

L'aménagement
écosystémique
des forêts



plus PROCHE

de la nature



La récolte dans les forêts brûlées

Enjeux et orientations
pour un aménagement écosystémique

www.mrnf.gouv.qc.ca/fr/ecosystemique

La récolte dans les forêts brûlées

Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique



Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de l'environnement et de la protection des forêts

Québec, janvier 2011

Rédaction

Comité d'experts sur la récolte dans les forêts brûlées¹

Antoine Nappi, biol., Ph. D., Université du Québec à Montréal; **Stéphane Déry**, biol., M. Sc., Direction de l'environnement et de la protection des forêts, ministère des Ressources naturelles et de la Faune; **Frédéric Bujold**, ing. f., M. Sc., Université Laval; **Michel Chabot**, ing. f., Direction de l'environnement et de la protection des forêts, ministère des Ressources naturelles et de la Faune; **Marie-Claire Dumont**, ing. f., Direction du soutien aux opérations Faune et Forêts, ministère des Ressources naturelles et de la Faune; **Jacques Duval**, ing. f., Unité de gestion Manicouagan-Outardes, ministère des Ressources naturelles et de la Faune; **Pierre Drapeau**, biol., Ph. D., Université du Québec à Montréal; **Sylvie Gauthier**, biol., Ph. D., Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada; **Suzanne Brais**, biol., Ph. D., Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue; **Jacqueline Peltier**, biol., M. Sc. A., Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord, ministère des Ressources naturelles et de la Faune; **Isabelle Bergeron**, biol., Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation, ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Collaboration

Michel Huot, Nathalie Lavoie et Sylvie Delisle, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Photographies

F. Bujold : p. 22; P. Drapeau, p. 9 (photo c); J. Duval : p. 2, p. 6 (photo b), p. 19, p. 23 (photos b et c), p. 31, p. 32, p. 35; T. Gielau : p. 36; A. Nappi : p. 6 (photo a), p. 8 (photos b et c), p. 9 (photo a), p. 12 (photos a et b), p. 14 (photos a et b), p. 23 (photo a), p. 25; R. Prévost : p. 9 (photo b); H. Rompré : p. couverture, p. 1, p. 4, p. 5, p. 34, p. 37; M. St-Germain : p. 8 (photo a).

Pour plus de renseignements

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction des communications
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau C 409
Québec (Québec) G1H 6R1
Téléphone : 418 627-8600 ou 1 866 248-6936
Télécopieur : 418 643-0720
Courriel : services.clientele@mrnf.gouv.qc.ca
Site Internet : www.mrnf.gouv.qc.ca
Numéro de publication : DEPF-0324

Cette publication, conçue pour une impression recto verso, est offerte dans Internet à l'adresse suivante : www.mrnf.gouv.qc.ca/fr/ecosystemique.

Référence : NAPPI, A., et autres (2011). *La récolte dans les forêts brûlées — Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 p.

Mots clés : aménagement écosystémique, feu, forêt brûlée, Québec, récolte, récupération.

Key words: burned forest, ecosystem-based management, fire, harvesting, Quebec, salvage logging.

© Gouvernement du Québec

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2011

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2011

ISBN : 978-2-550-60852-3

1. Au moment des travaux, les membres du comité faisaient partie des organisations mentionnées dans cette page. Actuellement, Antoine Nappi travaille pour le Bureau du forestier en chef (Direction du développement stratégique), Frédéric Bujold pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Direction du développement socio-économique, partenariats et éducation) et Jacqueline Peltier pour le ministère des Transports.

Avant-propos

La réflexion présentée dans ce document a été amorcée dans le contexte de la mise en œuvre des objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV; ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs [MRNFP], 2005). Dans le cadre de l'objectif sur la conservation du bois mort dans les forêts aménagées, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a pris l'engagement de « [...] mettre sur pied, au cours des prochains mois, un comité d'experts qui aura pour mandat d'élaborer des orientations, pour les plans spéciaux de récupération, qui garantiront le maintien et la répartition d'une quantité suffisante de bois mort à des fins de biodiversité. Ces orientations feront partie intégrante du guide d'élaboration des plans de récupération produit par le MRNFP ».

Dans le cadre du mandat de ce comité, une analyse a été menée afin de définir les principaux enjeux liés à la récolte des bois brûlés. Cette analyse a permis de mieux circonscrire les enjeux liés au maintien de bois mort dans les forêts brûlées et de définir plusieurs autres enjeux de nature environnementale, sociale et économique. C'est à la suite de ces constatations et dans l'optique d'une prise en compte de ces différents enjeux que le comité propose certaines orientations visant une approche écosystémique lors de l'aménagement des forêts brûlées.

Les orientations proposées dans ce document visent à répondre essentiellement aux enjeux environnementaux que soulève la récolte des bois brûlés. Les orientations sont donc proposées dans l'optique d'atténuer les effets de la récolte dans les forêts brûlées sur le maintien de certains attributs et de certaines fonctions clés de l'écosystème brûlé. Même si l'information présentée dans ce document traite particulièrement de la forêt boréale (domaines bioclimatiques de la pessière à mousses et de la sapinière à bouleau blanc), les enjeux et les orientations présentés sont de portée générale et devraient être considérés pour l'ensemble de la forêt québécoise. Par ailleurs, bien que ce document traite plus spécifiquement de la récolte dans les forêts brûlées, plusieurs des recommandations proposées sont applicables aux activités de récolte des bois endommagés à la suite d'autres types de perturbations naturelles (ex. : chablis, épidémies d'insectes).

Note au lecteur

Le terme « gravité du feu », employé dans le présent document, se définit comme une indication qualitative du degré de perturbation d'un site (d'une forêt) par le feu, tant au niveau du sol que de la végétation. Il s'agit essentiellement du résultat de l'intensité du feu et de son temps de passage à un endroit donné. La gravité du feu est souvent mesurée par des variables telles que la profondeur de brûlage, le roussissement des cimes et la fraction des cimes consommées. Selon la gravité du feu, plusieurs fonctions et composantes de l'écosystème peuvent être touchées à des degrés divers.

Il est à noter que, dans le domaine de la gestion des feux de forêt au Canada, le terme « sévérité du feu » est souvent employé au lieu de « gravité du feu ».

Sommaire

Le feu est une perturbation naturelle majeure en forêt boréale. Lorsque les feux ravagent des forêts commerciales, des plans spéciaux d'aménagement sont élaborés afin de récolter rapidement les arbres brûlés avant qu'ils ne perdent leur valeur marchande. Cette récolte qui est souvent qualifiée de « coupe de récupération » vise avant tout à compenser partiellement les pertes financières. Cependant, celle-ci soulève également d'autres considérations et enjeux à la fois environnementaux, économiques et sociaux.

Ce document décrit les principaux enjeux environnementaux que les activités de récolte après un feu soulèvent, en particulier dans le contexte de la forêt boréale québécoise. La détermination de ces enjeux s'appuie sur une synthèse des effets des feux de forêt et de la récolte après feu et se base en grande partie sur les études menées au Québec au cours des dernières années. Les enjeux en présence traitent notamment des effets de la récolte après feu sur le maintien des habitats pour la faune et la flore, sur la productivité des sols et sur la régénération naturelle.

Des orientations d'aménagement pour une approche écosystémique lors de la récolte dans les forêts brûlées sont également proposées. Ces orientations devraient guider le développement de stratégies d'aménagement visant à maintenir l'intégrité écologique des forêts brûlées par le maintien d'une représentativité adéquate de ces dernières, ainsi que par la mise en place de mesures visant à atténuer les effets de la récupération dans les secteurs coupés. Les orientations proposées devraient guider la préparation des plans spéciaux d'aménagement visant la récolte des bois brûlés en y permettant l'intégration des préoccupations environnementales, économiques et sociales.

Table des matières

1. La récolte dans les forêts brûlées au Québec	1
1.1 Politique de récolte	1
1.2 Statistiques	2
2. Les enjeux	5
2.1 Biodiversité	6
2.1.1 Maintien de forêts brûlées	6
2.1.1.1 Effets du feu sur la végétation	7
2.1.1.2 Effets du feu sur la faune invertébrée	8
2.1.1.3 Effets du feu sur les oiseaux	9
2.1.1.4 Effets du feu sur les mammifères	10
2.1.1.5 Effets de la récolte dans les forêts brûlées	10
2.1.1.6 Habitat pour les espèces sensibles à l'aménagement forestier	12
2.1.1.7 Enjeu	13
2.1.2 Hétérogénéité des forêts brûlées	14
2.1.2.1 Types de peuplements brûlés	14
2.1.2.2 Effets des caractéristiques des peuplements brûlés sur la faune et la végétation	16
2.1.2.3 Effets de la récolte dans les forêts brûlées	17
2.1.2.4 Enjeu	17
2.1.3 Répartition des forêts brûlées et non brûlées	18
2.1.3.1 Éléments de répartition importants pour la flore et la faune	18
2.1.3.2 Effets de la récolte dans les forêts brûlées	19
2.1.3.3 Enjeu	20
2.2 Productivité des sols et qualité de l'eau	20
2.2.1 Effets du feu sur les sols et la qualité de l'eau	20
2.2.2 Effets de la récolte dans les forêts brûlées	21
2.2.3 Enjeu	22
2.3 Régénération naturelle	22
2.3.1 Conditions qui influencent la régénération	22
2.3.2 Effets de la récolte dans les forêts brûlées	24
2.3.3 Enjeu	25
2.4 Considérations économiques	25
2.5 Considérations sociales	26
3. Les orientations d'aménagement	27
3.1 Considérations générales	27
3.1.1 Aménagement écosystémique des forêts brûlées	27
3.1.2 Stratégies d'aménagement <i>a priori</i>	28
3.1.3 Portrait des feux et de la récolte dans les forêts brûlées	29
3.1.4 Aménagement adaptatif	29
3.1.5 Terminologie	30
3.2 Orientations d'aménagement	30
3.2.1 Échelles d'application de la stratégie d'aménagement	30
3.2.2 Orientations d'aménagement à l'échelle du grand paysage	30

3.2.3	Orientations d'aménagement à l'échelle du feu	31
3.2.3.1	Conservation de forêts non brûlées.....	31
3.2.3.2	Conservation de forêts brûlées représentatives de la diversité après feu.....	32
3.2.3.3	Configuration et localisation des forêts résiduelles.....	32
3.2.3.4	Protection des sols et de la qualité de l'eau	34
3.2.3.5	Remise en production.....	36
3.2.3.6	Scénario de retour pour la coupe des forêts résiduelles	36
Annexe	Classification des peuplements selon la gravité du feu utilisée jusqu'en 2008	39
Bibliographie		41
Figure 1	Volumes récoltés à la suite de quatre types de perturbations naturelles et superficie touchée par le feu de 1995 à 2007 (la récolte n'a pas nécessairement lieu l'année de la perturbation)	3

1. La récolte dans les forêts brûlées au Québec

1.1 Politique de récolte

Au Québec, la récolte des bois brûlés, communément qualifiée de « coupe de récupération¹ », est prévue à l'article 60 de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier². Celui-ci stipule que, « en cas de perturbations d'origine naturelle ou anthropique causant une destruction importante de massifs forestiers dans une aire forestière [...], le ministre peut, avec la participation de la table locale de gestion intégrée des ressources et du territoire concernée, préparer un plan d'aménagement spécial en vue d'assurer la récupération des bois et la réalisation des traitements sylvicoles appropriés et appliquer ce plan, pour la période et aux conditions qui y sont prévues. »

Plusieurs mécanismes sont prévus dans cette loi afin de favoriser la récolte des bois brûlés. On y mentionne notamment que : « Le plan peut prévoir des conditions qui peuvent déroger aux normes d'aménagement forestier édictées par le gouvernement par voie réglementaire si cette dérogation est nécessaire à la récupération des bois et prévoir un dépassement de la possibilité forestière si le ministre l'estime nécessaire en raison des risques de perte de bois pouvant faire l'objet de la récupération. » On y mentionne également que « toute personne ou tout organisme à qui le ministre a confié ou délégué la réalisation d'activités d'aménagement forestier sur le territoire visé par un plan spécial doit se conformer au plan. Ce plan remplace, dans la mesure qui y est indiquée, tout plan d'aménagement qui était applicable sur ce territoire. »



1. Selon le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI), une « coupe de récupération à la suite d'un agent destructeur [est définie comme] l'abattage ou la récolte des tiges d'un peuplement d'arbres détériorés à la suite de désastres naturels tels une épidémie d'insectes, une maladie cryptogamique, un incendie ou un chablis, pour récupérer le bois en perdition et prévenir la propagation d'insectes ou de maladies. »

2. Cet article remplace l'article 79 de la Loi sur les forêts.

Les plans d'aménagement spéciaux visant la récolte dans les forêts brûlées doivent généralement être préparés et appliqués rapidement par les intervenants régionaux concernés afin de minimiser les pertes de bois. Cette nécessité de développer rapidement les plans laisse généralement peu de temps à la consultation publique. On mentionne, par ailleurs, à l'article 61 de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier que « [...] un plan spécial n'a pas à être soumis au processus de consultation publique si le ministre estime que son application est urgente, notamment lorsqu'il l'estime nécessaire afin d'éviter la dégradation ou la perte de bois. » Bien que les responsables régionaux disposent d'instructions pour la préparation des plans spéciaux d'aménagement et l'attribution de l'aide financière, ils n'ont que peu d'information permettant de les guider dans l'intégration des diverses considérations environnementales, économiques et sociales.



1.2 Statistiques

Le volume de récolte issu des forêts à la suite d'une perturbation naturelle dépend en grande partie de l'importance des perturbations (fréquence, superficie, gravité), de la nature des forêts touchées et de l'accès à celles-ci. La récolte après une perturbation a notamment été utilisée dans plusieurs régions forestières afin de contrer les pertes économiques liées au feu, au chablis ainsi qu'aux épidémies d'insectes, en particulier celles de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Au cours de la dernière décennie, la coupe de récupération des bois a surtout été pratiquée dans les forêts brûlées, principalement durant les années au cours desquelles de grandes superficies ont été touchées par les feux (figure 1).

Il est actuellement difficile de dresser un tableau historique fiable des taux de récolte des bois brûlés au Québec. Bien que certains renseignements concernant la récolte des bois brûlés puissent être retrouvés dans des bases de données forestières, le manque d'intégration entre les données sur les feux et celles sur la récolte rend difficile la compilation des taux de récolte. Par ailleurs, le calcul du taux de récolte dans les forêts brûlées peut varier grandement selon ce qui est considéré (superficie ou volume, tous les peuplements touchés ou seulement ceux à volumes marchands, etc.). Il semble que le taux global de récolte dans les forêts brûlées pendant les années 1990 soit resté relativement faible (Nappi, Drapeau et Savard, 2004; Chabot, 2005 : données non publiées). Toutefois, il est probable que les diverses mesures incitatives prévues par la loi (plus forte demande pour les produits du bois et augmentation de l'accès en forêt boréale) aient favorisé une augmentation de la récolte dans les forêts brûlées au cours de la dernière décennie. De façon générale, cette récolte est limitée principalement par des considérations économiques (le manque d'accès, les faibles volumes récoltables) et la dégradation rapide des bois brûlés.

Néanmoins, lors des années où de grandes superficies sont ravagées par le feu, une partie importante des volumes récoltés dans certaines régions peut provenir de ces forêts. Par exemple, à la suite des feux de 2005, près de la moitié du volume total récolté dans les forêts publiques de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean provenait de la récolte après feu (MRNF, 2008). À l'échelle du Québec, le MRNF aura approuvé, pour l'année fiscale 2005-2006, des plans spéciaux de récolte dans les forêts brûlées dépassant les 6 millions de mètres cubes (figure 1), ce qui correspond à environ 20 % du volume total récolté dans les forêts publiques de la province (MRNF, 2008). Bien que cela puisse constituer un record de ce type de récolte au Québec, cela démontre néanmoins que les interventions qui sont menées dans de telles circonstances touchent une superficie importante du territoire forestier. Par ailleurs, l'expérience a démontré que les territoires brûlés qui sont accessibles peuvent faire l'objet d'un fort taux de récolte localement (Purdon et autres, 2002; Nappi, Drapeau et Savard, 2004). Par conséquent, les activités de récolte après un feu sont susceptibles de modifier de façon considérable les conditions forestières qu'on y trouve.

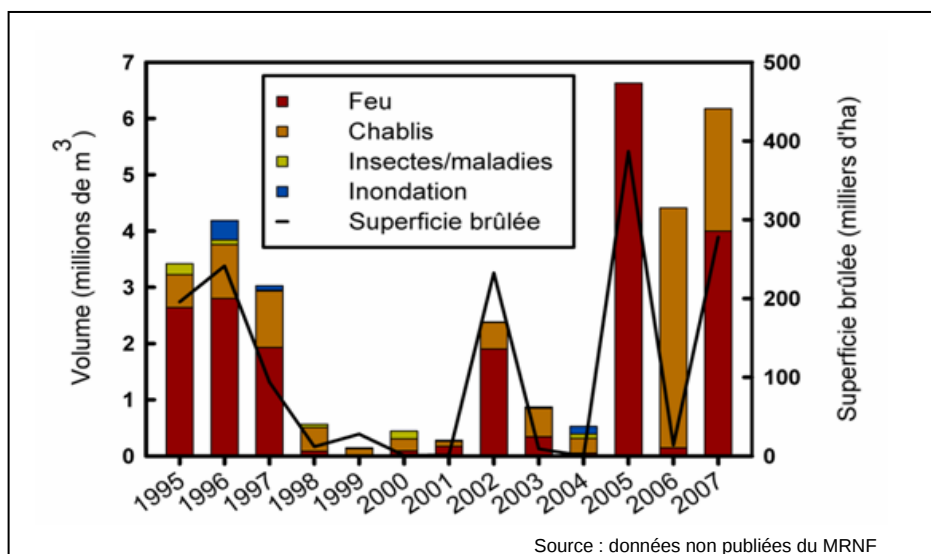


Figure 1 Volumes récoltés à la suite de quatre types de perturbations naturelles et superficie touchée par le feu de 1995 à 2007 (la récolte n'a pas nécessairement lieu l'année de la perturbation)

Étant donné que les efforts de récolte des bois brûlés sont principalement guidés par l'accès aux territoires brûlés, la nature des peuplements touchés et la demande des produits du bois, il est plausible que ce type d'intervention garde ou prenne de l'importance au cours des années à venir, notamment en raison de l'expansion de la récolte vers des régions forestières où les feux sont généralement plus fréquents (Chabot et autres, 2009) ainsi que du développement du réseau routier permettant un meilleur accès à ces territoires (Nappi, Drapeau et Savard, 2004). De plus, sans une prise en compte adéquate des risques d'incendie dans le calcul de la possibilité forestière, le taux actuel de coupe ne pourra être soutenu que par une maîtrise accrue des incendies forestiers, ce qui n'est pas acquis, ou par une intensification de la récolte dans les forêts brûlées, ce qui n'est pas sans susciter des appréhensions quant au respect des principes de l'aménagement durable des forêts (Le Goff et autres, 2005; Bergeron et autres, 2006).



2. Les enjeux

La récolte dans les forêts brûlées soulève plusieurs enjeux environnementaux, économiques et sociaux. Actuellement, la récolte des bois brûlés est menée avec la préoccupation première de minimiser la perte de matière ligneuse touchée par le feu, tout en respectant des normes minimales d'intervention. Parce que les feux de forêt sont souvent perçus comme des « désastres naturels » n'ayant, par conséquent, que des effets négatifs, et parce que la récolte dans les forêts brûlées est une pratique dont les effets sur l'écosystème sont méconnus, la récolte actuelle des bois brûlés n'est



souvent associée à aucune stratégie d'aménagement permettant d'assurer le maintien des processus et des attributs clés des forêts brûlées (Beschta et autres, 2004; Lindenmayer et autres, 2004 et 2008; Noss et Lindenmayer, 2006).

Sur le plan environnemental, de plus en plus de travaux démontrent l'importance des forêts brûlées pour le maintien de la biodiversité forestière et l'effet de la récolte des forêts après les feux sur le maintien de l'intégrité écologique (Lindenmayer, Burton et Franklin, 2008). En effet, les forêts brûlées font partie intégrante de l'écosystème boréal et offrent des conditions uniques qui se distinguent à la fois de celles présentes aux stades plus avancés de la succession forestière et de celles créées par la coupe (Lecomte et autres, 2006; Chabot et autres, 2009). Entre autres, le feu consomme une partie plus ou moins importante de la matière organique au sol, favorise le recyclage rapide des éléments nutritifs et crée une diversité d'éléments structuraux dans le paysage, dont une forte abondance de bois mort. Ces conditions sont souvent favorables à la végétation pionnière, à plusieurs espèces de plantes ainsi qu'à plusieurs espèces d'invertébrés, de mammifères et d'oiseaux, en particulier celles associées au bois mort. En réduisant les attributs clés et en modifiant les conditions créées par le feu, la récolte dans les forêts brûlées constitue une deuxième perturbation en rafale qui peut entraîner à court, moyen et long terme des répercussions anthropiques importantes qui se superposent aux effets du feu.

Sur les plans social et économique, la récolte des bois brûlés peut avoir des conséquences considérables sur les activités forestières. Bien qu'à court terme le feu contribue au maintien ou à une augmentation des activités économiques d'une région, cela implique également, pour les compagnies forestières, une réorganisation de leur planification, ce qui entraîne des coûts supplémentaires. De plus, les activités de récolte des bois endommagés par le feu sont souvent effectuées dans des délais courts en raison de la baisse de valeur des produits du bois, une conséquence des dommages causés par les insectes xylophages et des fentes résultant de la baisse rapide du taux d'humidité dans les arbres brûlés. Les plans spéciaux d'aménagement doivent donc être produits rapidement par les gestionnaires, ce qui laisse peu de temps pour la

prise en compte des préoccupations économiques, environnementales et sociales lors de leur préparation.

Dans ce contexte, il importe qu'une réflexion soit menée *a priori* afin de définir les principaux enjeux que soulève la récolte dans les forêts brûlées et de les prendre en compte dans le développement d'une stratégie permettant de guider les activités de récolte. Cette section présente les principaux enjeux liés à la récolte des bois brûlés. La détermination de ces enjeux a été réalisée en examinant les effets du feu et de la récolte dans les forêts brûlées sur diverses composantes de l'écosystème brûlé (par exemple, sur la végétation, les sols et la faune). Parce qu'il existe encore peu d'études permettant de quantifier directement les effets de la récolte dans les forêts après un feu (voir synthèse de McIver et Starr, 2000 ainsi que Lindenmayer, Burton et Franklin, 2008), une mise en contexte des effets du feu est présentée de manière à mieux comprendre les effets mesurés ou appréhendés de la récolte dans les forêts brûlées. Cette section n'est pas une revue exhaustive du sujet. Elle vise à exposer les principaux enjeux à l'aide d'exemples concrets, en mettant l'accent sur la forêt boréale québécoise. Une attention particulière a été portée à la définition des enjeux environnementaux. Un aperçu des considérations économiques et sociales est également présenté dans l'optique de fournir une base de réflexion quant à leur détermination éventuelle.

Les enjeux présentés ci-après reposent sur les connaissances actuelles et générales quant aux effets du feu et de la récolte dans les forêts brûlées. Cependant, une analyse des enjeux devra être menée à l'échelle provinciale et régionale afin de décrire l'état de la situation à leur égard et d'établir ceux qui devraient être pris en compte prioritairement.

2.1 Biodiversité

2.1.1 Maintien de forêts brûlées

Le feu fait partie de la dynamique naturelle des écosystèmes boréaux depuis des millénaires. Les populations animales et végétales se sont adaptées au feu ainsi qu'aux changements à court et long terme induits par cette perturbation. Les feux, surtout lorsqu'ils sont graves, réduisent considérablement le couvert forestier en causant la mort d'un grand nombre d'arbres et en éliminant temporairement la végétation arbustive. En altérant la structure de l'habitat, le feu influence les conditions d'établissement pour la végétation et les conditions d'alimentation, de déplacement, de reproduction et d'abris pour la faune (Brown et Smith, 2000; Smith, 2000). Cela entraîne généralement une réorganisation des communautés, certaines espèces étant



Les forêts brûlées sont caractérisées par une forte abondance de bois mort (a) ainsi que par une ouverture importante du couvert arborescent et arbustif (b). Ces conditions d'habitat diffèrent des forêts non brûlées et sont favorables à plusieurs espèces de plantes, d'invertébrés et de vertébrés.

favorisées au détriment de certaines autres. Plus le feu est grave, plus les changements dans la structure de l'habitat et dans la réponse des organismes sont marqués et durables (Smith, 2000).

En forêt boréale, les assemblages d'espèces qui occupent ces habitats sont souvent distincts de ceux occupant les forêts non brûlées, récoltées (et non brûlées) ou récoltées après feu. Ces différences ont été documentées pour la végétation (Nguyen-Xuan et autres, 2000; Purdon, Brais et Bergeron, 2004) ainsi que pour plusieurs groupes fauniques, notamment les coléoptères (Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004a; Saint-Germain et autres, 2005), les araignées (Buddle, Spence et Langor, 2000; Larrivée, Fahrig et Drapeau, 2005), les oiseaux (Hutto, 1995; Morissette et autres, 2002) et les mammifères (Crête et autres, 1995; Smith, 2000). Selon certaines études comparant les effets du feu et de la coupe, ces différences sont particulièrement importantes dans les premières années qui suivent la perturbation, pour graduellement s'atténuer sur un horizon d'une trentaine d'années (Hobson et Schieck, 1999; Buddle, Spence et Langor, 2000; Simon et autres, 2002).

2.1.1.1 Effets du feu sur la végétation

Une des distinctions marquantes des forêts brûlées par rapport aux autres types forestiers est la forte disponibilité du bois mort résultant du feu, en particulier lorsqu'il est grave (Pedlar et autres, 2002; Drapeau et autres, 2002; Harper et autres, 2005). Les superficies touchées par les feux au fil des années contribuent de façon importante à l'abondance du bois mort à l'échelle régionale. Le bois mort, qu'il soit de différentes essences, debout ou au sol, peu ou fortement dégradé, représente un élément clé de la biodiversité des écosystèmes forestiers (Laudenslayer et autres, 2002; Crête et autres, 2004; Vallauri et autres, 2005). De plus, il contribue, à différents stades de la dynamique forestière, à la complexité structurale des peuplements.

La succession forestière après feu est fortement tributaire de la gravité du feu dans la cime des arbres et au sol ainsi que des caractéristiques des peuplements et des stations. Lorsqu'il est grave, le feu amorce la succession forestière en brûlant une partie importante de la végétation, de même qu'une partie plus ou moins importante de la matière organique au sol, en réduisant ou en éliminant la compétition, en augmentant le potentiel hydrogène (pH) et en rendant disponibles les éléments nutritifs en grandes concentrations (Brown et Smith, 2000; Neary, Ryan et DeBano, 2005). Cela entraîne des changements importants dans la composition des espèces vasculaires et invasculaires après feu et plusieurs espèces sont nettement favorisées par les nouvelles conditions créées par le feu (Nguyen-Xuan et autres, 2000; Purdon, Brais et Bergeron, 2004). Certaines essences sont mieux adaptées que d'autres au passage du feu (Doyon, 2002; Payette, 2002; Chabot et autres, 2009). En forêt boréale, le pin gris, l'épinette noire et le peuplier faux-tremble sont des espèces adaptées au feu qui s'établissent dans les premières années après la perturbation (St-Pierre, Gagnon et Bellefleur, 1992; Greene et autres, 1999). Le pin gris et l'épinette noire possèdent respectivement des cônes sérotineux et semi-sérotineux qui s'ouvrent lorsqu'ils sont exposés à une chaleur intense, alors que le peuplier se régénère principalement de façon végétative (Gauthier, Bergeron et Simon, 1993; Gauthier, Bergeron et Simon, 1996; Greene et autres, 1999). L'épinette noire, l'espèce la plus souvent rencontrée en forêt boréale, est toutefois plus sensible que le pin gris aux conditions qui conduisent au succès de sa régénération, en particulier en regard de la production de semences viables et des conditions qui favorisent la germination et la survie des plants.

2.1.1.2 Effets du feu sur la faune invertébrée

Après un feu, plusieurs espèces d'invertébrés sont favorisées par l'abondance d'arbres récemment morts et de débris ligneux, la réduction du couvert forestier, l'augmentation de la température au sol et la réduction de la compétition (Ahnlund et Lindhe, 1992; Wikars, 1992 et 1997; Buddle, Spence et Langor, 2000; Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004a et 2004b; Larrivée, Fahrig et Drapeau, 2005). Certaines espèces pyrophiles (espèces fortement associées au feu) possèdent d'ailleurs des mécanismes sensoriels leur permettant de détecter des feux parfois éloignés de plusieurs kilomètres à partir des composés volatiles et des ondes infrarouges qui en émanent (Evans, 1966; Schütz et autres, 1999; Schmitz, Schmitz et Bleckmann, 2000; Suckling et autres, 2001).



Plusieurs espèces d'insectes saproxyliques (c'est-à-dire qui dépendent du bois mort) utilisent les forêts brûlées pour accomplir leur cycle vital, dont le longicorne noir *Monochamus scutellatus*, une espèce abondante au cours des premières années après feu.



Arhopalus foveicollis est une insecte qui utilise le bois récemment mort, mais que l'on peut aussi trouver dans les brûls plus de 10 ans après le feu.

En forêt boréale québécoise, Saint-Germain, Drapeau et Hébert (2004a) ont étudié et comparé les assemblages de coléoptères dans des forêts récemment incendiées (un et deux ans après feu) et dans des sites témoins non brûlés. Dans leur étude, plus d'une quarantaine d'espèces n'ont été trouvées que dans les peuplements brûlés. Les communautés d'insectes des forêts brûlées sont en grande partie composées d'espèces saproxyliques, c'est-à-dire d'espèces associées au bois mort (sur pied ou au sol) et aux champignons arboricoles, ainsi que d'espèces prédatrices subcorticales (vivant sous l'écorce) (Ahnlund et Lindhe, 1992; Wikars, 1992 et 1997; Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004a).

La forte abondance d'arbres récemment morts et de haute qualité nutritive (arbres en croissance au moment de leur mort) est particulièrement favorable aux espèces xylophages (Cerambycidae, Scolytinae, Buprestidae) qui utilisent le bois mort afin d'accomplir leur cycle vital (Werner, 2002; Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004b). Les longicornes du genre *Monochamus* sont spécialement connus pour les galeries qu'ils creusent dans le tronc des arbres et pour la baisse de valeur commerciale des produits du bois qui en résulte (Gardiner, 1957; Ross, 1960). Cependant, cette guildes d'insectes comporte

également d'autres espèces moins connues. Dans une expérience menée sur des troncs d'épinette noire provenant de forêts récemment brûlées, Saint-Germain, Drapeau et Hébert (2004b) ont relevé une quinzaine d'espèces de coléoptères xylophages durant les deux premières années après le feu. Étant donné la spécialisation de certaines espèces quant à certaines essences, la diversité des espèces dépend en partie de la composition des

peuplements et peut être encore plus élevée lorsque plusieurs essences sont présentes (Gardiner, 1957). La dégradation et la chute des arbres au sol ainsi que l'augmentation de la complexité structurale au sol entraînent un changement graduel dans la composition des assemblages d'espèces d'invertébrés (Wikars, 1992; Buddle, Spence et Langor, 2000; Boulanger et Sirois, 2007; Nappi et autres, 2010). Certaines espèces xylophages comme *Arhopalus foveicollis* sont encore abondantes dans certains brûlis plus de dix ans après le feu (Nappi et autres, 2010).

2.1.1.3 Effets du feu sur les oiseaux

Plusieurs études sur l'avifaune ont permis de documenter les différences d'assemblages d'oiseaux entre, d'une part, les forêts brûlées et, d'autre part, les forêts non brûlées ou celles qui ont fait l'objet de récoltes (à la suite d'un feu ou non) (Hutto, 1995; Hobson et Schieck, 1999; Imbeau, Savard et Gagnon, 1999; Smith, 2000; Morissette et autres, 2002). De façon générale, le feu crée des conditions particulièrement favorables aux espèces insectivores et granivores ainsi qu'à plusieurs espèces associées au bois mort (Hutto, 1995; Murphy et Lehnhausen, 1998; Morissette et autres, 2002; Hoyt et Hannon, 2002). Les arbres tués par le feu sont notamment utilisés par plusieurs espèces de pics (ex. : pic à dos noir, pic à dos rayé, pic chevelu) comme substrat alimentaire en raison de l'abondance d'insectes xylophages qu'ils contiennent (Murphy et Lehnhausen, 1998; Nappi et autres, 2003; Nappi, 2009).



Plusieurs espèces d'oiseaux nichent dans les forêts brûlées : a) Pic à dos noir apportant une larve d'insecte à son nid. Cette espèce est l'une des plus abondantes dans les forêts récemment brûlées; b) Merle bleu de l'Est. Cet oiseau cavicole utilise les cavités excavées par le pic à dos noir pour nicher dans les forêts brûlées; c) Engoulevent d'Amérique. Cette espèce en situation précaire niche au sol dans les parterres brûlés.

Les cavités excavées par ces pics seront utilisées pendant plusieurs années comme sites de nidification ou gîtes par plusieurs espèces d'oiseaux (ex. : merle bleu de l'est, hirondelle bicolor) et de mammifères (Saab, Dudley et Thompson, 2004). Les chicots présents dans ces milieux ouverts peuvent également servir de perchoirs pour les espèces insectivores (ex. : moucherolles) qui s'alimentent en vol ainsi que pour les rapaces (ex. : chouette épervière, buse à queue rousse) qui se nourrissent dans les parterres brûlés (Smith, 2000; Hannah et Hoyt, 2004). Plusieurs espèces granivores (ex. : junco ardoisé) tirent également profit des graines rendues disponibles par l'ouverture des cônes après le passage du feu.

Les changements graduels de la structure forestière, notamment la chute et la décomposition des arbres morts ainsi que la reprise arbustive, entraîneront des changements continuels dans les assemblages d'espèces. Certaines espèces sont abondantes durant les premières années après la perturbation alors que d'autres, telles que les espèces associées aux strates

arbustives, atteignent de fortes abondances que plus tard dans la succession (Raphael, Morrison et Yoder-Williams, 1989; Imbeau, Savard et Gagnon, 1999; Smucker, Hutto et Steele, 2005; Schieck et Song, 2006).

2.1.1.4 Effets du feu sur les mammifères

L'occupation des forêts brûlées par les mammifères dépend à la fois de l'abondance de la nourriture et du couvert forestier. De façon générale, l'abondance des petits mammifères sera fortement liée à la complexité de la végétation au sol, qui est elle-même influencée par la gravité du feu, le temps depuis la perturbation et l'abondance de débris ligneux (Crête et autres, 1995; Greenberg, 2002; Simon et autres, 2002). Bien que l'abondance et la diversité des petits mammifères décroissent généralement immédiatement après un feu, la reprise de la végétation, jumelée à l'accumulation des débris ligneux au sol dans les années qui suivent le feu (par exemple, de 10 à 20 ans après le feu), favorise plusieurs espèces qui dépendent fortement du couvert et de la nourriture fournie par une végétation plus dense (Krefting et Ahlgren, 1974; Simon et autres, 1998; Smith, 2000). Cependant, certaines espèces, telles que la souris sylvestre et l'écureuil roux, font une utilisation abondante des forêts récemment brûlées en raison de la forte disponibilité de graines après feu (Sims et Buckner, 1973; Krefting et Ahlgren, 1974; Martell, 1984; Crête et autres, 1995; Sullivan, Lautenschlager et Wagner, 1999).

Selon l'abondance de petits mammifères, les forêts brûlées peuvent également constituer des sites de chasse pour plusieurs mammifères et oiseaux prédateurs. Bien que la martre d'Amérique soit généralement associée aux habitats présentant un certain couvert fermé, il a été démontré qu'elle peut utiliser les forêts brûlées comme sites de chasse, principalement en raison de la forte disponibilité de proies (Koehler et Hornocker, 1977; Paragi et autres, 1996). Par ailleurs, l'augmentation de la productivité, de la disponibilité et de la qualité nutritive de la végétation au sol est favorable à plusieurs gros mammifères (Gasaway et Dubois, 1985; Smith, 2000). Dans le nord du Québec, Crête et autres (1995) ont observé une plus forte abondance d'ours et d'orignaux dans les forêts récemment brûlées que dans les brûlis plus âgés ou les forêts non brûlées. La présence des ours est fortement liée à l'abondance de petits fruits, une composante importante de la diète de l'espèce (Boileau, Crête et Huot, 1994), alors que celle des orignaux s'explique par la forte régénération des feuillus (Crête et Jordan, 1981).

2.1.1.5 Effets de la récolte dans les forêts brûlées

La synthèse qui précède sur les effets du feu démontre clairement que le feu ne constitue pas un désastre naturel, tel qu'il est souvent perçu, mais qu'il entraîne plutôt une réorganisation des assemblages d'espèces végétales et animales, certaines étant favorisées au détriment de certaines autres. Par conséquent, en modifiant les nouvelles conditions créées par le feu, la récolte dans les forêts brûlées modifie inévitablement les conditions qui influencent certaines espèces à court, moyen et plus long terme. Les effets de la récolte peuvent être groupés en deux catégories : 1) les effets directement liés à la coupe (ex. : passage de la machinerie, compaction du sol); 2) les effets structuraux liés à l'élimination de la végétation (McIver et Starr, 2000).

La végétation semble être influencée par ces deux types d'effet. Par exemple, il a été démontré que le passage de la machinerie lors de la récolte peut directement détruire une partie de la végétation établie après feu (Purdon et autres, 2002; Purdon, Brais et Bergeron 2004; Fraser, Landhäusser et Lieffers, 2004; Kurulok et Macdonald, 2004). Dans ces cas, la perturbation se limite principalement aux sentiers de coupe. Cependant, la récolte peut également influencer indirectement les conditions qui favorisent la croissance de certaines espèces. Par exemple,

Purdon, Brais et Bergeron (2004) ont démontré que les forêts brûlées qui ont fait l'objet de récoltes supportaient des espèces de plantes normalement associées à des habitats plus xériques, des résultats qui suggèrent que la récolte entraînerait un assèchement plus rapide des sols. Ces conditions plus sèches ont également été désignées comme une des causes potentielles de la plus faible régénération de l'épinette noire dans les sites brûlés où les bois ont été récoltés (Noël, 2001; Greene et autres, 2006). Cet assèchement pourrait être lié, entre autres, à une réduction à la fois de la végétation au sol et des arbres (vivants et morts debout) qui fournissent normalement de l'ombre et protègent du vent. De surcroît, bien qu'ils soient morts, les arbres brûlés portent des réserves importantes de graines. Leur retrait rapide des superficies incendiées peut venir court-circuiter le processus de régénération des peuplements, notamment en ce qui a trait à l'épinette noire et, dans une moindre mesure, au pin gris. Les peuplements qui se régénèrent ont alors tendance à être dominés par le peuplier faux-tremble, moins sensible à cette pratique (Greene et autres, 2006; Noël, 2001). Bien qu'elle puisse permettre d'atténuer ces effets, la coupe menée en hiver n'est pas sans conséquence et il a été démontré qu'elle peut également influencer la biomasse et la composition de la végétation (Sexton, non publié, cité dans McIver et Starr, 2000).

Les communautés animales sont quant à elles principalement influencées par la composition et la structure de l'habitat. À ce titre, la récolte dans les forêts brûlées engendre des changements qui peuvent être aussi, sinon plus importants, que ceux du feu lui-même. L'étude de Morissette et autres (2002) fournit un exemple intéressant des effets combinés du feu et de la récolte après feu sur la faune aviaire. En comparant des forêts non brûlées, des forêts brûlées et des forêts ayant fait l'objet de récoltes après un feu, ces auteurs ont démontré que la récolte des bois brûlés (comparativement à la forêt brûlée non récoltée) entraînait des changements aussi, sinon plus marqués, que le feu (comparativement aux forêts vertes). La récolte dans les forêts brûlées modifiait considérablement la composition en espèces d'oiseaux en réduisant notamment l'abondance des espèces résidentes, des espèces insectivores, des espèces nichant dans les cavités ainsi que de celles nichant dans la canopée. Le groupe d'espèces moins sensibles à la récolte après feu était composé d'espèces généralistes et omnivores de même que d'espèces nichant au sol ou dans la strate arbustive.

Un des effets majeurs de la récolte après feu est évidemment la réduction considérable des arbres brûlés de gros diamètre, un attribut clé de la biodiversité des forêts brûlées et essentiel aux espèces dépendantes des arbres morts. Les insectes xylophages colonisent davantage les arbres brûlés de gros diamètre et qui étaient en bonne condition avant le feu (Nappi et autres, 2003; Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004b). Cela serait lié à la plus grande épaisseur du phloème chez les arbres matures, qui augmenterait la performance des insectes, ainsi qu'à l'épaisseur de l'écorce qui préviendrait la dessiccation (Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004b). Ces arbres constituent, par le fait même, des arbres d'intérêt faunique pour l'alimentation des pics, qui se nourrissent de ces insectes alors qu'ils sont au stade larvaire (Murphy et Lehnhausen, 1998; Nappi et autres, 2003). Dans une étude menée en forêt boréale québécoise, Nappi (2009) a démontré que les conifères (épinettes, pins et mélèzes) de plus de 10 cm de diamètre et peu dégradés sont particulièrement importants pour l'alimentation des pics, alors que les conifères et les feuillus de plus de 20 cm et plus dégradés sont utilisés pour la nidification. Par conséquent, les forêts brûlées plus âgées sont les plus importantes pour les organismes associés au bois mort à cause de l'abondance des arbres de gros diamètre, mais sont également les plus convoitées lors des opérations de récolte après feu. Celle-ci a inévitablement des répercussions directes sur l'abondance des espèces associées au bois mort (Saab et Dudley, 1998; Lecoure et autres, 2000). En outre, la récolte réduit également la quantité disponible de bois mort au sol à moyen terme, avec les conséquences que cela entraîne pour les espèces associées à cette structure d'habitat. Étant donné les affinités

écologiques de plusieurs espèces avec certains états de dégradation du bois mort, la récolte dans les forêts brûlées est donc susceptible d'avoir des conséquences à court et également à plus long terme.



Arbre de nidification et arbre d'alimentation typiquement sélectionnés par le pic à dos noir dans les forêts brûlées. Les arbres feuillus, de gros diamètre et dégradés, sont propices à l'excavation de cavités de nidification. Les conifères récemment morts et de plus de 10 cm de diamètre sont sélectionnés pour l'alimentation. Étant donné l'importance du diamètre des arbres pour la nidification et l'alimentation de cette espèce, l'âge de la forêt au moment du feu influence grandement la qualité des forêts brûlées.

Des études récentes ont démontré que la coupe partielle dans les peuplements brûlés permet d'atténuer les écarts entre les conditions générées par le feu et celles créées par la coupe totale après feu, et favorise certaines des espèces associées aux arbres morts (Saab et Dudley, 1998; Lecoure et autres, 2000; Haggard et Gaines, 2001; Schwab et autres, 2006). La coupe partielle maintient des arbres morts et vivants, isolés, en bandes ou en îlots de petite taille et couvrant une superficie importante d'un peuplement (ex. : 25 %, 50 %, 75 % du couvert arborescent). Ce type de coupe procure des structures d'habitat et un certain couvert pour la faune ainsi qu'une certaine forme d'hétérogénéité dans la structure actuelle et future des peuplements. Contrairement à la récolte totale des arbres après un feu, elle permet de maintenir certaines des espèces associées aux arbres morts. De plus, le maintien de bois mort et vivant sur les parterres de coupe peut influencer positivement les conditions environnementales (ombre, vent) ainsi que les propriétés du sol (rétention d'eau, éléments nutritifs), ce qui peut favoriser la régénération et aider à maintenir la productivité des sites (Brais, Paré et Ouimet, 2000; Purdon et autres, 2002; Neary, Ryan et DeBano, 2005).

2.1.1.6 Habitat pour les espèces sensibles à l'aménagement forestier

Plusieurs des espèces présentes dans les forêts brûlées sont sensibles à l'aménagement forestier. C'est le cas, en particulier, de celles qui dépendent du bois mort, un des attributs d'habitat les plus touchés par l'aménagement forestier (Imbeau, Mönkkönen et Desrochers, 2001). Parce que le feu produit une grande quantité de bois mort à l'échelle régionale, les forêts

brûlées représentent un habitat important pour plusieurs de ces espèces. De plus, les forêts brûlées possèdent des caractéristiques qui les distinguent des autres types d'habitats où l'on peut trouver une forte abondance de bois mort (ex. : vieilles forêts, forêts perturbées par les épidémies d'insectes). Par exemple, Nappi et Drapeau (2009) ont démontré que la productivité (nombre de jeunes à l'envol) du pic à dos noir dans les forêts brûlées était élevée, ce qui s'expliquerait à la fois par la forte abondance de ressources alimentaires (c'est-à-dire les insectes xylophages) et par le faible taux de prédation dans les brûlis. Tremblay (2009) n'a pas observé de différence significative dans le succès de nidification entre les forêts brûlées et les forêts non brûlées. Par contre, il a observé un nombre de jeunes à l'envol plus élevé dans les forêts brûlées. Ainsi, on peut considérer que les forêts brûlées constituent un habitat optimal parmi les types d'habitats dans lesquels cette espèce peut nicher et contribuent ainsi positivement au recrutement d'individus au sein des populations régionales (Nappi, 2009; Tremblay, 2009).

Bien qu'il soit difficile d'évaluer les effets à long terme d'une raréfaction des forêts brûlées sur les populations associées à ce type d'habitat, la Scandinavie nous fournit un exemple des conséquences de l'élimination des forêts brûlées par la suppression active et efficace des feux. Dans ces régions, plusieurs espèces associées au bois mort ainsi que plusieurs des espèces que l'on considère comme associées aux forêts brûlées et qui occupent différents stades de la succession après feu ont subi d'importants déclin au cours des dernières décennies, et plusieurs font partie de la liste rouge des espèces menacées (Ahnlund et Lindhe, 1992; Wikars, 1992 et 1997; Angelstam et Mikusinski, 1994; Jonsell, Weslien et Ehnström, 1998). Au Québec, l'intensification de la récolte dans les forêts brûlées, jumelée à un allongement des cycles de feu dans certaines régions (Flannigan et autres, 2001; Bergeron et autres, 2004), pourrait aussi conduire à une raréfaction de ce type d'habitat et contribuer au déclin de plusieurs espèces associées à ces conditions (Imbeau, Mönkkönen et Desrochers, 2001). Cependant, notre méconnaissance de la biodiversité au Québec (ex. : pour les insectes) et des tendances des populations fait en sorte qu'il est presque impossible d'obtenir un bilan fiable de l'état de la situation en regard des espèces sensibles. Finalement, il est important de mentionner que les forêts brûlées constituent un habitat de nidification pour l'engoulevent d'Amérique, un oiseau qui a un statut d'espèce vulnérable au Québec (COSEPAC, 2008).

2.1.1.7 Enjeu

La récolte dans les forêts brûlées peut entraîner une raréfaction d'un type d'habitat important pour la biodiversité. Les forêts brûlées, de différents âges, représentent des types d'habitats uniques au sein des mosaïques forestières naturelles qui contribuent de façon importante à la diversité biologique à l'échelle régionale. Ces forêts offrent des conditions favorables à de nombreuses espèces de plantes, d'invertébrés, d'oiseaux et de mammifères. Plusieurs études récentes montrent d'ailleurs que ce type d'habitat abrite des assemblages d'espèces qui se distinguent de ceux trouvés dans les forêts non brûlées, dans les forêts coupées ainsi que dans les forêts brûlées ayant fait l'objet de récoltes, et ce, pendant plusieurs années après le feu. Les brûlis récents constituent, en particulier, un habitat important pour les populations d'espèces qui dépendent des arbres morts, une composante importante de la biodiversité en forêt boréale et qui est l'une des plus vulnérables relativement à l'aménagement forestier. La récolte des bois brûlés modifie de façon majeure ces habitats et crée des conditions qui s'éloignent largement de celles naturellement créées par le feu, et ce, à court, moyen et long terme. Bien que plusieurs stratégies d'aménagement s'inspirant des perturbations naturelles aient été proposées afin de favoriser le maintien de l'intégrité écologique à l'échelle régionale, aucune ne permet de recréer l'ensemble des conditions naturelles créées par le feu. Par conséquent, le maintien de forêts brûlées, de ses attributs clés

et de ses fonctions constitue un élément incontournable pour le maintien de l'intégrité écologique des écosystèmes forestiers.

2.1.2 Hétérogénéité des forêts brûlées

Contrairement à une certaine perception que les feux sont généralement graves et qu'ils créent des habitats relativement homogènes, il est démontré qu'ils peuvent produire une grande diversité de conditions (Bergeron et autres, 2002; Schmiegelow et autres, 2006). Cette hétérogénéité est causée, d'une part, par la gravité variable du feu qui crée un amalgame de peuplements non brûlés et de peuplements brûlés à divers degrés. D'autre part, le feu, en particulier lorsqu'il couvre de vastes superficies, est susceptible de brûler des peuplements de composition et de structure variées. La combinaison de la gravité variable du feu et des divers types de forêts brûlées produit une diversité de conditions écologiques qui influencent fortement la composition des communautés végétales et animales présentes après feu.



Les forêts brûlées sont hétérogènes : la gravité du feu (a) peut être très variable à l'intérieur du périmètre brûlé et les peuplements brûlés (b) varient quant à leur composition et leur structure. Cette variabilité dans la gravité influence fortement les conditions d'habitat pour la faune et la flore.

2.1.2.1 Types de peuplements brûlés

La superficie, la configuration et la gravité des feux sont influencées par les conditions météorologiques avant et pendant le passage du feu (précipitations, température, vent, saison), par les contraintes physiques du territoire (topographie, eau, types de sols) ainsi que par la composition, l'âge et la structure des peuplements (Rowe et Scotter, 1973; Foster, 1983; Bergeron, 1991; Turner et autres, 1994; Kushla et Ripple, 1997; Kafka, Gauthier et Bergeron, 2001). À l'échelle d'un paysage brûlé, ces facteurs interagissent et créent une mosaïque de zones brûlées à divers degrés.

Bien que les feux en forêt boréale soient généralement considérés comme graves, plusieurs études ont démontré qu'une portion importante d'un territoire touché par le feu est constituée de superficies résiduelles non brûlées ou partiellement brûlées (Eberhart et Woodard, 1987; Kafka, Gauthier et Bergeron, 2001; Bergeron et autres, 2002; Perron 2003; Nappi et autres, 2010). La proportion de forêts résiduelles épargnées par le feu peut varier d'une très faible proportion à

près de 50 % de la superficie totale d'un feu¹. Lorsque seuls les îlots résiduels de grande taille sont considérés (par exemple, plus de 1 ha), les superficies épargnées par les feux varient généralement de 1 à 15 % (Eberhart et Woodard, 1987; Kafka, Gauthier et Bergeron, 2001; Bergeron et autres, 2002). Par exemple, dans une étude menée sur 69 feux en Alberta, Eberhart et Woodard (1987) ont démontré que le pourcentage de forêts résiduelles était d'un peu moins de 5 % pour les feux de plus de 2 000 ha. Dans une étude menée sur 35 feux (35 à 30 000 ha) au nord du lac Saint-Jean, Perron (2003) a estimé que la proportion de hautes forêts résiduelles (peuplements de 50 ans et plus) situées à l'intérieur du périmètre de l'incendie (fragments isolés) couvrait de 0 à 8 % des superficies de feu. Des pourcentages similaires, soit de 2 à 10 %, ont été obtenus lors d'une analyse de 42 feux survenus dans le nord de l'Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 1997). La proportion de forêts résiduelles augmente nettement lorsque l'on considère les « péninsules » en bordure de l'incendie (c'est-à-dire les forêts résiduelles connectées à la forêt non brûlée sur le pourtour du feu). En Ontario, les forêts résiduelles en bordure des feux couvraient de 8 à 40 % de la superficie (qui s'ajoute au 2 à 10 % de forêts non brûlées résiduelles sous forme d'îlots). En considérant à la fois les péninsules et les fragments résiduels isolés, Perron (2003) a estimé des proportions de hautes forêts résiduelles variant de 7 à 37 %.

Bien que ces îlots représentent une composante importante du paysage brûlé, l'intensité variable de l'incendie fera en sorte qu'une portion considérable des arbres ayant échappé au feu auront subsisté sous forme d'îlots de petite taille (moins de 1 ha) ou bien seront mélangés aux arbres brûlés dans des proportions variables. Au Québec, la cartographie des effets du feu produite par le MRNF tient compte de cette variabilité dans sa classification de la gravité du feu (voir annexe). Cette classification, basée sur des proportions d'arbres de différents états (verts, roussis, carbonisés debout ou renversés), permet notamment d'identifier les secteurs où l'effet de l'incendie est léger ou modéré et où il y a des arbres verts et roussis dans des proportions variables. En utilisant cette classification, Kafka, Gauthier et Bergeron (2001), Bergeron et autres (2002) et Chabot et autres (2009) ont démontré que la proportion de forêts résiduelles non brûlées est nettement plus élevée lorsque l'on inclut les superficies brûlées partiellement (mélange d'arbres verts et roussis). Bergeron et autres (2002) ont examiné les patrons de brûlage de 16 feux qui ont sévi en 1995 et 1996 au Québec, deux années qui diffèrent quant à leur gravité globale (1995 étant une année où les feux étaient généralement plus graves qu'en 1996). Alors que les superficies légèrement brûlées occupaient généralement de 10 à 30 % du territoire brûlé en 1995, cette proportion était de plus de 40 % pour les feux en 1996. Une analyse de 837 feux qui ont eu lieu au Québec de 1986 à 2007 a confirmé que les zones partiellement brûlées occupent, en moyenne, près de 40 % de la proportion des superficies brûlées (Chabot et autres, 2009).

Cette variabilité dans la gravité de l'incendie créée par l'amalgame d'arbres brûlés et verts à l'échelle du peuplement se reflète également à l'échelle de chacun des arbres endommagés par le feu (Nappi et autres, 2003; Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004b; Nappi et autres, 2010). Dans les cas d'une superficie gravement brûlée, les arbres sont carbonisés sur une plus grande partie du tronc, les aiguilles et les branches fines sont consumées et, dans certaines circonstances, les arbres sont renversés. À l'opposé, certains arbres ne seront que partiellement brûlés à la base du tronc, sur l'écorce, ou seront simplement touchés par la chaleur excessive dégagée par le feu, ce qui entraînera le roussissement des aiguilles. Les arbres qui succomberont conservent généralement leurs aiguilles brûlées dans les semaines qui suivent l'incendie et prendront l'aspect d'arbres roussis. Bien qu'elle ne permette pas de distinguer l'ensemble de la variabilité de la gravité des dommages sur le tronc, l'évaluation

1. Il est à noter que l'estimation de ces proportions est tributaire de la méthodologie et de la résolution employées.

produite par le MRNF permet néanmoins de distinguer ces arbres roussis des arbres plus fortement brûlés (carbonisés ou renversés). Bien qu'une partie des arbres endommagés légèrement par le feu soit susceptible de succomber au fil du temps (Harrington 1993; Nappi et autres, 2010), il n'existe actuellement que peu de données permettant de quantifier l'importance de ce processus pour les essences boréales.

2.1.2.2 Effets des caractéristiques des peuplements brûlés sur la faune et la végétation

La gravité du feu entraîne une variabilité de conditions d'habitat après feu qui s'exprime par la proportion d'arbres morts, le degré de carbonisation des arbres, la réduction du couvert forestier ainsi que la combustion de la matière organique au sol. Cette variabilité a un effet important sur la diversité, l'abondance et la composition en espèces végétales et animales présentes à la suite du feu (Buddle, Spence et Langor, 2000; Purdon, Brais et Bergeron, 2004; Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004b; Smucker, Hutto et Steele, 2005; Larrivée, Fahrig et Drapeau, 2005).

Tout d'abord, en plus de contribuer à l'hétérogénéité à court et à long terme de la mosaïque forestière, les superficies non brûlées peuvent jouer un rôle important de refuge, d'abri et de corridor pour les espèces associées aux forêts denses et matures. Dans le paysage brûlé, ces forêts peuvent notamment servir de sources pour la recolonisation par la faune et la flore des parterres en régénération (Galipeau, Kneeshaw et Bergeron, 1997; Greene et Johnson, 2000). Outre les îlots de grande taille, les arbres non brûlés présents dans la matrice brûlée peuvent également contribuer au maintien de certaines espèces moins tolérantes aux conditions créées par le feu (Morissette et autres, 2002; Smucker, Hutto et Steele, 2005). Dans une étude menée dans l'Ouest américain, Smucker, Hutto et Steele (2005) ont démontré que plusieurs espèces d'oiseaux répondaient différemment à la gravité du feu. Par exemple, l'abondance d'espèces reconnues pour être associées au feu (ex. : pic chevelu, pic flamboyant, moucherolle à côté olive) n'augmentait de façon significative que dans les zones fortement brûlées. De la même façon, d'autres espèces répondaient significativement (positivement ou négativement) que dans les sites brûlés modérément ou légèrement. Ces résultats illustrent bien que chaque espèce répond différemment à l'éventail des conditions produites par la gravité variable des feux. Par exemple, certaines espèces peuvent à la fois tirer profit d'une augmentation des ressources alimentaires (graines, insectes) après feu tout en bénéficiant d'un couvert non brûlé résiduel pour s'abriter ou nicher, une combinaison de facteurs qui varie proportionnellement à la gravité du feu.

Cette variabilité dans la réponse des organismes a également été observée pour la végétation. Dans une étude menée au Québec, Purdon, Brais et Bergeron (2004) ont examiné l'effet de la gravité du feu sur les communautés végétales en tenant compte de la composition des peuplements avant feu (feuillus, mixtes et résineux). Bien que les communautés végétales dans les sites brûlés soient fortement influencées par la composition du peuplement brûlé, cette divergence s'atténue avec l'augmentation de la gravité. Dans une étude menée dans les mêmes sites, Greene et autres (2004) ont démontré que la gravité a un effet positif sur la régénération des résineux, en particulier pour le pin gris.

À l'échelle de l'arbre, la gravité de l'incendie peut avoir un effet important sur son utilisation par la faune. De façon générale, un incendie de gravité élevée engendrera des conditions de dessiccation défavorables à la plupart des insectes xylophages (Ross, 1960; Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004b). Cependant, ces effets seraient vraisemblablement plus prononcés pour les épinettes et sapins que pour les pins (Gardiner, 1957; Ross, 1960), probablement en raison de la plus grande épaisseur de l'écorce chez ces derniers. En influençant l'abondance

des insectes xylophages, la gravité influencera également la qualité des arbres brûlés comme arbres d'alimentation pour les pics (Nappi et autres, 2003; Nappi, 2009; Nappi et autres, 2010).

2.1.2.3 Effets de la récolte dans les forêts brûlées

La récolte après feu peut réduire ou altérer la diversité des conditions qui seraient généralement présentes sans intervention. Tout d'abord, la coupe de récupération peut entraîner une certaine homogénéisation des conditions présentes au sein même des parterres récupérés, ce qui peut se refléter notamment par une simplification des communautés végétales et animales. Par exemple, Purdon, Brais et Bergeron (2004) ont démontré que les forêts dont le bois avait été récolté après feu présentaient une végétation de sous-bois nettement moins riche, moins abondante et moins diversifiée que les forêts brûlées témoins. Bien que la composition en espèces dans les forêts dont le bois avait été récolté après feu faisait encore partie de l'étendue de variabilité naturelle du feu, elle était beaucoup plus homogène que celle des forêts brûlées non récoltées, plus typique des sites gravement brûlés, et n'était représentée que par quelques espèces typiques de milieux plus xériques. Dans l'étude de Morissette et autres (2002) sur la faune aviaire, la composition en espèces dans les forêts dont le bois avait été récolté après un feu était à la fois à l'extérieur de l'étendue de la variabilité naturelle du feu et plus homogène en raison de la faible hétérogénéité de la végétation résiduelle.

La récolte à la suite d'un feu est susceptible de laisser en place des forêts résiduelles qui ne sont pas représentatives de celles qui étaient présentes avant l'intervention. Parce que la récolte est orientée principalement vers les peuplements matures, la forêt résiduelle peut être, par exemple, composée essentiellement de sites improductifs (ex. : tourbières, dénudés secs) ou de forêts immatures avant feu. De la même façon, une récolte visant certaines classes de gravité influencera la représentativité des forêts résiduelles. De plus, certains types de peuplements sont moins susceptibles d'être récoltés en raison de leur nature (ex. : composition, volume), de diverses contraintes opérationnelles (ex. : relief accidenté, absence de réseau routier) et de leur répartition au sein du brûlis.

Par ailleurs, il n'existe actuellement pas de directives claires provenant du MRNF quant à la récolte des arbres encore vivants dans les limites d'un feu. Bien que le maintien de grands îlots non brûlés ait été pris en considération dans certains plans spéciaux d'aménagement, il faut se rappeler qu'une partie importante des superficies épargnées par le feu est constituée d'îlots de petite taille ou d'arbres verts dispersés dans la matrice brûlée. L'élimination de ces legs biologiques augmente inévitablement les écarts entre les conditions créées par le feu seul et celles créées par le feu suivi de la récolte.

2.1.2.4 Enjeu

La récolte dans les forêts brûlées peut entraîner une diminution de la diversité des conditions normalement présentes après un feu. Les forêts brûlées présentent une grande variabilité de conditions, tant par la composition, l'âge et la densité des peuplements touchés par le feu que par leur gravité. Notamment, d'importantes superficies épargnées ou brûlées partiellement contribuent à l'hétérogénéité de la mosaïque forestière et peuvent jouer un rôle important de refuge et de corridor pour les espèces moins tolérantes aux conditions après feu ainsi que de sources pour la recolonisation par la faune et la flore des parterres en régénération. En outre, la combinaison de la gravité variable du feu et des divers types de forêts perturbées entraîne une diversité de conditions écologiques qui influencent fortement les communautés végétales et animales présentes après feu. La récolte après feu est susceptible de ne pas maintenir cette variabilité naturelle en ne ciblant que certains types de peuplements.

2.1.3 Répartition des forêts brûlées et non brûlées

2.1.3.1 Éléments de répartition importants pour la flore et la faune

La répartition des forêts brûlées et non brûlées dans un paysage perturbé par le feu a une grande importance sur la distribution et l'abondance de certaines espèces. Tout d'abord, l'abondance et la localisation des forêts non brûlées peuvent influencer la présence à court et à long terme de plusieurs espèces. Les forêts non brûlées constituent des sources permettant la recolonisation du parterre brûlé par les organismes qui ont une faible capacité de dispersion tels les lichens et les bryophytes épiphytiques, ainsi que les essences qui ne se régénèrent pas végétativement ou dont les semences sont détruites par le feu, comme l'épinette blanche ou le sapin baumier (Galipeau, Kneeshaw et Bergeron, 1997; Greene et Johnson, 2000). Pour ces espèces, la recolonisation est donc facilitée lorsque la distance par rapport aux superficies non brûlées est faible, soit de l'ordre de moins de 200 m de la bordure (Eberhart et Woodard, 1987; Galipeau, Kneeshaw et Bergeron, 1997; Greene et Johnson, 2000; Kafka, Gauthier et Bergeron, 2001). Par ailleurs, certaines espèces animales utilisent les milieux en régénération à condition qu'ils soient à proximité de forêts non brûlées, lesquelles offrent un bon couvert de protection et un bon habitat hivernal. C'est le cas notamment de la martre d'Amérique et de l'orignal (Koehler et Hornocker, 1977; Gasaway et Dubois, 1985; Potvin, Courtois et Bélanger, 1999; Potvin, Bélanger et Lowell, 2000; Courtois et autres, 2002). Dans le cas des orignaux, par exemple, l'activité alimentaire serait réduite au-delà de 200 m de la bordure des forêts résiduelles (LeResche, Bishop et Coady, 1974; Euler, 1981). Par conséquent, une proportion élevée et une bonne répartition des forêts non brûlées peuvent favoriser la fréquentation des parterres en régénération par ces espèces.

Les zones de juxtaposition des forêts brûlées et des forêts vertes semblent offrir des conditions particulièrement adéquates à plusieurs espèces. Il est d'ailleurs intéressant de noter que ces zones de juxtaposition occupent généralement une portion importante du territoire brûlé. Dans leur étude menée sur 69 feux, Eberhart et Woodard (1987) ont démontré qu'une portion importante des parterres brûlés se trouvait à proximité de la bordure du feu ou des superficies résiduelles non brûlées de plus d'un hectare (par exemple, de 31 à 83 % des secteurs brûlés sont situés à moins de 100 m de forêts non brûlées; 53 à 100 % à moins de 200 m; 86 à 100 % à moins de 500 m). La juxtaposition de forêts brûlées et non brûlées peut notamment être favorable à plusieurs espèces d'oiseaux nichant dans les forêts vertes, mais s'alimentant dans les forêts brûlées (Morissette et autres, 2002; Smucker, Hutto et Steele, 2005). Pour les insectes xylophages, les secteurs brûlés en périphérie des feux semblent constituer un habitat de plus grande qualité. Dans une étude menée en Alaska, Werner (2002) a trouvé une abondance et une diversité plus grande d'espèces xylophages (Cerambycidae, Scolytidae, Buprestidae) dans les zones situées en périphérie des feux, comparativement aux secteurs situés à l'intérieur des zones brûlées. Ces zones étaient également utilisées sur une plus longue période, en particulier par les scolytes (Werner, 2002). Ces zones sont souvent composées d'arbres moins gravement brûlés qui sont plus propices à la survie de ces insectes (Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004b). De plus, il est probable que le recrutement d'arbres morts se fasse sur une plus longue période en raison d'une mortalité plus graduelle des arbres légèrement touchés par le feu, ce qui permettrait de maintenir, à long terme, des conditions adéquates pour les insectes saproxyliques (Dixon et autres, 1984; Nappi et autres, 2010).

La distance par rapport aux forêts vertes semble être en soi un facteur qui limite la colonisation des arbres brûlés par certains insectes. Par exemple, Saint-Germain, Drapeau et Hébert (2004c) ont démontré que le pourcentage de forêts vertes dans un rayon de 500 m avait une influence positive sur la colonisation par le longicorne noir (*Monochamus scutellatus*), ce qui

s'expliquerait par les exigences nutritionnelles des adultes qui se nourrissent des aiguilles d'arbres vivants. Finalement, il a été démontré que la productivité du pic à dos noir pouvait être plus élevée dans les peuplements brûlés situés en périphérie des zones non brûlées, ce qui s'expliquerait en grande partie par la plus forte abondance d'insectes xylophages (Nappi et Drapeau, 2009).

En ce qui a trait aux forêts brûlées, leur répartition (forêts isolées vs forêts agglomérées) peut également influencer la qualité de l'habitat pour certaines espèces. De grandes superficies brûlées contiguës peuvent être favorables à certaines espèces telles que les pics qui utilisent le bois mort et qui ont de grands domaines vitaux. Par exemple, la concentration des forêts brûlées matures influence positivement le succès reproducteur du pic à dos noir (Nappi et Drapeau, 2009).

2.1.3.2 Effets de la récolte dans les forêts brûlées

Peu de directives à caractère spatial (ex. : taille des forêts résiduelles, localisation et concentration de celles-ci sur le territoire) sont typiquement intégrées aux plans spéciaux d'aménagement visant la récolte des bois brûlés. Une des conséquences importantes de ce manque de directives est la création de grandes superficies continues d'aires avec peu de forêts résiduelles (forêts brûlées ou non brûlées qui ne sont pas récoltées). C'est le cas notamment pour les grands feux. La petite taille des forêts résiduelles et leur isolement sur le territoire sont susceptibles d'en influencer la qualité en ce qui a trait aux habitats fauniques et floristiques. Le maintien de forêts brûlées de petite taille dispersées dans le paysage et isolées par les parterres de coupe est fort probablement moins approprié pour les pics qui sont sensibles à la concentration d'habitats brûlés de qualité (Nappi et Drapeau, 2009).



En l'absence de modalités concernant la répartition des interventions forestière, la récolte dans les forêts brûlées peut exposer de vastes étendues dénuées de forêts résiduelles brûlées et non brûlées.

La localisation des forêts résiduelles brûlées et non brûlées n'est pas planifiée de manière à favoriser la connectivité entre ces deux types d'habitats. La récolte dans les forêts brûlées en marge des forêts vertes élimine un type d'habitat important pour la biodiversité. Le maintien de forêts brûlées entre deux zones non brûlées peut également favoriser la connectivité pour les espèces associées aux forêts vertes. En effet, malgré une ouverture du couvert dans les forêts brûlées, les arbres brûlés offrent néanmoins une structure et un couvert qui sont absents des sites qui ont fait l'objet d'une récolte et qui facilitent la dispersion et le déplacement des organismes entre les forêts vertes.

2.1.3.3 Enjeu

La répartition des parterres de coupe et des forêts résiduelles (brûlées et non brûlées) lors de la récolte après feu peut influencer certaines formes de connectivité importantes pour la faune et la flore. D'une part, les forêts brûlées et non brûlées de petite taille et isolées sur les territoires ayant fait l'objet de récoltes sont susceptibles d'offrir des habitats faunique et floristique de qualité moindre. D'autre part, la récolte des arbres brûlés en bordure de forêts non brûlées peut mener à une réduction importante des habitats (zone de transition entre les forêts brûlées et les forêts non brûlées) qui sont particulièrement propices à de nombreuses espèces.

2.2 Productivité des sols et qualité de l'eau

2.2.1 Effets du feu sur les sols et la qualité de l'eau

De façon générale, le feu altère les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Neary, Ryan et DeBano, 2005). L'amplitude de ces effets dépend de plusieurs facteurs, notamment de l'intensité du feu au niveau du sol (Brais, Paré et Ouimet, 2000), par exemple, lorsque le feu brûle une forte partie de la matière organique et qu'il expose le sol minéral. En effet, alors que certaines composantes du sol sont détériorées à des températures relativement basses (ex. : microorganismes, racines, semences, matière organique), d'autres commencent à subir ces effets qu'au-delà d'une température beaucoup plus élevée (c'est le cas pour certains éléments chimiques tel le calcium ou le potassium).

Un des effets du feu sur les propriétés physiques du sol est la diminution de la capacité d'infiltration de l'eau. La structure du sol, par le mélange de ses particules organiques et minérales, possède une certaine porosité permettant le déplacement de l'eau et de l'air à travers les micropores et les macropores du sol. La combustion de la matière organique altère cette structure et réduit la porosité du sol, ce qui peut réduire la capacité d'infiltration de l'eau et augmenter le ruissellement (Neary, Ryan et DeBano, 2005). Ce phénomène peut également être accentué par l'effet de la pluie, alors que les particules fines du sol minéral exposé sont dispersées et viennent boucher les macropores du sol. Certains auteurs ont aussi rapporté la création d'un sol hydrofuge sous l'effet du feu (DeBano 2000a et 2000b). Lors de la combustion de la matière organique, des substances hydrofuges sont libérées et transportées vers les couches minérales où elles sont concentrées et forment ainsi une couche imperméable sous la surface du sol (Neary, Ryan et DeBano, 2005). Ce phénomène a été documenté pour plusieurs types de sols, en particulier pour les sols à texture grossière, et serait particulièrement important lorsque les feux sont violents.

Ces changements dans la structure du sol, combinés à la combustion de la végétation et à la réduction dans les taux d'évapotranspiration des arbres, peuvent contribuer à augmenter le ruissellement ainsi que l'érosion et avoir ainsi des effets sur la qualité de l'eau (McIver et Starr 2000; Ice, Neary et Adams, 2004; Neary, Ryan et DeBano, 2005). Outre la gravité du feu et le

type de sol, ces risques d'érosion sont généralement plus élevés lorsque le relief du secteur est accentué et que les pluies sont abondantes après la perturbation. Ces effets, particulièrement importants pendant la première année après le feu, s'atténuent dans le temps avec la reprise de la végétation et la restructuration des sols.

Parallèlement à ces effets, le feu entraîne également une libération des éléments chimiques contenus dans la matière organique. Bien que le feu entraîne généralement une réduction plus ou moins forte de la réserve totale des éléments chimiques, il rend également ceux-ci rapidement disponibles sous une forme assimilable pour les plantes (Neary, Ryan et DeBano, 2005). Par exemple, les réserves d'azote peuvent être fortement réduites après feu alors que la forme assimilable de l'azote (en particulier $\text{NH}_4\text{-N}$) augmente et est rapidement utilisée par les plantes, favorisant ainsi la reprise de la végétation. Plusieurs éléments chimiques s'accumulent souvent en surface (ex. : Ca, K, Mg) et contribuent à augmenter le pH des sols (Brais, Paré et Ouimet, 2000). Ces éléments nutritifs qui augmentent la productivité des sols peuvent être lessivés ou perdus par le ruissellement de surface lorsqu'ils ne sont pas immobilisés rapidement. Cet effet de lessivage peut être plus marqué dans les cas de feux graves en surface. La combustion de l'humus, qui constitue un site important d'échange des cations solubles du sol, peut venir amplifier ce phénomène, en particulier pour les sols à texture grossière (Neary, Ryan et DeBano, 2005).

2.2.2 Effets de la récolte dans les forêts brûlées

Les effets du feu décrits précédemment constituent des effets généraux qui ont été documentés dans plusieurs régions nord-américaines et sur divers types de sols (Neary, Ryan et DeBano, 2005). En forêt boréale, en particulier au Québec, peu d'études sont disponibles afin de déterminer les effets du feu et de la récolte après feu. Cependant, ces éléments d'information nous incitent à la plus grande prudence lorsque l'on procède à la récolte sur des sites susceptibles d'être sensibles aux effets du feu. Cette récolte constitue alors une perturbation additionnelle qui, dans certaines situations, peut accentuer certains de ses effets négatifs et altérer la productivité de la station à long terme. Cela est d'autant plus problématique que la récolte est effectuée tôt après la perturbation, lorsque les sols sont les plus fragiles.

Cette sensibilité des sols brûlés a d'ailleurs été ciblée comme un enjeu majeur par une synthèse récente sur les effets de la récolte à la suite de feux de forêt (McIver et Starr, 2000). Ces effets négatifs peuvent être directs comme ceux engendrés par le passage de la machinerie et la construction de chemins qui peuvent accentuer le compactage du sol, le lessivage des éléments chimiques et l'érosion (Marques et Mora, 1998; McIver et Starr, 2000) ou indirects par le prélèvement des arbres morts qui aurait autrement contribué à la stabilité des sols, aux réserves d'éléments chimiques et à la productivité des sites (Brais, Paré et Ouimet, 2000; Purdon et autres, 2002; Neary, Ryan et DeBano, 2005).

Dans une étude menée au Québec dans des peuplements de pins gris et d'épinettes noires sur des sols à texture grossière, Brais, Paré et Ouimet (2000) ont observé que l'effet combiné du feu et de la récolte pouvait entraîner une diminution importante des réserves de certains éléments chimiques (calcium, magnésium, potassium). Parce que la réduction de ces éléments chimiques est également influencée par la gravité du feu, la récolte après feu a des répercussions encore plus importantes lorsqu'elle est menée dans des forêts gravement brûlées. Une autre étude menée sur les effets de la récolte à la suite du feu de Val-Paradis (Abitibi) a démontré que les concentrations de phosphore et de potassium à la surface du sol étaient plus faibles dans les secteurs avec récolte que dans les forêts brûlées non récoltées (Purdon et autres, 2002).

2.2.3 Enjeu

La récolte dans les forêts brûlées peut exacerber les effets du feu au niveau du sol et altérer la qualité de l'eau et la productivité des peuplements. De façon générale, le feu altère les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols, ce qui peut augmenter leur sensibilité quant au lessivage et à la perte d'éléments nutritifs. L'amplitude de ces effets est influencée par plusieurs facteurs notamment le type de sol, la gravité du feu, la topographie et les conditions de pluie après feu. La récolte, en particulier lorsqu'elle est menée dans des sites exposés ou répondant à ces conditions (ex. : sols à texture grossière, gravité élevée et pente forte), est une perturbation qui s'ajoute au feu et qui peut exacerber les effets de celui-ci. Cette situation peut se produire notamment lors du passage de la machinerie et de la construction de chemins - qui peuvent accentuer les phénomènes de compactage du sol, de lessivage et d'érosion - ainsi que lors du prélèvement des arbres morts qui contribuent normalement à la stabilité des sols, au maintien des éléments nutritifs et à la productivité des sites.



Lorsqu'elle est effectuée dans certaines conditions comme sur des sols à texture grossière, la récolte dans des peuplements exposés à une gravité élevée du feu au sol et sur des pentes relativement inclinées peut exacerber les effets du feu quant au lessivage et à la perte d'éléments nutritifs.

2.3 Régénération naturelle

2.3.1 Conditions qui influencent la régénération

Le feu peut non seulement entraîner des changements importants dans les conditions immédiatement après une perturbation, mais également avoir une influence majeure sur la composition, la structure et la configuration des peuplements futurs. De manière générale, la régénération des peuplements sera influencée à la fois par le type de peuplement brûlé (structure, âge et composition du peuplement, dépôts de surface) ainsi que par les conditions créées par le passage du feu (gravité du feu dans la couronne et au sol).

Le pin gris, l'épinette noire et le peuplier faux-tremble possèdent tous trois des stratégies reproductrices leur permettant de se régénérer *in situ* après feu grâce aux banques de semences dans la cime des arbres (pin gris, épinette noire) ou à la reproduction végétative (peuplier). Les peuplements dominés par ces essences changent généralement peu de composition après feu (Gagnon, 1989; Greene et Johnson, 1999) et la régénération s'installe rapidement, généralement dans les trois premières années suivant le feu (St-Pierre, Gagnon et Bellefleur, 1992; Charron et Greene, 2002; Greene et autres, 2004). Pour les essences qui ne peuvent se régénérer directement après feu (mélèze, épinette blanche, sapin baumier), la

recolonisation des sites perturbés dépendra de la dispersion à partir de la bordure du feu ou des îlots non brûlés (Galipeau, Kneeshaw et Bergeron, 1997; Greene et autres, 1999; Greene et Johnson, 2000).



Certaines essences, comme le pin gris (a et b), sont bien adaptées et se régénèrent bien après le passage du feu. Pour d'autres essences telles que l'épinette blanche et le sapin baumier, la recolonisation des sites perturbés dépendra de leur dispersion à partir de la bordure de l'incendie ou des îlots de forêts non brûlées (c).

Pour le pin gris et l'épinette noire, le succès de la régénération naturelle après feu dépendra en grande partie du potentiel de reproduction des arbres (en plus des autres conditions biophysiques des sites telles que le dépôt de surface, la topographie, le drainage, etc.). Pour ces deux essences, le potentiel de reproduction des arbres est lié à la quantité de cônes et de semences produits. Chez le pin gris, la production de cônes débute vers l'âge de 5 à 10 ans pour atteindre une production maximale vers les 70 à 80 ans, alors que chez l'épinette noire, la production débute plus tard (vers 15 à 30 ans) pour atteindre une production maximale entre 100 et 200 ans (Burns et Honkala, 1990). Pour ces deux espèces (ainsi que pour le peuplier), le succès de régénération sera positivement influencé par la surface terrière, une variable intimement liée à l'âge et la densité du peuplement (Greene et Johnson, 1999; Jayen, Leduc et Bergeron, 2006). Par conséquent, l'âge et la densité (ou la surface terrière) du peuplement sont des facteurs clés dans l'évaluation du potentiel de régénération naturelle du peuplement.

La gravité du feu au niveau de la couronne et du sol influencera également le potentiel de régénération (Jayen, Leduc et Bergeron, 2006). Pour le pin gris et l'épinette noire, elle peut influencer l'ouverture des cônes et la survie des semences. Un incendie plus intense favorise le

processus d'abscission des cônes, en particulier pour le pin gris qui possèdent des cônes sérotineux, comparativement aux cônes semi-sérotineux de l'épinette noire. Cependant, un feu de cime trop intense pourrait compromettre la viabilité des graines, en particulier pour l'épinette noire (Greene et Johnson, 1999; Greene et autres, 2004). Bien que la régénération de ces deux espèces soit généralement favorisée par une gravité plus élevée, cet effet semble plus marqué pour le pin gris (Greene et autres, 2004).

La gravité du feu au niveau du sol peut également influencer l'établissement de la régénération par la création plus ou moins abondante de bons lits de germination tels que le sol minéral mis à nu, l'humus et les minces couches de matière organique (Charron et Greene, 2002; Jayen, Leduc et Bergeron, 2006). Les lits de germination plus minces sont moins variables quant à leur capacité à garder l'humidité, favorisant ainsi la germination des semences de l'épinette noire et du pin gris. Le feu peut créer de bons lits de germination en brûlant la matière organique au sol. Toutefois, la création de ceux-ci dépendra de l'interaction entre l'épaisseur de la matière organique avant feu, de l'humidité au sol ainsi que de l'intensité de la combustion au sol (Greene et Johnson, 1999). De façon générale, le pourcentage de lits de germination favorables et le succès de régénération seront influencés positivement par la gravité du feu au sol (Greene et autres, 2004; Jayen, Leduc et Bergeron, 2006). Dans une étude menée sur deux feux en Saskatchewan, les bons lits de germination (sols minéraux et sols organiques d'une épaisseur < 3 cm) couvraient de 35 à 51 % de la superficie du feu (Miyanishi et Johnson, 2002). Cependant, lorsque le feu au sol est moins grave (ex. : feu de printemps, bordure du feu), les bons lits de germination peuvent occuper aussi peu que 5 % de la superficie du feu (Greene et autres, 2004 et 2005).

Il est important de noter que la gravité du feu dans la couronne n'est pas nécessairement corrélée à la gravité du feu au sol, et encore moins à la disponibilité de bons lits de germination (Greene et autres, 2004; Jayen, Leduc et Bergeron, 2006; Neary, Ryan et DeBano, 2005). La gravité du feu au sol peut être influencée par diverses conditions non propices à une combustion intense de la matière organique telles qu'une forte humidité, la présence de gel ou de neige au sol et le comportement du feu (Brais, Paré et Ouimet, 2000; Greene et autres, 2004 et 2005). Malgré un feu grave au sol, une forte accumulation de matière organique peut faire en sorte que peu de lits de germination favorables soient disponibles. L'accumulation de matière organique peut varier notamment selon le temps écoulé depuis le dernier feu, le type de dépôt, la topographie (bas de pente, dépression) de même que le type de peuplement; elle peut aussi montrer une forte variabilité au sein d'un même peuplement (ex. : une accumulation moins importante à la base de l'arbre).

2.3.2 Effets de la récolte dans les forêts brûlées

Parce que l'établissement de la régénération se fait rapidement après feu, la récolte des arbres morts peut avoir une influence directe sur la régénération qui s'est établie après la perturbation, par le passage de la machinerie (Kurulok et Macdonald, 2004; Fraser, Landhäusser et Lieffers, 2004). De plus, la récolte après feu peut altérer les conditions généralement propices à l'établissement de la régénération naturelle en dégradant la qualité des lits de germination ou en éliminant les semenciers (Noël, 2001; Purdon et autres, 2002). Par exemple, la récolte des arbres, mêmes morts, peut augmenter l'insolation au sol et créer des conditions plus sèches, modifiant ainsi la qualité des lits de germination et les conditions de survie des jeunes plants (Purdon, Brais et Bergeron, 2004).

Une étude menée en Abitibi a démontré que, bien que la récolte après feu ait favorisé l'exposition du sol minéral, le succès de régénération de l'épinette noire avait été affecté par le

prélèvement des semenciers (Greene et autres, 2006). Cet effet est probablement plus marqué pour l'épinette noire que pour le pin gris : bien que l'ouverture des cônes se fasse rapidement après feu (moins de quatre ans) pour ces deux essences, la libération des semences est plus graduelle chez l'épinette noire que chez le pin gris. Par exemple, Greene et Johnson (1999) ont trouvé que le pourcentage de semences dans les cônes d'épinettes noires mortes à la suite d'un feu, mais encore debout, était de 35 % après deux ans. Pour le pin gris, la libération des semences était beaucoup plus rapide avec 97 % des graines libérées après deux ans. Des résultats récents indiquent que la dispersion des semences chez cette espèce se fait essentiellement dans les premiers mois après le feu (Greene, 2010, communication personnelle). En d'autres mots, les pins gris ont, pour la plupart, déjà libéré leurs semences au moment de la coupe. De plus, bien qu'il soit possible de laisser des cônes d'épinettes au sol lors de la coupe, la libération des semences se ferait plus lentement avec une capacité de dispersion réduite, comparativement aux arbres semenciers encore debout (Fleming et Mossa, 1996).

Dans les situations où les conditions ne seraient pas favorables à une régénération naturelle adéquate, notamment à la suite d'une carence en semences ou en lits de germination, la récolte après feu peut s'avérer une condition essentielle à la remise en production rapide des superficies concernées.

2.3.3 Enjeu

La récolte après feu peut réduire le potentiel de régénération naturelle sur certains sites.

Le feu engendre une diversité de conditions qui peuvent être plus ou moins favorables à l'établissement de la régénération naturelle. Pour le pin gris et l'épinette noire, par exemple, la régénération du peuplement dépendra à la fois de la présence d'arbres semenciers ainsi que de bons lits de germination. Lorsque les conditions favorables à la régénération naturelle sont réunies, les activités de récolte peuvent compromettre ce succès en détruisant la régénération établie, en altérant la qualité des lits de germination et en éliminant les arbres semenciers. En contrepartie, lorsque les conditions nécessaires à la régénération naturelle sont absentes, les interventions sylvicoles peuvent créer de bonnes conditions de régénération (par exemple, en créant de bons lits de germination par le passage de la machinerie) et assurer la remise en production des sites brûlés.

2.4 Considérations économiques

Généralement, la récolte s'effectue rapidement après un feu, de manière à minimiser les effets négatifs sur la valeur des produits du bois. Ces effets résultent des galeries creusées par les insectes xylophages et du fendillement des troncs causé par la baisse rapide du taux d'humidité dans le bois d'aubier. Une meilleure connaissance des mécanismes qui altèrent la qualité du bois, tels les facteurs qui influencent la colonisation du bois brûlé par les insectes xylophages (ex. : le longicorne noir), permettrait d'établir des priorités d'intervention et ainsi de profiter au maximum de la période où la récupération



Dommages causés au bois par les insectes xylophages. La photo illustre des galeries excavées par ces insectes dans un tronc d'épinette noire au bout d'une dizaine d'années après le feu.

est possible (Nappi, Drapeau et Savard, 2004; Chabot, 2005).

Une meilleure compréhension de l'effet réel de cette détérioration sur la valeur des paniers de produits permettrait d'ouvrir de nouvelles avenues pour la récolte des bois brûlés. Par exemple, la récolte plusieurs années après feu pour la production de pâte (ou, éventuellement, pour la production de biomasse forestière) est une pratique potentielle qui a déjà été utilisée avec succès par certaines compagnies forestières. On sait aussi que, deux ans après l'incendie, la perte de la valeur du panier de produits n'est pas catastrophique (moins de 20 %), mais que la problématique est plutôt liée à la mise en marché. Ces données devraient permettre de diminuer la pression liée aux délais de récolte et de développer des approches plus flexibles pour la récolte des bois brûlés. Cela permettrait d'ouvrir des perspectives intéressantes pour maintenir, sinon accroître notre capacité à diminuer les pertes causées par les incendies forestiers, tout en nous donnant une plus grande marge de manœuvre pour atteindre les objectifs de la biodiversité, de protection des sols et de régénération naturelle.

La récolte après feu devrait également tenir compte des coûts liés à la remise en production ainsi que des pertes de productivité qui en résultent dans certains types de peuplements. Ces deux aspects (remise en production et productivité des sols), qui ont été abordés précédemment sous l'angle des enjeux environnementaux, devraient également être considérés dans une perspective économique. La prise en compte du potentiel de la régénération naturelle permettrait d'optimiser davantage les investissements sylvicoles quant à la remise en production des sites. La prise en compte des effets du feu et de la récolte après feu sur les sols permettrait d'assurer le maintien de la productivité à long terme des sites les plus sensibles à ces perturbations.

Finalement, l'approche d'aménagement utilisée dans les forêts brûlées peut constituer un élément de la certification d'un territoire forestier et, par conséquent, représenter un enjeu économique important. Par exemple, la norme boréale nationale du Forest Stewardship Council (FSC) définit la conservation des forêts brûlées comme un des éléments à prendre en compte dans le cadre du principe n° 6 concernant les impacts sur l'environnement : « En raison des bénéfices écologiques qu'elles apportent, le requérant évitera d'entreprendre des activités de récupération dans une certaine portion des aires d'habitats brûlés. » (FSC, 2004; Intention 6.3.11).

2.5 Considérations sociales

La nécessité de développer rapidement les plans spéciaux d'aménagement laisse peu de temps à la consultation publique. Les expériences passées ont montré que les utilisateurs de la forêt autres que les industriels, tels que les communautés locales (Bourassa et autres, 2002) et les Premières Nations, peuvent avoir plusieurs préoccupations concernant la récolte des forêts brûlées. Par ailleurs, la population québécoise est plus sensible aux enjeux environnementaux et aux préoccupations des Autochtones. Cela implique que la récolte dans les forêts brûlées doit se faire avec le souci d'acceptabilité sociale des pratiques. Bien que la sensibilisation du public aux enjeux de la récolte dans les forêts brûlées ne fasse qu'émerger au Québec, il est à noter que cette préoccupation fait, depuis longtemps, l'objet de nombreux débats dans plusieurs pays ainsi que dans plusieurs régions d'Amérique du Nord, notamment dans l'Ouest américain (McIver et Starr, 2000; Beschta et autres, 2004; Lindenmayer et autres, 2004). En vertu de cette préoccupation grandissante, le Ministère est appelé à rendre compte publiquement de la valeur de ses plans spéciaux d'aménagement visant la récolte dans les forêts brûlées en regard des divers enjeux que cela soulève. Cela est d'autant plus vrai compte tenu de l'importance que peuvent prendre les volumes de bois récoltés durant les années où les incendies sont

nombreux, de l'absence actuelle de lignes directrices permettant d'encadrer ces interventions et des impacts visuels souvent plus marqués de la coupe dans les forêts brûlées.

3. Les orientations d'aménagement

À la lumière des connaissances actuelles sur les effets du feu et de la récolte dans les forêts brûlées, nous proposons plusieurs orientations d'aménagement afin de mieux considérer les enjeux que soulève cette récolte dans un contexte d'aménagement durable des forêts. Les orientations proposées devraient aider le MRNF à établir des lignes directrices pour la confection des plans spéciaux d'aménagement dans les forêts brûlées.

3.1 Considérations générales

3.1.1 Aménagement écosystémique des forêts brûlées

Les activités de récolte dans les forêts brûlées devraient s'inscrire dans le cadre d'une approche d'aménagement écosystémique des forêts québécoises. L'aménagement écosystémique vise « [...] à maintenir des écosystèmes sains et résilients en misant sur une diminution des écarts entre les paysages naturels et ceux qui sont aménagés afin d'assurer, à long terme, le maintien des multiples fonctions de l'écosystème et, par conséquent, de conserver les bénéfices sociaux et économiques que l'on en retire. » (Gauthier et autres, 2008). Selon cette approche, les perturbations naturelles servent donc de référence à l'aménagement forestier. Ironiquement, lorsque ces perturbations surviennent, il existe peu d'orientations permettant de s'assurer du maintien de la biodiversité et des processus naturels au sein même des écosystèmes perturbés.



L'intégration de l'approche écosystémique à l'aménagement des forêts brûlées devrait être considérée à deux niveaux. D'une part, les forêts brûlées représentent un type d'habitat unique au sein des mosaïques forestières naturelles (forêts d'âge, de composition et de structure variés) et contribuent de façon importante à la diversité biologique à l'échelle régionale. Selon cette approche, le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes boréaux passe inévitablement par la conservation d'une portion importante des divers types de forêts, y compris les forêts brûlées. D'autre part, les activités de récolte au sein des paysages brûlés devraient être menées de manière à favoriser le maintien de la diversité des principaux legs biologiques et des processus écologiques en place, tout en minimisant les effets négatifs de cette récolte. À cette fin, les interventions devraient reposer sur les connaissances relatives aux effets du feu et de la récolte après feu sur ces forêts perturbées.

Au cours des dernières années, plusieurs provinces canadiennes ont élaboré des orientations ou des lignes directrices visant à conserver une partie des forêts touchées par le feu ainsi que leurs attributs clés (Saint-Germain et Greene, 2009). De façon générale, on y suggère : 1) de ne pas intervenir après certains feux afin de conserver ce type de forêt à l'échelle régionale; 2) de conserver, lors des interventions, une certaine proportion de forêts brûlées à valeur commerciale de taille et de forme variées; 3) d'exclure les secteurs non brûlés de la récolte (Ontario Ministry of Natural Resources, 2001 et 2003; Alberta Sustainable Resource Development, 2007; Saskatchewan Ministry of Environment, en préparation).

Dans un contexte d'aménagement durable des forêts, les trois grandes préoccupations présentées ci-dessous devraient être considérées lors des activités de récolte dans les forêts brûlées.

1. *Favoriser le maintien de la biodiversité et des processus naturels dans les forêts brûlées.* La récolte après feu devrait permettre de maintenir une portion importante des habitats et des conditions créés par le feu tout en minimisant les effets négatifs sur les écosystèmes (ex. : sols, eau et régénération).
2. *Favoriser la rentabilité économique à court et long terme des activités de récolte après feu.* La récolte après feu devrait être guidée non seulement par les bénéfices à court terme, mais également par les coûts et les répercussions qu'elle peut entraîner quant à la remise en production et au maintien de la productivité des sites concernés.
3. *S'assurer de l'acceptabilité sociale des pratiques.* Étant donné l'importance des superficies brûlées et récoltées durant les années d'incendies nombreux et compte tenu des délais très courts réservés aux processus de consultation lors de la mise en place des plans spéciaux d'aménagement, il est important de s'assurer que les stratégies d'intervention préconisées sont socialement acceptables.

3.1.2 Stratégies d'aménagement *a priori*

Bien que les feux soient imprévisibles quant à leurs dates et à leurs localisations, les connaissances actuelles sur les effets du feu et de la récolte après feu peuvent néanmoins être utilisées pour développer *a priori* des stratégies d'aménagement qui pourront être appliquées lorsqu'ils surviennent. Cela accélérerait la préparation et la mise en œuvre des plans spéciaux d'aménagement tout en favorisant l'intégration des divers objectifs environnementaux, économiques et sociaux. Les plans spéciaux d'aménagement pour la récolte des bois brûlés doivent généralement être préparés et appliqués rapidement par les intervenants régionaux concernés afin de minimiser la perte de valeur du panier de produits liée à la détérioration du bois. Cette nécessité d'élaborer rapidement les plans laisse évidemment peu de temps à la consultation publique. Actuellement,

les responsables régionaux ne disposent d'instructions que pour la préparation des plans spéciaux d'aménagement et l'attribution de l'aide financière. Ils n'ont que peu d'information pour les guider dans l'intégration des diverses considérations environnementales, économiques et sociales.

Compte tenu de l'approche écosystémique dans laquelle s'est engagé le MRNF, et en raison des superficies parfois importantes que peut couvrir la récolte après feu certaines années, des divers enjeux liés à cette pratique et de son augmentation possible au cours des prochaines années, il est important de développer une approche planifiée et concertée qui permettrait d'en minimiser les effets négatifs et de conserver une partie des attributs clés des forêts brûlées.

3.1.3 Portrait des feux et de la récolte dans les forêts brûlées

Une description détaillée des forêts touchées par le feu constitue un atout important pour définir les bons enjeux et la bonne stratégie d'aménagement à mettre en œuvre pour chaque feu. Les caractéristiques telles que la composition des peuplements avant feu, la topographie, le type de dépôts et la gravité du feu dans la cime des arbres ainsi qu'au sol sont des caractéristiques qui ont une grande influence, notamment sur la biodiversité, la productivité et la régénération des forêts brûlées. Cette information est essentielle à la prise en compte adéquate des enjeux dans les plans spéciaux d'aménagement.

Les données de récolte après feu devraient être disponibles et compilées de manière à obtenir des taux de récolte (par exemple, le pourcentage des superficies brûlées qui sont récoltées) tant à l'échelle locale et régionale que provinciale, et ce, en regard des différents enjeux mentionnés précédemment (par exemple, les caractéristiques des forêts résiduelles). Il est difficile, avec les données actuelles, de caractériser les projets de récolte après feu et de déterminer des taux précis de récolte pour les forêts brûlées au Québec. D'une part, les données issues des plans spéciaux d'aménagement sont souvent incomplètes et ne peuvent pas être couplées aux données sur les feux pour permettre l'évaluation des taux de récolte dans les forêts brûlées. D'autre part, les enjeux présentés dans ce document découlent d'une synthèse des connaissances des effets du feu et de la récolte après feu, jumelée à plusieurs études de cas de brûlis ayant fait l'objet de récolte. Un portrait plus exhaustif de la récolte après feu en regard de ces enjeux permettrait d'en évaluer l'importance (enjeux réels ou appréhendés) et de déterminer les actions à privilégier en matière d'aménagement des forêts brûlées.

3.1.4 Aménagement adaptatif

Les stratégies d'aménagement qui découleront des enjeux et des orientations retenus devront s'inscrire dans une démarche d'aménagement adaptatif. Une quantité considérable de connaissances sur les effets du feu et de la récolte après feu a été acquise au Québec au cours des dernières années. Bien que les enjeux et les orientations présentés ici soient basés sur le meilleur état possible des connaissances, ceux-ci devront être actualisés à la lumière des nouvelles données issues de la recherche sur le sujet. De plus, il est important de s'assurer que les stratégies d'intervention (lignes directrices, modalités d'aménagement) qui seront adoptées soient mises en œuvre dans l'esprit de tester l'efficacité de celles-ci dans l'atteinte des objectifs (Drapeau et autres, 2008). Il est donc essentiel que les stratégies appliquées soient accompagnées de suivis permettant d'en évaluer l'efficacité, ce qui implique que les suivis et leur financement soient inclus dans l'étape de la planification.

3.1.5 Terminologie

Dans une perspective d'aménagement durable des forêts, il serait important que les termes employés dans les documents ministériels reflètent adéquatement l'état des connaissances en écologie forestière et la vision actualisée de l'aménagement forestier. L'utilisation d'une terminologie inadéquate est une des causes de la faible préoccupation de certains aménagistes quant aux répercussions de la récolte après un feu. À la lecture de la synthèse de ce document, il apparaît clair que l'utilisation des termes « désastres naturels », « destruction de massifs forestiers » et « récupération des bois » est inadéquate. Par exemple, dans l'article 79 de la Loi sur les forêts, on peut lire : « En cas de *désastres naturels*, tels les incendies de forêt, les chablis, les épidémies d'insectes ou les maladies cryptogamiques causant une *destruction* importante de massifs forestiers dans une aire destinée à la production forestière, le ministre prépare et applique [...] un plan spécial d'aménagement en vue d'assurer la *récupération des bois*. » Dans l'article 60 de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, en remplacement de l'article 79 de la Loi sur les forêts, le terme « désastres naturels » a été remplacé par « perturbations d'origine naturelle ». Cependant, on y trouve encore l'expression « destruction importante de massifs forestiers ». Pour ce qui est du terme « coupe de récupération », il est dénoncé par certains auteurs qui argumentent qu'on ne récupère pas le bois brûlé, mais plutôt la valeur marchande du bois brûlé (Lindenmayer, Burton et Franklin, 2008). D'ailleurs, plusieurs auteurs utilisent d'autres termes tels que « coupe après feu », « récolte après feu » ou « coupe ou récolte dans les forêts brûlées » (ex. : McIver et Starr, 2000; Morissette et autres, 2002).

3.2 Orientations d'aménagement

3.2.1 Échelles d'application de la stratégie d'aménagement

Pour répondre adéquatement aux divers enjeux liés à la récolte des bois brûlés, les stratégies d'aménagement seront appliquées à deux échelles : l'échelle du grand paysage où l'on visera le maintien de peuplements brûlés et l'échelle du feu où l'on tiendra compte de différents enjeux au moment d'exécuter les travaux de récolte.

3.2.2 Orientations d'aménagement à l'échelle du grand paysage

À cette échelle, la principale orientation d'aménagement concerne la **détermination d'une cible minimale de maintien de forêts brûlées**. Cette orientation permet à l'aménagiste de répondre à divers enjeux écologiques — dont celui sur la conservation de la biodiversité associée aux peuplements brûlés — à l'échelle du grand paysage (par exemple, à l'échelle de l'unité d'aménagement). Elle lui donne aussi la possibilité de traiter les considérations économiques à une échelle plus locale (par exemple, à l'échelle du feu).

La cible minimale de forêts brûlées maintenues devrait être de l'ordre de 30 % de la superficie forestière brûlée depuis les cinq dernières années, calculée à l'échelle de l'unité d'aménagement. La quantité de forêts brûlées maintenues peut être variable d'un feu à l'autre, mais on doit s'assurer que, dans l'ensemble, la quantité totale permet d'atteindre la cible. Cette approche vise à offrir plus de flexibilité aux planificateurs forestiers qui sont soumis à des contraintes économiques ou opérationnelles (par exemple, l'accessibilité au territoire). Ainsi, un feu plus éloigné du réseau routier, s'il ne fait pas l'objet de récolte, pourra contribuer de façon plus importante à la cible de 30 %, alors qu'un feu plus facilement accessible pourra faire l'objet d'une récolte plus importante. À l'échelle du feu, il sera donc possible de moduler la

quantité de forêts brûlées non récoltées, sans toutefois y dépasser un certain seuil minimal (voir section 3.2.3.2).

Pour fixer la cible de 30 % de superficie brûlée à maintenir dans une unité d'aménagement, les aménagistes devraient s'inspirer de la littérature scientifique sur les seuils d'altération et de viabilité des populations (Andr  n, 1994; Radford, Bennett et Cheers, 2005; Vaillancourt et autres, 2009) ainsi que des seuils d'altération acceptables retenus jusqu'à présent par le MRNF (ex. : OPMV relatif au maintien en permanence de forêts m  res et surannées). Par ailleurs, la période de cinq ans (qui sert à calculer le 30 % de superficie brûlée à maintenir) vise à ce qu'une bonne représentativité de toute la diversité temporelle des conditions après feu soit conservée. Cette représentativité est importante, puisqu'au cours des premières années suivant un feu, les forêts brûlées présentent des caractéristiques d'habitat essentielles (voir section 2.1.1) qui ne s'observent pas dans les feux plus anciens. Finalement, l'utilisation de l'unité d'aménagement comme superficie de base pour fixer la cible permet une répartition spatiale des forêts brûlées à l'échelle régionale. Cela permet aussi d'assurer une certaine équité entre les unités d'aménagement d'une même région quant aux efforts consacrés à la récolte et au maintien de forêts brûlées.

3.2.3 Orientations d'aménagement à l'échelle du feu

Les orientations d'aménagement proposées dans la présente section devraient être appliquées à l'échelle de chaque feu. Elles permettent de s'assurer que les interventions sont menées de manière à atténuer les répercussions dans l'ensemble des brûlis concernés. Le maintien d'une quantité minimale de forêts résiduelles à l'échelle de chaque feu permet également d'assurer une représentativité et une répartition adéquates des forêts brûlées à l'échelle régionale. De plus, étant donné que les conditions naturelles changent rapidement durant les premières années faisant suite à un feu, cela permet de s'assurer que les différents stades de succession après feu (brûlis de différents âges) sont représentés à l'échelle régionale.

3.2.3.1 Conservation de forêts non brûlées

Les forêts non brûlées à l'intérieur du périmètre d'un feu ne devraient pas faire l'objet d'une récolte après feu.

Ces forêts épargnées par le feu constituent des legs biologiques importants : elles jouent un rôle de refuge et favorisent le déplacement et la dispersion des espèces non ou moins tolérantes aux nouvelles conditions créées par le feu. Elles constituent également des habitats sources pour la recolonisation des parterres brûlés par la faune et la flore. Ces forêts vont également contribuer à la structure irrégulière future des peuplements ainsi qu'au recrutement éventuel de vieux arbres et de bois mort. En outre, elles peuvent jouer un rôle important dans la mitigation des impacts visuels liés à l'effet



Forêts résiduelles non brûlées maintenues lors des activités de récolte à l'intérieur du périmètre du feu.

combiné du feu et de la récolte. Finalement, ces forêts ne sont pas touchées par le feu, ce qui devrait les soustraire à l'application des dispositions légales relatives à la récolte du bois brûlé.

3.2.3.2 Conservation de forêts brûlées représentatives de la diversité après feu

Une portion importante de peuplements brûlés et représentatifs des divers types de peuplements brûlés après feu devrait être maintenue lors de la récolte. Par la combinaison de la composition et de la structure des peuplements avant feu (ex. : groupement d'essences, densité, hauteur, etc.) et de la gravité du feu, le feu engendre une diversité de conditions écologiques qui peuvent influencer différemment la flore et la faune. La prise en compte des caractéristiques des peuplements avant feu permet de considérer plus facilement les différences régionales quant aux caractéristiques des peuplements brûlés (ex. : groupement d'essences, structure des peuplements, etc.).



Forêts résiduelles brûlées et non brûlées maintenues lors des activités de récolte. Les forêts résiduelles doivent être représentatives des divers types de peuplements brûlés présents après le feu et être de taille et de forme variées.

À l'échelle d'un feu, la quantité minimale de forêts brûlées à maintenir devrait permettre d'atteindre, dans un premier temps, la cible établie à l'échelle du paysage. Toutefois, selon la situation dans l'unité d'aménagement, ce pourcentage serait modulable à l'échelle de chaque feu (voir section 3.2.2), pourvu qu'un **seuil minimal de 15 %** de forêts brûlées soit respecté. Sous ce seuil, on considère que le degré d'altération du milieu est sévère et que les risques de perte de biodiversité sont importants. La quantité de forêts brûlées maintenues pourrait aussi être ajustée en tenant compte de la capacité des forêts à se régénérer naturellement. Par exemple, elle pourrait être plus faible lorsque des problèmes de régénération sont appréhendés et plus élevée lorsqu'un bon succès de régénération est prévu. La quantité de forêts brûlées maintenues devrait inclure les superficies exclues de la récolte en raison de contraintes d'opération (relief accidenté, faible volume à l'hectare, etc.) ou de l'application des règlements. Cela favoriserait à la fois une récupération optimale, tout en assurant le maintien d'un seuil minimal de forêts brûlées. Finalement, le pourcentage de forêts brûlées à maintenir devrait s'appliquer à tous les types de peuplements brûlés (voir section 2.1.2).

3.2.3.3 Configuration et localisation des forêts résiduelles

Les forêts résiduelles devraient être de taille et de forme variées et être localisées de manière à favoriser leur connectivité. La configuration et la localisation des forêts résiduelles jouent plusieurs rôles. Ces forêts permettent notamment de maintenir la diversité des conditions d'habitats créés par le feu, de favoriser l'hétérogénéité dans la structure actuelle et future des peuplements, de minimiser les effets de lessivage et d'érosion, de favoriser la régénération naturelle ainsi que d'atténuer les impacts visuels causés par les effets combinés du feu et de la récolte.

Les forêts résiduelles devraient être de taille et de forme variées.

- *Blocs de forêts de grande superficie.* Les forêts brûlées de grande superficie permettent de mieux répondre aux exigences écologiques d'espèces nécessitant de grandes concentrations d'arbres morts ou possédant des domaines vitaux de grande taille. De plus, ces forêts résiduelles permettent de couvrir dans un même bloc une plus grande diversité de conditions naturellement présentes. La taille minimale de ces blocs pourrait être définie par la taille minimale des domaines vitaux d'espèces associées au feu comme le pic à dos noir (ex. : plus de 20 ha, Nappi, 2009).
- *Lisières boisées riveraines.* Compte tenu des effets potentiels du feu et de la récolte sur le lessivage des éléments nutritifs et l'érosion des sols, la préservation des lisières boisées riveraines peut jouer un rôle important dans le maintien de la qualité de l'eau et dans la protection des milieux aquatiques. Les lisières boisées riveraines, qui contiennent des forêts brûlées et non brûlées, contribuent par le fait même à maintenir une certaine connectivité au sein du territoire ayant fait l'objet de récolte.
- *Contraintes opérationnelles.* Plusieurs contraintes opérationnelles font en sorte que des superficies de forêts brûlées ne pourront pas faire l'objet de récolte. Ces forêts dispersées dans l'agglomération de coupes contribuent également à maintenir une certaine connectivité au sein du territoire ayant fait l'objet de récolte.
- *Arbres debout à valeur commerciale.* Le maintien d'un certain couvert forestier, par exemple en conservant des arbres semenciers lors des coupes partielles, peut favoriser la régénération naturelle. Cela permet aussi d'atténuer les effets négatifs de la récolte sur les conditions abiotiques qui prévalent au niveau du sol (ex. : chaleur et vent), de même que sur le maintien de certaines espèces après feu (ex. : végétation de sous-bois, faune invertébrée et oiseaux).
- *Arbres debout sans valeur commerciale.* Les arbres debout sans valeur commerciale peuvent avoir une grande valeur faunique. C'est le cas notamment des arbres déjà morts ou moribonds avant le passage du feu qui constituent des sites de choix pour certaines espèces d'oiseaux, tels les pics, qui les utilisent pour y creuser leurs cavités de nidification (Nappi, 2009).

La forêt résiduelle devrait être bien répartie dans l'ensemble du brûlis de manière à s'assurer qu'il n'y a pas de grands secteurs sans forêt résiduelle tout en favorisant la connectivité entre elles. Les zones sensibles à la récolte (ex. : sols à texture grossière), les sites soumis à des contraintes opérationnelles (ex. : pentes fortes, accès limité, coûts d'opération élevés et statut particulier de protection) ainsi que les lisières boisées riveraines devraient servir de points d'ancrage à la mise en place des autres types de forêts résiduelles afin de favoriser leur connectivité. De plus, les zones de juxtaposition entre les forêts brûlées et non brûlées constituent des habitats importants pour plusieurs espèces de vertébrés et d'invertébrés. Il serait nécessaire de maintenir une partie considérable des forêts brûlées résiduelles en bordure des forêts non brûlées de manière à favoriser leur connectivité.



Maintien de la connectivité entre des forêts brûlées et non brûlées. Ces zones de juxtaposition constituent des habitats de qualité pour plusieurs espèces.

3.2.3.4 Protection des sols et de la qualité de l'eau

Les activités de récolte après feu devraient être limitées ou modulées sur les sites sensibles au passage de la machinerie afin d'assurer la protection des sols et de la qualité de l'eau. La récolte après feu constitue, en effet, une deuxième perturbation en rafale qui peut exacerber certains effets négatifs du feu et ainsi altérer la productivité des sols et la qualité de l'eau. Afin de maintenir la capacité de production des sols, il est préférable de ne pas intervenir dans les sites potentiellement sensibles à la récolte, tels que les secteurs à pentes fortes, où l'on retrouve des sols à texture grossière et où la gravité du feu au niveau du sol est élevée. À l'inverse, il faudrait prioriser la récolte dans les zones moins sensibles, telles que les secteurs moins gravement brûlés au niveau du sol et où la couche de matière organique est plus épaisse.

Certaines pratiques d'aménagement devraient être préconisées afin de minimiser les effets négatifs potentiels de la récolte après feu sur les sols sensibles, notamment :

- adopter l'approche des saines pratiques (ministère des Ressources naturelles, 2001) lors de la mise en place d'infrastructures routières;
- favoriser le maintien de forêts résiduelles (groupées, éparses et arbres individuels) et de débris ligneux au sol;
- limiter le passage de la machinerie;
- favoriser la coupe d'hiver lorsqu'on doit éviter de perturber le sol.

Compte tenu des effets potentiels du feu et de la récolte après feu sur le lessivage des éléments nutritifs et l'érosion des sols, les dispositions concernant les lisières boisées prévues dans le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (sections II et III) devraient, au minimum, être appliquées afin d'assurer la protection des écosystèmes aquatiques. La largeur des lisières boisées pourrait être augmentée lorsque certaines des conditions susceptibles de provoquer le lessivage des éléments nutritifs et l'érosion sont réunies (ex. : pentes fortes, gravité élevée du feu au sol¹ et sols à texture grossière) et pour pallier la faible quantité de forêts résiduelles au sein des parterres récupérés adjacents. Aussi, dans les secteurs sensibles, le maintien de lisières boisées (et les modalités relatives à la modification de leur largeur) pourrait être appliqué aux cours d'eau intermittents afin d'accroître le degré de protection de l'écosystème aquatique. Compte tenu de l'incertitude liée à l'identification cartographique des cours d'eau permanents dans certaines régions, cette mesure pourrait constituer un moyen d'assurer la protection de certains cours d'eau permanents non cartographiés.



Maintien de lisières boisées brûlées et non brûlées.

3.2.3.5 Remise en production

Parce que la remise en production engendre des coûts importants, il faudrait minimiser les interventions dans les secteurs à fort potentiel de régénération naturelle ou adopter des stratégies qui conserveront ce potentiel. À l'inverse, il faudrait prioriser les interventions, faciliter l'accès et assurer la remise en production dans les secteurs susceptibles aux carences de régénération ainsi que dans les secteurs brûlés qui se sont mal régénérés à la suite des feux précédents. Dans le cas des forêts récemment brûlées, les priorités d'intervention et la nature des interventions devraient être basées sur les caractéristiques des peuplements brûlés. Les données relatives à la nature des peuplements (composition, âge, etc.), aux dépôts de surface et à la gravité du feu (couronne et au sol) peuvent être utilisées pour cibler les zones à haut potentiel de régénération naturelle et celles où des activités de récolte et de remise en production seront nécessaires (Jayen, Déry et Nappi, 2010).

Pour l'épinette noire et le pin gris, la régénération naturelle dépend à la fois de la présence d'arbres semenciers et de bons lits de germination. Le maintien d'arbres semenciers est particulièrement important pour l'épinette noire, dont la dispersion des semences est étalée sur deux à trois ans. Cette dispersion n'est donc pas complétée lorsque la récolte a lieu l'année même du feu ou l'année suivante. Le maintien d'arbres semenciers est moins critique pour la régénération du pin gris, étant donné que la dispersion des semences de cette essence se fait majoritairement pendant les premiers mois faisant suite à l'incendie, qu'elles peuvent rester viables durant plusieurs années au sol et que leur germination peut se produire sur une plus grande variété de microsites que pour celles de l'épinette noire.



La régénération de l'épinette noire est favorisée par le maintien d'arbres semenciers.

Les interventions sylvicoles devraient également tenir compte de la présence ou de l'absence de bons lits de germination. Lorsqu'il y a de bons lits de germination, les interventions sylvicoles devraient limiter la perturbation du sol (ex. : coupe d'hiver). À l'inverse, une certaine perturbation au niveau du sol pourrait permettre de créer de meilleurs lits de germination lorsque ceux-ci sont défavorables à la régénération naturelle. Les bons lits de germination, tels que les sols minéraux, l'humus et les minces couches de matière organique, sont influencés à la fois par l'épaisseur de la matière organique avant feu, par l'humidité au sol ainsi que par l'intensité du feu au sol.

3.2.3.6 Scénario de retour pour la coupe des forêts résiduelles

Les forêts résiduelles brûlées et non brûlées devraient être conservées assez longtemps afin qu'elles puissent jouer adéquatement leur rôle. Les peuplements non ou légèrement brûlés, devraient être maintenus jusqu'à ce que les secteurs adjacents en régénération aient retrouvé des caractéristiques de forêts à couvert fermé. À cet effet, les modalités

1. Il est à noter que la gravité au niveau de la couronne telle qu'elle est définie par les cartes d'impact n'est pas corrélée automatiquement à la gravité au sol. Par exemple, un feu qui se produit tôt au printemps (lorsque le sol est gelé) peut entraîner une forte gravité au niveau de la cime, mais peut n'avoir brûlé que légèrement au sol. En l'absence d'outils plus précis, cette estimation de la gravité au sol doit être validée sur le terrain.

d'aménagement pour le scénario de retour pourraient s'apparenter à celles qui concernent la forêt résiduelle dans les agglomérations de coupes. Par ailleurs, une portion de cette forêt résiduelle non ou légèrement brûlée pourrait être maintenue en permanence. Dans ce cas, elle pourrait contribuer à l'atteinte des cibles en matière de forêts à couvert fermé et vieilles à l'échelle régionale, à condition qu'elle réponde aux critères recherchés.

Dans le cas des peuplements majoritairement ou totalement brûlés, il est également important de considérer le maintien de ces derniers à long terme afin de conserver une représentativité de l'ensemble des stades successionnels (âge après feu). Les conditions d'habitat ainsi que la succession des espèces animales et végétales varient en fonction du temps écoulé depuis le feu. En ce sens, le maintien permanent d'une portion de la forêt résiduelle brûlée doit être envisagé. Cela n'exclut toutefois pas qu'une récolte tardive (par exemple, plus de 2 ou 5 ans) puisse être menée sur une portion des forêts résiduelles brûlées. Cela permettrait de maintenir certains attributs des forêts récemment brûlées et limiterait les interventions immédiatement après feu (soit pendant la période la plus critique en ce qui a trait à la biodiversité, à la fragilité des sols et à la régénération naturelle), tout en permettant de récupérer une partie des bénéfices économiques liés à la récolte. Cette stratégie pourrait également permettre d'assurer la remise en production des sites mal régénérés. Toutefois, les répercussions économiques et environnementales d'une telle pratique sont encore peu documentées. C'est pourquoi cette stratégie devrait tout d'abord être menée expérimentalement afin d'en évaluer la faisabilité et les effets.



Annexe Classification des peuplements selon la gravité du feu utilisée jusqu'en 2008¹

Classe de gravité	Description du peuplement basée sur l'état des arbres affectés par le feu ²
V	Arbres verts
V1	Mélange d'arbres verts et d'arbres roussis; les arbres verts sont plus nombreux
1V	Mélange d'arbres verts et d'arbres roussis; les arbres roussis sont plus nombreux
1	Arbres roussis; généralement moins de 25 % de chablis
2	Arbres carbonisés; généralement moins de 40 % de chablis
3	Arbres carbonisés; généralement plus de 40 % de chablis

(Adapté de Chabot, 2005)

1. Au moment de la publication du présent document, le MRNF était à réviser cette classification.

2. Arbre vert : arbre non ou peu endommagé par le feu (l'écorce peut avoir été carbonisée à la base de l'arbre); arbre roussi : arbre dont les aiguilles sont encore présentes sur l'arbre, mais qui ont roussi sous l'effet de la chaleur; arbre carbonisé : arbre dont l'écorce est carbonisée sur une grande partie du tronc et dont les aiguilles ont été consumées par le feu.

Bibliographie

- AHNLUND, H., et A. LINDHE (1992). "Endangered Wood-living Insects in Coniferous Forests – Some Thoughts from Studies of Forest-fire Sites, Outcrops and Clearcutting in the Province of Sörmland, Sweden", *Entomologisk Tidskrift*, vol. 113, n° 4, p. 13-23.
- ALBERTA SUSTAINABLE RESOURCE DEVELOPMENT (2007). *Directive 2007-01: Fire Salvage Planning and Operations*, Alberta Sustainable Resource Development, Forest Management Branch, 7 p.
- ANDRÉN, H. (1994). "Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review", *Oikos*, vol. 71, n° 3, p. 355-366.
- ANGELSTAM, P., et G. MIKUSINSKI (1994). "Woodpecker Assemblages in Natural and Managed Boreal and Hemiboreal Forest: A Review", *Annual Zoological Fennici*, vol. 31, n° 1, p. 157-172.
- BERGERON, Y. (1991). "The Influence of Island and Mainland Lakeshore Landscapes on Boreal Forest Fire Regimes", *Ecology*, vol. 72, n° 6, p. 1980-1992.
- BERGERON, Y., et autres (2006). "Past, Current, and Future Fire Frequencies in Quebec's Commercial Forests: Implications for the Cumulative Effects of Harvesting and Fire on Age-Class Structure and Natural Disturbance-Based Management", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 36, n° 11, p. 2737-2744.
- BERGERON, Y., et autres (2004). "Past, Current and Future Fire Frequency in the Canadian Boreal Forest: Implications for Sustainable Forest Management", *Ambio*, vol. 33, n° 6, p. 356-360.
- BERGERON, Y., et autres (2002). "Natural Fire Regime: a Guide for Sustainable Management of the Canadian Boreal Forest", *Silva Fennica*, vol. 36, n° 1, p. 81-95.
- BESCHTA, R. L., et autres (2004). "Post-fire Management on Forested Public Lands of the Western United States", *Conservation Biology*, vol. 18, n° 4, p. 957-967.
- BOILEAU, F., M. CRÊTE et J. HUOT (1994). "Food Habits of Black Bear, *Ursus americanus*, and Habitat Use in Gaspésie Park, Eastern Québec", *Canadian Field-Naturalist*, vol. 108, n° 2, p. 162-169.
- BOULANGER, Y., et L. SIROIS (2007). "Post-fire Succession of Saproxylic Arthropods, with Emphasis on Coleoptera, in the North Boreal Forest of Quebec", *Environmental Entomology*, vol. 36, n° 1, p. 128-141.
- BOURASSA, M.-A., et autres (2002). « Se réunir autour d'un feu : Compte-rendu du colloque sur l'aménagement des forêts après feu », *Forestry Chronicle*, vol. 78, n° 1, p. 22-24.
- BRAIS, S., D. PARÉ et R. OUIMET (2000). "Impacts of Wild Fire Severity and Salvage Harvesting on the Nutrient Balance of Jack Pine and Black Spruce Boreal Stands", *Forest Ecology and Management*, vol. 137, n° 1-3, p. 231-243.

- BROWN, J. K., et J. K. SMITH (éds) (2000). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora*, Ogden, UT, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, vol. 2, 257 p. (General Technical Report RMRS-42).
- BUDDLE, C. M., J. R. SPENCE et D. W. LANGOR (2000). "Succession of Boreal Forest Spider Assemblages Following Wildfire and Harvesting", *Ecography*, vol. 23, n° 4, p. 424-436.
- BURNS, R. M., et B. H. HONKALA (1990). *Sylvics of North America: vol. 1. Conifers*, Washington, DC, USDA Forest Service, Agriculture Handbook 654, 675 p.
- CHABOT, M. (2005). *Évaluation de la sévérité des dommages aux arbres causés par le feu et utilisation de l'information pour la préparation des plans spéciaux d'aménagement - Projet*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la conservation des forêts. [Non publié].
- CHABOT, M. (dir.), et autres (2009). « Le feu en milieu forestier », dans ORDRE DES INGÉNIEURS FORESTIERS DU QUÉBEC, *Manuel de foresterie*, 2^e édition, ouvrage collectif, Québec, Éditions MultiMondes, p. 1037-1090.
- CHARRON, I., et D. F. GREENE (2002). "Post-wildfire Seedbeds and Tree Establishment in the Southern Mixedwood Boreal Forest", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 32, n° 9, p. 1607-1615.
- COSEPAC (2008). *Espèces sauvages canadiennes en péril*, [En ligne], Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. [www.cosepac.gc.ca/fra/sct0/rpt/rpt_ecep_f.cfm].
- COURTOIS, R., et autres (2002). "Habitat Selection by Moose (*Alces Alces*) in Clear-cut Landscapes", *Alces*, vol. 38, p. 177-192.
- CRÊTE, M., et autres (2004). *Pourquoi et comment maintenir du bois mort dans les forêts aménagées du Québec – Avis scientifique*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 35 p.
- CRÊTE, M., et autres (1995). « Chronoséquence après feu de la diversité de mammifères et d'oiseaux au nord de la forêt boréale québécoise », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 25, n° 9, p. 1509-1518.
- CRÊTE, M., et P. A. JORDAN (1981). « Régime alimentaire des orignaux du sud-ouest québécois pour les mois d'avril à octobre », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 95, p. 50-56.
- DEBANO, L. F. (2000a). "The Role of Fire and Soil Heating on Water Repellency in Wildland Environments: A Review", *Journal of Hydrology*, vol. 231-232, p. 195-206.
- DEBANO, L. F. (2000b). "Water Repellency in Soils: a Historical Overview", *Journal of Hydrology*, vol. 231-232, p. 4-32.
- DIXON, W. N., et autres (1984). "Using Stem Char to Predict Mortality and Insect Infestation of Fire-Damaged Slash Pines", *Southern Journal of Applied Forestry*, vol. 8, n° 2, p. 85-88.

- DOYON, F. (2002). « Adaptation des essences méridionales au feu », dans *Actes du colloque « L'aménagement forestier et le feu »*, Chicoutimi, p. 35-42.
- DRAPEAU, P., et autres (2008). « Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessières à mousses », dans GAUTHIER, S., et autres (sous la direction de), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 361-392.
- DRAPEAU, P., et autres (2002). "Distribution Patterns of Birds Associated with Snags in Natural and Managed Eastern Boreal Forests", dans LAUDENSLAYER, W. F., et autres. *Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests*, November 2-4, 1999, Reno, NV, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, p. 193-205. (General Technical Report PSW-181).
- EBERHART, K. E., et P. M. WOODARD (1987). "Distribution of Residual Vegetation Associated with Large Fires in Alberta", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 17, n° 10, p. 1207-1212.
- EULER, D. (1981). "A Moose Habitat Strategy for Ontario", *Alces*, vol. 17, p. 180-192.
- EVANS, W. G. (1966). "Perception of Infrared Radiation from Forest Fires by *Melanophila Acuminata* De Geer (Buprestidae, Coleoptera)", *Ecology*, vol. 47, n° 6, p. 1061-1065.
- FLANNIGAN, M., et autres (2001). "Future Fire in Canada's Boreal Forest: Paleoecology Results and General Circulation Model – Regional Climate Model Simulations", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 31, n° 5, p. 854-864.
- FLEMING, R. L., et D. S. MOSSA (1996). "Seed Release from Black Spruce Cones in Logging Slash", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 26, n° 2, p. 266-276.
- FOSTER, D. R. (1983). "The History and Pattern of Fire in the Boreal Forest, Southeastern Labrador", *Canadian Journal of Botany*, vol. 61, n° 9, p. 2459-2471.
- FRASER, E., S. LANDHÄUSSER et V. LIEFFERS (2004). "The Effect of Fire Severity and Salvage Logging Traffic on Regeneration and Early Growth of Aspen Suckers in North-Central Alberta", *Forestry Chronicle*, vol. 80, n° 2, p. 251-256.
- FOREST STEWARDSHIP COUNCIL - CANADA (2004). *Norme boréale nationale*, [En ligne]. [http://remabec.com/documents/norme_boreale_FSC-2004.pdf].
- GAGNON, R. (1989). « Maintien après feu de limites abruptes entre des peuplements d'épinettes noires (*Picea mariana*) et des formations de feuillus intolérants (*Populus tremuloides* et *Betula papyrifera*) dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean (Québec) », *Le Naturaliste canadien*, vol. 116, p. 117-124.
- GALIPEAU, C., D. KNEESHAW et Y. BERGERON (1997). "White Spruce and Balsam Fir Colonization of a Site in the Southeastern Boreal Forest as Observed 68 Years After Fire", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 27, n° 2, p. 139-147.
- GARDINER, L. M. (1957). "Deterioration of Fire-Killed Pine in Ontario and Causal Wood-Boring Beetles", *The Canadian Entomologist*, vol. 89, n° 6, p. 241-263.

- GASAWAY, W. C., et S. D. DUBOIS (1985). "Initial Response of Moose, *Alces alces*, to a Wildfire in Interior Alaska", *Canadian Field-Naturalist*, vol. 99, n° 2, p. 135-140.
- GAUTHIER, S., Y. BERGERON et J.-P. SIMON (1993). "Cone Serotiny in Jack Pine: Ontogenic, Positional, and Environmental Effects", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 23, n° 3, p. 394-401.
- GAUTHIER, S., Y. BERGERON et J.-P. SIMON (1996). "Effects of Fire Regime on the Serotiny Level of Jack Pine", *Journal of Ecology*, vol. 84, n° 4, p. 539-548.
- GAUTHIER, S., et autres (2008). « Aménagement forestier écosystémique : origines et fondements », dans GAUTHIER, S., et autres (sous la direction de), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 13-40.
- GREENBERG, C. H. (2002). "Response of White-footed Mice (*Peromyscus leucopus*) to Coarse Woody Debris and Microsite Use in Southern Appalachian Treefall Gaps", *Forest Ecology and Management*, vol. 164, n° 1-3, p. 57-66.
- GREENE, D. F. (2010). Communication personnelle, professeur, Université Concordia, Departement of Geography, Planning and Environment, Montréal (Québec).
- GREENE, D. F., et autres (2005). "Seedbed Variation from the Interior Through the Edge of a Large Wildfire in Alberta", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 35, n° 7, p. 1640-1647.
- GREENE, D. F., et autres (2006). "A Field Experiment to Determine the Effect of Post-fire Salvage on Seedbeds and Tree Regeneration", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 4, n° 2, p. 69-74.
- GREENE, D. F., et autres (1999). "A Review of the Regeneration Dynamics of North American Boreal Forest Tree Species", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 29, n° 6, p. 824-839.
- GREENE, D. F., et autres (2004). "Recruitment of *Picea mariana*, *Pinus banksiana*, and *Populus tremuloides* Across a Burn Severity Gradient Following Wildfire in the Southern Boreal Forest of Quebec", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 34, n° 9, p. 1845-1857.
- GREENE, D. F., et E. A. JOHNSON (1999). "Modelling Recruitment of *Populus tremuloides*, *Pinus banksiana*, and *Picea mariana* Following Fire in the Mixedwood Boreal Forest", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 29, n° 4, p. 462-473.
- GREENE, D. F., et E. A. JOHNSON (2000). "Tree Recruitment from Burn Edges", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 30, n° 8, p. 1264-1274.
- HAGGARD, M., et W. L. GAINES (2001). "Effects of Stand-replacement Fire and Salvage Logging on a Cavity-nesting Bird Community in Eastern Cascades, Washington", *Northwest Science*, vol. 75, n° 4, p. 387-396.
- HANNAH, K. C., et J. S. HOYT (2004). "Northern Hawk Owls and Recent Burns: Does Burn Age Matter?", *Condor*, vol. 106, n° 2, p. 420-423.

- HARPER, K. A., et autres (2005). "Structural Development Following Fire in Black Spruce Boreal Forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 206, n° 1-3, p. 293-306.
- HARRINGTON, M. G. (1993). "Predicting Pinus Ponderosa Mortality from Dormant Season and Growing Season Fire Injury", *International Journal of Wildland Fire*, vol. 3, n° 2, p. 65-72.
- HOBSON, K. A., et J. SCHIECK (1999). "Changes in Bird Communities in Boreal Mixedwood Forest: Harvest and Wildfire Effects over 30 Years", *Ecological Applications*, vol. 9, n° 3, p. 849-863.
- HOYT, J. S., et S. J. HANNON (2002). "Habitat Associations of Black-backed and Three-toed Woodpeckers in the Boreal Forest of Alberta", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 32, n° 10, p. 1881-1888.
- HUTTO, R. L. (1995). "Composition of Bird Communities Following Stand-replacement Fires in Northern Rocky Mountain (U.S.A.) Conifer Forests", *Conservation Biology*, vol. 9, n° 5, p. 1041-1058.
- ICE, G. G., D. G. NEARY et P. W. ADAMS (2004). "Effects of Wildfire on Soils and Watershed Processes", *Journal of Forestry*, vol. 102, n° 6, p. 16-20.
- IMBEAU, L., M. MÖNKKÖNEN et A. DESROCHERS (2001). "Long-term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forest: A Comparison with Fennoscandia", *Conservation Biology*, vol. 15, n° 4, p. 1151-1162.
- IMBEAU, L., J.-P. L. SAVARD et R. GAGNON (1999). "Comparing Bird Assemblages in Successional Black-spruce Stands Originating from Fire and Logging", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, n° 12, p. 1850-1860.
- JAYEN, K., A. LEDUC et Y. BERGERON (2006). "Effect of Fire Severity on Regeneration Success in the Boreal Forest of Northwest Québec, Canada", *Écoscience*, vol. 13, n° 2, p. 143-151.
- JAYEN, K., S. DÉRY et A. NAPPI (2010). *Interventions de récolte dans les forêts brûlées afin de favoriser la régénération naturelle et la remise en production des peuplements*, rapport produit pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 39 p. [Non publié].
- JONSELL, M., J. WESLIEN et B. EHNSTRÖM (1998). "Substrate Requirements of Red-listed Saproxylic Invertebrates in Sweden", *Biodiversity and Conservation*, vol. 7, n° 6, p. 749-764.
- KAFKA, V., S. GAUTHIER et Y. BERGERON (2001). "Fire Impacts and Crowning in the Boreal Forest: Study of a Large Wildfire in Western Quebec", *International Journal of Wildland Fire*, vol. 10, n° 2, p. 119-127.
- KOEHLER, G. M., et M. G. HORNOCKER (1977). "Fire Effects on Marten habitat in the Selway-bitterroot Wilderness", *Journal of Wildlife Management*, vol. 4, n° 3, p. 500-505.
- KREFTING, L. W., et C. E. AHLGREN (1974). "Small Mammals and Vegetation Changes After Fire in a Mixed Conifer-hardwood Forest", *Ecology*, vol. 55, n° 6, p. 1391-1398.

- KURULOK, S., et E. MACDONALD (2004). *Impacts of Post-fire Salvage Logging on Tree Regeneration and Plant Communities in the Mixedwood Boreal Forest of Alberta*, Rapport de projet, Réseau de gestion durable des forêts, 20 p.
- KUSHLA, J. D., et W. J. RIPPLE (1997). "The Role of Terrain in a Fire Mosaic of a Temperate Coniferous Forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 95, n° 2, p. 97-107.
- LARRIVÉE, M., L. FAHRIG et P. DRAPEAU (2005). "Effects of a Recent Wildfire and Clearcuts on Ground-dwelling Boreal Forest Spider Assemblages", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 35, n° 11, p. 2575-2588.
- LAUDENSLAYER, W. F., et autres (2002). *Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests*, November 2-4, 1999, Reno, NV, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 949 p. (General Technical Report PSW-181).
- LECOMTE, N., et autres (2006). *Similarities and Differences Between Harvesting and Wildfire-induced Disturbances in Fire-mediated Canadian Landscapes*, Research Triangle Park, NC, National Council for Air and Stream Improvement Inc., 53 p. (Technical Bulletin n° 924).
- LECOURE, M. I., et autres (2000). "Effects of Post-fire Salvage Logging on Breeding Birds in Western Labrador", *Northeast Wildlife*, vol. 55, p. 39-46.
- LE GOFF, H., et autres (2005). "The Adaptive Capacity of Forest Management to Changing Fire Regimes in the Boreal Forest of Quebec", *Forestry Chronicle*, vol. 81, n° 4, p. 582-592.
- LERESCHE, R. E., R. H. BISHOP et J. W. COADY (1974). "Distribution and Habitats of Moose in Alaska", *Canadian Naturalist*, vol. 101, n° 1-2, p. 143-178.
- LINDENMAYER, D. B., D. BURTON et J. F. FRANKLIN (2008). *Salvage Logging and its Ecological Consequences*, Washington, DC, Island Press, 272 p.
- LINDENMAYER, D. B., et autres (2004). "Salvage Harvesting Policies after Natural Disturbance", *Science*, vol. 303, n° 5662, p. 1303.
- MARQUES, M. A., et E. MORA (1998). "Effects on Erosion of Two Post-fire Management Practices: Clear-cutting Versus Non-intervention", *Soil and Tillage Research*, vol. 45, n° 3-4, p. 433-439.
- MARTELL, A. M. (1984). "Changes in Small Mammal Communities after Fire in North Central Ontario", *The Canadian Field-Naturalist*, vol. 98, n° 2, p. 223-226.
- MCIVER, J. D., et L. STARR (techn. coord.) (2000). *Environmental Effects of Postfire Logging: Literature Review and Annotated Bibliography*, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 72 p. (General Technical Report PNW-486).
- MIYANISHI, K., et E. A. JOHNSON (2002). "Process and Patterns of Duff Consumption in the Mixedwood Boreal Forest", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 32, n° 7, p. 1285-1295.

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (2001). *Saines pratiques - Voirie forestière et installation de ponceaux*, Gaspé, Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 27 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, DE LA FAUNE ET DES PARCS (2005). *Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier - Plans généraux d'aménagement 2007-2012 - Document de mise en œuvre*, Québec, gouvernement du Québec, 47 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2008). *Ressources et industries forestières, Portrait statistique édition 2008*, Québec, gouvernement du Québec.
- MORISSETTE, J. L., et autres (2002). "The Response of Boreal Forest Songbird Communities to Fire and Post-fire Harvesting", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 32, n° 12, p. 2169-2183.
- MURPHY, E. C., et W. A. LEHNHAUSEN (1998). "Density and Foraging Ecology of Woodpeckers Following a Stand-replacement Fire", *Journal of Wildlife Management*, vol. 62, n° 4, p. 1359-1372.
- NAPPI, A. (2009). *Sélection d'habitat et démographie du pic à dos noir dans les forêts brûlées de la forêt boréale*, Thèse (Ph. D.), Montréal, Université du Québec à Montréal, 220 p.
- NAPPI, A., et autres (2003). "Snag Use by Foraging Black-backed Woodpeckers (*Picoides Arcticus*) in a Recently Burned Eastern Boreal Forest", *Auk*, vol. 120, n° 2, p. 505-511.
- NAPPI, A., et autres (2010). "Effect of Fire Severity on Long-term Occupancy of Burned Boreal Conifer Forests by Saproxylic Insects and Wood-foraging Birds", *International Journal of Wildland Fire*, vol. 19, n° 4, p. 500-511.
- NAPPI, A., et P. DRAPEAU (2009). "Reproductive Success of the Black-backed Woodpecker (*Picoides Arcticus*) in Burned Boreal Forests: Are Burns Source Habitats", *Biological Conservation*, vol. 142, n° 7, p. 1381-1391.
- NAPPI, A., P. DRAPEAU et J.-P. L. SAVARD (2004). "Salvage Logging After Wildfire in the Boreal Forest: Is it Becoming a Hot Issue for Wildlife?", *Forestry Chronicle*, vol. 80, n° 1, p. 67-74.
- NEARY, D. G., K. C. RYAN et L. F. DEBANO (éds.) (2005). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Soils and Water*, Ogden, UT, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, vol. 4, 250 p. (General Technical Report RMRS-42).
- NGUYEN-XUAN, T., et autres (2000). "The Importance of Forest Floor Disturbance in the Early Regeneration of the Boreal Forest of Western and Central Quebec: a Wildfire Versus Logging Comparison", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 30, n° 9, p. 1353-1364.
- NOËL, J. (2001). *Régénération forestière après feu et coupe de récupération dans le secteur de Val-Paradis, Abitibi*, Thèse (M. Sc.), Montréal, Université du Québec à Montréal et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 98 p.

- NOSS, R. F., et D. B. LINDENMAYER (2006). "Special Section: The Ecological Effects of Salvage Logging after Natural Disturbance", *Conservation Biology*, vol. 20, n° 4, p. 946-948.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (1997). *Forest Management Guidelines for the Emulation of Fire Disturbance Patterns – Analysis Results*, MRN report, 59 p. [Non publié].
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (2001). *Forest Management Guide for Natural Disturbance Pattern Emulation*, Version 3.1, Toronto, Ontario Ministry of Natural Resources, 40 p.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (2003). *Biodiversity and Ecological Considerations for Fire Salvage*, Ontario Ministry of Natural Resources, Landscape and Diversity – NW Region Implementation Team, Bulletin #10.
- PARAGI, T. F., et autres (1996). "Marten Selection of Postfire Seres in the Alaskan taiga", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 74, n° 12, p. 2226-2237.
- PAYETTE, S. (2002). « Adaptation des essences boréales au feu », dans *Actes du colloque « L'aménagement forestier et le feu »*, Chicoutimi, p. 29-31.
- PEDLAR, J. H., et autres (2002). "Coarse Woody Debris in Relation to Disturbance and Forest Type in Boreal Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 158, n° 1-3, p. 189-194.
- PERRON, N. (2003). *Peut-on et doit-on s'inspirer de la variabilité naturelle des feux pour élaborer une stratégie écosystémique de répartition des coupes à l'échelle du paysage? Le cas de la pessière à mousses de l'ouest du lac Saint-Jean*, Thèse (Ph. D.), Québec, Université Laval, 148 p.
- POTVIN, F., L. BÉLANGER et K. LOWELL (2000). "Marten Habitat Selection in a Clearcut Boreal Landscape", *Conservation Biology*, vol. 14, n° 3, p. 844-857.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et L. BÉLANGER (1999). "Short-Term Response of Wildlife to Clear-Cutting in Quebec Boreal Forest: Multiscale Effects and Management Implications", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 29, n° 7, p. 1120-1127.
- PURDON, M., S. BRAIS et Y. BERGERON (2004). "Initial Response of Understorey Vegetation to Fire Severity and Salvage-Logging in the Southern Boreal Forest of Québec", *Applied Vegetation Science*, vol. 7, n° 1, p. 49-60.
- PURDON, M., et autres (2002). *L'impact des coupes de récupération après feu en forêt boréale : leçons d'Abitibi*, 4^e Note de recherche, Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, 8 p.
- RADFORD, J. Q., A. F. BENNETT et G. J. CHEERS (2005). "Landscape-level Thresholds of Habitat Cover for Woodland-dependent Birds: An Introduction to Ecological Thresholds", *Biological Conservation*, vol. 124, n° 3, p. 317-337.
- RAPHAEL, M. G., M. L. MORRISON et M. P. YODER-WILLIAMS (1989). "Breeding Bird Populations During Twenty-five Years of Postfire Succession in the Sierra Nevada", *Condor*, vol. 89, n° 3, p. 614-626.

- ROSS, D. A. (1960). "Damage by Long-horned Wood Borers in Fire-killed White Spruce, Central British Columbia", *Forestry Chronicle*, vol. 36, n° 4, p. 355-361.
- ROWE, J. S., et G. W. SCOTTER (1973). "Fire in the Boreal Forest", *Quaternary research*, vol. 3, n° 3, p. 444-464.
- SAAB, V. A., et J. G. DUDLEY (1998). *Responses of Cavity-nesting Birds to Stand-replacement Fire and Salvage Logging in Ponderosa Pine/Douglas-fir Forests of Southwestern Idaho*, Ogden, UT, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 17 p. (Research Paper RMRS -11).
- SAAB, V. A., J. DUDLEY et W. L. THOMPSON (2004). "Factors Influencing Occupancy of Nest Cavities in Recently Burned Forests", *Condor*, vol. 106, n° 1, p. 20-36.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT (2004a). "Comparison of Coleoptera Assemblages From a Recently Burned and Unburned Black Spruce Forests of Northeastern North America", *Biological Conservation*, vol. 118, n° 5, p. 583-592.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT (2004b). "Xylophagous Insects Species Composition and Substratum Use Patterns on Fire-killed Black Spruce in Central Quebec", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 34, n° 3, p. 677-685.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT (2004c). "Landscape-Scale Habitat Selection Patterns of *Monochamus Scutellatus* (Coleoptera: Cerambycidae) in a Recently Burned Black Spruce Forest", *Environmental Entomology*, vol. 33, n° 6, p. 1703-1710.
- SAINT-GERMAIN, M., et D. F. GREENE (2009). "Salvage Logging in the Boreal and Cordilleran Forests of Canada: Integrating Industrial and Ecological Concerns in Management Plans", *Forestry Chronicle*, vol. 85, n° 1, p. 120-134.
- SAINT-GERMAIN M., et autres (2005). "Short-term Response of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) to Fire and Logging in a Spruce-Dominated Boreal Landscape", *Forest Ecology and Management*, vol. 212, n° 1-3, p. 118-126.
- SCHIECK, J., et S. J. SONG (2006). "Changes in Bird Communities Throughout Succession Following Fire and Harvest in Boreal Forests of Western North America: Literature Review and Meta-analyses", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 36, n° 5, p. 1299-1318.
- SASKATCHEWAN MINISTRY OF ENVIRONMENT (en préparation). *Forest Planning Manual, Natural Disturbance Emulation Standards and Guidelines, Standard 5 – Fire Salvage*.
- SCHMIEGELOW, F. K., et autres (2006). "Reconciling Salvage Logging of Boreal Forests with a Natural-disturbance Management Model", *Conservation Biology*, vol. 20, n° 4, p. 971-983.
- SCHMITZ, H., A. SCHMITZ et H. BLECKMANN (2000). "A New Type of Infrared Organ in the Australian "Fire-beetle" *Merimna Atrata* (Coleoptera: Buprestidae)", *Naturwissenschaften*, vol. 87, n° 12, p. 542-545.
- SCHÜTZ, S., et autres (1999). "Insect Antenna as a Smoke Detector", *Nature*, n° 398, n° 6725, p. 298-299.

- SCHWAB, F. E., et autres (2006). "Effects of Post-fire Snag Removal on Breeding Birds of Western Labrador", *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n° 5, p. 1464-1469.
- SEXTON, T. O. (1994). *Ecological Effects of Post-wildfire Salvage-logging on Vegetation Diversity, Biomass, and Growth and Survival of Pinus Ponderosa and Purshia Tridentata*, Corvallis, OR, Oregon State University, Department of Rangeland Resources, 28 p. [Non publié].
- SIMON, N. P. P., et autres (1998). "Distribution of Small Mammals Among Successional and Mature Forest Types in Western Labrador", *The Canadian Field-Naturalist*, vol. 112, n° 3, p. 441-445.
- SIMON, N. P. P., et autres (2002). "Similarity of Small Mammal Abundance in Post-fire and Clearcut Forests", *Forest Ecology and Management*, vol. 165, n° 1-3, p. 163-172.
- SIMS, H. P., et C. H. BUCKNER (1973). "The Effect of Clear Cutting and Burning of Pinus Banksiana Forests on the Populations of Small Mammals in Southeastern Manitoba", *The American Midland Naturalist*, vol. 90, n° 1, p. 228-231.
- SMITH, J. K. (éd.) (2000). *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Fauna*, Ogden, UT, USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, vol. 1, 83 p. (General Technical Report RMRS-42).
- SMUCKER, K. M., R. L. HUTTO et B. M. STEELE (2005). "Changes in Bird Abundance after Wildfire: Importance of Fire Severity and Time Since Fire", *Ecological Applications*, vol. 15, n° 5, p. 1535-1549.
- ST-PIERRE, H., R. GAGNON et P. BELLEFLEUR (1992). « Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 22, n° 4, p. 474-481.
- SUCKLING, D. M., et autres (2001). "Behavioral and Electrophysiological Responses of *Arhopalus Tristis* to Burnt Pine and Other Stimuli", *Journal of Chemical Ecology*, vol. 27, n° 6, p. 1091-1104.
- SULLIVAN, T. P., R. A. LAUTENSCHLAGER et R. G. WAGNER (1999). "Clearcutting and Burning of Northern Spruce-fir Forests: Implications for Small Mammal Communities", *Journal of Applied Ecology*, vol. 36, n° 3, p. 327-344.
- TREMBLAY, J. (2009). *Écologie de nidification du pic à dos noir (Picoides arcticus) en forêt boréale non brûlée*, Thèse (Ph. D.), Montréal, Université du Québec à Montréal, 125 p.
- TURNER, M. G., et autres (1994). "Effects of Fire on Landscape Heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming", *Journal of Vegetation Science*, vol. 5, n° 5, p. 731-742.
- VAILLANCOURT, M.-A., et autres (2009). Avis scientifique portant sur les forêts mûres et surannées, [pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune], [En ligne], Centre d'étude de la forêt. [www.cef-cfr.ca/uploads/CEF/AvisCEF_versionfinale.pdf].
- VALLAURI, D., et autres (2005). *Bois mort et à cavités : une clé pour des forêts vivantes*, Paris, Éditions Lavoisier, 405 p.

- WERNER, R. A. (2002). *Effect of Ecosystem Disturbance on Diversity of Bark and Wood-Boring Beetles (Coleoptera: Scolytidae, Buprestidae, Cerambycidae) in White Spruce (Picea glauca (Moench) Voss) Ecosystems of Alaska*, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 15 p. (Research Paper PNW-546).
- WIKARS, L.-O. (1992). "Forest Fires and Insects", *Entomologisk Tidskrift*, vol. 113, n° 4, p. 1-11.
- WIKARS, L.-O. (1997). "Pyrophilous Insects in Orsa Finnmark, Central Sweden: Biology, Distribution, and Conservation", *Entomologisk Tidskrift*, vol. 118, n° 4, p. 155-169.

