pourrait également permettre de produire, sur une superficie restreinte, autant de fibre que sur l'ensemble du territoire forestier sous aménagement intégré et contribuer à réduire ainsi la pression de récolte sur les milieux forestiers naturels et leur biodiversité. Les estimations de la superficie nécessaire pour l'aménagement intensif varient entre 10% (Sedjo et Botkin 2000) et 30% (Sahajanathan et al. 1998) mais des approches plus réalistes prévoient entre 25% et 74% pour l'aménagement écosystémique (faible production), entre 65% et 14% pour l'aménagement intensif (forte production) et entre 10% et 12% pour la conservation intégrale (Messier et al. 2003, Boyland et al. 2004).

Le défi sera donc d'aménager le paysage pour des vocations multiples, conservant à la fois la production ligneuse, la diversité d'habitats et la biodiversité (Attiwill 1994, Lindenmayer 1999) en représentant l'ensemble de la diversité d'écosystèmes sur les 10 à 12% des aires de conservation. Pour conserver la biodiversité on doit identifier les espèces, les communautés, les paysages, les structures et les fonctions critiques du territoire, permettant ainsi de protéger les plus importants (Hansen et al. 1993, Lautenschlager 1995). La répartition spatiale des sites de conservation doit tenir compte des exigences des espèces en termes de grandeur et connectivité d'habitats (Kareiva 1990).

Mais la définition de critères pour identifier ces espèces, ces milieux et ces attributs demeure difficile (Sample 2003). L'approche inverse – affecter tout simplement les sites les plus

riches à l'aménagement intensif – n'est pas prudente car les sites les plus riches sont souvent également les sites les plus diversifiés et l'impact de l'aménagement sur la biodiversité pourrait ainsi être amplifié (Thompson et al. 2003). Une approche prudente de zonage vise plutôt à établir un noyau d'aires protégées qui sont représentatives pour la grande variété d'écosystèmes du territoire et qui sont assez larges pour assurer des processus écosystémiques à l'échelle du paysage (Binkley 1997). On doit également cibler des milieux cruciaux à la protection de la qualité visuelle, les habitats fauniques, de l'eau et les autres valeurs forestières (Sahajananthan et al. 1998) et assurer la protection des milieux fragiles telles les zones riveraines (Sedjo et Botkin 2000). Parallèlement, il faut s'assurer que les zones de conservation contiennent également des forêts de haute valeur de conservation (FHVC) à l'échelle du paysage (Jennings & Jarvie 2003).

Des algorithmes d'allocation du territoire (Boyland et al. 2004) et de sélection de sites de conservation, basés sur des indicateurs de biodiversité, ont été développés (Walker et Faith 1998, Haight et al. 2000, Marcot 2006). Ces outils peuvent être jumelés à des procédures d'optimisation afin de trouver le meilleur compromis entre les diverses valeurs visées (ex. biodiversité vs. production forestière, Faith et al. 1996) et la faisabilité économique de divers scénarios de zonage peut être évaluée (Krcmar et al. 2003).

Sur les sites d'aménagement intensif, l'utilisation de phytocides devrait faire partie des outils forestiers afin d'augmenter leur productivité et ainsi libérer plus de superficies pour la conservation (Fortier et Messier 2006). Avec la croissance anticipée de la demande de bois, l'utilisation de phytocides pourrait même s'avérer un atout pour préserver la biodiversité (Wagner et al. 2004) mais ceci nécessite que la législation impose la mise sous protection de la forêt naturelle en échange des gains de production sur des sites d'aménagement intensif (Paquette et Messier, sous presse). Aussi, la dégradation des sites par une exportation accrue de nutriments doit être comptabilisée dans l'évaluation de l'impact environnemental de la sylviculture intensive (Flueck et Smith-Flueck 2006). Des engagements gouvernementaux envers le zonage (ex. Gouvernement d'Alberta 1997, MRNFQ 2008) constituent une première étape mais des mesures plus concrètes et ancrées dans la loi assurant l'évaluation, la vérification et la concertation avec des agences de conservation sont nécessaires pour assurer que le zonage atteint ses objectifs.

6.2 Augmenter la biodiversité dans les plantations

Dans les parties du territoire inadéquates pour le zonage forestier – par exemple dans la partie méridionale du Canada (et du Québec) qui est caractérisée par l’urbanisation, des activités agricoles et industrielles et une forêt de propriété privée – une approche à l’échelle du peuplement devrait considérer ‘...la protection de la biodiversité dans toutes les activités, tous les jours et sur chaque acre...’ (Franklin 1989).

Les plantations ne peuvent guère remplacer les fonctions écologiques de la forêt naturelle (Christian *et al.* 1998), alors la préservation de la forêt naturelle, là où elle est encore présente, est essentielle pour conserver la diversité biologique. Dans ce contexte, la transformation de la forêt de seconde venue en plantations est également à éviter (Dyck 1997, Koch et Skovsgaard 1999, Brockerhoff *et al.* 2008) mais l’afforestation de friches agricoles contribue à maintenir ou même à augmenter la biodiversité par l’ajout d’habitats forestiers dans la matrice agricole et par l’atténuation d’effets de bordure et l’augmentation de la connectivité entre les trouées de forêts naturelles résiduelles (Brockerhoff *et al.* 2008).

Des mesures mineures d’amélioration du design et de l’aménagement des plantations sont souvent suffisantes pour mieux protéger et conserver la biodiversité sans toutefois entraver leur productivité (Hartley 2002). Mais la complexité des mécanismes d’acceptation d’un milieu par un organisme ne permet pas toujours de prédire l’impact de diverses mesures sur la biodiversité d’un milieu. Toutefois, la conception et l’aménagement d’une plantation peuvent accroître sa diversité structurale et ainsi contribuer à soutenir une gamme plus large d’espèces végétales et fauniques (Allen *et al.* 1996, Christensen et Emborg 1996, Haggstrom et Kellyhouse 1996, Cannell 1999, Moore et Allen 1999). De façon générale, plus la plantation possède de structures (espèces, chicots, continuité verticale etc.), plus elle peut soutenir une richesse végétale et animale accrue (Hansson 1997). Plusieurs mesures de diversification peuvent être envisagées (ex. Kimmins 1995, Allen *et al.* 1996, Christensen et Emborg 1996, Haggstrom et Kellyhouse 1996, Dyck 1997, Abrahamson *et al.* 1998, Bunnell *et al.* 1999, Moore et Allen 1999, Thompson *et al.* 2003) :

- (i) maintien de chicots et d’arbres mûrs vivants lors de la coupe, (ii) création ou maintien de débris ligneux grossiers (annelage d’arbres vivant, conservation de grands billots sur le parterre de coupe etc.), (iii) maintien de trouées de forêt naturelle dans la plantation, (iv), plantation à bordure de forme naturelle, non linéaire et avec un ratio équilibré entre bordure et superficie de la plantation, (v) conservation de milieux humides et de milieux ouverts dans la plantation et (vi) variation d’espacement entre les rangées d’arbres.

Norton (1998) identifie quatre actions pour augmenter la contribution des plantations au maintien de la biodiversité : (i) maintenir des trouées de forêt naturelle ou d'autres milieux naturels dans les plantations, (ii) établir des plantations multi-spécifiques, (iii) planter une grande diversité d'espèces le long des routes et des rivières pour créer des habitats supplémentaires et (iv) modifier des traitements sylvicoles dans les plantations (ex. étirer la période entre éclaircies, rétention de vieux arbres lors de la coupe finale, Norton 1998).

Des plantations mélangées de plusieurs espèces, la juxtaposition spatiale et temporelle de plantations d'essences indigènes et d'essences exotiques et le reboisement temporellement étalé dans le paysage sont tous des facteurs contribuant à la diversification des milieux (Norton 1998, Hartley 2002). Dans ce contexte, les essences indigènes sont à favoriser lors du reboisement – surtout si celles-ci possèdent des caractéristiques similaires aux essences exotiques (Sedjo et Botkin 1997) – car certaines espèces fauniques indigènes dépendent entièrement des essences indigènes (Hartley 2002). Concernant l'amélioration génétique du matériel de reboisement, il est important de maximiser sa diversité génétique afin de conserver le potentiel futur des espèces pour répondre aux changements environnementaux ou aux perturbations naturelles (Lambeth et McCullough, 1997, Hunter 1996, Rajora 1999). Lors de la préparation de terrain, il faut éviter des traitements favorisant le lessivage de nutriments et l'érosion du sol (Hartley 2002) ainsi que le rabattage, brûlage ou raclage des débris ligneux grossiers (Carey et Johnson 1995).

Le maintien de la végétation naturelle dans les plantations peut être accompli par la conservation de trouées de végétation naturelle ('life boats') lors de la coupe mais également par un contrôle imparfait de la végétation compétitrice. Ainsi, lors de la coupe ou lors des traitements de contrôle chimique ou mécanique, on peut épargner des individus, des trouées ou des bandes de végétation naturelle pour faciliter l'accès aux ressources aux espèces fauniques indigènes et la recolonisation de la végétation indigène dans les plantations (Hartley 2002).

Il est bénéfique, à l'échelle du paysage, d'éclaircir certaines plantations hâtivement, d'autres tardivement et encore d'autres pas de tout afin de créer une diversité de milieux denses et ouverts et une variabilité dans la végétation en sous-étage (Hartley 2002). Une végétation dense en sous-étage est souvent associée à des milieux riches en espèces (Gill et Williams 1996, Díaz et al. 1998) tandis que certaines espèces préfèrent des milieux plus ouverts (Crawford et al. 1981, Costello et al. 2000).

Des mélanges d'essences sont souvent plus productifs que des monocultures (Kelty 1992) et plus résistants aux pathogènes (Stiell et Berry 1985) mais ils offrent également des avantages écologiques (ex. résilience), sociaux (ex. acceptation publique) et économiques (ex. incertitude du marché futur) même si l'essence principale constitue 90% des arbres dans la plantation (Hartley 2002).

7. CONCLUSION

La revue de littérature a montré que l'aménagement forestier influence, par l'intermédiaire des pratiques sylvicoles, les composantes abiotiques et biotiques des milieux forestiers. Par ce fait, l'aménagement forestier modifie l'équilibre entre les espèces, établi par des processus naturels, et influence ainsi la biodiversité des écosystèmes forestiers. Toutefois, l'aménagement forestier à l'échelle du peuplement exerce souvent même des effets positifs sur la biodiversité et sa mauvaise réputation (Wagner et al. 1998) n'est pas justifiée à la lumière des études examinées.

C'est à l'échelle du paysage que l'aménagement forestier doit coordonner ses activités pour ne pas mettre en danger la biodiversité. Dans le contexte foncier canadien, le zonage forestier s'avère présentement la méthode de gestion la plus adéquate pour assurer la perpétuité des fonctions écologiques, sociales et économiques de la forêt. L'utilisation de modèles de simulation d'habitats (Marcot 2006) et d'espèces menacées (Letcher et al. 1998) pourrait faciliter la planification et la mise en œuvre de l'allocation du territoire. Sur des sites d'aménagement intensif, les forestiers devraient avoir accès à tous les outils nécessaires pour maximiser la productivité des sites et rendre ainsi le zonage au service de la biodiversité (Wagner et al. 2004). L'utilisation de plantations à croissance rapide devient une nécessité si on veut mettre de l'emphase sur la production mais en maintenant un niveau socialement et écologiquement acceptable de contraintes environnementales (ex. protection de zones tampons riveraines, rétention de bandes boisées autour des routes) dans la zone d'aménagement intensif (Krcmar et al. 2003). L'extension de la Triade au Quad (Messier et Kneeshaw 1999) – qui vise à établir une sous-zone de ligniculture dans la zone d'aménagement intensif – pourrait augmenter l'acceptation publique d'une telle démarche. Dans les plantations, des mesures pour augmenter leur potentiel d'habitats peuvent être prises et sont recommandées dans les régions où le zonage n'est pas praticable dû au contexte foncier.

Cette revue présente l'état actuel des connaissances de l'impact de l'aménagement forestier sur la diversité biologique. Toutefois, ces connaissances sont toujours partielles et davantage d'études sur plusieurs groupes d'organismes (ex. plantes non vasculaires, champignons, organismes du sol) et des études à long terme sont nécessaires pour améliorer la compréhension des processus écosystémiques (Humphrey et al. 2003, Rowland et al. 2005). Mais

comme Humphrey et al. (2003) soulignent *‘il y a un besoin grandissant de conseils provisoires [pour les aménagistes] basés sur les données disponibles et jumelés à l’expertise écologique’* (Humphrey et al. 2003). La présente revue de littérature vise à fournir ces données, l’expertise étant fournie par les aménagistes forestiers.

REFERENCES

- Abrahamson, L.P., Robison, D.J., Volk, T.A., White, E.H., Neuhauser, E.F., Benjamin, W.H. & Peterson, J.M. 1998. Sustainability and environmental issues associated with willow bioenergy development in New York (U.S.A.). *Biomass and Bioenergy* 15: 17-22.
- Allen, A.W., Bernal, Y.K. & Moulton, R.J. 1996. Pine plantations and wildlife in the southeastern United States : an assessment of impacts and opportunities. Information and Technical Report 3. USDI, National Biological Service, Washington.
- Allen, H.L. 1987. Forest fertilizers. Nutrient amendment, stand productivity, and environmental impact. *Journal of Forestry* 11: 37-46.
- Allen, R.B., Platt, K.H. & Coker, R.E.J. 1995. Understorey species composition patterns in a *Pinus radiata* D. Don plantation on the central North Island volcanic plateau, New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science* 25: 301-317.
- Anderson, S.J., & Death, R.G. 2000. The effect of forest type on forest floor invertebrate community structure. *New Zealand Natural Sciences* 25: 33-41.
- Andison, D.W. & Kimmins, J.P. 1999. Scaling up to understand British Columbia's boreal mixedwoods. *Environmental Reviews* 7: 19-30.
- Baguette, M., Deceuninck, B., & Muller, Y. 1994. Effects of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broad-leaved forest area. *Acta Oecologica* 15: 275-288.
- Barbaro, L, Couzi, L, Bretagnolle, V., Nezan, J & Vetillard, F. 2008. Multi-scale habitat selection and foraging ecology of the eurasian hoopoe (*Upupa epops*) in pine plantations *Biodiversity and Conservation* 17: 1073-1087.
- Barbier, S., Gosselin, F. & Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254: 1–15.
- Barry, R., Bernier, P., Plamondon, A.P., Prévost, M., Stein, J. & Trootier, F. 1996. Hydrologie forestière et aménagement du bassin hydrographique. *In* : Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy. pp. 280-329.
- Bauhus, J., Aubin, I., Messier, C. & Connell, M. 2001. Composition, structure, light attenuation and nutrient content of the understory vegetation in a *Eucalyptus sieberi* regrowth stand 6 years after thinning and fertilisation. *Forest Ecology and Management* 144: 275-286.
- Bayne, E. & Hobson, K. 2000. Relative use of contiguous and fragmented boreal forest by red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*). *Canadian Journal of Zoology* 78: 359-365.
- Beaudry, S., Duchesne, L.C. & Côté, B. 1997. Short-term effects of three forestry practices on carabid assemblages in a jack pine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 2065-2071.
- Beese, W.J. & Bryant, A.A. 1999. Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in

- coastal montane forests of British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 115: 231-242.
- Behan, R.W. 1990. Multiresource forest management: a paradigmatic challenge to professional forestry. *Journal of Forestry* 88: 12-18.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D. & Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36: 81-95.
- Berndt, L.A., Brockerhoff, E.G. & Jactel, H. 2008. Relevance of exotic pine plantations as a surrogate habitat for ground beetles (Carabidae) where native forest is rare. *Biodiversity and Conservation* 17: 1171-1185.
- Binkley, C.S. 1997. Preserving nature through intensive plantation forestry: The case for forestland allocation with illustrations from British Columbia. *Forestry Chronicle* 73: 553-559.
- Bisson, I.A. & Stutchbury, J.M. 2000. Nesting success and nest-site selection by a neotropical migrant in a fragmented landscape. *Canadian Journal of Zoology* 78: 858-863.
- Boyd, R.S., Freeman, J.D., Miller, J.H. & Edwards, M.B. 1995. Forest herbicide influence on floristic diversity seven years after broadcast pine release treatments in central Georgia, U.S.A. *New Forests* 10: 17-37.
- Boyland, M., Nelson, J. & Bunnell, F.L. 2004. Creating land allocation zones for forest management: a simulated annealing approach. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1669-1682.
- Brockerhoff, E., Jactel, H., Parrotta, J., Quine, C., & Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.
- Brockie, R. 1992. *A Living New Zealand Forest*. David Bateman, Auckland.
- Brooks, J.J., Rodrigue, J.L., Cone, M.A., Miller, K.V., Chapman, B.R. & Johnson, A.S. 1995. Small mammal and avian communities on chemically-prepared sites in the Georgia Sandhills. *In*: Edwards, B.M. (ed.). *Proceedings of the eighth biennial southern silvicultural research conference*. November 1-3, 1994, Auburn, Alabama. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-1. pp. 21-23.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, A. & Germund, T. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. *Journal of Vegetation Science* 8: 329-336.
- Bunnell, F.L., Kremsater, L.L. & Wind, E. 1999. Managing to sustain vertebrate richness in forests of the Pacific Northwest : relationships within stands. *Environmental Reviews* 7: 97-146.
- Cannell, M.G.R. 1999. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. *New Forests* 17: 239-262.
- Carey, A.B. & Johnson, M.L. 1995. Small mammals in managed, naturally young- and old-growth forests. *Ecological Applications* 5: 336-352.
- Carlson, M. & Kurz, W.A. 2007. Approximating natural landscape pattern using aggregated harvest. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1846-1853.
- Chey, V.K., Holloway, J.D., & Speight, M.R. 1997. Diversity of moths in forest plantations and natural forests in Sabah. *Bulletin of Entomological Research* 87: 371-385.
- Chiarucci, A. 1996. Species diversity in plant communities on ultramafic soils in relation to pine afforestation.

- Journal of Vegetation Science 7: 57-62.
- Christensen, M. & Emborg, J. 1996. Biodiversity in natural versus managed forests in Denmark. *Forest Ecology and Management* 85: 47-51.
- Christian, D.P., Hoffman, W., Hanowski, J.M., Niemi, G.J. & Beyea, J. 1998. Bird and mammal diversity on woody biomass plantations in North America. *Biomass and Bioenergy* 14: 395-402.
- Clout, M.N. & Gaze, P.D. 1984. Effects of plantation forestry on birds in New Zealand. *Journal of Applied Ecology* 21: 795-815.
- Costello, C.A., Yamasaki, M., Pekins, P.J., Leak, W.B. & Neefus, C.D. 2000. Songbird response to group selection harvests and clearcuts in a New Hampshire hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 127: 41-54.
- Crawford, H.S., Hooper, R.G. & Titterton, R.W. 1981. Songbird population response to silvicultural practices in central Appalachian hardwoods. *Journal of Wildlife Management* 45: 680-692.
- Crawley, M.J. & Harral, J.E. 2001. Scale dependence in plant biodiversity. *Science* 291: 864-868.
- Cummings, J. & Reid, N. 2008. Stand-level management of plantations to improve biodiversity values. *Biodiversity and Conservation* 17: 1187-1211.
- Davis, A.J., Huijbregts, H., & Krikken, J. 2000. The role of local and regional processes in shaping dung beetle communities in tropical forest plantations in Borneo. *Global Ecology & Biogeography Letters* 9 281-292.
- Debinski, D.M., Ray, C. & Saveraid, E.H. 2001. Species diversity and the scale of landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation* 98: 179-190.
- Demchik, M.C. & Sharpe, W.E. 2001. Forest floor plant response to lime and fertiliser before and after partial cutting of a northern red oak stand on an extremely acidic soil in Pennsylvania, USA. *Forest Ecology and Management* 144: 239-244.
- Díáz, M., Carbonell, R., Santos, T. & Tellería, J.L. 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 562-574.
- Doucet, R., Pineau, M., Ruel, J.-C. & Sheedy, G. 1996. Sylviculture appliquée. *In* : *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie*. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy. pp. 965-1004.
- Dyck, W.J. 1997. Biodiversity in New Zealand plantation forestry – an industry perspective. *New Zealand Forestry* 42: 6-8.
- Ehrlich, P.R. 1996. Conservation in temperate forests: what do we need to know and do ? *Forest Ecology and Management* 85: 9-19.
- El-Kassaby, Y.A. & Benowicz, A. 2000. Effects of commercial thinning on genetic, plant species and structural diversity in second growth Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands. *International Journal of Forest Genetics* 7: 193-203.
- Estades, C.F. & Temple, S.A. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantation. *Ecological Applications* 9: 573-585.
- Estevan, H., Lloret, F., Vayreda, J. & Terradas, J. 2007. Determinants of woody species richness in Scot pine and beech forests: climate, forest patch size and forest structure. *Acta Oecologica* 31: 325-331.

- Estrada-Bustillo, V. & Fountain, M.F. 1995. Intensive site preparation following site disturbance did not alter succession of woody species in pineywoods of East Texas. *In* : Edwards, B.M. (ed.). Proceedings of the Eighth Biennial Southern Silvicultural Research Conference. November 1-3, 1994. Auburn, Alabama. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-1.
- Eycott, A.E., Watkinson, A.R. & Dolman, P.M. 2006. Ecological patterns of plant diversity in a plantation forest managed by clearfelling. *Journal of Applied Ecology* 43: 1160–1171.
- Fahy, O., & Gormally, M. 1998. A comparison of plant and carabid beetle communities in an Irish oak woodland with a nearby conifer plantation and clearfelled site. *Forest Ecology and Management* 110: 263-273.
- Faith, D.P., Walker, P.A., Ive, J.R. & Belbin, L. 1996. Integrating conservation and forestry production: effective trade-offs between biodiversity and production in regional land-use assessment. *Forest Ecology and Management* 85: 251-260.
- FAO (Food and Agricultural Organisation of the United Nations). 2001. State of the world's forests 2001. <http://www.fao.org/docrep/003/y0900e/y0900e00.htm>.
- FAO (Food and Agricultural Organisation of the United Nations). 2007. State of the world's forests 2007. <http://www.fao.org/docrep/009/a0773e/a0773e00.htm>.
- FAO (Food and Agricultural Organisation of the United Nations). 2006. Global planted forests thematic study – results and analysis. A. Del Lungo, J. Ball & J. Carle. Planted forests and trees Working Paper 38, Rome. <http://www.fao.org/forestry/10368/en/>.
- FAO (Food and Agricultural Organisation of the United Nations). 2000. The global outlook for future wood supply from forest plantations. Working paper: GFPOS/WP/03. <http://www.fao.org/docrep/003/x8423e/x8423e00.htm>.
- Farnum, P., Timmis, R. & Kulp, J.L. 1983. The biotechnology of forest yield. *Science* 219: 694-702.
- Fehlen, N. & Picard, J.F. 1994. Influence de la fertilisation sur la végétation spontanée et la croissance radiale de l'épicéa commun (*Picea abies* (L.) Karst) dans une plantation adulte des Ardennes françaises. *Annales de Sciences Forestières* 51: 569-580.
- Fisher, A.M., & Goldney, D.C. 1998. Native forest fragments as critical bird habitat in a softwood forest landscape. *Australian Forestry* 61: 287-295.
- Flueck, W.T. & Smith-Flueck, J.A.M. 2006. Herbicides and forest biodiversity: an alternative perspective. Peer edited: commentary. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1472-1478.
- Forman, R.T.T. & Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review Ecological Systems* 29: 207-231.
- Fortier, J. & Messier, C. 2006. Are chemical or mechanical treatments more sustainable for forest vegetation management in the context of the TRIAD? *Forestry Chronicle* 82: 808-818.
- Franklin, J. 1989. Towards a new forestry. *American Forests* 95: 1-8.
- Fredericksen, T.S., Allen, H.L. & Wentworth, T.R. 1991. Competing vegetation and pine growth response to silvicultural treatments in a six-year-old Piedmont loblolly pine plantation. *Southern Journal of Applied Forestry* 15: 138-144.

- Freedman, B., Morash, R. & MacKinnon, D. 1993. Short-term changes in vegetation after the silvicultural spraying of glyphosate herbicide onto regeneration clearcuts in Nova Scotia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2300-2311.
- Freedman, B., Zelanzy, V., Beaudette, D., Flemming, T., Flemming, S., Forbes, G., Gerrow, J.S., Johnson, G. & Woodley, S. 1996. Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forests. *Environmental Reviews* 4: 238-265.
- Gaines, W.L., Harrod, R.J. & Lehmkuhl, J.F. 1999. Monitoring biodiversity: quantification and interpretation. General technical report PNW-GTR-443. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- Gill, A.M. & Williams, J.E. 1996. Fire regimes and biodiversity: the effects of fragmentation of southeastern Australian eucalypt forests by urbanisation, agriculture and pine plantations. *Forest Ecology and Management* 85: 261-278.
- Gjerde, I., & Sætersdal, M. 1997. Effects on avian diversity of introducing spruce *Picea spp.* plantations in the native pine *Pinus sylvestris* forests of Western Norway. *Biological Conservation* 79: 241-250.
- Gouvernement d'Alberta. 1997. The Alberta forest conservation strategy. <http://www.borealcentre.ca/reports/afcs.html>. Page visitée 25.01.2009
- Griffis, K.L., Crawford, J.A., Wagner, M.R. & Moir, W.H. 2001. Understory response to management treatments in northern Arizona ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management* 146: 239-245.
- Haeussler, S., Bartemucci, P. & Bedford, L. 2004. Succession and resilience in boreal mixedwood plant communities 15-16 years after silvicultural site preparation. *Forest Ecology and Management* 199: 349-370.
- Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y. & Kranabetter, J.M. 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36: 307-327.
- Haggstrom, D.A. & Kellyhouse, D.G. 1996. Silviculture and wildlife relationships in the boreal forest of Interior Alaska. *The Forestry Chronicle* 72: 59-62.
- Haight, R.G., Reville, C.S. & Snyder, S.A. 2000. An integer optimization approach to a probabilistic reserve site selection problem. *Operations Research* 48: 697-708.
- Halpern, C.B. & Spies, T.A. 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications* 5: 913-934.
- Hansen, A.J., McComb, W.C., Vega, R., Raphael, M.G. & Hunter, M. 1995. Bird habitat relationships in natural and managed forests in the West Cascades of Oregon. *Ecological Applications* 5: 555-569.
- Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J. & Ohmann, J.L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests. *BioScience* 41: 382-392.
- Hansson, L. 1997. Environmental determinants of plant and bird diversity in ancient oak-hazel woodland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 91: 137-143.
- Harrison, S.R., Herbohn, J.L., Tisdell, C.A. & Lamb, D. 2000. Timber Production and Biodiversity Tradeoffs in Plantation Forestry. In : Harrison, S.R. et Herbohn, J.L. (eds.) *Sustainable small scale forestry : socio-economic analysis and policy*. Edward Edgar Publishing Ltd., London. pp. 65-76.

- Hartley, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81–95.
- Haywood, J.D. & Harris, F.L. 1999. Description of vegetation in several periodically burned longleaf pine forests on the Kisatchie National Forest. *In*: Haywood, J.D. (ed.). Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural research conference. February 16-18, 1999, Shreveport, LA. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-30. pp. 217-222.
- He, F. & Barclay, H.J. 2000. Long-term response of understory plant species to thinning and fertilisation in a Douglas-fir plantation on southern Vancouver Island, British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 566-572.
- Helle, P., and Mönkkönen, M. 1990. Forest succession and bird communities: theoretical aspects and practical implications. *In*: A. Keast (ed.), *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. SPB Academic Publishing, Hague, pp. 299-318.
- Hestir, J.L. & Cain, M.D. 1999. Bird diversity and composition in even-aged loblolly pine stands relative to emergence of IS-year periodical cicadas and vegetation structure. *In*: Haywood, J.D. (ed.). Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural research conference. February 16-18, 1999, Shreveport, LA. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-30. pp. 243-248.
- Honnay, O., Hermy, M. & Coppin, P. 1999. Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management* 111: 157-170.
- Hornbeck, J.W., Martin, C.W. & Eagar, C. 1997. Summary of water yield experiments at Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 2043-2052.
- Humphrey, J.W., Ferris, R., Jukes, M.R., & Peace, A.J., 2002. The potential contribution of conifers plantations to the UK Biodiversity Action Plan. *Botanical Journal of Scotland* 54: 49-62.
- Humphrey, J.W., Newton, A.C., Peace, A.J., & Holden, E. 2000. The importance of conifers plantations in northern Britain as a habitat for native fungi. *Biological Conservation* 96: 241-252.
- Humphrey, J.W. 2005. Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: a review and recommendations. *Forestry* 78: 33-53.
- Humphrey, J.W., Ferris, R. & Quine, C.P. (eds), 2003. Biodiversity in Britain's planted forests: results from the Forestry Commission's biodiversity assessment project. Forestry Commission, Edinburgh. [http://www.forestry.gov.uk/PDF/fcrp004.pdf/\\$FILE/fcrp004.pdf](http://www.forestry.gov.uk/PDF/fcrp004.pdf/$FILE/fcrp004.pdf).
- Humphrey, J.W., Glimmerveen, I. & Mason, W.L. 1995. The effects of soil cultivation techniques on vegetation communities and tree growth in an upland pine forest. I: Vegetation responses. *Scottish Forestry* 49: 198-205.
- Humphrey, J.W., Hawes, C., Peace, A.J., Ferris-Kaan, R., & Jukes, M.R. 1999 Relationship between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 113: 11-21.
- Hunter, M.L. & A.Calhoun. 1996. A triad approach to land-use allocation. *In*: R.C. Szaro and D.W. Johnston (eds.). *Biodiversity in managed landscapes: Theory and practice*. Oxford University Press, New York. pp. 477–491.

- Hunter, M.L. 1990. *Wildlife, forest and forestry – principles for managing forest for biodiversity*. Englewood Cliffs, New Jersey, USA, Prentice Hall.
- Hunter, M.L. 1996. *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Scientific Publications, Cambridge, MA.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understory vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25-34.
- Jansons, J. 1997. The dynamics of forest ground cover vegetation following drainage. *Baltic Forestry* 3: 26-34.
- Jennings, S. & Jarvie, J. 2003. A sourcebook for landscape analysis of high conservation value forests. Work funded by the World Wildlife Fund organization. <http://www.proforest.net/objects/publications/HCVF/hcvf-landscape-sourcebook-final-version.pdf>.
- Josiah, S.J. & Kemperman, J. 1998. Emerging agroforestry opportunities. *Journal of Forestry* 96: 4-9.
- Jules, E.S. 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: Trillium in old-growth forest. *Ecology* 79: 1645–1656.
- Kareiva, P. 1990. Population dynamics in spatially complex environments: theory and data, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London – Biological Sciences* 330: 175–190.
- Keenan, R., Lamb, D., Woldring, O., Irvine, T., & Jensen, R. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management* 99: 117-131.
- Kellum, J.E., Sundell, E. & Lockhart, B.R. 1999. Composition and diversity of ground flora three years following clearcutting and selection cutting in a bottomland hardwood ecosystem. *In*: Haywood, J.D. (ed.). *Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural research conference*. February 16-18, 1999, Shreveport, LA. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-30. pp. 107-113.
- Kelty, M.J. 1992. Comparative productivity of monocultures and mixed-species stands. *In*: Kelty, M.J. (ed.). *The ecology and silviculture of mixed-species forests*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. pp. 125–141.
- Kimmins, J.P. 1995. Sustainable development in Canadian forestry in the face of changing paradigms. *Forestry Chronicle* 71: 33-40.
- Kimmins, J.P. 1997. *Forest ecology – a foundation for sustainable management*. 2nd edition. Prentice-hall Inc.
- Kimmins, J.P. 1999. Biodiversity, beauty and the beast: are beautiful forests sustainable, are sustainable forests beautiful, and is ‘small’ always ecologically desirable? *The Forestry Chronicle* 75: 955-960.
- King, D.I. & DeGraaf, R.M. 2000. Bird species diversity and nesting success in mature, clearcut and shelterwood forest in northern New Hampshire, USA. *Forest Ecology and Management* 129: 227-235.
- Klenner, W., Kurz, W. & Beukema, S. 2000. Habitat patterns in forested landscapes: management practices and the uncertainty associated with natural disturbances. *Computers and Electronics in Agriculture* 27: 243–262.
- Koch, N.E. & Skovsgaard, J.P. 1999. Sustainable management of planted forests: some comparisons between Central Europe and the United States. *New Forests* 17: 11-22.
- Krcmar, E., Vertinskya, I. & van Kooten, G.C. 2003. Modeling alternative zoning strategies in forest management. *International Transactions in Operational Research* 10: 483–498.

- Krcmar, E., Vertinsky, I. & van Kooten G.C. 2003. Modeling alternative zoning strategies in forest management. *International Transactions in Operational Research* 10: 483–498.
- Kwok, H.K., & Corlett, R.T. 2000. The bird communities of a natural secondary forest and a *Lophostemon confertus* plantation in Hong Kong. *Forest Ecology and Management* 130: 227-234.
- Lambeth, C.C. & McCullough, R.B. 1997. Genetic diversity in managed loblolly pine forests in the southeastern United States: perspective of the private industrial forest land owner. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 409–414.
- Lamothe, L. 1980. Birds of the Araucaria pine plantations and natural forests near Bulolo, New Guinea. *Corella* 4: 127–131.
- Lautenschlager, R.A. 1993. Response of wildlife to forest herbicide applications in northern coniferous ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2286-2299.
- Letcher, B.H., Priddy, J.A., Walters, J.R. & Crowder, L.B. 1998. An individual-based, spatially-explicit simulation model of the population dynamics of the endangered red-cockaded woodpecker, *Picoides borealis*. *Biological Conservation* 86: 1-14.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B. & Pope, M.L. 1999. A largescale experiment to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88: 387–403.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F. & Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation, *Biological Conservation* 131: 433-445.
- Lugo, A.E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monoculture. *Forest Ecology and Management* 99: 9-19.
- MacKinnon, D.S. & Freedman, B. 1993. Effects of silvicultural use of herbicide glyphosate on breeding birds of regenerating clearcuts in Nova Scotia, Canada. *Journal of Applied Ecology* 30: 395-406.
- Magura T, Tothmeresz, B, & Bordan, Z. 2000. Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biological Conservation* 93: 95-102.
- Makeschin, F. 1999. Short rotation forestry in Central and Northern Europe – introduction and conclusions. *Forest Ecology and Management* 121: 1-7.
- Marcot, B.G. 2006. Habitat modeling for biodiversity conservation. *Northwestern Naturalist* 8: 56-65.
- Marshall, V.G. 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 43-60.
- McClure, J.W. & Lee, T.D. 1993. Small-scale disturbance in a northern hardwoods forest: effects on tree species abundance and distribution. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1347-1360.
- McClurkin, D.C. & Duffy, P.D. 1973. Evaluating Impact of Forest Site Preparation on Soil and Water Quality in the U.S. Gulf Coastal Plain. *In: Bernier, B. & Winget, C.H., (eds.). Forest soils and forest land management. Proceedings of the fourth north American forest soils conference. Laval University, Québec, August 1973. Presses de l'Université Laval., Québec.*
- McComb, W.C., Spies, T.A. & Emmingham, W.H. 1993. Douglas-fir forests: managing for timber and mature-forest habitat. *Journal of Forestry* 91: 31–42.

- McLaren, J.P. 1996. Environmental effects of planted forests in New Zealand – the implications of continued afforestation of pasture. FRI Bulletin No.198. New Zealand Forest Research Institute.
- McRae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T.J. & Woodley, S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9: 223–260.
- MDDEPQ (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec) 2002. Les aires protégées au Québec. http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/aires_quebec.htm#def Page visité le 7 janvier 2009.
- MDDEPQ (Ministère du Développement durable, Environnement et Parc du Québec). 2008. Évolution des superficies d'aires protégées au Québec. Feuillet d'information. http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/articles/0810-01-Feuillet.pdf.
- Mellin, T.C. 1995. The effects of intensive forest management practices on the natural vegetative communities of Loblolly Pine plantations in North Carolina. Master's Thesis. North Carolina State University, Raleigh, North Carolina.
- Menzel, M.A., Ford, W.M., Laerm, J. & Krishon, D. 1999. Forest to wildlife opening: habitat gradient analysis among small mammals in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 114: 227-232.
- Messere, M. & Ducey, P.K. 1998. Forest floor distribution of northern redback salamanders, *Plethodon cinereus*, in relation to canopy gaps: first year following selective logging. *Forest Ecology and Management* 107: 319-324.
- Messier, C. & Kneeshaw, D. 1999. Thinking and acting differently for a sustainable management of the boreal forest. *Forestry Chronicle* 75: 929-938.
- Messier, C., Bigué, B. & Bernier, L. 2003. Using fast-growing plantations to promote forest ecosystem protection in Canada. *Unasylva* 214/215, vol. 54: 59-63.
- Mladenoff, D.J., White, M.A., Pastor, J. & Crow, T.R. 1993. Comparing spatial patterns in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecological Applications* 3: 294–306.
- Montigny, M.K. & MacLean, D. 2006. Triad forest management: Scenario analysis of forest zoning effects on timber and non-timber values in New Brunswick, Canada. *Forestry Chronicle* 82: 496–511.
- Moore, S.E & Allen, H.L. 1999. Plantation forestry. In : Hunter, M.L.Jr. (ed.), . *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. pp. 400-433.
- Mosquin, T., Whiting, P.G. & McAllister, D.E. 1995. Canada's biodiversity. The variety of life, its status, economic benefits, conservation costs and unmet needs. The Canadian Centre for Biodiversity. Canadian Museum of Nature, Ottawa.
- MRNFQ (Ministère des ressources naturelles du Québec). 2008b. La forêt, pour construire le Québec de demain. Gouvernement du Québec, Québec.
- MRNFQ (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec) 2008a. Ressources et industries forestières – portrait statistique édition 2008. http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/stat_edition_complete/complete.pdf.
- MRNQ (Ministère des Ressources naturelles du Québec). 1996. Biodiversité du milieu forestier. Bilan et

- engagements du ministère des Ressources naturelles. Gouvernement du Québec.
- Nagaike, T. 2002. Differences in plant species diversity between conifer (*Larix kaempferi*) plantations and broad-leaved (*Quercus crispula*) secondary forests in central Japan. *Forest Ecology and Management* 168: 111–123.
- Newmaster, S.G., Bell, F. W., Roosenboom, C.R., Cole, H.A. & Towill, W.D. 2006. Restoration of floral diversity through plantations on abandoned agricultural land. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1218–1235.
- Newton, M., Cole, E.C., Lautenschlager, R.A., White, D.E. & McCormack, M.L. 1989. Browse availability after conifer release in Maine's spruce-fir forest. *Journal of Wildlife Management* 53: 643-649.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1994. Effects on field and bottom layer species in an experiment with repeated PK- and NPK-fertilisation. SkogForsk. Report No.1.
- Norton, D.A. 1998. Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: options for the future. *New Zealand Forestry* 43: 34–39.
- Nyland, R.D. 1996. *Silviculture. Concepts and applications*. McGraw-Hill, New York.
- Oaten, D.K. & Larsen, K.W. 2008. Stand characteristics of three forest types within the dry interior forests of British Columbia, Canada: Implications for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 256: 114-120.
- Oberhauser, U. 1997. Secondary forest regeneration beneath pine (*Pinus kesiya*) plantations in the northern Thai highlands: a chronosequence study. *Forest Ecology and Management* 99: 171-183.
- Odgen, J. 1997. Biogeography and forest biodiversity in New Zealand. *New Zealand Forestry* 42: 8-14.
- Paquette, A. & Messier, C. In press. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*. doi: 10.1890/080116.
- Pawson, S.M., Brockerhoff, E.G., Meenken, E.D. & Didham, R.K. 2008. Non-native plantation forests as alternative habitat for native forest beetles in a heavily modified landscape. *Biodiversity and Conservation* 17: 1127-1148.
- Pawson, S.M., Brockerhoff, E.G., Norton, D.A. & Didham, R.K. 2006. Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1035–1046.
- Perison, D., Phelps, J., Pavel, C. & Kellison, R. 1997. The effects of timber harvest in a South Carolina blackwater bottomland. *Forest Ecology and Management* 90: 171-185.
- Perry, G.L.W. & Millington, J.D.A. 2008. Spatial modelling of succession-disturbance dynamics in forest ecosystems: concepts and examples. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 191–210.
- Peterken, G.F. 2001. Ecological effects of introduced tree species in Britain. *Forest Ecology and Management* 141: 31-42.
- Potvin, F., Courtois, R. & Bélanger, L. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Québec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1120-1127.
- Prentice, H.C., Lönn, M., Lager, H., Rosen, E. & Van Der Maarel, E. 2000. Changes in allozyme frequencies in *Festuca ovina* populations after a 9-year nutrient/water experiment. *Journal of Ecology* 88: 331-347.
- Rajora, O.P. 1999. Genetic biodiversity impacts of silvicultural practices and phenotypic selection in white spruce.

- Theoretical and Applied Genetics 99:954–961.
- Ripple, W.J., Bradshaw, G.A. & Spies, T.A. 1991. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biological Conservation* 57: 73–88.
- RLQ (Réseau Ligniculture Québec) 2008. La ligniculture au Québec. http://www.rlq.uqam.ca/texteLigniculture_fr.asp. Page visitée le 19 janvier 2009.
- Rowe, J.S. 1998. Biodiversity at the landscape level. *In*: Bunnell, F.L. & Johnson, J.F. (eds.) *The living dance. Policy and practices for biodiversity in managed forests*. UBC Press, Vancouver.
- Rowland, E.L., White, A.S. & Livingston, W.H. 2005. A literature review of the effects of intensive forestry on forest structure and plant community composition at the stand and landscape level. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, University of Maine, Miscellaneous Publication 754.
- Sahajananthan, S., Haley, D. & Nelson, J. 1998. Planning for sustainable forests in British Columbia through land use zoning. *Canadian Public Policy* 24, supplement 2: S73-S83.
- Sample, V.A. 2003. Forest plantations as components in a global biodiversity conservation strategy: The role of developed, temperate-forest countries. Paper submitted to the XII World Forestry Congress, Québec City, Canada. <http://www.fao.org/docrep/article/wfc/XII/0070-b2.htm>.
- Samways, M.J., Caldwell, P.M., & Osborn, R. 1996. Ground-living invertebrate assemblages in native, planted and invasive vegetation in South Africa. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 59: 19-32.
- Sargent, C. 1992. Natural forest or plantation? *In*: Sargent, C. & Bass, S. (eds.) *Plantation politics. Forest plantations in development*. Earthscan Publications Ltd, London.
- Sarr, D.A. & Puettmann, K.J. 2008. Forest management, restoration, and designer ecosystems: Integrating strategies for a crowded planet. *Ecoscience* 15: 17-26.
- SCF (Service canadien des forêts). 2007. L'État des forêts au Canada. Ressources naturelles Canada. Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, Ottawa.
- Sedjo, R. & Botkin, D. 1997. Using forest plantations to spare natural forests. *Environment* 39 (10): 15-20.
- Seymour, R.S. & Hunter, M.L.Jr 1992. New forestry in eastern spruce-fir forests: principles and applications to Maine. Maine Agricultural Experiment Station Miscellaneous Publication No. 716.
- Shifley, S.R., Thompson III, F.R., Dijak, W.D. & Fan, Z. 2008. Forecasting landscape-scale, cumulative effects of forest management on vegetation and wildlife habitat: A case study of issues, limitations, and opportunities. *Forest Ecology and Management* 254: 474–483.
- Smith, D.M., Larson, B.C., Kelty, M.J. & Ashton, P.M.S. 1997. *The practice of silviculture: applied forest ecology*. (9th edition) John Wiley&Sons, New York.
- Smith, G.F., Gittings, T., Wilson, M., French, L., Oxbrough, A., O'Donoghue, S., O'Halloran, J., Kelly, D.L., Mitchell, F.J.G., Kelly, T., Iremonger, S., McKee, A.-M. & Giller, P. 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests *Biodiversity and Conservation* 17: 991-1015.
- Smith, G.F., T. Gittings, M.W. Wilson, L. French, A. Oxbrough, S. O'Donoghue, J. Python, V. O'Donnell, A.-M. McKee, S. Iremonger, J. O'Halloran, D.L. Kelly, F.J.G. Mitchell, P.S. Giller and T. Kelly (2005).

- Assessment of biodiversity at different stages of the forest cycle. BIOFOREST Project 3.1.2 Final Report. Report prepared for COFORD and EPA. <http://www.epa.ie/downloads/pubs/research/biodiversity/bioforestfinalreport/312%20report%20text%20final.pdf>. 20 mars 2009.
- Soo, T., Tullus, A., Tullus, H. & Roosaluuste, E. 2009. Floristic diversity responses in young hybrid aspen plantations to land-use history and site preparation treatments. *Forest Ecology and Management* 257: 858-867.
- Spies, T.A., Ripple, W.J. & Bradshaw, G.A. 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecological Applications* 4: 555-568.
- Stephens, S.S. & Wagner, M.R. 2007. Forest plantations and biodiversity: a fresh perspective. *Journal of Forestry* 105: 307-313.
- Stiell, W.M. & Berry, A.B. 1985. Limiting white pine weevil attacks by side shade. *Forestry Chronicle* 61: 5-9.
- Sullivan, T.P. & Klenner, W. 2000. Response of northwestern chipmunks (*Tamias amoenus*) to variable habitat structure in young lodgepole pine forest. *Canadian Journal of Zoology* 78: 283-293.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lautenschlager, R.A. & Wagner, R.G. 1997. Long-term influence of glyphosate herbicide on demography and diversity of small mammal communities in coastal coniferous forest. *Northwest Science* 71: 6-17.
- Sullivan, T.P., Wagner, R.G., Pitt, D.G., Lautenschlager, R.A. & Chen, D.G. 1998. Changes in diversity of plant and small mammal communities after herbicide application in sub-boreal spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 168-177.
- Thompson, I.D., Baker, J.A. & Ter-Mikaelian, M. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177: 441-469.
- Tolbert, V.R. & Wright, L.L. 1998. Environmental enhancement of U.S. biomass crop technologies : research results to date. *Biomass and Bioenergy* 15: 93-100.
- Tolbert, V.R. 1998. Guest Editorial. *Biomass and Bioenergy* 14: 301-306.
- Trichet, P. & Gelpe, J. 1998. Biodiversité végétale et gestion durable de la Forêt Landaise de pin maritime : bilan et évolution. *Revue Forestière Française* L-5: 403-424.
- Twedt, D.J., Wilson, R.R., Henne-Kerr, J.L., & Hamilton, R.B. 1999. Impact of forest type and management strategy on avian densities in the Mississippi Alluvial Valley, USA. *Forest Ecology and Management* 123: 261-274.
- UNO. 1992. Report of the United Nations conference on environment and development. Agenda 21, Annex 3: Forest Principles. <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-3annex3.htm>. 18 mars 2009.
- Utter, J., Maltamo, M. & Hotanen, J.-P. 1997. The structure of forest stands in virgin and managed peatlands : a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Forest Ecology and Management* 96: 125-138.
- Van Horne, B. 1983. Density is a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 47: 893-901.
- Vidrine, C.G., DeHoop, C. & Lanford, B.L. 1999. Assessment of site and stand 'disturbance from cut-to-length harvesting'. In: Haywood, J.D. (ed.). Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural research conference. February 16-18, 1999, Shreveport, LA. USDA Forest Service. Southern Research Station,

- Asheville, NC. General Technical Report SRS-30. pp. 288-292.
- Viisteensaari, J., Johansson, S., Kaarakka, V., & Luukkanen, O. 2000. Is the alien species *Maesopsis eminiia* (Rhamnaceae) a threat to tropical forest conservation in the East Usambaras, Tanzania. *Environmental Conservation* 27: 76-81.
- Vincent, J.R. & Binkley, C.S. 1993. Efficient multiple-use forestry may require land-use specialization. *Land Economics* 69: 370-376.
- Wagner, R.G., Flynn, J., Gregory, R., Mertz, C.K. & Slovic, P. 1998. Acceptable practices in Ontario's forests: differences between the public and forestry professionals. *New Forests* 16: 139-154.
- Wagner, R.G., Newton, M., Cole, E.C., Miller, J.H. & Shiver, B.D. 2004. The role of herbicides for enhancing forest productivity and conserving land for biodiversity in North America. *Wildlife Society Bulletin* 32: 1028-1041.
- Walker, P.A., & Faith, D.P. 1998. TARGET software package. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO), Division of Wildlife and Ecology, Canberra, Australia.
- Watts, K., Humphrey, J.W. Griffiths, M., Quine, C. & Ray, D. 2005. Evaluating biodiversity in fragmented landscapes: principles. Forestry Commission, Edinburgh. [http://www.forestry.gov.uk/PDF/fcin073.pdf/\\$FILE/fcin073.pdf](http://www.forestry.gov.uk/PDF/fcin073.pdf/$FILE/fcin073.pdf).
- Wedeles, C.H.R. & Van Damme, L. 1995. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on wildlife in Ontario's boreal mixedwoods. NODA/NFP Technical Report TR-19, Canada Forest Service, Sault Ste. Marie, Ont., Canada, p. 56.
- Wender, B.W., Hood, S.H., Smith, D.W., Zedaker, S.M. & Loftis, D.L. 1999. Response of vascular plant communities to harvest in southern Appalachian mixed-oak forests : two year results *In*: Haywood, J.D. (ed.). Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural research conference. February 16-18, 1999, Shreveport, LA. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-30. pp. 34-38.
- Westworth, D.A. & Telfer, E.S. 1993. Summer and winter bird populations associated with five age-classes of aspen forest in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1830-1836.
- Wiens, J.A., Rotenberry, J.T. & Van Horne, B. 1987. Habitat occupancy patterns of North American substeppe birds: the effects of spatial scale. *OIKOS* 48: 132-147.
- Wigley, B.T. & Roberts, T.H. 1997. Landscape-level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. *Forest Ecology and Management* 90: 141-154.
- Wintle, B.A. 2008. A review of biodiversity investment prioritization tools. A report to the Biodiversity Expert Working Group toward the development of the Investment Framework for Environmental Resources. http://cyllene.uwa.edu.au/~dpannell/biod_tools.pdf. 23 mars 2009.
- Wintle, B.A., Bekessy, S.A., Venier, L.A. Pearce, J.L. & Chisholm, R.A. 2005. Utility of dynamic-landscape metapopulation models for sustainable forest management. *Conservation Biology* 19: 1930-1943.
- Xu, Y.-J, Aust, M., Burger, J.A., Patterson, S.C. & Miwa, M. 1999. Recovery of hydroperiod after timber harvesting in a forested wetland. *In*: Haywood, J.D. (ed.). Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural

- research conference. February 16-18, 1999, Shreveport, LA. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-30. pp. 282-287.
- Yeiser, J.L. 1999. Herbicide and fertilizer combinations for newly planted loblolly pine seedlings on a flatwoods site in southeastern Arkansas : year three results. *In*: Haywood, J.D. (ed.). Proceedings of the tenth biennial southern silvicultural research conference. February 16-18, 1999, Shreveport, LA. USDA Forest Service. Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report SRS-30. pp. 451-454.
- Yin, R., Pienaar, L.V. & Aronow, M.E. 1998. The productivity and profitability of fiber farming. *Journal of Forestry* 96: 13-18.
- Yirdaw, E. 2001. Diversity of naturally regenerated native woody species in forest plantations in the Ethiopian highlands. *New Forests* 22: 159-177.
- Yorks, T.E. & Dabydeen, S. 1999. Seasonal and successional understory vascular plant diversity in second-growth hardwood clearcuts of western Maryland, USA. *Forest Ecology and Management* 119: 217-230.