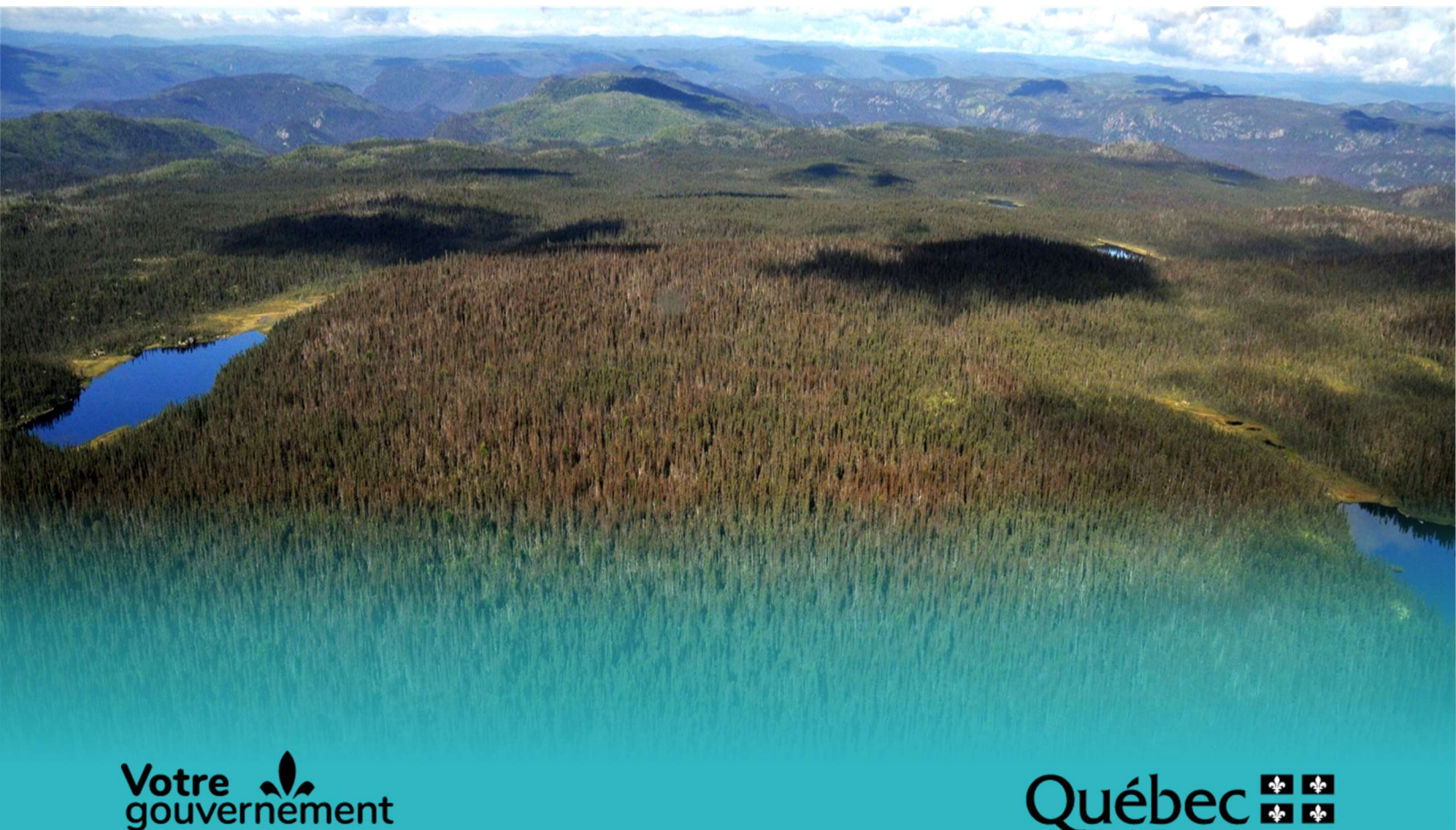


Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré

Cahier 3.2.2

Organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière – Fondements de l'approche



Coordination

Thomas Dändliker, ing.f., M. Sc., et Émie Jacques-Beaudoin, ing.f., Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers

Rédaction

Thomas Dändliker, ing.f., M. Sc., Émie Jacques-Beaudoin, ing.f., Sophie Dallaire, ing.f. et biol. M.Sc., Martin Seto, ing.f., M. Sc., Annie Belleau, Biol. Ph.D., Marie-Andrée Vaillancourt, biol. M.Sc.

Collaboration

Camille Bastien, ing.f., Alexis Schab, ing.f., M. Sc., Ariane Tremblay-Daoust, biol. M. Sc., Stéphanie Lefebvre-Ruel, ing.f., M. Sc., Jérôme Garet, ing.f., M.Sc., Lyne Giasson, Louis Bélanger, Mathieu Bouchard, Yan Boucher, Frédéric Bujold, Christine Casabon, Marianne Cheveau, Pierre-Luc Couillard, Luc Gagnon, Jean-Denis Grenier, Jean-Pierre Jetté, Paul-Émile Lafleur, Jean Lamoureux, Luc Lavallée, Luc Lavoie, Marc Leblanc, Annie Malenfant, Josée Pâquet, Claude Pâquet, Carolane Riopel-Leduc, Alain Schreiber, Mélyssa Vachon, Véronique Yelle

Remerciements

Les auteurs remercient toutes les personnes qui ont contribué à ce dossier.

Production

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, août 2022

Pour plus de renseignements

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers
5700, 4^e Avenue Ouest
Québec (Québec) G1H 6R1
Téléphone : 418 627-8650
Télécopieur : 418 643-2368
Courriel : daef@mffp.gouv.qc.ca
DAEF-0397

Référence : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (2022). Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Cahier 3.2.2 — *Organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière — Fondements de l'approche*, Québec, Gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 69 p.

Mots-clés : aménagement forestier écosystémique, enjeu écologique, organisation spatiale, forêt résiduelle, forêt d'intérieur, massifs forestiers, couvert fermé, connectivité, domaine bioclimatique de la sapinière, perturbations naturelles, habitats fauniques

Keywords: ecological issue, ecosystem-based management, forest planning, guidelines, Quebec, spatial pattern, core area, forest tracts, forest cover, wildlife habitats, natural disturbance

© Gouvernement du Québec
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2022
ISBN (PDF) : 978-2-550-92643-6

Note au lecteur

La *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* (RLRQ, chapitre A-18.1) accorde une place importante à l'aménagement écosystémique en tant qu'outil privilégié pour mettre en œuvre l'aménagement durable des forêts (article 1).

Pour consolider l'aménagement écosystémique dans les pratiques forestières, le Ministère a produit la publication *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré*. Cette publication, constituée de plusieurs cahiers, s'adresse aux professionnels chargés de la préparation des plans d'aménagement forestier intégré (PAFI), de même qu'aux personnes et aux différents groupes intéressés par l'aménagement forestier. Chaque cahier renferme l'information nécessaire à l'analyse de l'un des enjeux écologiques retenus par le Ministère et à l'élaboration de solutions pour y répondre. La publication se structure comme ceci :

- Cahier 1.0** Concepts généraux liés à l'aménagement écosystémique des forêts
- Cahier 2.1** Enjeux liés à la structure d'âge des forêts
- Cahier 3.1** Enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses
- Cahiers 3.2** Enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la sapinière
- Cahier 3.3** Enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans l'érablière
- Cahier 4.1** Enjeux liés à la composition végétale
- Cahier 5.1** Enjeux liés aux attributs de structure interne des peuplements et au bois mort
- Cahier 6.1** Enjeux liés aux milieux riverains
- Cahier 6.2** Enjeux liés aux milieux humides
- Cahier 7.1** Enjeux liés aux espèces menacées ou vulnérables
- Cahier 7.2** Enjeux liés aux espèces sensibles à l'aménagement

Ces cahiers présentent les orientations ministérielles destinées à guider le travail des professionnels dans la préparation des PAFI. Ces orientations concernent à la fois le processus d'analyse des enjeux, la détermination des objectifs et des cibles, ainsi que le choix des solutions à adopter. Trois types d'approches ont été retenus par le Ministère pour mettre en œuvre ces orientations. Selon les enjeux, une ou plusieurs de ces approches seront appliquées.

Les dispositions légales. Elles prescrivent ou interdisent certaines pratiques forestières. Leur **application est obligatoire** et ne comporte **pas de marge de manœuvre**.

Les lignes directrices. Elles précisent les orientations que le Ministère entend mettre de l'avant dans la réponse aux enjeux écologiques. Leur **application est obligatoire**, mais les praticiens disposent d'une **certaine marge de manœuvre** pour en adapter les modalités à la réalité locale lorsque cela s'avère nécessaire.

Les recommandations sur l'aménagement. Elles constituent des **suggestions de bonnes pratiques** dont l'application n'est pas obligatoire.

Ce cahier présente les informations recueillies dans la littérature scientifique qui ont servi à établir les fondements écologiques à la base de l'approche écosystémique d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière. Il accompagne le cahier 3.2.1 qui présente les orientations applicables à la planification tactique et opérationnelle, dans le cadre de cette approche.

Table des matières

Note au lecteur	I
Introduction	1
Chapitre 1 L'organisation spatiale des forêts	2
1.1 Échelles spatiales	2
1.2 Notions d'organisation spatiale	2
1.2.1 Forêt fermée ou à couvert fermé	2
1.2.2 Forêt résiduelle	3
1.2.3 Effet de lisière	3
1.2.4 Forêt d'intérieur	4
1.2.5 Massif forestier	6
1.2.6 Connectivité	6
Chapitre 2 Analyse des écarts relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts naturelles et aménagées	7
2.1 La dynamique des perturbations naturelles	7
2.2 L'influence des perturbations naturelles sur les caractéristiques spatiales des forêts naturelles	8
2.2.1 L'échelle du paysage	8
2.2.2 L'échelle de la perturbation – Forêt résiduelle	12
2.3 L'influence des modalités d'aménagement de la coupe en mosaïque, et de la coupe totale autre que la mosaïque, sur les caractéristiques spatiales des forêts aménagées	15
2.3.1 L'échelle du paysage	15
2.3.2 L'échelle de la perturbation – Forêt résiduelle	16
2.4 Les écarts entre les caractéristiques spatiales de la forêt naturelle et de la forêt aménagée	17
2.4.1 L'échelle du paysage	18
2.4.2 L'échelle de la perturbation – Forêt résiduelle	22
Résumé des écarts entre les éléments d'organisation spatiale des forêts naturelles et aménagées	25
Chapitre 3 Analyse des besoins des espèces fauniques relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts	27
3.1 Sélection des espèces associées aux enjeux d'organisation spatiale des forêts	27
3.2 Les besoins des espèces fauniques retenues en lien avec l'organisation spatiale des forêts	29
3.2.1 La paruline couronnée	29
3.2.2 La paruline à gorge noire	29
3.2.3 La paruline à poitrine baie	30
3.2.4 Le piranga écarlate	30
3.2.5 La martre d'Amérique	31
3.2.6 L'orignal	31
3.3 Les besoins des espèces fauniques par éléments d'habitat	34
3.3.1 Forêt à couvert fermé	34
3.3.2 Massifs forestiers	35
3.3.3 Forêt résiduelle	35

3.3.4	Connectivité et répartition de la forêt	37
3.3.5	Entremêlement	38
3.3.6	Impact des chemins et dérangement	39
	Résumé des besoins des espèces fauniques étudiées relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts	40
Chapitre 4	Enjeux et solutions	42
4.1	Synthèse des enjeux d'organisation spatiale	42
4.1.1	Les enjeux à l'échelle du paysage	42
4.1.2	Les enjeux à l'échelle de la perturbation	42
	Interactions entre l'organisation spatiale des forêts et d'autres enjeux d'importance	43
4.2	Orientations d'aménagement visant à pallier les enjeux d'organisation spatiale soulevés	45
Annexe A	Typologie des COS	51
Annexe B	Résumé des cibles de planification tactique pour l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière	52
Annexe C	Résumé des cibles de planification opérationnelle pour l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière	53
Bibliographie		55

Liste des tableaux

Tableau 1 Échelles spatiales et subdivisions territoriales pour la prise en compte des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts.....	2
Tableau 2 Synthèse de la littérature scientifique concernant la taille des perturbations naturelles présentes dans les domaines bioclimatiques de la sapinière	11
Tableau 3 Synthèse de la littérature scientifique concernant les caractéristiques de la forêt résiduelle dans les perturbations naturelles présentes dans les domaines bioclimatiques de la sapinière	14
Tableau 4 Liste des espèces sélectionnées et caractéristiques de leurs habitats.....	28
Tableau 5 Synthèse des éléments relatifs à l'enjeu de l'organisation spatiale des forêts pour les espèces documentées, et seuils associés s'il y a lieu	33
Tableau 6 Besoins sommaires des espèces fauniques étudiées relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts à l'échelle du paysage	40
Tableau 7 Besoins sommaires des espèces fauniques étudiées relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts à l'échelle de la perturbation.....	41
Tableau 8 Liens entre les éléments d'organisation spatiale des forêts, les constats tirés de la littérature et les orientations/recommandations d'aménagement sous l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière.....	46

Liste des figures

Figure 1 Effet de lisière (75 m) sur des forêts à couvert fermé, causé par la présence d'aires de coupe totale ou de forêt de moins de 7 m de hauteur.....	4
Figure 2 Proportion théorique de forêt d'intérieur présente dans une parcelle de forêt résiduelle de forme circulaire en fonction de sa taille en considérant un effet de lisière de 75 m	5
Figure 3 Représentation simplifiée des approches d'organisation spatiale applicables en sapinière en vertu du règlement en vigueur	17
Figure 4 Forêts matures et vieilles de la sapinière en Mauricie dans la situation où les feux étaient les seules perturbations (Tittler, 2010b).	18
Figure 5 Forêts matures et vieilles de la sapinière en Mauricie dans la situation où les coupes forestières s'ajoutent aux feux (Tittler, 2010b).	19

Carte

Carte 1 Domaines et sous-domaines bioclimatiques de la sapinière du Québec méridional	7
---	---

Introduction

La *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* (LADTF) (RLRQ, chapitre A-18.1) vise à implanter un aménagement durable des forêts, notamment par un aménagement écosystémique. L'aménagement écosystémique consiste à assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes en diminuant les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle. Les principaux écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle sont relativement bien connus et documentés de sorte que le Ministère s'est basé sur ces connaissances pour retenir sept grands enjeux écologiques¹. L'organisation spatiale des forêts, c'est-à-dire l'agencement des différents peuplements forestiers dans le temps et dans l'espace, constitue l'un de ces enjeux.

Pour élaborer une approche écosystémique en matière d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière, le Ministère a exploré deux volets complémentaires, soit les effets des perturbations naturelles sur la mosaïque forestière et les besoins en habitat de certaines espèces sensibles à l'aménagement ou d'intérêt socio-économique. Cette complémentarité permet d'obtenir les informations nécessaires à la détermination des enjeux écologiques en présence, de même qu'à la détermination des solutions afférentes. Bien qu'elle n'ait pas fait l'objet d'un chapitre détaillé, l'influence de l'organisation spatiale des forêts sur l'adaptation des écosystèmes aux changements climatiques, sur la gestion des signaux paysagers, ainsi que sur l'opérationnalité des chantiers de coupe, a été considérée.

Ce document présente les informations recueillies dans la littérature scientifique qui ont servi à établir les fondements des orientations de l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière, pour la planification tactique et opérationnelle. Ces orientations sont présentées en détail dans le cahier 3.2.1².

¹ Pour en savoir plus, consulter le cahier 1 – Concepts généraux liés à l'aménagement écosystémique des forêts, accessible en ligne : https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/Cahier_1_General.pdf.

² Pour en savoir plus, consulter le cahier 3.2.1 – Organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière – Orientations pour la planification tactique et opérationnelle, accessible en ligne : https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/cahier_3_2_1_sapiniere_orientations.pdf

Chapitre 1 L'organisation spatiale des forêts

En milieu forestier, l'organisation spatiale porte sur l'arrangement des peuplements forestiers dans le temps et dans l'espace, à différentes échelles de perception. La façon dont sont organisés ces peuplements dans le paysage a un effet sur le fonctionnement des processus écologiques et sur le maintien de la biodiversité. En planifiant la récolte, les aménagistes se préoccupent de la configuration des coupes et de la forêt résiduelle. Ils doivent réfléchir à la quantité de coupes, à leur forme et à leur disposition à l'intérieur des chantiers d'opération et dans le grand paysage. Dans un contexte d'aménagement écosystémique, la réduction des écarts entre la forêt naturelle et la forêt aménagée sur le plan de l'organisation spatiale des forêts est visée.

Ce chapitre présente les éléments essentiels à la compréhension de l'approche d'organisation spatiale des forêts. Les orientations et les cibles de la planification tactique et opérationnelle relatives à cette approche dans les domaines bioclimatiques de la sapinière sont résumées aux annexes A et B.

1.1 Échelles spatiales

Les enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts sont présents à différentes échelles qui peuvent être regroupées à celle du paysage et à celle de la perturbation. Les enjeux à l'échelle du peuplement sont abordés dans le cahier 5.1³.

Tableau 1 Échelles spatiales et subdivisions territoriales pour la prise en compte des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts

Échelle spatiale	Subdivision territoriale	Principales caractéristiques
Paysage	UTA (maximum 1 000 km ²)	Massif forestier Couvert forestier fermé Connectivité
Perturbation	COS (20 km ² en moyenne)	Forêt résiduelle Forêt d'intérieur Entremêlement Connectivité

1.2 Notions d'organisation spatiale

1.2.1 Forêt fermée ou à couvert fermé

Dans les orientations d'aménagement écosystémique, les expressions « forêt fermée » et « forêt à couvert fermé » sont utilisées pour désigner la forêt constituée de peuplements de 7 m ou plus de hauteur. La densité du couvert forestier ou la présence de perturbations partielles n'influencent pas cet attribut qui réfère uniquement à la hauteur de la forêt. Ainsi, les peuplements de 7 m ou plus de hauteur qui ont été récoltés par des coupes partielles sont considérés comme étant des peuplements à couvert fermé.

La forêt à couvert fermé joue un rôle important dans le maintien de la connectivité entre les habitats. Les espèces sensibles à la fragmentation de leur habitat évitent généralement les perturbations récentes telles que les coupes forestières. Bien que l'habitat préférentiel de certaines espèces soit la forêt mature, elles n'évitent pas les forêts à couvert fermé, comme elles le font pour les forêts récemment récoltées.

³ Pour en savoir plus, consulter le cahier 5.1 – Enjeux liés aux attributs de structure interne des peuplements et au bois mort, accessible en ligne : https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/cahier_5_1_structure_interne.pdf.

(voir la section 3.3.1). Cette forêt sert aussi de couvert d'abri à plusieurs espèces fauniques d'intérêt telles que l'orignal et le tétras du Canada.

Du point de vue de la qualité esthétique des paysages, Pâquet et Bélanger (1997) ont constaté que les peuplements de 7 m ou plus de hauteur formaient un paysage visuellement acceptable pour la presque totalité des sujets de leur étude (voir l'encadré du chapitre 4).

1.2.2 Forêt résiduelle

L'appellation « forêt résiduelle » est utilisée pour désigner les portions de forêt de 7 m ou plus de hauteur qui demeurent en place à la suite d'une perturbation naturelle ou d'une intervention sylvicole. La forêt résiduelle peut prendre la forme de blocs, de parcelles de forêt, de fragments, de lisières, etc. Il est question de forêt résiduelle lorsque la forêt à couvert fermé est analysée à l'échelle de la perturbation (Tableau 1).

1.2.3 Effet de lisière

La présence d'une ouverture dans le couvert forestier (ex. : coupe totale, chemin, etc.) a une influence sur la végétation et sur les conditions d'habitats des forêts adjacentes, comme la température, l'humidité, la lumière disponible ainsi que la vitesse du vent (Forman et Alexander, 1998; Forman et Deblinger, 2000; Boucher et autres, 2011b). La zone forestière qui est modifiée par l'ouverture du couvert est appelée « forêt de lisière » ou « forêt de bordure », et l'effet de l'ouverture est appelé « effet de lisière » ou « effet de bordure » (Saunders et autres, 1991; Murcia, 1995).

L'effet de lisière se fait sentir sur une distance variable de l'ouverture, selon les espèces fauniques et floristiques. Il varie approximativement de 50 à 100 m, en se basant sur les exigences de différentes espèces fauniques plus sensibles associées à la forêt d'intérieur (Tableau 5). L'effet de lisière varie aussi selon les écosystèmes, les types de perturbations ayant causé l'ouverture du couvert forestier et les variables analysées pour le documenter (Franklin et autres, 2021). Dans cette méta-analyse de plusieurs études sur l'effet de lisière, utilisant un large spectre d'espèces, les auteurs identifient une distance moyenne d'effet de lisière de moins de 50 m pour les perturbations anthropiques en forêts boréale et tempérée. La durée de l'effet de lisière généré par les chemins varie selon le caractère permanent ou temporaire de ceux-ci (National Council for Air and Stream Improvement, Inc., 2008).

Sur la base de ces observations, une largeur de 75 m a été retenue pour l'effet de lisière dans les domaines bioclimatiques de la sapinière. La Figure 1 schématise l'effet de lisière dans deux situations distinctes. À gauche est représenté l'effet de lisière dans un bloc de forêt résiduelle au sein d'une aire de récolte. À droite sont représentés les effets de lisières de plusieurs ouvertures dans une matrice de forêt à couvert fermé.

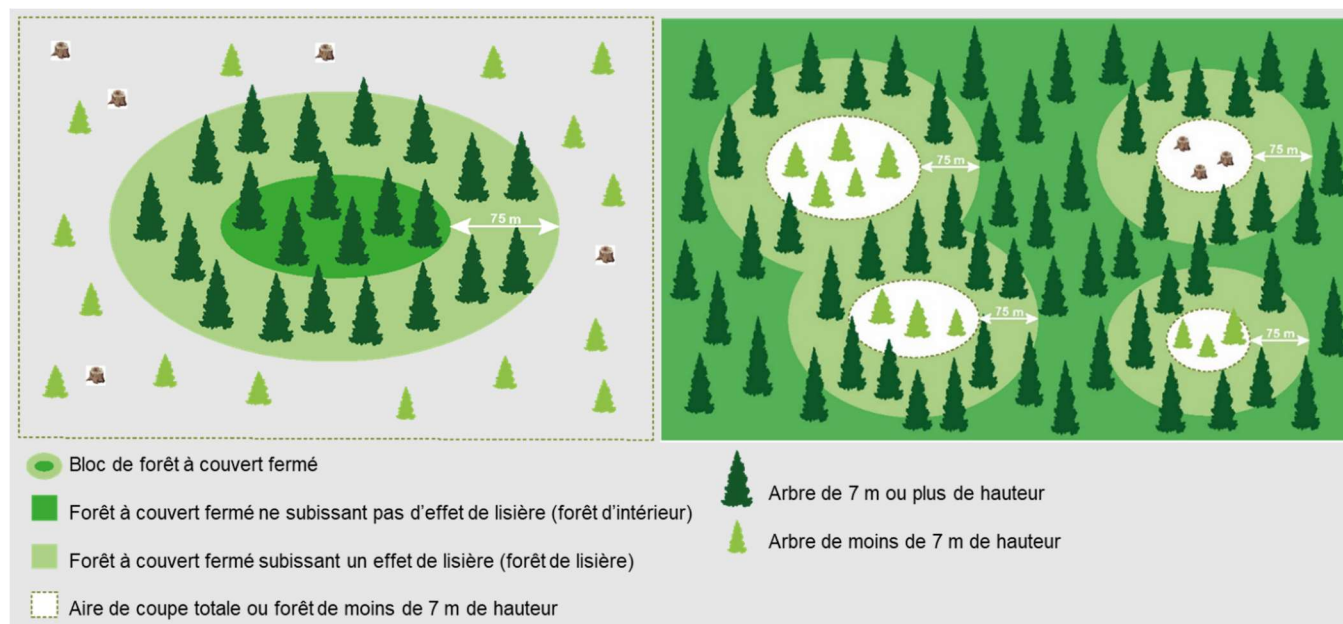


Figure 1 Illustration d'un effet de lisière de 75 m sur des forêts à couvert fermé, causé par une ouverture dans le couvert forestier

Certaines espèces ayant besoin d'un entremêlement entre les éléments de leur habitat utilisent intensivement les forêts de lisière. Pour ces espèces, la proximité entre le couvert et la nourriture est un élément favorable. Il s'agit d'un effet de lisière positif. Par exemple, la bordure entre le couvert forestier et un jeune peuplement d'une vingtaine d'années permet au lièvre d'Amérique, à l'orignal et à l'ours noir d'accéder facilement à la nourriture disponible dans le jeune peuplement, tout en étant près d'un couvert protecteur. La section 3.3.5 explique plus en détail l'entremêlement et les espèces fauniques qui y sont associées.

D'autres espèces, toutefois, sont sensibles à l'effet de lisière et bénéficieront de la forêt d'intérieur pour nicher, se nourrir et même se déplacer. Il s'agit, entre autres, de la situation du grimpereau brun et de la paruline couronnée. Bien qu'elle n'utilise pas exclusivement la forêt d'intérieur, la martre d'Amérique sélectionne les paysages où il y a une plus grande proportion de cette forêt. De façon générale, les lisières sont plus à risque pour la prédation de l'animal ou son nid. La section 3.3.3 traite plus en détail de l'effet de lisière.

1.2.4 Forêt d'intérieur

La forêt d'intérieur est la portion de la forêt qui ne subit pas l'effet de lisière, donc où les espèces fauniques et floristiques ne sont pas affectées par la présence d'une ouverture adjacente dans le couvert. Comme l'effet de lisière varie selon les espèces considérées et les conditions forestières, la forêt d'intérieur peut se trouver à une distance variable de la bordure de l'ouverture. Indépendamment de cette distance, la proportion de la superficie forestière d'un territoire présentant des conditions de forêt d'intérieur est inversement proportionnelle à la quantité d'ouvertures et de forêts de lisière qui s'y trouvent (Gascon et autres, 2000). Ainsi, plus le nombre d'ouvertures dans la matrice forestière augmente, plus la quantité de forêts de lisière augmente et plus la quantité de forêts d'intérieur diminue (Figure 1, image de droite). Cela favorise notamment les espèces associées aux forêts de lisière, au détriment des espèces associées aux forêts d'intérieur (Leduc, 1996; Hannon et autres, 2002; Potvin et Bertrand, 2004; Saint-Laurent et autres, 2007; Cooke et autres, 2010).

La quantité de forêt d'intérieur présente dans une forêt résiduelle dépend de sa taille, de sa forme et de l'effet de lisière considéré (Leduc, 1996). Plus sa taille est grande et sa forme compacte, se rapprochant d'un cercle, plus la proportion de forêt d'intérieur sera élevée (Leduc, 1996). Une configuration de forme linéaire offre ainsi une plus faible proportion de forêt d'intérieur par rapport à sa superficie qu'une configuration de forme compacte (Boucher et autres, 2011 b). La Figure 2 illustre, pour un effet de lisière de 75 m et une parcelle de forêt résiduelle théorique de forme circulaire, la proportion de forêt d'intérieur qu'elle comprend en fonction de sa taille. On constate que l'augmentation de la taille de la parcelle de forêt résiduelle a un effet positif important sur la proportion de forêt d'intérieur, jusqu'à un certain point d'inflexion qui se situe environ à 25 ha.

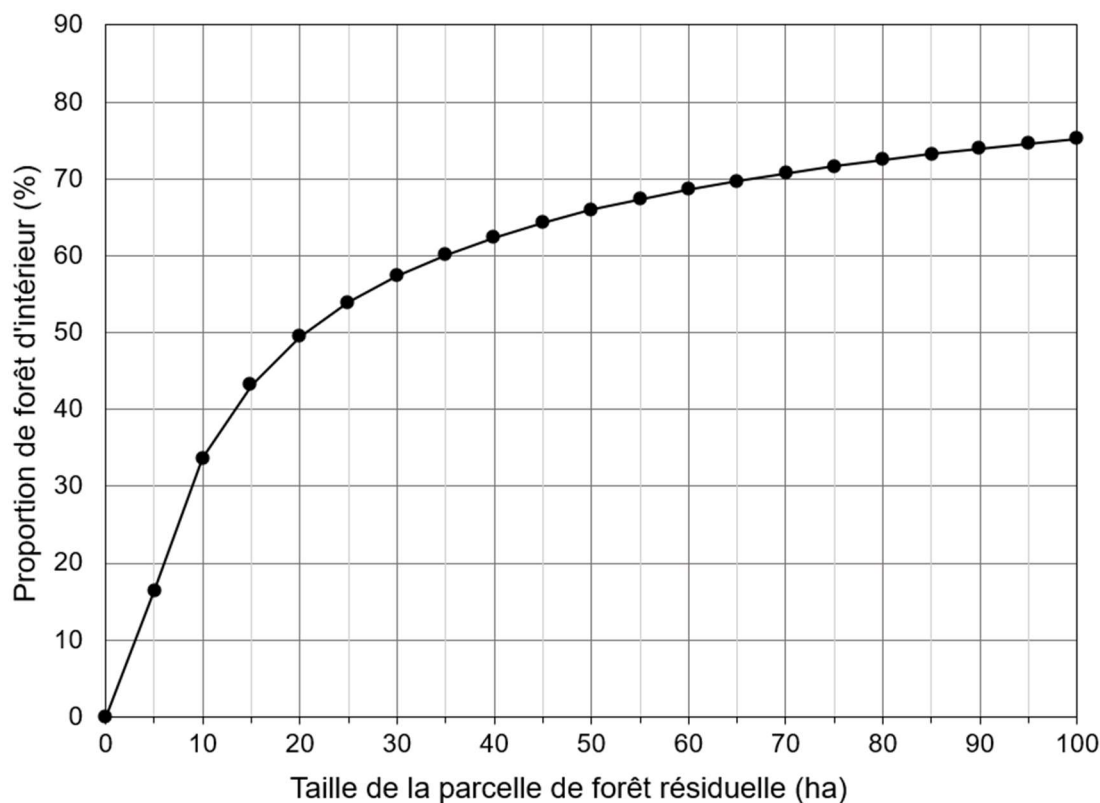


Figure 2 Proportion théorique de forêt d'intérieur présente dans une forêt résiduelle de forme circulaire en fonction de sa taille, en considérant un effet de lisière de 75 m

1.2.5 Massif forestier

Un massif forestier est une aire forestière de plusieurs kilomètres carrés composée majoritairement de forêt à couvert fermé. Par la proportion importante de forêt à couvert fermé qui le compose, le massif forestier comprend une concentration élevée de forêt d'intérieur. Dans les orientations d'aménagement écosystémique, le seuil de 70 % de forêt de 7 m ou plus de hauteur est utilisé pour qualifier la dominance de forêt à couvert fermé d'un massif forestier.

Les espèces à grand domaine vital associées à la forêt d'intérieur, qui évitent les milieux ouverts ou encore qui sont particulièrement sensibles aux perturbations du couvert forestier, recherchent des forêts suffisamment grandes pour répondre à leurs besoins vitaux. La présence de massifs forestiers de grande taille dans le paysage leur est donc essentielle. Les massifs forestiers de plus de 30 km² et majoritairement composés de couverts forestiers fermés répondent aux besoins de la majorité de ces espèces. C'est le cas de la martre d'Amérique, de la paruline couronnée ou du grimpereau brun (voir les sections 3.2 et 3.3.2). D'autres espèces plus sensibles telles que le caribou forestier ont besoin de massifs forestiers très peu perturbés (Plante et autres, 2021).

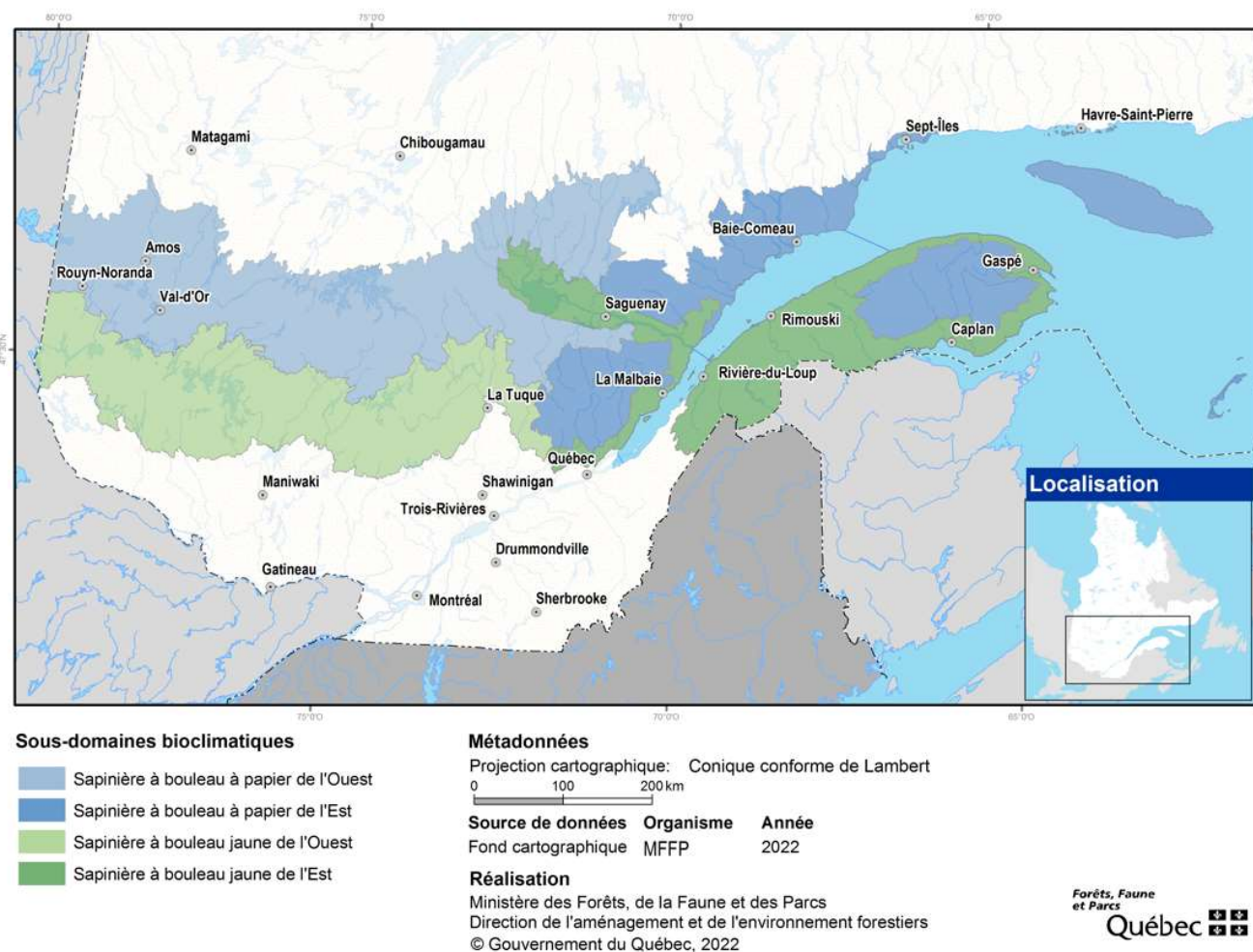
1.2.6 Connectivité

La connectivité réfère à la capacité d'un milieu de permettre la dispersion des espèces entre les habitats propices à leur survie. La connectivité se définit différemment d'une espèce à l'autre, selon sa taille, son domaine vital et ses exigences. Par exemple, une espèce donnée pourrait avoir besoin d'un habitat favorable continu, tandis qu'une autre pourrait se satisfaire de fragments d'habitats dont l'éloignement est assez faible pour permettre son déplacement. Le type de milieu à traverser entre les bons habitats définit aussi le niveau de connectivité. En ce sens, un milieu qui peut être traversé ou qui n'est pas perçu comme une barrière ne causera pas un bris de connectivité. La connectivité s'évalue à chacune des échelles spatiales.

Chapitre 2 Analyse des écarts relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts naturelles et aménagées

2.1 La dynamique des perturbations naturelles

L'organisation spatiale des peuplements forestiers dans un paysage de forêts naturelles résulte de la dynamique des perturbations naturelles. Le présent chapitre se focalise sur l'organisation spatiale des forêts dans les domaines et sous-domaines bioclimatiques de la sapinière du Québec méridional (Carte 1).



Carte 2 Domaines et sous-domaines bioclimatiques de la sapinière du Québec méridional

La dynamique des perturbations naturelles est principalement influencée par les conditions climatiques (Gauthier et autres, 2001). Les principales perturbations naturelles qui dynamisent les paysages forestiers des domaines bioclimatiques de la sapinière sont, par ordre d'importance selon les superficies touchées, les feux, les épidémies d'insectes (principalement de la tordeuse des bourgeons de l'épinette), les chablis et la mortalité par pied d'arbre (Boucher et autres, 2011a). Toutefois, la grande diversité des

conditions climatiques dans la sapinière fait en sorte que les intervalles de retour moyen (ou cycle)⁴ de ces perturbations y varient (Gauthier et autres, 2001).

Le climat plus chaud et sec dans la portion ouest de la sapinière fait en sorte qu'historiquement, les paysages forestiers naturels y étaient principalement dynamisés par les feux (Bergeron et autres, 2004; Carcaillet et autres, 2001; Lesieur et autres, 2002; Lortie, 1979). À l'opposé, le climat plus froid et humide dans la portion est de la sapinière fait en sorte qu'historiquement, les paysages forestiers naturels y étaient principalement dynamisés par des perturbations secondaires comme les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) et les chablis, de même que par la mortalité par pied d'arbre (Baskerville, 1975; MacLean, 1984; Morin, 1994; Leblanc et Bélanger, 2000; Bélanger, 2001; Despons et autres, 2004; Boulanger et Arseneault, 2004; de Römer et autres, 2007; Pinna et autres, 2009).

De plus, dans les sapinières de hautes altitudes de la portion est de la sapinière (sous-régions écologiques 5e-S, 5f-S et 5i-S)⁵, les conditions climatiques sont limitantes pour le développement des populations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Blais, 1985) et peu propices à la propagation des feux (Couillard et autres, 2013). Les paysages forestiers naturels y étaient donc principalement dynamisés par la mortalité par pied d'arbre et les chablis partiels (Boucher et Grondin, 2012).

2.2 L'influence des perturbations naturelles sur les caractéristiques spatiales des forêts naturelles

2.2.1 L'échelle du paysage

À l'échelle du paysage, l'approche d'organisation spatiale se focalise sur la répartition et la taille des aires récemment perturbées, sur la dominance du couvert forestier fermé ainsi que sur la répartition des massifs forestiers, et ce, à une échelle de centaines de kilomètres carrés (Tableau 1). En forêt naturelle, les différentes perturbations ont des effets variés sur ces composantes du paysage forestier.

Feux

Le feu est la perturbation naturelle la plus fréquente parmi celles considérées en forêt boréale. De façon générale, l'influence des feux diminue du nord vers le sud, de même que de l'ouest vers l'est, sous l'influence des régimes de précipitations et du climat (Saucier et autres, 2009). La combinaison des traits spécifiques du feu selon sa sévérité, soit leur fréquence et leur taille, constitue un régime de perturbations propre à la forêt boréale et fluctue d'une région à l'autre (Leduc et autres, 2002). Selon le registre des états de référence (Boucher et autres, 2011a), l'intervalle de retour moyen des feux est plus court pour la sapinière de l'ouest (de 150 à 300 ans) comparativement à la sapinière de l'est (de 180 à 750 ans).

Dans la portion ouest de la sapinière, des études montrent que les feux formaient généralement de grandes aires en régénération (100 à 10 000 ha) distribuées aléatoirement dans le paysage (Bergeron et autres, 2004). Une étude menée dans les domaines de la sapinière en Mauricie révèle que la plupart des feux étaient assez petits, mais que la grande majorité du territoire brûlé (85 %) était le résultat des feux de plus de 10 000 ha (Tittler, 2010b). Aussi, on constate que dans cette étude, la taille moyenne des feux dans la sapinière à bouleau blanc est de 9 500 ha, et de 7 000 ha dans la sapinière à bouleau jaune. Également en Mauricie, Dragotescu (2008) a relevé des tailles de feux variant de 136 à 4 270 ha avec une médiane de 1 406 ha.

Dans une autre étude de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest en Mauricie, la majorité des feux avaient une taille inférieure à 150 ha. Cependant, 89 % de la superficie dans ce territoire a été brûlée par une minorité (15 %) de feux ayant plus de 1 000 ha (Alvarez, 2009). Un constat semblable a été fait au

⁴ L'intervalle de retour moyen (ou cycle) d'une perturbation correspond au nombre d'années requises pour que cette perturbation affecte une superficie équivalente à celle du territoire d'intérêt (ex. : région écologique, unité homogène de végétation) (Gauthier et autres, 2001).

⁵ Pour en savoir plus, consulter la carte des régions écologiques du Québec méridional, accessible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/inventaire/carte-regions-ecologiques.pdf>.

Témiscamingue quant à la fréquence et la grandeur des feux pour le même sous-domaine bioclimatique. En effet, les feux les plus fréquents (70 %) étaient de petites tailles, alors que les grands feux, moins nombreux (30 %), occupaient une grande place dans le paysage. Aussi, la taille médiane des 35 feux cartographiés (postérieurs à 1890) est de 2 700 ha, les deux plus grands feux atteignant 33 700 et 43 800 ha (Bouchard et autres, 2004). Aussi au Témiscamingue, Dragotescu (2008) a constaté des tailles de feux variant de 355 à 7 976 ha avec une médiane de 1 484 ha.

Bien que les feux soient rares dans la sapinière de l'est, certains feux ont été relativement graves et ont couvert de très grandes superficies, notamment en Gaspésie où des feux de 80 000 à 250 000 ha ont été répertoriés (Pinna et autres, 2009). Dans la péninsule gaspésienne, deux grands feux (23 000 ha et 150 000 ha) ont été responsables de plus de 50 % de la superficie brûlée durant la période 1920-2003, alors que les feux de plus petites tailles étaient nombreux (Kneeshaw et autres, 2008). La taille moyenne des feux observée dans cette partie de la Gaspésie est de 7 330 ha. Une autre étude dans la sapinière à bouleau blanc en Gaspésie révèle une taille de feux variant de 6 ha à 7 500 ha avec une moyenne de 1 400 ha (Pinna et autres, 2009). L'étude de Perrotte Caron et autres (2015), menée dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est, indique une superficie moyenne des feux de 109 ha, allant de 6 à 290 ha. Dans la région de la Côte-Nord, Bouchard et autres (2008a) constatent que les paysages forestiers ont été façonnés par trois grands feux, supérieurs à 200 000 ha et de nombreux feux de taille intermédiaire, de 1 000 à 100 000 ha. Ceux-ci créent des massifs dominés par des espèces de débuts de succession au sein d'une matrice qui contient majoritairement des peuplements mélangés irréguliers de sapin baumier et d'épinette noire (Bouchard et autres, 2008a).

Au niveau de la répartition spatiale, les études démontrent que les feux sont distribués de façon aléatoire et que la distance entre les feux est variable (Leduc et autres, 2002; Tittler, 2010b). Dans la région de la Mauricie, la distance moyenne entre les feux se situe à 16 km et à 21 km, respectivement dans la sapinière à bouleau blanc et la sapinière à bouleau jaune (Tittler, 2010b).

Épidémies d'insectes

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) est l'un des insectes ravageurs les plus nuisibles dans les forêts boréales de l'est de l'Amérique du Nord (Kneeshaw et Bergeron, 2015). Les épidémies de TBE sont apparues de façon périodique tous les 25 à 40 ans durant le XX^e siècle (Campbell, 2007) et ont une importante influence dans les domaines bioclimatiques de la sapinière (Belle-Isle et Kneeshaw, 2007). La plus grande vulnérabilité du sapin baumier, par rapport à l'épinette noire, explique en partie ce phénomène (Morin et autres, 2008). La TBE étant dépendante de l'espèce hôte, l'aire de répartition et la distribution de l'espèce hôte peuvent soit limiter ou permettre l'étendue spatiale des épidémies (MacLean, 2004; Robert et autres, 2018). L'étendue spatiale d'une épidémie sera également influencée par la dynamique des populations d'insectes, comme par exemple si l'épidémie commence à un épicycle et se propage, ou si elle commence de manière synchrone à plusieurs endroits en raison de facteurs climatiques et/ou biotiques (MacLean, 2004; Royama, 1984; Bouchard et autres, 2017). L'intervalle de retour moyen des épidémies de la TBE est plus court dans la sapinière de l'ouest (de 350 à 850 ans) comparativement à la sapinière de l'est (de 500 à 2 860 ans) (Boucher et autres, 2011a).

Au Témiscamingue, lors la dernière épidémie de la TBE, 8 % du territoire forestier a connu une mortalité totale. Cette proportion concorde avec la superficie des forêts dominées par le sapin (Bouchard et autres, 2008b). Dans les peuplements à dominance de sapin baumier, les épidémies de la TBE créaient des ouvertures de taille variant de 2 à 50 ha, distribuées de façon diffuse dans le couvert forestier (MacLean, 2004; Kneeshaw et autres, 2008; Belle-Isle et Kneeshaw, 2007). Dans l'est de la sapinière, la taille moyenne des ouvertures créées par la TBE était de 0,33 ha et la taille des ouvertures n'excédait pas 11 ha (Belle-Isle et Kneeshaw, 2007). Dans une autre étude dans la sapinière à bouleau blanc, Pinna et autres (2009) ont observé que les superficies affectées par les épidémies de TBE variaient de 6 ha à 405 ha avec une moyenne de 96 ha.

Le régime de perturbations principales de la Forêt Montmorency et de sa région est essentiellement associé aux épidémies récurrentes de la TBE, suivies du chablis et, dans une moindre mesure, des feux. Ce régime induit des paysages caractérisés par une mosaïque hétérogène fine dans laquelle les peuplements de toutes dimensions et de tous âges s'entremêlaient (Leblanc et Bélanger, 2000).

Chablis

Dans plusieurs forêts d'Amérique du Nord, les chablis sont les perturbations du paysage les plus fréquentes (Borman et Likens, 1979). Le nombre d'individus touchés explique les différentes intensités de chablis. Ainsi, un chablis intense (chablis total) peut renverser l'intégralité du couvert forestier, alors qu'un chablis faible à modéré (chablis partiel) permettra aux arbres les plus résistants de rester sur pied (Peterson et Pickett, 1991). L'espèce d'arbre est un déterminant important du risque de chablis (Canham et autres, 2001; Rich et autres, 2007). Parmi les conifères, le sapin baumier est souvent signalé comme étant plus vulnérable aux dommages causés par le vent que les épinettes, principalement parce qu'il est plus sujet à la pourriture du pied et des racines (Lavoie et autres, 2012; Ruel, 2000; Ruel et Benoit, 1999). Aussi, les peuplements de sapins baumiers sont plus vulnérables au chablis à la suite d'infestations d'insectes (Leblanc et Bélanger, 2000). L'intervalle de retour moyen des chablis totaux est de 1 720 à 10 205 ans dans la sapinière de l'ouest, et de 4 165 à 5 265 ans dans la sapinière de l'est (Boucher et autres, 2011a), ce qui n'en fait pas des perturbations de première importance dans ces domaines bioclimatiques. Les chablis partiels sont beaucoup plus fréquents que les chablis totaux.

Alors que la taille moyenne est de 3 ha en chablis partiel et de 4 ha en chablis total (Perrotte et autres, 2015), il arrive que de grands chablis se produisent, renversant de grandes superficies (Lévesque, 1997). Des études menées dans l'est de la forêt boréale ont révélé que les chablis variaient de 0,5 ha à 100 ha, et la plupart des ouvertures (c.-à-d. 92 %) avaient une superficie de 4 ha ou moins (Waldron et autres, 2014; Kneeshaw et autres, 2008). Des chablis ont eu lieu sur l'île d'Anticosti, notamment en 1996 lorsqu'un chablis couvrant 6 070 ha a généré des ouvertures variant de 0,1 à 171 ha (Barrette et autres, 2010).

Trouées

Bien qu'elles ne marquent pas le paysage autant que les perturbations sévères, les trouées jouent un rôle important dans la dynamique forestière de la sapinière à bouleau jaune (Doyon et Sougavinski, 2002; Doyon et Bouffard, 2008). Les trouées sont de petites ouvertures provoquées par la chute ou la mort d'un ou de plusieurs arbres de façon localisée. Elles seraient dues en partie aux épidémies d'insectes, aux chablis, aux feux de faible envergure et à la mortalité naturelle des sujets sénescents, malades, cariés ou dominés (Archambault et autres, 1997; Roy et autres, 2011).

Dans la région de Portneuf, la taille des trouées varie de 20 à 2 100 m² pour des tailles moyennes maximales de 270 m² (0,03 ha) (Kneeshaw et Prévost, 2007). La plupart de ces trouées sont de petites tailles et sont surtout causées par la mortalité du sapin baumier et du bouleau jaune. Dans la péninsule gaspésienne, la taille des trouées varie entre 3 et 698 m², avec une moyenne de 28 m² (Römer et autres, 2007).

Ainsi, le régime par trouée se fait de façon diffuse dans les peuplements, sous forme d'ouvertures pouvant atteindre 1 ou 2 hauteurs d'arbres, soit moins d'un hectare.

Tableau 2 Synthèse de la littérature scientifique concernant la taille des perturbations naturelles présentes dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Perturbation naturelle	Région	Constats tirés de la littérature scientifique
Feu sévère	Portion ouest de la sapinière	Les incendies de moins de 10 ha sont plus abondants dans le sud, tandis que les incendies entre 100 et 10 000 ha sont plus abondants au nord.
	Témiscamingue	La taille médiane des feux est de 2 700 ha. Dans une autre étude, la taille médiane des feux s'élève à 1 484 ha.
	Mauricie	Dans la sapinière à bouleau blanc, la taille moyenne est de 9 500 ha, alors que dans la sapinière à bouleau jaune, elle est de 7 000 ha. Proche de La Tuque, les feux brûlant des grandes superficies sont très rares et la taille médiane des feux s'élève à 1 406 ha.
	Côte-Nord	Le paysage forestier est dominé par des feux de grandes superficies, allant de 20 000 à 200 000 ha.
	Gaspésie	Dans la péninsule gaspésienne, deux grands feux ont été responsables de plus 50 % de la superficie brûlée, tandis que les feux plus petits sont plus nombreux. La taille moyenne des feux observée est de 7 330 ha. Dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est, la superficie moyenne des feux est estimée à 109 ha.
Épidémie grave de TBE	Portion ouest de la sapinière	La mortalité causée par la TBE est généralement plus diffuse que celle occasionnée par les feux, et les parcelles de mortalité dépassent rarement 50 ha. Bien que les grandes superficies soient moins nombreuses, elles couvrent tout de même une proportion significative du territoire.
	Gaspésie	Le territoire touché par l'épidémie est principalement composé d'ouvertures inférieures à 2 ha, et n'a pas d'ouverture supérieure à 11 ha. Dans une autre étude dans la sapinière à bouleau blanc, la superficie moyenne affectée par les épidémies de TBE est de 96 ha.
	Québec	L'abondance des peuplements de petites tailles issus du renouvellement post-TBE induit une mosaïque hétérogène fine à l'échelle du paysage. La taille moyenne des perturbations est 7,8 ha.
Chablis total	Gaspésie	Les chablis présentent les plus faibles tailles (moyennes de 2,6 ha à 3,6 ha) parmi les perturbations naturelles. Cependant, de grands chablis (200 à 300 ha) se sont également produits dans la péninsule gaspésienne.
	Île d'Anticosti	Les tailles moyennes sont généralement inférieures à 0,1 ha.
	Côte-Nord	Alors que la taille moyenne est de 4 ha en chablis total, il arrive que de grands chablis se produisent renversant de grandes superficies.
Trouées	Gaspésie	La taille moyenne des trouées est de 28 m ² , alors que la médiane est à 11 m ² .
	Québec	Les trouées ont une taille moyenne de 270 m ² et une médiane de 180 m ² .

Paysage forestier naturel

En conclusion, les paysages de forêts naturelles des domaines de la sapinière résultant de cette dynamique étaient dominés par des forêts matures et vieilles formant une matrice continue « mitée » par de petites ouvertures, mais aussi parfois par de très grandes ouvertures, réparties de façon aléatoire à l'échelle du paysage. Par exemple, dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, Lecomte et autres (2010) ont évalué que la variabilité naturelle du couvert forestier de plus de 30 ans était de 75 à 96 %. Dans la région de la Gaspésie à l'est, des analyses réalisées par Pinna et autres (2009) montraient que les forêts naturelles présentaient des proportions de forêts matures et vieilles variant de 56 à 83 % selon les territoires d'analyse.

2.2.2 L'échelle de la perturbation – Forêt résiduelle

Après une perturbation naturelle, même sévère, une partie des arbres et des peuplements survit. Il s'agit de la forêt résiduelle. Selon les types de perturbations et les régions, les proportions et la configuration de la forêt résiduelle varient.

Feux

Après des feux, la forêt résiduelle est souvent constituée de peuplements forestiers en partie vivants, qui se présentent sous la forme d'arbres individuels ou groupés en superficies de tailles variables (Gasaway et DuBois, 1985). En plus des arbres survivants, les superficies résiduelles se composent de chicots et de débris ligneux. Sur le long terme, on attribue à ces arbres isolés ou groupés résiduels un rôle déterminant dans le fonctionnement du nouvel écosystème, car ils représentent pour les mammifères, les oiseaux, les insectes et les microorganismes des refuges qui leur permettent de se maintenir sur le territoire perturbé (Cooke et autres, 2010; Gandhi et autres, 2001; Gasaway et DuBois, 1985).

La sévérité des feux est très variable et a un effet direct sur la forêt résiduelle. Plus le feu est de faible intensité, plus un grand nombre d'arbres sont en mesure de survivre. À l'inverse, plus un feu est intense, plus la mortalité des arbres est élevée. Des études réalisées en forêt boréale indiquent qu'il existe une grande variabilité dans la proportion des forêts résiduelles laissées par les feux, soit de 5 à 50 % (Bergeron et autres, 2002) ou de 7 à 37 % dans le domaine de la pessière à mousses (Perron, 2003). Plus spécifiquement, dans la sapinière, Dragotescu et Kneeshaw (2012) ont observé une proportion de forêt résiduelle dans les feux variant entre 7 et 19 %, dont la proportion moyenne était de 13 % en Abitibi-Témiscamingue et de 11 % en Mauricie. En ce qui concerne la taille, la superficie moyenne des forêts résiduelles dans les feux était de 29 ha en Abitibi-Témiscamingue et de 22 ha en Mauricie. Leur taille maximale était de 84 ha en Abitibi-Témiscamingue et de 81 ha en Mauricie. Une autre étude menée dans les forêts mixtes de l'Ontario démontre que 20 % des superficies résiduelles avaient moins de 5 ha, 35 % se situaient entre 5 et 50 ha et 45 % étaient supérieurs à 50 ha (Ontario Ministry of Natural Resources, 2001). Les résultats de Kafka et autres (2001) en pessière à mousses présentent une taille moyenne des superficies complètement épargnées par le feu de 43 ha, et de 114 ha pour les superficies affectées partiellement, dominées par des tiges vertes. Ils ont observé que l'interaction entre les différentes composantes du site et du peuplement, soit le matériel de surface, l'âge du peuplement et sa composition, affecte de façon significative la propagation du feu. Il en résulte un spectre dans la proportion de tiges vertes et de tiges brûlées à l'intérieur des forêts résiduelles.

Une relation positive entre la superficie du feu et la proportion de forêt résiduelle non connectée à la bordure de l'air perturbée a été observée par Perron (2003). Toutefois, il n'y aurait pas d'effet de la superficie du feu sur la proportion de forêt résiduelle totale épargnée par le feu (Perron, 2003; Dragotescu, 2008). De plus, une corrélation positive a été observée entre la superficie des aires brûlées et la superficie moyenne des structures résiduelles, de même qu'entre la superficie des aires brûlées et la superficie maximale de ces blocs (Dragotescu et Kneeshaw, 2012).

Concernant la forme des structures résiduelles, elle peut être évaluée selon l'indice de forme, soit le ratio périmètre/superficie. Cet indicateur augmente plus la forme de la forêt résiduelle est linéaire. Dans son

étude, Dragotescu (2008) a trouvé un indice de forme moyen des forêts résiduelles dans les perturbations par le feu de 1,5-1,6, ce qui traduit une forme relativement circulaire.

Kafka et autres (2001) constatent dans l'étude d'un grand feu du domaine bioclimatique de la pessière à mousses que 84 % de la superficie brûlée se trouve à une distance de moins de 500 m d'un peuplement épargné par le feu ou faiblement brûlé, ou de la périphérie de la perturbation. Ce pourcentage grimpe à 99 % lorsque la distance considérée est de 1 000 m. Enfin, en fonction de la topographie du terrain, de la direction du feu par rapport aux cours d'eau et de la sinuosité de ces derniers, entre 0 et 60 % de la forêt résiduelle se trouve à moins de 100 m d'un cours d'eau (Dragotescu et Kneeshaw, 2012). Cette proportion de forêt résiduelle se trouvant à moins de 100 m d'un cours d'eau avait tendance à être concentrée à proximité des cours d'eau de forme sinueuse, alors qu'elle était faible à quasi absente à proximité des cours d'eau de forme plus rectiligne situés sur des terrains plats, ou lorsque la direction du feu était parallèle à celle du cours d'eau. Les résultats montraient également que la proportion de la forêt résiduelle se trouvant à moins de 100 m d'un cours d'eau représentait environ la moitié de la proportion se trouvant à moins de 200 m de celui-ci, ce qui suggère une répartition relativement uniforme des forêts résiduelles près de l'eau.

Épidémies d'insectes

Les perturbations causées par les épidémies de la TBE n'affectent pas le territoire de la même façon que le font les feux. Les perturbations s'inscrivent plutôt dans une dynamique qui influence le couvert forestier sur des périodes de plusieurs années, ce qui génère de grandes superficies de forêt à structure irrégulière. En effet, les épidémies ont pour conséquence de créer un patron complexe de défoliation. De plus, une proportion de tiges persiste à l'intérieur d'ouvertures engendrées (De Grandpré et autres, 2018). Après les cas d'épidémie sévère de la TBE, Bouchard et autres (2003) ont observé un couvert forestier résiduel de 10 à 20 % dans les forêts du Témiscamingue. D'aoust et autres (2004) ont, quant à eux, observé, inversement, un degré d'ouverture de 45 % dans le peuplement le plus affecté par l'insecte de leur étude. Comme les hôtes de l'insecte sont spécifiques (sapin baumier, épinettes blanche, rouge et noire), la composition du peuplement influence le niveau de mortalité résultant de l'épidémie. Un degré de mortalité du sapin baumier de 22 % en peuplement feuillu, de 51 à 57 % en peuplement mixte et de 71 % en peuplement résineux a également été observé par D'aoust et autres (2004). La présence d'essences feuillues dans les peuplements pourrait donc réduire la défoliation des espèces hôtes au cours des premières années de l'épidémie (De Grandpré et autres, 2018). La forêt résiduelle est souvent dominée par des espèces non hôtes de la TBE, dont le thuya, le bouleau blanc et le bouleau jaune (Bouchard et autres, 2004; 2005), ainsi que certaines épinettes blanches moins vulnérables à la défoliation que le sapin (Belle-Isle, 2006).

Chablis

Au Québec, un chablis est considéré total lorsque plus de 75 % de la surface terrière⁶ est renversée, et partiel lorsque 25 à 75 % de la surface terrière d'un peuplement demeure sur pied. Il existe une grande variabilité dans la proportion de forêt résiduelle qui persiste dans les chablis partiels. Plusieurs facteurs influencent la sévérité d'un chablis tels que la nature des essences forestières, leur état de santé, leur relation hauteur/diamètre, l'âge et la structure des peuplements, les caractéristiques du sol et du site, etc. (De Grandpré et autres, 2018). Par exemple, la mortalité due au chablis est accrue dans les forêts surannées, les peuplements situés sur des sols peu profonds ou lorsque les forêts ont été affectées par un passage récent de la TBE (Bouffard et autres, 2003).

L'intervalle de retour des chablis totaux étant de plusieurs milliers d'années, il est considéré ne pas avoir un effet marqué sur la structure des peuplements, comme la longévité des essences forestières est beaucoup moindre. L'intervalle de retour des chablis partiels est, quant à lui, beaucoup plus court. Pour cette raison, les effets des chablis partiels sur la forêt résiduelle influencent davantage la détermination

⁶ Surface de la face transversale des tiges d'un peuplement, à 1,30 m de hauteur par rapport au sol, exprimée en m²/ha.

des orientations d'aménagement écosystémique. Cet aspect est abordé dans le cahier 5.1, qui traite de la structure interne des peuplements.

Tant dans les chablis partiels que totaux, d'importantes zones faiblement affectées persistent à la suite de la perturbation. Dans les chablis totaux, ces structures résiduelles contribuent à établir une structure hétérogène dans les peuplements suivants. Dans les chablis partiels, Waldron et autres (2014) ont observé, en superposant un quadrillage à des photographies de chablis, que 60 % des quadrilatères couvrant la zone perturbée présentaient une ouverture du couvert de moins de 25 %, et que seulement 5 % d'entre eux présentaient un couvert complètement renversé par le vent. À l'aide de la même méthode, ils ont constaté que 15 % de la superficie des chablis totaux était, quant à elle, complètement renversée.

Tableau 3 Synthèse de la littérature scientifique concernant les caractéristiques de la forêt résiduelle dans les perturbations naturelles présentes dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Perturbation naturelle	Constat tiré de la littérature
Feux	La forêt résiduelle (arbres isolés ou groupés) joue un rôle déterminant dans le fonctionnement du nouvel écosystème.
	Il y a une grande variabilité dans la proportion de forêt résiduelle post-feux : • 5 à 50 % (forêt boréale) • 7 à 37 % (pessière à mousses) • 7 à 19 % (sapinière) ○ 13 % (Abitibi-Témiscamingue) ○ 11 % (Mauricie)
	Il y a absence de relation entre la taille des feux et la proportion totale de forêt résiduelle.
	Il existe une relation positive entre la taille des feux et : • La proportion de forêt résiduelle non connectée à la bordure; • La taille moyenne des forêts résiduelles; • La taille maximale des forêts résiduelles. L'indice de forme des forêts résiduelles est d'environ 1,5-1,6, soit une forme relativement circulaire. La répartition de la forêt résiduelle le long des cours d'eau est relativement uniforme.
Épidémies d'insectes	Les épidémies de TBE ont pour conséquence de créer un patron complexe de défoliation et une hétérogénéité dans les ouvertures du couvert. Après les cas d'épidémie sévère de la TBE, un couvert forestier résiduel de 10 à 20 % a été observé dans les forêts du Témiscamingue. Puisque les hôtes de la TBE sont spécifiques (sapin baumier; épinettes blanche, rouge et noire), la composition du peuplement influence le niveau de mortalité.
Chablis	Les chablis totaux sont considérés ne pas avoir un effet marqué sur la structure des forêts puisque l'intervalle de retour est très long.
	Il existe une grande variabilité dans la proportion de forêt résiduelle qui persiste dans les chablis partiels. Les essences forestières présentes, leur état de santé, la relation hauteur/diamètre des tiges, l'âge et la structure des peuplements, et les caractéristiques du sol sont des facteurs qui influencent la sévérité des chablis.

2.3 L'influence des modalités d'aménagement de la coupe en mosaïque, et de la coupe totale autre que la mosaïque, sur les caractéristiques spatiales des forêts aménagées

Dans les domaines bioclimatiques de la sapinière, la réglementation encadre la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) selon deux approches de répartition spatiale, soit la coupe en mosaïque (CMO) et la coupe totale autre que la coupe en mosaïque. Pour référer simplement à ces deux approches, l'appellation « approches CMO-CPRS » sera utilisée. Au moins 60 % des superficies annuelles récoltées dans une unité d'aménagement doivent être planifiées selon les dispositions de la CMO⁷. Un sommaire des modalités d'aménagement de chacune des deux approches, de même que leur influence sur les caractéristiques spatiales des forêts, sont présentés dans les sous-sections qui suivent.

2.3.1 L'échelle du paysage

À l'échelle du paysage, peu de modalités encadrent la récolte sous les approches CMO-CPRS. Plusieurs chantiers de récolte peuvent se juxtaposer si les aires de récolte respectent les dispositions du Règlement sur l'aménagement durable des forêts (RADF). Toutefois, sous les approches CMO-CPRS, un minimum de 30 % de forêt de 7 m ou plus de hauteur doit être maintenu à l'échelle des unités territoriales de référence (UTR)⁸. La superficie des UTR représente au plus 300 km² dans les domaines bioclimatiques de la sapinière.

La juxtaposition de chantiers, dans le respect du RADF, peut occasionner de vastes superficies morcelées par la coupe s'étendant progressivement, dans lesquelles la forêt à couvert fermé se trouve fragmentée. En effet, la dispersion des chantiers de récolte rend difficile le maintien de massifs forestiers non perturbés. De plus, la dispersion augmente la quantité de chemins à construire et à entretenir, à court terme, pour récolter une superficie équivalente qui serait plus regroupée (Nadeau, 2002).

La présence d'un réseau de chemins forestiers contribue à la fragmentation du territoire. L'importance d'évaluer l'enjeu de la fragmentation par les chemins, en considérant l'ensemble du réseau routier plutôt que chacun des chemins de façon individuelle, a été soulignée par Lugo et Gucinski (2000) et McGarigal et autres (2001). En effet, il a été démontré que la répartition spatiale des chemins avait une plus grande influence que la densité de chemins sur la structure du paysage (Tinker et autres, 1998), et que cette influence était maximale lorsque les chemins étaient uniformément distribués à l'échelle du paysage (Reed et autres, 1996).

⁷ Pour en savoir plus, consulter l'article 143 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, accessible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide/>.

⁸ Pour en savoir plus, consulter l'article 131 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, accessible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide/>.

2.3.2 L'échelle de la perturbation – Forêt résiduelle

La réglementation limite la taille des aires de récolte à 150 ha dans les deux approches. Plus précisément, au minimum 70 % des superficies récoltées doivent avoir une dimension inférieure ou égale à 50 ha, et au minimum 90 % doivent avoir une dimension inférieure ou égale à 100 ha⁹.

Dans l'approche de la CMO, les aires de coupe totale doivent être séparées par des superficies boisées d'une largeur d'au moins 200 m (ou d'au moins 100 m si les aires de coupe ont une superficie de moins de 25 ha) et d'une hauteur de 3 m ou plus¹⁰. Aussi, à l'intérieur des chantiers en CMO, une superficie équivalente ou supérieure à celle des aires de coupe doit être identifiée comme forêt résiduelle. Celle-ci doit avoir une largeur d'au moins 200 m, être constituée à 80 % de peuplements de 7 m ou plus de hauteur et présenter plusieurs autres caractéristiques spécifiques¹⁰. La forêt résiduelle identifiée doit être maintenue jusqu'à ce que la régénération dans les aires de coupe ait atteint une hauteur moyenne de 3 m ou plus pour un minimum de 10 ans suivant la coupe¹⁰. L'identification et le maintien d'une forêt résiduelle visent à assurer la présence de composantes du couvert forestier servant d'abri à la faune, et à encadrer la répartition des coupes dans le temps et l'espace. Les superficies boisées entre les aires de coupe qui ne sont pas identifiées comme forêt résiduelle doivent, quant à elles, être maintenues jusqu'à ce que la régénération dans les aires de coupe ait atteint une hauteur moyenne de 3 m ou plus sans contrainte de temps¹⁰.

Dans un chantier en CMO, environ la moitié de la superficie est constituée de forêts à couvert fermé à la suite du premier passage de coupe. Lors du deuxième passage, la majorité de la forêt restante peut être récoltée, et le reste pourra être récolté lorsque la régénération aura atteint au moins 3 m de hauteur dans les aires de récolte du deuxième passage (Figure 3). Lors du deuxième passage, la récolte des superficies boisées entre les aires de récolte du premier passage et la récolte de la forêt résiduelle aux conditions prévues, peut engendrer de grandes superficies dominées par des forêts en régénération et des forêts de 3 m ou plus de hauteur. La proportion de forêt à couvert fermé dans les limites du chantier peut donc être faible, principalement concentrée dans les lisières boisées riveraines qui demeurent en tout temps. La forêt d'intérieur peut alors être absente ou quasi absente.

Dans l'approche de la coupe totale autre que la coupe en mosaïque, les aires de coupe totale doivent être séparées par des lisières boisées d'une largeur d'au moins 60 m (ou d'au moins 100 m lorsqu'une ou les deux aires de coupe couvrent une superficie entre 100 ha et 150 ha), et d'une hauteur de 3 m ou plus. Ces lisières représentent environ 15 % de rétention dans le chantier (Figure 3) et doivent être maintenues jusqu'à ce que la régénération dans les aires de coupe ait atteint une hauteur moyenne de 3 m ou plus¹¹. Leur maintien vise à conserver sur le territoire des écrans visuels à la coupe, de même que des corridors pour le déplacement de la faune dans le but de maintenir une connectivité entre les forêts résiduelles. Cependant, ces corridors présentent une largeur insuffisante pour contenir de la forêt d'intérieur, en plus d'être sujets au renversement par le vent. Le deuxième passage de la coupe est susceptible d'engendrer de grandes superficies dominées par des forêts en régénération et des forêts de 3 m ou plus de hauteur. En effet, la proportion de forêt à couvert fermé dans les limites du chantier pourrait y être nulle si ce n'était du maintien des lisières boisées riveraines, et il pourrait y avoir absence de forêt d'intérieur.

⁹ Pour en savoir plus, consulter l'article 134 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, accessible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide/>.

¹⁰ Pour en savoir plus, consulter les articles 139, 141 et 142 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, accessible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide/>.

¹¹ Pour en savoir plus, consulter l'article 136 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, accessible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide/>.

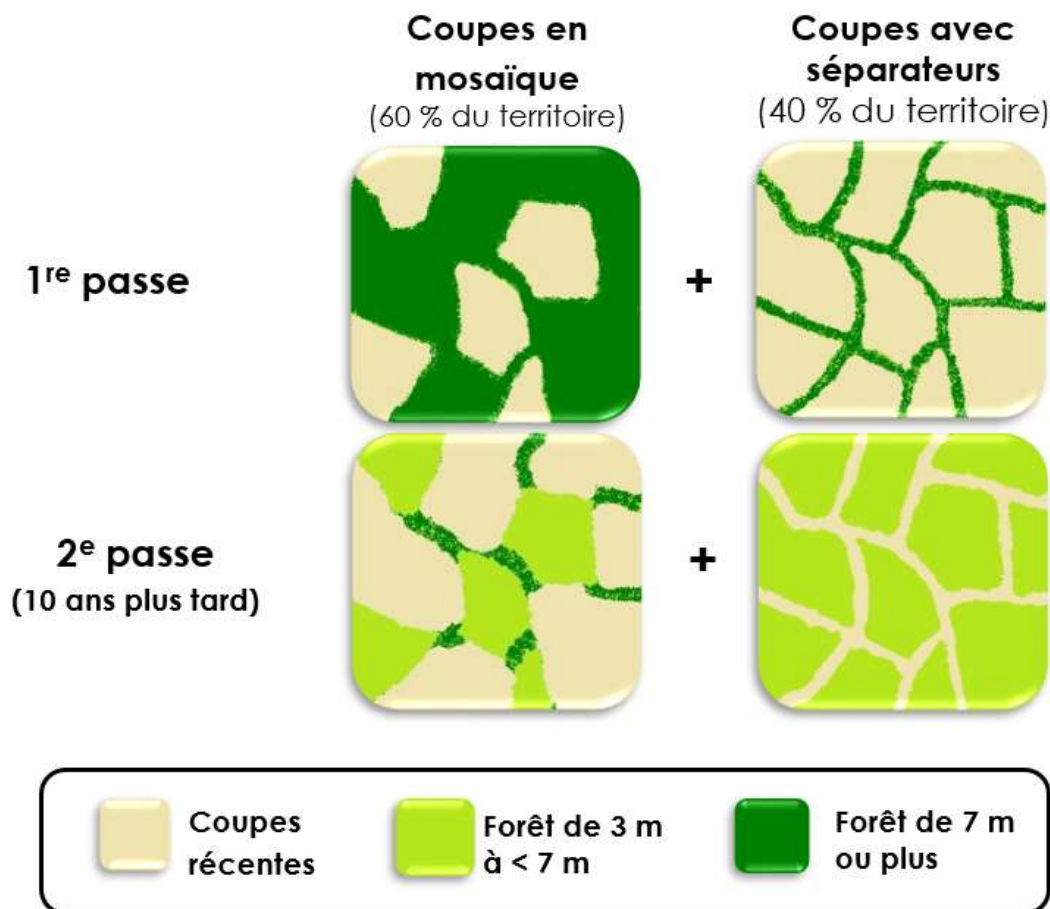


Figure 3 Représentation simplifiée des patrons de récolte du premier et du deuxième passage des approches réglementaires CMO-CPRS

2.4 Les écarts entre les caractéristiques spatiales de la forêt naturelle et de la forêt aménagée

Dans les domaines bioclimatiques de la sapinière, des études démontrent que la coupe en mosaïque et autres coupes totales avec séparateurs, appliquées par voie réglementaire depuis 2003, accentuent les écarts avec la forêt naturelle sur le plan de l'organisation spatiale des forêts (Dragotescu, 2008; Lecomte et autres, 2010; Tittler, 2010a et b; Belleau, 2012; Perrotte Caron et autres, 2012; Belle-Isle et Kneeshaw, 2007). Ceci peut mener à des répercussions sur les processus écologiques et la biodiversité (Gauthier et autres, 2008).

Les sous-sections suivantes présentent les principaux écarts entre l'influence des perturbations naturelle et l'influence des modalités d'aménagement des approches réglementaires CMO-CPRS sur l'organisation spatiale des forêts à l'échelle du paysage et à l'échelle de la perturbation.

2.4.1 L'échelle du paysage

Forêt à couvert fermé

Dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, dans l'ouest de la sapinière, Lecomte et autres (2010) ont évalué que la variabilité naturelle du couvert forestier de plus de 30 ans était de 75 à 96 %. Dans la région de la Gaspésie, dans l'est, des analyses réalisées par Pinna et autres (2009) à l'échelle des régions écologiques montraient que les forêts naturelles présentaient des proportions de forêts matures et vieilles variant de 56 à 83 % selon les territoires d'analyse.

Tittler (2010b) a effectué une comparaison entre la forêt aménagée mature et vieille et une situation hypothétique naturelle, à partir des données de feux. Pour ce faire, les peuplements affectés par des feux entre 1932 et 2007 ont été soustraits du paysage forestier. L'analyse des figures 4 et 5 permet d'observer le contraste entre la dominance des grands massifs de forêts matures et vieilles présents dans le paysage hypothétique naturel (Figure 4) et la quasi-absence de ceux-ci dans le paysage aménagé où les forêts matures et vieilles sont morcelées (Figure 5).

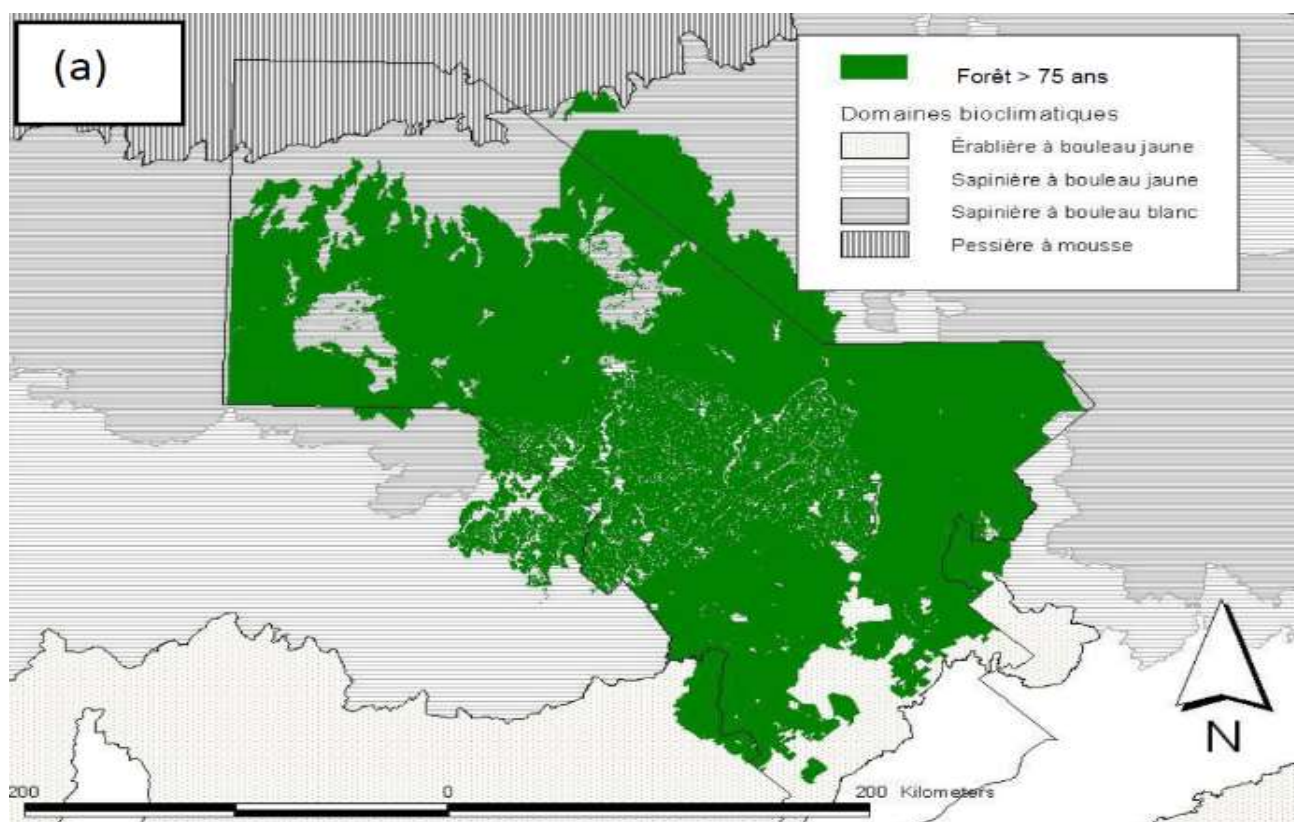


Figure 4 Forêts matures et vieilles de la sapinière en Mauricie dans la situation où les feux étaient les seules perturbations (Tittler, 2010b)

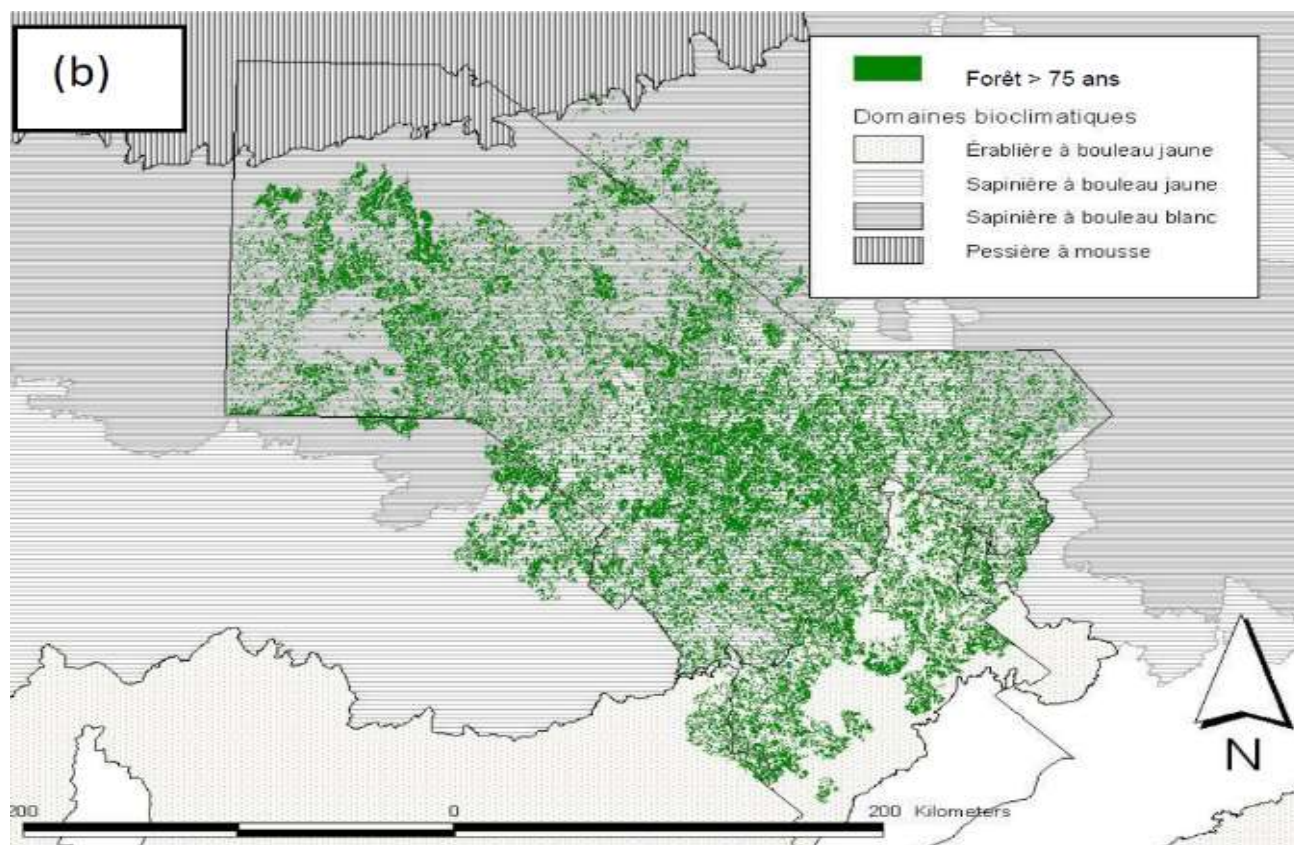


Figure 5 Forêts matures et vieilles de la sapinière en Mauricie dans la situation où les coupes forestières s'ajoutent aux feux (Tittler, 2010b)

Massifs forestiers

Lecomte et autres (2010) ont répertorié, à l'échelle des unités homogènes de végétation (UHV)¹², les massifs de forêts matures et vieilles d'une superficie d'au moins 500 ha, comprenant peu ou pas de chemins, et ceux ne comprenant aucun chemin. Ils ont évalué les écarts entre la forêt naturelle et la forêt aménagée. Des écarts importants ont été observés en termes de quantité. En effet, la proportion de massifs comprenant peu ou pas de chemins variait de 19 à 47 %, alors que celle pour les massifs ne comprenant aucun chemin variait de 8 à 28 %. En considérant la dominance de la forêt de plus de 30 ans dans les paysages naturels de cette région (75 à 96 %), on peut déduire que cette proportion de massifs était bien moindre que celle trouvée en forêt naturelle.

Perrotte Caron et autres (2012) ont analysé la forêt gaspésienne de 2005 et ont démontré que les forêts d'intérieur de 12 m ou plus de hauteur y présentaient des proportions variant de 13 à 25 %. Comme les proportions de forêts matures et vieilles en forêt naturelle variaient de 56 à 83 % dans cette région, ils déduisent une diminution importante de la forêt d'intérieur. Cette diminution est principalement attribuée à l'effet de lisière dû aux chemins et aux coupes, en plus de la réduction de la proportion de forêt de 12 m ou plus de hauteur. Ils ont aussi analysé la proportion de cette forêt d'intérieur qui était organisée en massif forestier de 1 000 ha d'un seul tenant ou plus. Celle-ci représentait entre 8 et 47 % de la forêt d'intérieur, ce qui refléterait une diminution importante par rapport à la forêt naturelle.

¹² Pour en savoir plus sur les unités homogènes de végétation, consulter Grondin et autres (2007).

Connectivité

Le degré de connectivité entre les massifs comprenant peu ou pas de chemins a également été étudié par Lecomte et autres (2010) en Abitibi-Témiscamingue. Pour ce qui est de la distance entre les massifs comprenant peu ou pas de chemins, de 7 à 35 % de la superficie productive des UHV se trouvaient à plus de 3 km de ce type de massifs, alors que de 3 à 18 % se trouvaient à plus de 5 km et de 0 à 4 % se trouvaient à plus de 10 km. De façon générale, le degré de connectivité entre les massifs était considéré comme étant sévèrement affecté par l'occupation humaine. Les principales causes de cette fragmentation étaient la déforestation lors de la colonisation, l'éparpillement des coupes totales lors des dernières décennies et l'omniprésence du réseau routier.

Perrotte Caron et autres (2012), en Gaspésie, ont aussi analysé la connectivité entre les forêts d'intérieur de 12 m ou plus de hauteur. Ils ont démontré que les forêts aménagées ont un niveau de connectivité plus faible que les forêts naturelles. Cette diminution est en bonne partie attribuable à la diminution des proportions de forêts de 12 m ou plus de hauteur ainsi qu'à l'arrangement spatial de celles-ci.

Taille des perturbations

Dans la région de la Mauricie, Tittler (2010b) a examiné les écarts entre les caractéristiques des perturbations naturelles et des paysages de récolte en CMO. La taille des chantiers d'opération en CMO (groupes de coupes réalisées sur une période de 5 ans) se rapproche de celle de la taille des feux, bien qu'elle en demeure distincte. À l'instar des feux (sauf ceux de très grande superficie), la majorité des superficies récoltées étaient organisées en grands chantiers d'une superficie variant de 1 000 à 5 000 ha. Cependant, les auteurs constatent que les feux créent un paysage moins fragmenté que la CMO. Dragotescu (2008) suggère d'atténuer la fragmentation du couvert forestier du territoire en augmentant la taille moyenne des coupes, pour une superficie résiduelle équivalente. Afin de se rapprocher des effets des feux, Tittler (2010b) recommande que la taille des coupes soit plus importante tout en présentant une variabilité en superficie.

En comparant des paysages perturbés par le feu et des paysages perturbés par des coupes totales autres que la CMO réalisées entre 1973 et 1997, dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses, Perron et autres (2008) ont constaté que la superficie affectée par la juxtaposition de chantiers de récolte (regroupements de chantiers) était significativement supérieure à celle des feux.

Les chablis totaux, pour leur part, sont très peu fréquents dans les domaines bioclimatiques de la sapinière. Ils ne constituent donc pas une base solide pour l'aménagement écosystémique dans cette partie de la province.

Pour ce qui est des épidémies de la TBE, le principal écart observé en Gaspésie entre l'influence de l'insecte et celle de la récolte par coupes totales, en termes de répartition spatiale des forêts, est la taille des ouvertures. En effet, les épidémies de la TBE engendrent des ouvertures majoritairement petites, généralement sous 2 ha et au maximum 50 ha, comparativement à la taille des aires de coupe qui couvraient plus de 10 ha, et même jusqu'à 1 000 ha (Belle-Isle et Kneeshaw, 2007) (Tableau 2). Les ouvertures engendrées par les épidémies de la TBE seraient également moins agrégées et de forme plus régulière que celles engendrées par les blocs de coupe d'un chantier autre que la CMO, créant ainsi de petites ouvertures dans la matrice forestière. Dans cette étude, la matrice forestière générée par la TBE était plus fine que celle générée par le régime de coupes totales.

Répartition des perturbations

En Mauricie, Tittler (2010b) a également analysé les écarts en termes d'espacement entre les perturbations naturelles et celles causées par l'aménagement forestier. À l'échelle du paysage, elle constate que les distances moyennes entre les chantiers d'opération en CMO sont de l'ordre de 3 km en sapinière à bouleau jaune et de 7 km en sapinière à bouleau blanc, tandis qu'elles sont respectivement d'environ 21 km et 16 km pour les feux. En plus de recommander que la taille des coupes soit plus importante, elle recommande que les chantiers soient davantage distants que dans la réglementation

CMO-CPRS. Finalement, elle constate que tant les chantiers d'opération que les feux sont distribués de façon aléatoire.

Dans leur comparaison de la répartition des paysages de coupes totales et de feux en pessière à mousses, Perron et autres (2008) constatent que la répartition spatiale des coupes est contagieuse, tandis que celle des feux est aléatoire. La distance séparant une perturbation de plus de 1 000 ha de sa plus proche voisine est plus grande pour les feux que pour les paysages de coupes. La distance entre les centroïdes de feux variait de 18 à 86 km, tandis que celle entre les centroïdes des regroupements de chantiers variait de 1 à 14 km.

Synthèse des écarts observés

À la lumière des informations présentées, les principaux écarts observés entre les forêts aménagées et les forêts naturelles de la sapinière en lien avec l'organisation spatiale des forêts sont les suivants :

- Proportion plus faible de forêt à couvert fermé;
- Proportion plus faible de massifs forestiers;
- Niveau de connectivité plus faible entre les massifs forestiers;
- Distance plus faible entre les regroupements de chantiers qu'entre les feux;
- Aires perturbées par le feu généralement plus grandes que les chantiers de récolte;
- Taille des ouvertures générées par les perturbations secondaires (TBE principalement) plus petite que la taille des coupes et dispersées dans la matrice forestière.

Bien que ces écarts puissent sembler nombreux, ils sont intimement liés. Les proportions plus faibles de grands massifs, le niveau de connectivité plus faible entre ceux-ci, de même que les proportions plus faibles en forêts d'intérieur s'expliquent par l'application des modes de répartition spatiale antérieurs, incluant la CMO-CPRS. Les règles exigent des coupes de petites tailles et peu variables avec des contraintes d'adjacence élevées (Belleau et autres, 2007; Tittler, 2010b).

En plus de ces écarts, une proportion plus faible de forêts matures et vieilles est observée dans le paysage. Cet enjeu relatif à la structure d'âge des forêts est traité dans le cahier 2.1.

2.4.2 L'échelle de la perturbation – Forêt résiduelle

Dans les domaines bioclimatiques de la sapinière, il existe peu d'études comparatives entre les effets des perturbations naturelles et les effets des coupes sur les caractéristiques de la forêt résiduelle. Les quelques études disponibles ont été utilisées, de même que certaines études réalisées dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses.

Comme on le présente à la section 2.2.1, les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, les chablis et les trouées sont des perturbations qui s'inscrivent dans un régime de perturbations secondaires, formant une matrice continue « mitée » par de petites et moyennes ouvertures. Le régime de feux, quant à lui, engendre de grandes aires en régénération. Puisque la présente section caractérise la forêt résiduelle à l'intérieur des aires perturbées, le régime de perturbation par les feux est principalement abordé.

Configuration

Le nombre de structures résiduelles sous forme relativement circulaire est élevé dans les feux, voire majoritaire, alors que dans les chantiers d'opération, il est faible (Dragotescu, 2008). En effet, la valeur moyenne des indices de forme (ratio périmètre/superficie) de la forêt résiduelle est plus élevée dans les chantiers d'opération que dans les feux, ce qui suggère que la forêt résiduelle dans les chantiers de récolte présente des formes plus allongées et que celle dans les feux présente des formes plus compactes (Tittler, 2010b).

Taille

Dans son étude, Dragotescu (2008) a observé une superficie moyenne de forêts résiduelles inférieure dans les feux à celle dans les chantiers d'opération à la suite d'un premier passage en coupe totale autre que la CMO. Dans les feux, leur superficie moyenne était de 29 ha en Abitibi-Témiscamingue et de 22 ha en Mauricie, alors que dans les chantiers d'opération, elle était respectivement de 36 ha et de 40 ha. Concernant les tailles maximales observées de forêt résiduelle, dans les feux elle était de 84 ha en Abitibi-Témiscamingue et de 81 ha en Mauricie, alors que dans les chantiers d'opération, elle était de 80 ha en Abitibi-Témiscamingue et de 48 ha en Mauricie. Certaines études mettent en lumière une relation positive entre la taille des feux et la taille moyenne des forêts résiduelles (Dragotescu, 2008; Perron, 2003). À l'intérieur des chantiers d'opération autre que la CMO, Dragotescu (2008) a observé une absence de corrélation entre la superficie récoltée et la taille moyenne des forêts résiduelles.

Qualité

Toujours dans l'étude de Dragotescu (2008), la composition de la forêt résiduelle était représentative de la forêt avoisinante, autant dans les feux que dans les chantiers d'opération autre que la CMO. Cependant, le fait que la forêt résiduelle dans les chantiers de récolte présente une forme plus allongée que celle dans les feux suggère qu'une plus grande proportion d'effet de lisière affecte les forêts résiduelles à l'intérieur des chantiers de récolte comparativement à l'intérieur des feux. La proportion de forêt d'intérieur y est donc affectée négativement.

Quantité

Des études réalisées en forêt boréale indiquent qu'il existe une grande variabilité dans la proportion des forêts à couvert fermé dans les superficies affectées par les feux, les épidémies de la TBE et les chablis.

Dans les superficies affectées par les feux, Bergeron et autres (2002) ont observé une proportion de forêt résiduelle de 5 à 50 % en forêt boréale, Perron (2003) de 7 à 37 % en pessière à mousses, et Dragotescu et Kneeshaw (2012) de 7 à 19 % en sapinière. En comparant ces résultats avec des chantiers d'opération à la suite d'un premier passage en coupe totale autre que la CMO, Dragotescu et Kneeshaw (2012) ont observé une proportion moyenne de forêt résiduelle dans les feux inférieure à celle laissée dans les chantiers d'opération. Dans les feux, elle était de 13 % en Abitibi-Témiscamingue et de 11 % en Mauricie, alors que dans les chantiers d'opération, elle était respectivement de 32 % et de 28 %. Ces proportions prennent en compte les séparateurs de coupes, les bandes riveraines le long des cours d'eau permanents et des lacs, les bandes de protection le long des chemins principaux et les pentes fortes non récoltables. Toujours dans la sapinière, Tittler (2010b) a également observé une rétention dans les feux moins élevée que dans les chantiers de récolte à la suite d'un premier passage en CMO, où environ 50 % de forêt à couvert fermé est maintenue. Cependant, puisque la majorité de la forêt restante peut être récoltée lors du deuxième passage d'une coupe en mosaïque, il est possible qu'à ce moment, la rétention en forêt à couvert fermé dans les feux soit plus élevée que dans le chantier d'opération. Il en va de même dans un chantier de coupe totale autre que la CMO, où la rétention en forêt à couvert fermé, sous forme de séparateurs de coupes à la suite d'un premier passage, peut représenter environ 15 % et être récoltée lors du deuxième passage.

Répartition

Dragotescu et Kneeshaw (2012) révèlent qu'une partie de la forêt résiduelle dans les chantiers d'opération était toujours concentrée le long des cours d'eau, alors que ce n'était pas le cas dans les feux. Dans les feux, la proportion de forêt résiduelle se trouvant à moins de 100 m d'un cours d'eau pouvait être faible et même quasi-absente, en fonction de la topographie ou de la direction du feu par rapport à la direction du cours d'eau (Dragotescu et Kneeshaw, 2012). Cela peut s'expliquer par la rétention de lisières boisées à proximité des cours d'eau et des lacs dans les chantiers d'opération, prévue au RADF, alors que les superficies perturbées par le feu peuvent s'étendre jusqu'à la bordure des plans d'eau (Dragotescu, 2008).

La forêt à couvert fermée située à l'intérieur des chantiers d'opération est répartie de façon moins aléatoire que dans les superficies affectées par le feu, puisque la réglementation des approches CMO-

CPRS encadre les dimensions des aires de coupe totale et des séparateurs boisés, tout comme le maintien de lisières boisées riveraines. Le patron de répartition de la forêt résiduelle est donc fonction de la taille et de la répartition des aires de coupe à l'intérieur du chantier, ainsi que de la présence de milieux humides et riverains.

Synthèse des écarts observés

Sur la base des informations présentées, les écarts observés entre les caractéristiques des forêts résiduelles dans les perturbations par les coupes et les perturbations naturelles, en termes d'organisation spatiale, sont les suivants :

- Proportion de forêt résiduelle potentiellement plus faible dans les chantiers de récolte en CMO et en coupes totales autres que la CMO à la suite du deuxième passage que dans les feux;
- Proportion plus faible de forêt résiduelle sous forme de blocs relativement circulaires contenant de la forêt d'intérieur dans les chantiers d'opération que dans les feux;
- Répartition de la forêt résiduelle moins variable dans les chantiers d'opération que dans les feux.

Selon Dragotescu (2008), pour imiter les perturbations par le feu, le maintien de 30 % de la superficie des coupes en forêt résiduelle serait un bon compromis entre le maintien des rôles écologiques et une productivité en bois suffisante pour la récolte.

Afin de reproduire l'effet du chablis partiel lors de l'aménagement des forêts, Waldron et autres (2014) recommandent l'utilisation des coupes partielles pour limiter la création de nouvelles cohortes d'arbres, l'utilisation de la coupe à rétention variable qui vise le maintien d'une certaine proportion d'arbres à l'intérieur de la perturbation, ainsi que le maintien de forêts résiduelles de forme et de dimension variables. Tittler (2010b) recommande également, entre autres, la réalisation de coupes partielles pour imiter les perturbations par la TBE. Les enjeux liés à la structure interne des peuplements et les solutions, telle l'utilisation des coupes partielles et à rétention variable, sont abordés dans le cahier 5.1¹³.

¹³ Pour en savoir plus, consulter le cahier 5.1 – Enjeux liés aux attributs de structure interne des peuplements et au bois mort, accessible en ligne : https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/cahier_5_1_structure_interne.pdf.

Résumé des écarts entre les éléments d'organisation spatiale des forêts naturelles et aménagées

Les régimes de perturbations naturelles, principalement influencés par les conditions climatiques du milieu, influencent l'organisation spatiale des peuplements forestiers dans un paysage de forêts naturelles. Les principales perturbations naturelles qui dynamisent les paysages forestiers des domaines bioclimatiques de la sapinière sont, par ordre d'importance selon les superficies touchées, les feux, les épidémies d'insectes (principalement de la tordeuse des bourgeons de l'épinette), les chablis et la mortalité par pied d'arbre.

Les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, les chablis et les trouées (petites ouvertures provoquées par la chute ou la mort d'un ou de plusieurs arbres de façon localisée, dû en partie aux quatre types de perturbations susmentionnés) génèrent une matrice forestière continue « mitée » par de petites ouvertures. Par opposition, les feux génèrent une matrice forestière parsemée de grandes aires de peuplements en régénération ou jeunes.

L'objectif dans un contexte d'aménagement écosystémique des forêts est de réduire les écarts entre les caractéristiques des forêts naturelles et celles des forêts aménagées. Or, plusieurs études ont répertorié des écarts produits par l'application des approches CMO-CPRS. Ceux-ci ont été considérés pour établir les fondements de l'approche d'organisation spatiale des forêts.

Les principaux écarts observés à l'échelle du paysage par rapport à la dynamique naturelle des forêts sont les suivants :

- Proportion plus faible de forêt à couvert fermé;
- Proportion plus faible de massifs forestiers;
- Proportion plus faible de forêt d'intérieur organisée en massifs;
- Niveau de connectivité plus faible entre les massifs forestiers;
- Distance plus faible entre les regroupements de chantier qu'entre les feux;
- Aires perturbées par le feu généralement plus grandes que les chantiers de récolte;
- Taille des ouvertures générées par les perturbations secondaires (TBE principalement) plus petite que la taille des coupes et dispersées dans la matrice forestière.

Les principaux écarts observés à l'échelle de la perturbation par rapport à la dynamique naturelle des forêts sont les suivants :

- Proportion de forêt résiduelle potentiellement plus faible dans les chantiers de récolte en CMO et en coupes totales autres que la CMO à la suite du deuxième passage que dans les feux;
- Proportion plus faible de forêt résiduelle sous forme de blocs relativement circulaires contenant de la forêt d'intérieur dans les chantiers d'opération que dans les feux;
- Répartition de la forêt résiduelle moins variable dans les chantiers d'opération que dans les feux.

Les écarts peuvent sembler nombreux, mais ils sont intimement liés. L'application des approches CMO-CPRS, dont les règles exigent des coupes de petites tailles et peu variables, avec à la fois des contraintes d'adjacence élevées et un étalement sur le territoire, peut expliquer en grande partie les écarts. Plus particulièrement, les normes réglementaires des approches CMO-CPRS suivantes contribuent aux écarts observés¹⁴ :

- La forêt résiduelle est maintenue seulement jusqu'à ce que l'aire récoltée ait atteint 10 ans ou 3 m, ce qui n'assure pas le maintien de suffisamment de forêt fermée à moyen terme;
- Dans les chantiers de coupes totales autres que la CMO, les séparateurs de coupes présentent une largeur de 60 ou 100 m (selon la taille des coupes), ce qui est insuffisant pour contenir de la forêt d'intérieur;
- L'étalement de la récolte imposé par la coupe en mosaïque rend difficile le maintien de massifs forestiers;
- Il y a peu de règles d'organisation spatiale des forêts à l'échelle du paysage.

¹⁴ Pour en savoir plus, consulter les articles 134 à 142 du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État, accessible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide/>.

Chapitre 3 Analyse des besoins des espèces fauniques relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts

Les espèces fauniques forestières sont adaptées à leur milieu de vie et possèdent donc une certaine capacité d'adaptation aux modifications naturelles qui ont lieu en forêt. Les activités d'aménagement forestier peuvent grandement influencer l'abondance et la répartition de plusieurs attributs forestiers et, par conséquent, la présence des espèces fauniques. Ces caractéristiques permettent de bonifier les informations provenant de l'analyse des attributs de la forêt naturelle. Elles permettent également de documenter des enjeux locaux liés à des attributs précis d'habitat et de proposer des pistes de solution pour des situations particulières.

3.1 Sélection des espèces associées aux enjeux d'organisation spatiale des forêts

Une revue de littérature a été réalisée avec l'objectif de cibler des espèces fauniques pour lesquelles l'organisation spatiale des forêts serait un enjeu. Dans un premier temps, le choix des espèces a été déterminé par six critères de sélection :

1. Présence de l'espèce dans les domaines de la sapinière, au Québec;
2. Espèce forestière;
3. Espèce sensible à l'enjeu d'organisation spatiale des forêts selon la littérature;
4. Disponibilité de la littérature scientifique;
5. Espèces ayant des besoins particuliers pour leurs déplacements ou leurs habitats;
6. Espèce à grand ou moyen domaine vital.

Les cinq premiers critères étaient déterminants pour la sélection des espèces, alors que le sixième critère présentait une certaine flexibilité.

En complément à cette démarche de sélection d'espèces sensibles, l'original, une espèce d'intérêt socioéconomique de grande importance dans les domaines bioclimatiques de la sapinière, a été ajouté. Bien que n'étant pas considéré comme une espèce sensible à l'aménagement forestier, l'original est grandement influencé par l'organisation spatiale des forêts.

Les espèces sélectionnées et leurs caractéristiques d'habitats sont décrites au Tableau 4. Les besoins d'espèces additionnelles ont aussi été utilisés pour faire ressortir les éléments relatifs à l'organisation spatiale des forêts qui ont un effet sur les habitats.

Tableau 4 Liste des espèces sélectionnées et caractéristiques de leurs habitats

Groupe	Espèce	Taille du domaine vital (ha)	Aire de répartition	Habitat	Références
Oiseaux	Paruline couronnée (<i>Seiurus aurocapilla</i>)	0,2 à 1,8	Sud du 51 ^e parallèle, mais plus présente dans le sud du Québec	- Grandes forêts d'intérieur décidues ou mixtes au sous-bois clair, mais se retrouve aussi dans des forêts de conifères. - Besoin de forêts matures d'une hauteur entre 16 et 22 m avec une fermeture du couvert forestier de 60 à 90 %. - Besoin d'environ 70 arbres/ha de plus de 30 cm au DHP. - Nécessite des massifs de 500 ha à 1000 ha selon le degré de fragmentation du paysage.	Thompson, III, et Capen, 1988 Robbins et autres, 1989 Gauthier et Aubry, 1995 Burke et Nol, 2000 Kirk et Hobson, 2001 Girard et autres, 2004 Guénette et Villard, 2005 Perneluzi et autres, 2011
Oiseaux	Paruline à gorge noire (<i>Setophaga virens</i>)	0,2 à 1,0	Recensée de la Baie-James jusqu'au sud du Québec	- Forêts mixtes et feuillues comportant des conifères. - Forêts âgées de plus de 20 ans denses, multiétagées et comportant une bonne fermeture de la canopée. - Besoin de forêt continue ou de fragments d'habitats d'au moins 10 à 30 ha comportant de la forêt d'intérieur.	Gauthier et Aubry, 1995 McIntyre, 1995 Merrill et autres, 2008 Hobson et Bayne, 2000 Ortega et Capen, 2002 Cooper et Beauchesne, 2004
Oiseaux	Paruline à poitrine baie (<i>Setophaga castanea</i>)	1,5	Sud du 51 ^e parallèle jusqu'au sud du Québec	- Forêts matures où les conifères dominent, mais se retrouve aussi en forêt mixte. - Besoin de paysages ayant > 55 % de couvert forestier et de grands blocs de forêt continue.	Gauthier et Aubry, 1995 Darveau et autres, 1995 Drolet et autres, 1999 Potvin et Bertrand, 2004 Venier et autres, 2011
Oiseaux	Piranga écarlate (<i>Piranga olivacea</i>)	0,9 à 3,42	Surtout dans la portion sud du Québec	- Forêts feuillues composées de chênes, de bouleaux, de hêtres à grandes feuilles et d'érables à sucre. - Espèce plus présente lorsque le couvert forestier occupe plus de 67 % du paysage et dans les grandes parcelles d'habitat.	Robbins et autres, 1989 Gauthier et Aubry, 1995 Roberts et Normont, 1999 Mowbray, 2020
Mammifères	Martre d'Amérique (<i>Martes americana</i>)	500 à 1 000	Majeure partie du territoire québécois	- Forêt résineuse à mixte à structure verticale complexe et présentant une strate arbustive abondante sur au moins 40 à 50 % du domaine vital. - Supporte de 30 à 35 % de forêts de moins de 20 ans à l'échelle de son domaine vital.	Watt et autres, 1996 Chapin et autres, 1997 Potvin et autres, 2000 Laurion, 2005
Mammifères	Orignal (<i>Alces americanus</i>)	200 à 10 000	Sud du 55 ^e parallèle, mais plus présent dans le sud du Québec	- Jeunes forêts boréales issues de perturbations. - Espèce plus présente dans les forêts mixtes et dans des zones perturbées par les feux, les épidémies d'insectes, les coupes forestières ou les chablis. - Besoin d'un entremêlement de nourriture et d'abri.	Crête, 1988 Dussault et autres, 2004 Dussault et autres, 2005 Courtois et Beaumont, 2002 Jacqmain et autres, 2008 Timmermann et McNicol, 1988

3.2 Les besoins des espèces fauniques retenues en lien avec l'organisation spatiale des forêts

3.2.1 La paruline couronnée

La paruline couronnée est à la fois sensible à la perte d'habitat et à l'augmentation de l'effet de lisière (Porneluzi et autres, 2011). Son abondance (Betts et autres, 2006; Wenny et autres, 1993; Hanowski et autres, 2003) et son succès de nidification (Manolis et autres, 2002; Jobes et autres, 2004; Holmes et Pitt, 2007; Bourque et Villard, 2001) en sont affectés. De plus, Bélisle et autres (2001) ont démontré, à l'aide d'une expérience de translocation, que le temps nécessaire à la paruline couronnée pour retourner à son nid augmentait en fonction de la diminution du couvert forestier. Elle tend à éviter les milieux ouverts ou rajeunis, et augmente ses déplacements pour maximiser l'utilisation du couvert forestier fermé.

Dans la sapinière de l'Ontario, Venier et autres (2015) ont observé que la paruline couronnée est associée à la forêt intacte, plutôt qu'à la forêt résiduelle (de 5 ha ou moins) présente dans les agglomérations de coupes. En pessière à mousses de l'Ontario, Rempel (2007) constate que l'espèce est associée à un niveau élevé de forêt mature et à de faibles niveaux de perturbations et d'entremêlement avec les jeunes peuplements. Elle a besoin d'une proportion de couvert forestier fermé suffisante dans le paysage pour se maintenir. Zuckerberg et Porter (2010) ont identifié que son seuil de persistance est de 66 % de forêt de 6 m ou plus dans les paysages de 25 km² (2 500 ha).

L'année suivant la récolte, la paruline couronnée utilise les bandes riveraines de plus de 100 m, mais pas celles de 20 m. Les lisières de 200 m de largeur maintiennent les mêmes densités d'oiseaux que ce qui a été observé avant la récolte, tandis que celles de 100 m sont affectées par la présence de coupes (déplacement vers le milieu aquatique, réduction de la densité) (Lambert et Hannon, 2000). En paysage agroforestier, Peak et Thompson, III (2006) ont observé que la paruline couronnée utilisait les lisières boisées riveraines de 400 à 530 m, mais pas celles de 55 à 95 m.

Vu la sensibilité à l'effet de lisière, Porneluzi et autres (2011) recommandent de maximiser la présence d'habitat à plus de 100 m d'une coupe (coupe totale ou partielle), c'est-à-dire ne subissant plus l'effet de lisière. Weeber (1999) rapporte aussi que, dans la forêt boréale mixte de l'Ontario, la paruline couronnée utiliserait la forêt d'intérieur en période de nidification. Elle serait aussi plus susceptible d'être présente dans les grandes parcelles d'habitat (sensible à la taille). En forêt boréale ontarienne, Venier et Pearce (2007) ont constaté qu'elle est associée à un paysage où la proportion de forêt mature dans un rayon de 500 m est plus élevée que dans un paysage récolté.

Dans les paysages fragmentés (fragmentation permanente, milieu agroforestier), Porneluzi et autres (2011) recommandent le maintien de massifs forestiers d'un minimum de 500 à 1 000 ha. Ces massifs devraient présenter au moins 90 % de forêt d'intérieur (forêt à plus de 100 m d'une bordure). Burke et Nol (2000) recommandent aussi de maintenir des parcelles de forêt d'une superficie d'au moins 500 ha, contenant un noyau d'au moins 90 ha de forêt d'intérieur, pour être un habitat source pour cette espèce.

3.2.2 La paruline à gorge noire

Lorsque l'habitat de la paruline à gorge noire est fragmenté, l'espèce semble peu présente, ou pas. En effet, Germaine et autres (1997) ont trouvé en milieu forestier que la paruline à gorge noire n'était jamais présente dans les ouvertures issues de coupes d'une superficie d'environ 0,4 ha et datant de moins de 10 ans, et qu'elle était peu présente à moins de 50 m de ces ouvertures. Cet évitement de la proximité d'une ouverture dénote un effet de lisière de 50 m. Rail et autres (1997) ont également trouvé que l'utilisation de milieux ouverts (végétation d'une hauteur de moins de 1,5 m) diminuait de façon importante dans des ouvertures de 25 à 40 m de largeur. Hobson et Bayne (2000) ont trouvé que la paruline à gorge noire était rare en milieu agricole (proportion de 25 % de forêts morcelées pour 70 % de territoires

agricoles), mais qu'elle était relativement fréquente en milieu forestier au couvert continu (plus de 3 400 km² de forêt d'au moins 50 ans).

À court terme, la paruline à gorge noire semble utiliser les lisières boisées riveraines de 20 m de largeur, mais Darveau et autres (1995) ont observé un déclin graduel de l'espèce dans cet habitat : à la troisième année d'échantillonnage, elle était absente des lisières boisées riveraines où un tiers des tiges avait été prélevé, et elle était rare dans les lisières boisées riveraines intactes.

La paruline à gorge noire a besoin d'une proportion de couvert forestier suffisante dans le paysage pour se maintenir. Zuckerberg et Porter (2010) ont identifié que son seuil de persistance est de 51 % de forêt de 6 m ou plus dans les paysages de 25 km² (2 500 ha). En forêt boréale ontarienne, Venier et Pearce (2007) ont aussi constaté qu'elle est associée à un paysage où la proportion de forêt mature dans un rayon de 500 m est plus élevée que dans un paysage récolté.

3.2.3 La paruline à poitrine baie

En forêt boréale de seconde venue dominée par le sapin baumier, Drolet et autres (1999) ont observé que la paruline à poitrine baie était absente des paysages comprenant moins de 55 % de couvert forestier. Également, Hobson et Bayne (2000) ont trouvé qu'elle était rare en milieu agricole (proportion de 25 % de forêts morcelées pour 70 % de territoires agricoles), mais relativement fréquente en milieu forestier au couvert continu (plus de 3 400 km² de forêt d'au moins 50 ans).

Dans un paysage forestier récemment rajeuni par la coupe (≤ 9 ans), Potvin et Bertrand (2004) ont constaté que la probabilité d'observer la paruline à poitrine baie était plus élevée dans des blocs de forêt résiduelle de 18 à 50 ha de même que dans la forêt continue adjacente, comparativement à des habitats linéaires résiduels de 51 à 132 m de largeur. À leur troisième année d'échantillonnage, la paruline à poitrine baie était absente des habitats linéaires résiduels de 51 à 132 m de largeur. Cela suggérerait que les lisières boisées de moins de 132 m de largeur n'étaient pas suffisantes à moyen terme comme habitat résiduel pour cette espèce.

En pessière à mousses de l'Ontario, Rempel (2007) constate que la paruline à poitrine baie est associée à un niveau élevé de forêt mature et à de faibles niveaux de perturbations et d'entremêlement avec les jeunes peuplements. En forêt boréale ontarienne, Venier et Pearce (2007) ont aussi constaté qu'elle est associée à un paysage où la proportion de forêt mature dans un rayon de 500 m est plus élevée que dans un paysage récolté.

3.2.4 Le piranga écarlate

Le piranga écarlate est sensible à la fragmentation dans son aire de reproduction. Dans l'est de l'Amérique du Nord, la probabilité de trouver des pirangas en période de reproduction est inférieure à 50 % dans les régions hautement fragmentées (Rosenberg et autres, 1999; Villard et autres, 1999; Galli et autres, 1976; Blake et Karr, 1987; Robbins et autres, 1989; Roberts et Norment, 1999).

Selon une étude de Robbins et autres (1989) menée dans une matrice forestière fragmentée par l'agriculture et l'élevage, le degré d'isolement, soit la proportion de couvert forestier dans un rayon allant jusqu'à 2 km du point d'écoute, serait un bon indicateur de l'occurrence du piranga écarlate. La corrélation semble meilleure avec cet indicateur qu'avec des variables d'habitat comme le degré d'ouverture et la hauteur du couvert forestier.

Dans l'état de New York, dans un paysage de forêt morcelée, Roberts et Norment (1999) ont observé que le piranga écarlate était absent des parcelles d'habitat de moins de 10 ha, mais qu'il était présent en forêt continue. Ceci suggère qu'en deçà d'une certaine taille de forêt résiduelle mature, l'espèce désertait les paysages forestiers aménagés.

3.2.5 La martre d'Amérique

Potvin (1998) souligne deux facteurs rendant la martre d'Amérique sensible aux perturbations dans son milieu : ses réserves lipidiques limitées et son corps long et mince peu apte à conserver sa chaleur. Ces deux facteurs, ses besoins en termes d'habitat et son domaine vital relativement grand pour sa masse font en sorte que l'organisation spatiale des forêts à l'échelle du paysage est un enjeu important pour le maintien de cette espèce (Potvin, 1998; Buskirk et McDonald, 1989).

Potvin (1998) a trouvé qu'en milieu perturbé par la récolte, la superficie du domaine vital de la martre tend à augmenter. La martre présente vraisemblablement un seuil de tolérance quant au niveau de fragmentation maximal pour l'établissement de son domaine vital. Ce seuil semble être au maximum d'environ 30 à 35 % pour ce qui est des coupes (de 0 à 20 ans, Potvin et autres, 2000), et de 40 à 50 % pour ce qui est de la proportion en couvert forestier (forêt d'au moins 30 ans) (Chapin et autres, 1998). En pessière à mousses, Cheveau (2010) a observé que les martres semblaient plus tolérantes à la proportion de coupes dans le paysage que plus au sud, mais que leur abondance dans les paysages aménagés était influencée par la disponibilité de peuplements mixtes. Vu la sensibilité de la martre aux perturbations dans son domaine vital, Watt et autres (1996) suggèrent de maintenir des massifs forestiers de 30 à 50 km² comprenant au moins 75 % de bon habitat pour la martre sur 10 à 20 % du paysage aménagé.

Toujours selon Cheveau (2010), dans les paysages aménagés de la pessière, la martre semblerait utiliser de façon importante les lisières boisées riveraines et les séparateurs de coupes de 20 à 100 m de largeur pour ses déplacements. Cependant, elle constate que la martre contraint ses mouvements en fonction de la présence de bordures, et ce, jusqu'à une distance de 75 à 100 m du milieu ouvert. Frouin (2011), en sapinière à bouleau blanc, et Potvin et Bertrand (2004), en pessière à mousses, ont obtenu des résultats similaires, ce qui vient appuyer la thèse de la sensibilité de l'espèce à la lisière.

La martre sélectionne les parcelles de forêt assez grandes pour contenir de la forêt d'intérieur. Potvin et autres (2000) et Cheveau et autres (2013) constatent que la martre sélectionne les paysages où la proportion de forêt d'intérieur est plus élevée que dans l'ensemble des paysages disponibles. Potvin et autres (2000) qualifiaient de forêt d'intérieur les parcelles de forêt de plus de 30 ans, en considérant un effet de lisière de 50 m. Au Maine, une étude montre que les parcelles de forêt utilisées par la martre sont significativement plus grandes que celles qui ne le sont pas (Chapin et autres, 1998).

À l'échelle d'un grand paysage, Pauli et autres (2012) ont étudié les déplacements de martres d'Amérique et de martres du Pacifique, de façon non distinctive, et ont observé une distance de dispersion moyenne de 15,5 km (avec une étendue variant de 15 à 40 km). De plus, Johnson et autres (2009) ont observé, pour des martres juvéniles, des distances de dispersion moyenne de 8 km en forêt de seconde venue âgée de 20 à 60 ans, et de 16 km en forêt mature continue de plus de 80 ans. Ces résultats suggèrent, entre autres, que la mortalité augmente plus radicalement en fonction de la distance de déplacement en milieu perturbé et de moindre qualité qu'en milieu non perturbé et de meilleure qualité pour la martre.

3.2.6 L'orignal

L'entremêlement entre la nourriture et le couvert serait le critère de sélection le plus important pour l'habitat de l'orignal. En effet, l'orignal cherche davantage les peuplements mixtes, qui n'offrent ni la meilleure nourriture ni la meilleure protection, mais qui présentent ces deux ressources entremêlées à une échelle fine (Dussault et autres, 2004; Courtois et Beaumont, 2002; Dussault et autres, 2005).

En été, il s'alimente dans des strates arbustives feuillues denses ainsi que dans des milieux aquatiques, alors qu'en hiver il se nourrit dans des forêts mélangées, des sites récemment perturbés et des strates arbustives dominées par des essences feuillues (densité minimale de brouet en essences feuillues de 10 000 à 15 000 tiges/ha) (Samson et autres, 2002). En ce qui concerne son abri, il est constitué de blocs forestiers non déboisés dans la période estivale pour le protéger des prédateurs et de la chaleur. Durant la période hivernale, l'abri de l'orignal est constitué de peuplements résineux et denses d'une hauteur de

6 mètres ainsi que d'îlots de 3 à 5 ha (9,5-11 m²/ha; DHP ≥ 9 cm) pour le protéger des accumulations de neige supérieures à 60 cm, du froid et des prédateurs (Courtois et autres, 1998).

À l'échelle de la perturbation, une alternance entre peuplements en régénération et forêts résiduelles permettrait le maintien de couverts d'alimentation et de couverts de protection pour l'orignal. La superficie et la forme des coupes influencent également le niveau d'entremêlement entre nourriture et abri. Ainsi, si la superficie coupée est trop grande (plus de 100 ha), les orignaux ont tendance à la sous-utiliser. Étant donné que cette espèce nécessite dans son cycle annuel des habitats différents, particulièrement en hiver, il faut maintenir une bonne connectivité entre la forêt résiduelle, les milieux humides et riverains, les îles, les péninsules et le sommet des collines. Ainsi, planifier les blocs de forêt résiduelle de manière à les accoler aux milieux humides et riverains contribue au maintien d'une connectivité des habitats de l'orignal. De plus, durant la période hivernale, l'orignal s'éloignerait rarement à plus de 60-100 m d'un couvert d'abri (Courtois et autres, 1996; Dussault et autres, 2005; Thompson et Vukelich, 1981).

Tableau 5 Synthèse des éléments relatifs à l'enjeu de l'organisation spatiale des forêts pour les espèces documentées, et seuils associés s'il y a lieu

Espèce	Massif forestier/ forêt continue	Effet de lisière	Habitats résiduels	Évitement des milieux ouverts	Entremêlement
Paruline couronnée (<i>Seiurus aurocapilla</i>)	Selon le degré de fragmentation du paysage, nécessite des massifs de 500 à 1 000 ha. Persiste dans les paysages de 25 km ² où il y a 66 % ou plus de couvert forestier fermé (6 m ou plus).	Sensible sur une distance < 100 m d'une bordure.	Utilise les lisières boisées ≥ 100 m de largeur, mais préférentiellement plus de 200 m. Nécessite des blocs de forêt résiduelle assez grands pour avoir suffisamment de forêt à plus de 100 m de la bordure.	Tendance à éviter les milieux ouverts.	Associée aux paysages où il y a moins d'entremêlement avec les jeunes peuplements.
Paruline à gorge noire (<i>Setophaga virens</i>)	Plus fréquente en forêt continue de plus de 50 ans. Persiste dans les paysages de 25 km ² où il y a 51 % ou plus de couvert forestier fermé (6 m ou plus).	Sensible sur une distance < 50 m d'une bordure issue d'une coupe.	Rare dans les bandes riveraines < 20 m de largeur et disparaît rapidement des bandes éclaircies (les bandes riveraines ne semblent pas pouvoir être un habitat de remplacement).	Utilise peu les ouvertures de plus de 25 à 40 m de largeur (où la végétation est < 1,5 m de hauteur) pour se déplacer.	
Paruline à poitrine baie (<i>Setophaga castanea</i>)	Plus fréquente en forêt continue de plus de 50 ans.		Absente dans les lisières < 132 m de largeur et utilise les blocs de forêt résiduelle de taille > 18 ha.		Associée aux paysages où il y a moins d'entremêlement avec les jeunes peuplements.
Piranga écarlate (<i>Piranga olivacea</i>)	Présent en forêt continue où le couvert forestier occupe plus de 67 % du paysage.		Les parcelles de forêt de 10 ha ne sont pas de taille suffisante pour qu'il s'y maintienne.		
Martre d'Amérique (<i>Martes americana</i>)	Maintenir de 10 à 20 % du territoire en massifs de 30 à 50 km ² comprenant idéalement de la forêt mature (> 80 ans).	Sensible aux lisières, sur une distance de 50 à 100 m.	En sapinière, préfère les secteurs avec plus de 40 à 50 % de forêt > 30 ans à l'échelle de son domaine vital. Sélectionne les paysages contenant plus de forêt d'intérieur. En pessière, elle utilise les lisières boisées de ≥ 20 m de largeur pour se déplacer.	Évite les milieux ouverts ou courts déplacements (60 à 200 m). Préfère les secteurs avec moins de 30 % de forêt de moins de 20 ans.	Utilise ces milieux pour chasser.
Orignal	Massifs plus utilisés si la mosaïque forestière y est diversifiée. Sélectionne les zones avec peuplements mixtes matures.	Favorable.	Doivent être suffisamment larges pour offrir un abri contre les intempéries, les prédateurs et la chaleur. Les forêts résineuse ou mixte, assez denses, de 6 m ou plus de hauteur et de plus de 3 ha, offrent un abri intéressant en hiver.	Utilise les 100 premiers mètres de la bordure de la forêt.	Un bon entremêlement entre couvert d'abri et nourriture est le facteur principal de sélection de l'habitat.

3.3 Les besoins des espèces fauniques par éléments d'habitat

3.3.1 Forêt à couvert fermé

Plusieurs études montrent que la proportion de forêt à couvert fermé dans un paysage semble être un indicateur important de la présence d'espèces sensibles dans ce paysage. Price et autres (2007), par une revue de littérature portant sur des espèces de plantes, d'arthropodes, d'amphibiens, d'oiseaux et de mammifères, suggèrent des seuils d'habitats en deçà desquels des pertes d'abondance par espèce ou même des risques d'extinction pourraient être observés. Ils concluent que maintenir un seuil $\geq 60\%$ d'habitat dans un territoire donné permettrait, à faible risque, de maintenir presque toutes les espèces qu'ils ont étudiées. En deçà de 30% , ils considèrent qu'il y a un risque élevé de perte des espèces, puisqu'au moins les deux tiers des espèces étudiées avaient franchi un seuil d'extinction. Cela rejoint les recommandations de Rompré et autres (2010) qui suggèrent des seuils de 30 à 40% d'habitat résiduel à l'échelle du paysage pour des espèces associées aux vieilles forêts.

Dans leur étude, Price et autres (2007) ont notamment analysé des études de Villard et autres (1999) et de Drolet et autres (1999), menées respectivement en Ontario (paysage agroforestier et érablière mature) et au Québec (sapinière mature de seconde venue). Dans les deux cas, on observe que maintenir plus de 50 à 60% d'habitat mature dans un paysage allant de 100 à 600 ha permettrait d'assurer une plus grande probabilité de présence des espèces (pas nécessairement tout le cycle de vie) et qu'en dessous de ces seuils les probabilités diminuent, voire deviennent nulles. Dans une étude en sapinière, Gagnon (2013) a observé que l'augmentation de la superficie de forêt de 7 m ou plus (habitat) dans des paysages de 137 ha influence à la baisse le risque de prédation des œufs et de jeunes chez la petite nyctale. Zuckerberg et Porter (2010) ont trouvé que la probabilité de persistance de 22 espèces d'oiseaux forestiers était corrélée positivement avec le couvert forestier. Dans cette étude, c'est le couvert de 6 m ou plus qui est étudié, avec un recouvrement au sol de 25% ou plus. On peut utiliser ces informations pour analyser la cartographie écoforestière du Québec, dont les classes de hauteur permettent de distinguer la forêt de 7 m ou plus ayant un couvert de 25% ou plus.

Fahrig (2003, 2013) soulève l'idée que la perte d'habitat et la fragmentation sont souvent confondues dans la littérature et que, de façon générale, la perte d'habitat est le principal facteur qui explique la perte de biodiversité. Zuckerberg et Porter (2010) remarquent toutefois que les proportions de couverts forestiers requis varient en fonction du niveau de fragmentation dans le paysage. Les niveaux de colonisation et de persistance étaient plus élevés dans les paysages moins fragmentés. Inversement, les niveaux d'extinction et d'absence étaient plus élevés dans les paysages hautement fragmentés.

Par une revue de littérature, Fahrig (2003) soulève que la fragmentation en elle-même présenterait des effets positifs sur la biodiversité dans plusieurs études (il s'agit notamment de la hausse du niveau d'entremêlement, voir la section 3.3.5). Pour les effets négatifs, ceux-ci seraient associés à une augmentation des lisières et à une diminution de la taille des parcelles d'habitat prises individuellement (voir la section 3.3.3 sur la forêt résiduelle).

Certaines espèces évitent les milieux ouverts ou récemment perturbés. C'est le cas de la martre d'Amérique (Cheveau, 2010; Potvin et autres, 2000), de la paruline couronnée (Bélisle et autres, 2001), du lièvre d'Amérique (Ferron et autres, 1998) et du pékan (Weir et Almuedo, 2010), entre autres. Le grimpereau brun (Imbeau et autres, 1999) et le grand polatouche (Ritchie et autres, 2009) aussi évitent les coupes récentes. La forêt à couvert fermé n'est toutefois pas un frein aux déplacements de ces espèces, même si elle ne correspond pas nécessairement à un de leurs habitats optimaux. Elle est un élément clé du maintien de la connectivité dans le paysage pour ces espèces.

Enfin, la forêt de 6 m ou plus constitue un abri adéquat pour l'original (Courtois et autres, 1998).

3.3.2 Massifs forestiers

Les cinq premières espèces présentées au Tableau 4 ont besoin de grandes forêts à couvert fermé continu ou de parcelles de forêt résiduelle de grandes tailles contenant de la forêt d'intérieur. La composition de ces massifs forestiers va de la forêt à couvert fermé (20-30 ans) à de la forêt mature et vieille. Saint-Laurent et autres (2009) estiment, à partir de simulations de perte et de fragmentation d'habitat, que la quantité de forêt mature serait une des variables qui expliquerait le plus l'abondance de plusieurs espèces d'oiseaux en pessière. Rempel (2007) tire la même conclusion par l'étude de 30 espèces de passereaux forestiers dans le nord de l'Ontario, en pessière. Bien que la perte d'habitat ne semble pas avoir d'effet sur les indices de diversité des communautés, la quantité de forêt mature (> 42 %) à l'échelle de massifs de forêt résiduelle de 50 km² et sa configuration influençaient l'abondance par espèce. Toujours en pessière, Darveau et autres (2001) constatent que, bien que les lisières boisées riveraines et non riveraines et les blocs de forêt résiduelle supportent une certaine diversité d'espèces d'oiseaux, l'abondance des espèces est plus faible que dans les massifs forestiers adjacents (de plus de 5 km²). Il est recommandé de maintenir des massifs de 5 à 10 km² pour la paruline couronnée. En considérant les besoins de la martre d'Amérique, Watt et autres (1996) recommandent le maintien de massifs forestiers de 30 à 50 km².

En plus de leur rôle d'habitat, les massifs forestiers peuvent jouer un rôle important en favorisant l'occupation des forêts résiduelles des agglomérations de coupes situées à des distances assez faibles de ceux-ci, par exemple 15 km (Potvin, 2015).

3.3.3 Forêt résiduelle

Configuration et effet de lisière

La configuration de la forêt résiduelle dans les zones perturbées influence la présence de certaines espèces. Par exemple, on remarque que les lisières boisées de 20 m et moins sont rarement utilisées comme habitat de remplacement par les six espèces étudiées dans la section précédente. L'effet de lisière peut expliquer ce constat.

Burke et Nol (2000) ont observé un effet de lisière sur 100 m pour la grive fauve et le cardinal à poitrine rose, l'effet étant le plus marqué dans les 50 premiers mètres. Poulin et Villard (2011) observent, dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, que le grimpereau brun a un meilleur succès reproducteur lorsqu'il est à plus de 100 m de la bordure.

Franklin et autres (2021), dans une méta-analyse de nombreuses études sur l'effet de lisière, concluent que la distance moyenne d'effet de lisière en forêts boréale et tempérée se situe sous les 50 m, bien que les distances maximales observées soient d'un peu plus de 100 m en forêt boréale et de moins de 200 m en forêt tempérée.

Certaines espèces qui évitent les lisières boisées trop étroites peuvent utiliser celles de 100 à 132 m (ex. : le tétras du Canada, la paruline à poitrine baie ou la paruline à joues grises; Potvin et Bertrand, 2004). Toutefois, cette largeur n'est pas optimale pour bien des espèces.

Pour assurer une certaine quantité de forêt d'intérieur et le maintien des espèces sensibles associées à la forêt d'intérieur, des parcelles de forêt d'une largeur de 200 m ou plus et de forme compacte semblent nécessaires.

Taille

En Ontario, Freemark et Collins (1992) ont trouvé dans un milieu agroforestier que plus la taille des blocs de forêt résiduelle est grande, plus le nombre d'espèces d'oiseaux recensées est grand, particulièrement pour les espèces sensibles à la taille de l'habitat et les espèces associées aux forêts d'intérieur. Sur plus d'une centaine d'espèces qui ont été répertoriées dans cette étude, une vingtaine correspondait à ces

deux critères. Le grand pic, le grimpereau brun, la paruline à gorge noire, la paruline couronnée et le piranga écarlate étaient du nombre. Roberts et Norment (1999) observent que les parcelles de 10 ha sont de taille insuffisante pour que le piranga écarlate y soit présent, en comparaison à la forêt continue. Potvin et Bertrand (2004) rapportent que, pour le lièvre d'Amérique et le tétras du Canada, les blocs de 18 à 50 ha sont préférables aux forêts résiduelles linéaires.

Une étude en Gaspésie montre que les communautés aviaires et de carabidés sont assez similaires entre les bandes riveraines et les îlots forestiers de moins de 6 ha, et assez différentes des communautés retrouvées dans des blocs de forêt résiduelle de plus de 10 ha et des forêts inaccessibles présentant de fortes pentes (> 66 %) (Vézina, 2009). Ces constats sont valables pour des caractéristiques d'habitat assez similaires (âge, hauteur, ouverture de la canopée et couvert latéral). Saint-Laurent et autres (2007) suggèrent qu'en pessière, des blocs de forêt résiduelle supérieurs à 85 ha seraient préférables pour le maintien des communautés d'oiseaux forestiers et de petits mammifères. Ils soulignent néanmoins que la composition et la structure de la forêt des blocs de forêt résiduelle seraient les variables les plus explicatives quant à la présence des espèces recensées.

Afin de maintenir des espèces cavicoles dans les aires de coupes agglomérées, Cooke et autres (2010) recommandent de planifier des parcelles d'au moins 5 ha, dont une bonne proportion aurait plus de 15 ha et certaines, plus de 100 ha.

Qualité

En termes de qualité de forêt résiduelle, Koivula et Niemelä (2002) soulèvent, par une revue de littérature portant sur les carabidés des forêts boréales de la Finlande, l'importance de maintenir des forêts résiduelles matures contenant de la forêt d'intérieur. Le grimpereau brun a aussi besoin, pour nicher, que les forêts résiduelles soient composées de forêt mature ou vieille (Poulin et autres, 2010). Selon Zhao et autres (2013), les peuplements de 70 ans post-coupes et les peuplements de 70 ans issus d'une perturbation naturelle abritaient des communautés aviaires de composition différente.

Le Blanc et autres (2010) remarquent que les coupes partielles qui prélèvent moins de 45 % de la surface terrière maintiennent les espèces associées aux vieilles forêts (grimpereau brun, mésange à tête brune, paruline à joues grises, paruline à tête cendrée, sittelle à poitrine rousse, troglodyte des forêts). Ces coupes partielles n'auraient aucun effet non plus sur l'utilisation par la martre d'Amérique (Godbout et Ouellet, 2008; Valois, 2005; Thompson, 1988).

Toutefois, d'autres études observent divers effets des coupes partielles sur l'abondance ou la densité d'occupation. Poulin et autres (2010) observent un effet négatif de la coupe partielle (avec un prélèvement de 30 à 40 %) sur la densité de nids et le nombre de territoires occupés par les grimpereaux bruns. De la même façon, la densité du grand polatouche est significativement plus élevée dans les sites de vieilles forêts que dans les sites de coupes progressives régulières, selon Holloway et Malcom (2006). Enfin, Mowbray (2020) souligne que le piranga déserte les secteurs après des coupes sélectives. Les coupes partielles causent même une hausse de la densité chez certaines espèces, par exemple le pic chevelu, le pic à dos rayé et le pic à dos noir (Nappi, 2009; Mahon et autres, 2008).

Enfin, la composition de la forêt résiduelle a un effet sur le maintien des différentes communautés dans l'aire perturbée. En effet, les différentes espèces, tant fauniques que floristiques ou fongiques, sont associées à des couverts forestiers différents. Pensons par exemple à la paruline couronnée qui est associée aux couverts feuillus ou mixtes (Girard et autres, 2004), ou au tétras du Canada qui sélectionne les peuplements résiduels résineux (Turcotte et autres, 2000).

Quantité et maintien

Selon Drapeau et Imbeau (2006), les structures de forêt résiduelle en place (séparateur de 60 m de largeur, îlot d'originaux de 3 à 10 ha ou résiduelle de plus de 4 ha, bande riveraine de 20 m de largeur) dans un paysage très rajeuni (moins de 14 % de forêts matures sur un territoire de 4 700 km²), permettent à un certain nombre d'espèces associées aux forêts matures et vieilles de se maintenir. Leur analyse

visait autant les oiseaux forestiers (ex. : le pic à dos rayé, le grimpereau brun, le pic à dos noir, le roitelet à couronne dorée) que le lièvre, la martre et le tétras. Ainsi, selon la taille du secteur rajeuni et l'éloignement des massifs ou des habitats sources, les auteurs s'inquiètent de la récolte des forêts résiduelles lors d'un deuxième passage. Dans le contexte forestier qu'ils ont étudié, Drapeau et Imbeau (2006) considèrent que l'environnement immédiat ne pourra plus soutenir les espèces associées aux forêts matures et vieilles, s'il y a récolte des structures résiduelles comme la réglementation le prévoit (voir la section 2.3). À l'instar des feux de forêt qui laissent une certaine quantité de forêts non perturbées, les auteurs recommandent qu'une certaine quantité de forêts résiduelles soit maintenue sur toute une révolution dans les grandes aires perturbées par la coupe ou très rajeunies, où la distance à des massifs de forêts matures pourrait être grande au fil de l'accumulation des coupes dans le paysage. Pour la pessière, ils suggèrent de ne jamais laisser moins de 20 % de forêts matures et vieilles dans un paysage. Cooke et autres (2010) suggèrent la même proportion de forêt résiduelle mature et vieille pour la forêt boréale mixte de l'Alberta.

3.3.4 Connectivité et répartition de la forêt

La connectivité réfère à la capacité d'un milieu de permettre les déplacements des espèces entre les habitats nécessaires à leur survie. Les attributs qui permettent d'assurer le mouvement des espèces diffèrent selon leurs exigences. La connectivité peut être assurée par un habitat favorable continu, ou encore par des fragments d'habitats dont l'éloignement est assez faible pour permettre le déplacement. Le type de milieu à traverser entre les bons habitats influence aussi le degré de connectivité. En ce sens, un milieu qui peut être traversé ou qui n'est pas perçu comme une barrière ne causera pas un bris de connectivité. La connectivité peut différer selon les saisons. En hiver, par exemple, un couvert forestier résineux dense est utile pour faciliter les déplacements et la connectivité pour l'orignal (Courtois et autres, 1998). L'entremêlement entre les habitats de qualité est aussi une forme de connectivité. Il est traité à la section suivante.

La forêt à couvert fermé (7 m ou plus de hauteur) constitue un milieu qui peut être traversé par la plupart des espèces associées à la forêt mature. Comme on le mentionne à la section 3.3.1, plusieurs d'entre elles évitent les milieux récemment perturbés, mais n'évitent pas la forêt à couvert fermé (paruline couronnée, martre d'Amérique, pékan, grand polatouche, etc.). Elle joue donc un rôle clé dans le maintien de la connectivité entre les parcelles d'habitat de plus haute qualité, essentielles à leur survie.

D'autres espèces peuvent traverser des milieux ouverts, mais jusqu'à une certaine distance. Par exemple, une étude finlandaise de Koivula et Niemelä (2002) indique que pour certains scarabées, une ouverture dans leur habitat de 200 m et plus représente une barrière à la dispersion. Parmi les espèces documentées dans le Tableau 5, on note que la plupart des espèces évitent les milieux ouverts, ou qu'elles peuvent s'y disperser sur des distances assez courtes, soit de 25 à 200 m.

Connectivité fonctionnelle

L'étude de la perméabilité d'un paysage est une approche intéressante pour comprendre si le paysage forestier permet d'assurer le mouvement des organismes. Au lieu de se concentrer sur l'identification de corridors ou de parcelles d'habitat connectées, la perméabilité du paysage considère de manière plus large la résistance au déplacement des organismes. Il s'agit d'évaluer le potentiel des organismes à traverser des paysages complets. Cette mesure considère donc la perméabilité de la matrice d'habitats autant que le degré de connectivité par le biais de peuplements et de structures résiduelles.

Dans l'optique de permettre une telle perméabilité à l'échelle de la perturbation, soit entre les parcelles de forêt résiduelle dans une agglomération de coupes, Cooke et autres (2010) recommandent, en se basant sur les besoins des espèces cavicoles, de répartir de façon optimale les portions de forêt de plus de 10 tiges dans l'aire de coupes agglomérées. Ces portions de forêt, qui peuvent être de petits bouquets, des lisières ou des îlots un peu plus gros, permettent la connectivité en offrant des abris dans le milieu ouvert. Ainsi, les auteures recommandent de répartir ces portions de forêt à des distances maximales de 100 mètres entre elles. La rétention de structures au sein des assiettes de coupe contribue à la répartition

de ces structures résiduelles. Les enjeux liés à la structure interne des peuplements sont traités dans le cahier 5.1¹⁵.

Capacité de dispersion

La capacité de dispersion des espèces sensibles peut aider à comprendre leurs besoins afin de les intégrer dans l'aménagement forestier à l'échelle du paysage. Il s'agit de l'aptitude d'un individu ou d'une population à se déplacer à travers une mosaïque paysagère, en fonction de la perméabilité du paysage, de la connectivité fonctionnelle et des caractéristiques du comportement de chaque individu (Triplet, 2020).

Ainsi, certaines espèces ont des distances de dispersion suffisamment grandes (dizaines de kilomètres) pour leur permettre de se disperser dans le grand paysage (entre les massifs forestiers, par exemple). D'autres ont des distances de dispersion plutôt faibles, de l'ordre de dizaines ou centaines de mètres. Pour une même espèce, ces distances de dispersion semblent toutefois varier selon les grands domaines bioclimatiques et l'environnement (Potvin, 2015). Elles semblent plus longues en forêt boréale, où les organismes sont habitués à des perturbations naturelles et où les milieux ouverts offrent un moins grand contraste, étant forestiers plutôt qu'agricoles ou urbains.

Par exemple, D'Eon et autres (2002) ont évalué la capacité de dispersion de différentes espèces associées aux vieilles forêts, dans un paysage forestier de Colombie-Britannique. En se basant sur la distance de dispersion des espèces dans un non-habitat et sur la configuration du paysage, ils ont pu évaluer la distance de dispersion dans le paysage. Ils ont estimé que la distance médiane de dispersion variait entre 430 m (polatouche) et 56 km (Nyctale de Tengmalm), selon les espèces, mais était inférieure à 1 km pour plusieurs espèces (pic à dos noir, pic à dos rayé, pic chevelu, mésange à tête brune, sittelle à poitrine rousse, sittelle à poitrine blanche, grimpereau brun).

Des études ont tenté de savoir quelle est la distance maximale à un habitat source pour permettre une recolonisation des zones fortement perturbées. L'habitat source était le grand massif forestier ou la forêt continue. Leboeuf (2004) a trouvé que l'abondance cumulée de sept espèces associées aux forêts matures et vieilles suivies dans un territoire de plus de 4 700 km² en pessière à mousses diminuait en fonction de la distance des structures résiduelles et la forêt mature continue adjacente. Il observe une première baisse d'abondance pour les forêts résiduelles localisées à plus de 10 km du massif de forêt mature, mais c'est à partir de 30 km que la diminution est la plus significative. Cependant, Potvin (2015), qui a mené le même type d'étude en pessière à mousses, ne constate pas cette baisse d'abondance avec l'augmentation de la distance au massif. Dans le cas de cette étude, la distance maximale observée aux massifs était de 15 km, ce qui n'est peut-être pas suffisant pour entraîner un effet de distance. Potvin (2015) montre dans la même étude que la forêt résiduelle, même linéaire ou de petite taille, permet la présence d'espèces associées aux forêts matures et vieilles dans les agglomérations de coupes. Toutefois, pour assurer la fréquentation de ces espèces d'oiseaux forestiers dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes, Potvin (2015) recommande la disponibilité de massifs forestiers à moins de 15 km.

3.3.5 Entremêlement

La proximité entre le couvert et la nourriture est un élément favorable à plusieurs espèces. Les lisières entre les milieux contrastés peuvent offrir ce type d'entremêlement. Il s'agit d'un effet de lisière bénéfique.

L'ours noir préfère les habitats où se mêlent les milieux ouverts, riches en nourriture et de faibles superficies, et le couvert forestier mature servant de refuge et de couvert de fuite (Young et Beechman, 1986). Il est à noter que les ours noirs s'aventurent rarement en milieu ouvert à plus de 100 m d'un couvert forestier (Hugie, 1982; Rogers et Allen, 1987; Hébert et autres, 2001).

¹⁵ Pour en savoir plus, consulter le cahier 5.1 – Enjeux liés aux attributs de structure interne des peuplements et au bois mort, accessible en ligne : https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/cahier_5_1_structure_interne.pdf.

Le lièvre d'Amérique a besoin d'une bonne proportion d'habitat favorable en hiver pour se maintenir dans un paysage donné. Cet habitat d'hiver favorable est constitué de peuplements offrant un couvert de protection latérale de 60 % ou plus (Litvaitis et autres, 1985). Les jeunes peuplements mixtes, par exemple, offrent ce type de couvert latéral. En été, le lièvre d'Amérique privilégie un écotone bordant différents types d'habitats, comme un entremêlement d'îlots de conifères et de feuillus (Ferron et Ouellet, 1992).

La gélinotte huppée est reconnue pour fréquenter surtout des peuplements mixtes entremêlés d'ouvertures (chemins, coupes forestières, épidémies d'insectes, brûlis) (Alain, 1988). Cette proximité entre ses habitats limite les coûts énergétiques liés à la recherche de nourriture et les risques de prédation (Kurzejeski et Root, 1988; Thompson, III, et Fritzell, 1989), notamment durant le printemps et l'été pour les femelles (Bump et autres, 1947; Porath et Vohs, 1972; Giroux et autres, 2007).

Le tétras du Canada bénéficie aussi d'un entremêlement entre ses habitats, par exemple la limite entre une tourbière et une forêt résineuse (Lemay et autres, 1998; Turcotte et autres, 1993; Hass, 1974; Lemay et autres, 1989; De Franceschi et Boag, 1990). De plus, en période où les déplacements sont plus limités, comme en hiver, il est essentiel de pouvoir trouver un couvert de protection à proximité de sa nourriture. L'orignal recherche l'entremêlement entre abri et nourriture durant cette saison (Dussault et autres, 2004; Courtois et Beaumont, 2002; Dussault et autres, 2005).

À une échelle plus fine, les peuplements mixtes offrent l'entremêlement entre le couvert et la nourriture au sein d'un même peuplement. Cela explique en partie leur richesse en espèces fauniques.

3.3.6 Impact des chemins et dérangement

Les effets des routes sur les reptiles, les amphibiens, les mammifères, les oiseaux, les poissons et même les insectes sont nombreux. Par exemple, il peut s'agir de perte ou de fragmentation d'habitat, d'une augmentation de la mortalité par collision ou par la mise en place d'habitats sous-optimaux, d'une augmentation de la prédation (homme et faune), d'une augmentation du dérangement par le bruit ou la pollution, de la création de nouveaux habitats et de l'augmentation des populations d'espèces concurrentes (Trombulak et Frissel 2000; Daigle, 2010; Villard et autres, 2012).

Une revue de littérature en Europe indique que l'effet de barrière des routes dépend du type de route (pavée ou non, incluant les chemins de fer), de la largeur de celle-ci et du niveau de trafic (Seiler, 2001). On observe un effet de barrière sur les oiseaux et les mammifères à partir de 5 000 véhicules par jour et à un seuil moindre pour les insectes et les micromammifères (moins de 250 véhicules par jour). Ces seuils sont très élevés par rapport à la circulation sur un chemin forestier typique au Québec.

Dans le même sens, Eigenbrod et autres (2009) ont étudié les anoues, des amphibiens, le long de l'autoroute 401 dans l'est ontarien. Ils suggèrent que les principaux facteurs de problème sont le bruit de la route la nuit qui, pour certaines espèces, interfère avec les chants, et la barrière physique qui limite l'accès à des sites forestiers intéressants de l'autre côté de la route. L'influence de l'axe routier est variable, mais semble s'étendre jusqu'à 1 000 m. Ortega et Capen (2002) ont étudié l'impact de routes forestières non pavées sur la distribution et la prédation de nids de 34 espèces d'oiseaux (18 de forêt d'intérieur, 6 associées aux bordures et 10 généralistes). Ils ont, entre autres, observé un effet négatif sur la distribution de 4 espèces d'oiseaux de forêt d'intérieur, la paruline à gorge noire, la paruline couronnée, le troglodyte mignon et la grive solitaire.

Selon des études menées aux États-Unis et au Canada, Forman et Alexander (1998) considèrent qu'une densité de routes supérieure à 6 m/ha pourrait avoir des effets importants sur les populations de grands vertébrés (comme le loup). Ils soulèvent aussi que le dérangement ou les effets néfastes associés à la route pourraient s'étendre de 50 à plus de 1 000 m, selon le groupe d'espèces étudiées et la position de la route par rapport à la pente. Godbout et Ouellet (2008) n'obtiennent pas d'effet significatif de la densité de routes sur la martre d'Amérique dans la sapinière à bouleau jaune du Bas-Saint-Laurent. Toutefois, dans un paysage de coupes dispersées en pessière à mousses, la martre positionnait son domaine vital

dans des zones où la densité de routes était significativement inférieure à ce qui était disponible (soit 4,8 m/ha dans le domaine vital comparativement à 11,2 m/ha dans le paysage disponible) (Cheveau et autres, 2013).

Selon Forman et Alexander (1998), une largeur de 2,5 m représente une barrière pour certains insectes et, à partir de 6 m de largeur, certains micromammifères ne traversent plus. Au New Jersey, Rich et autres (1994) ont trouvé peu d'effet des routes non pavées de moins de 8 m sur la distribution des communautés d'oiseaux forestiers. Cependant, ils ont trouvé que des perturbations linéaires de plus de 16 m de largeur causent une diminution des espèces d'oiseaux néotropicaux de forêt d'intérieur. Cette diminution serait due à la perte d'habitat plutôt qu'à l'évitement du corridor. Dans la même étude, ils soulèvent que l'effet de lisière créé par les chemins attire les prédateurs ou les espèces opportunistes (ex. : vacher à tête brune).

Enfin, les routes peuvent aussi entraîner, à court et à long termes, des impacts sur l'écoulement des eaux de surface, la qualité de l'eau et l'habitat du poisson (Forman et Alexander, 1998; Trombulak et Frissel, 2000; Seiler, 2001; Daigle, 2010). Gunn et Sein (2000) avancent même que, pour le touladi, l'augmentation de l'accès pour les pêcheurs, occasionnée par la construction de chemins forestiers, a un effet beaucoup plus important sur les populations que l'effet de la sédimentation dans les sites de fraie.

Résumé des besoins des espèces fauniques étudiées relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts

Afin que les populations d'espèces fauniques en présence puissent persister en forêt aménagée, les pratiques forestières doivent maintenir certaines conditions retrouvées en forêt naturelle. Pour connaître ces conditions, les besoins des espèces étudiées ont été regroupés dans Tableau 6 et dans le Tableau 7, par type d'échelle spatiale et par élément d'organisation spatiale des forêts. Ces informations, couplées aux écarts observés entre la forêt naturelle et la forêt aménagée, contribueront à l'établissement de nouvelles cibles d'aménagement.

Tableau 6 Besoins sommaires des espèces fauniques étudiées relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts à l'échelle du paysage

Élément d'organisation spatiale	Constat tiré de la littérature	Exemple d'espèces associées
Massifs forestiers	Certaines espèces ont besoin de massifs forestiers de 5 à 50 km ² , dominés par la forêt à couvert fermé.	Martre d'Amérique Paruline couronnée
	La distance au massif le plus proche doit être raisonnable, soit de 10 à 30 km, afin de permettre l'utilisation des forêts matures dans les agglomérations de coupes.	Oiseaux forestiers
Forêt à couvert fermé	Le maintien de 60 % ou plus de forêt à couvert fermé permet de préserver la plupart des espèces sensibles. Sous 30 % de forêt à couvert fermé, le risque de perte d'espèces est élevé.	Oiseaux forestiers Martre d'Amérique
	Les espèces sensibles à la fragmentation n'évitent pas les forêts à couvert fermé (7 m ou plus de hauteur), comme elles le font pour les forêts récemment récoltées, bien que leur habitat préférentiel soit souvent la forêt mature.	Grand polatouche Martre d'Amérique Paruline couronnée
Chemins	Une densité de chemins élevée est moins favorable à certaines espèces.	Martre d'Amérique Loup gris

Tableau 7 Besoins sommaires des espèces fauniques étudiées relatifs aux éléments d'organisation spatiale des forêts à l'échelle de la perturbation

Élément d'organisation spatiale	Constat tiré de la littérature	Exemple d'espèces associées
Quantité de forêt résiduelle	Les agglomérations de coupes devraient maintenir au moins 20 % de forêt résiduelle.	Oiseaux cavicoles Oiseaux forestiers
Forme de la forêt résiduelle	L'effet de lisière varie approximativement de 50 à 100 m. Les parcelles de forêt résiduelle de forme compacte et d'une largeur de 200 m ou plus permettent le maintien de forêt d'intérieur pour la plupart des espèces.	Oiseaux forestiers Martre d'Amérique Tétras du Canada
Dimension de la forêt résiduelle	Des parcelles de forêt résiduelle de plus de 5 ha, et surtout de plus de 20 ha, permettent des habitats intéressants pour plusieurs espèces sensibles. Certaines parcelles devraient avoir des tailles encore plus grandes.	Oiseaux cavicoles Martre d'Amérique Lièvre d'Amérique Tétras du Canada Carabidés Oiseaux forestiers
Qualité de la forêt résiduelle	La forêt mature ou vieille a une valeur plus importante pour plusieurs espèces sensibles.	Grimpereau brun Espèces cavicoles
	Quelques espèces plus sensibles sont affectées par les coupes partielles à court terme.	Piranga écarlate Grimpereau brun
	Pour permettre le maintien d'habitats variés et l'entremêlement entre ceux-ci, une composition variée des forêts résiduelles est intéressante.	Biodiversité faunique et floristique
Connectivité entre les forêts résiduelles	La connectivité peut consister en un habitat favorable continu, ou encore en des fragments d'habitats dont l'éloignement est assez faible pour permettre le déplacement.	Espèces associées à la forêt fermée
	La plupart des espèces documentées dans le chapitre 3 évitent les milieux ouverts ou y circulent sur des distances assez courtes, de 25 à 200 m.	
	Des fragments ou parcelles de forêt résiduelle, ainsi que des structures de rétention, favorisent la perméabilité du paysage perturbé.	
Entremêlement	L'entremêlement entre un couvert d'abri (forêt à couvert fermé, souvent à dominance résineuse) et de la nourriture (jeunes peuplements, souvent mixtes ou feuillus) est un élément essentiel de l'habitat de plusieurs espèces d'intérêt.	Orignal Lièvre d'Amérique Tétras du Canada Gélinotte huppée Ours noir Cerf de Virginie
Chemins	Ils constituent un frein à la dispersion pour certaines espèces. Cet effet est amplifié par l'augmentation de la largeur et de la fréquentation des chemins.	Amphibiens Insectes Reptiles
	Les chemins forestiers créent un effet de lisière, qui est amplifié par l'augmentation de la largeur de ces derniers.	Oiseaux forestiers

Chapitre 4 Enjeux et solutions

4.1 Synthèse des enjeux d'organisation spatiale

Les principaux écarts observés entre les forêts aménagées et les forêts naturelles dans la sapinière, de même que les besoins en habitat des espèces fauniques, se traduisent en enjeux écologiques qui réfèrent à la fois à l'échelle du paysage et à celle de la perturbation par les coupes.

4.1.1 Les enjeux à l'échelle du paysage

La comparaison de l'influence des perturbations naturelles et des modalités d'aménagement des approches CMO-CPRS sur les caractéristiques spatiales des forêts à l'échelle du paysage a mis en évidence certains écarts, dont une proportion plus faible de forêts à couvert fermé et de telles forêts sous forme de massifs au sein des forêts aménagées. La diminution de la proportion de massifs forestiers résulte aussi en une réduction de la forêt d'intérieur dans le paysage. La distance plus courte entre les paysages de coupes qu'entre les paysages de feux explique le plus faible niveau de connectivité entre les massifs forestiers en forêt aménagée qu'en forêt naturelle. Les paysages de feux étaient plus grands que les paysages de coupes. L'étalement des coupes forestières sur le territoire et la présence d'un vaste réseau routier diminue le degré de connectivité dans le paysage forestier aménagé.

L'analyse des enjeux d'organisation spatiale relatifs aux besoins des espèces fauniques a mis en évidence la sensibilité de plusieurs d'entre elles à la fragmentation de leur habitat et le fait qu'elles sont favorisées par la présence de grands massifs forestiers non récemment perturbés. Une matrice forestière dominée par la forêt à couvert fermé favorise le maintien de la plupart d'entre elles dans le paysage. Elle contribue au maintien d'une connectivité dans le couvert forestier à cette échelle spatiale, permettant le déplacement entre les habitats favorables, particulièrement pour les espèces sensibles qui tendent à éviter les milieux récemment perturbés. Elle permet aussi que des massifs forestiers soient maintenus et positionnés à une distance raisonnable.

L'abondance de forêts matures et vieilles constitue également un écart par rapport à la forêt naturelle. Ces forêts ont des attributs essentiels pour plusieurs espèces. Les solutions relatives aux enjeux de structure d'âge des forêts sont présentées dans le cahier 2.1. Ce cahier présente les orientations d'aménagement pour favoriser la présence de forêts matures et vieilles à l'échelle du paysage. Ainsi, afin de s'assurer que les forêts matures et vieilles évoluent au sein d'une matrice forestière connectée, les orientations pour l'organisation spatiale des forêts sont axées sur la répartition des forêts à couvert fermé.

Par conséquent, les enjeux écologiques retenus à l'échelle du paysage sont les suivants :

- **La présence de grands massifs de forêts à couvert fermé;**
- **La présence de forêts à couvert fermé comprenant de la forêt d'intérieur;**
- **La connectivité entre les forêts à couvert fermé.**

4.1.2 Les enjeux à l'échelle de la perturbation

La comparaison de l'influence des perturbations naturelles et des modalités d'aménagement des approches CMO-CPRS sur les caractéristiques spatiales des forêts à l'échelle de la perturbation a mis en évidence, entre autres, un écart quant à la forme des structures résiduelles. En effet, la proportion de blocs de forêt résiduelle de forme relativement circulaire était plus élevée dans les feux que dans les chantiers d'opération, entraînant ainsi dans ces derniers une perte d'habitats forestiers à couvert fermé comprenant de la forêt d'intérieur. En termes de proportion de forêt résiduelle, il y a un risque qu'elle soit plus faible dans les chantiers de récolte en CMO-CPRS, particulièrement à la suite du deuxième passage.

L'analyse des enjeux d'organisation spatiale relatifs aux besoins des espèces fauniques permet de constater que la configuration de la forêt résiduelle dans les zones perturbées influence la présence de

certaines espèces. Vu la sensibilité à l'effet de lisière de plusieurs espèces fauniques étudiées, les habitats résiduels linéaires ne semblent pas optimaux. Il est donc nécessaire de maintenir des parcelles ou des blocs de forêt résiduelle de forme plus compacte, de façon à ce qu'ils comportent une proportion de forêt d'intérieur. Aussi, un enjeu par rapport à la quantité de forêt résiduelle offrant des conditions favorables au maintien des espèces fauniques sur le territoire est anticipé lors de la récolte du deuxième passage de la coupe sous les approches CMO-CPRS. En effet, la récolte d'une proportion importante de la forêt résiduelle, avant que la forêt de remplacement à couvert fermé soit disponible, causera une diminution significative d'habitats fauniques. Finalement, tout comme à l'échelle du paysage, la connectivité entre les habitats résiduels est nécessaire pour permettre aux espèces de se déplacer puisque plusieurs d'entre elles tendent à éviter les milieux ouverts ou y circulent sur une courte distance.

Par conséquent, les enjeux écologiques retenus à l'échelle des perturbations sont les suivants :

- **La présence de forêts résiduelles comprenant de la forêt d'intérieur;**
- **La connectivité entre les forêts résiduelles.**

Interactions entre l'organisation spatiale des forêts et d'autres enjeux d'importance

L'adaptation aux changements climatiques, l'acceptabilité visuelle des coupes forestières ainsi que l'opérationnalité des chantiers d'opération sont tous des enjeux présents dans les domaines bioclimatiques de la sapinière et influencés par l'organisation spatiale des coupes. Bien que ces enjeux n'aient pas fait l'objet de chapitres détaillés, ils ont été analysés et ont servi à consolider les fondements des orientations d'aménagement.

Les changements climatiques

Aborder l'enjeu de l'organisation spatiale des forêts sous l'angle de la connectivité écologique est une stratégie gagnante pour renforcer la capacité d'adaptation des écosystèmes forestiers dans un contexte de changements climatiques.

Depuis plusieurs années déjà, il existe un certain consensus dans la communauté scientifique selon lequel maintenir ou augmenter la connectivité écologique au sein des territoires forestiers est une façon de maintenir ou même de renforcer la résilience des espèces fauniques et leur capacité d'adaptation aux changements climatiques. Le maintien de la connectivité apparaît crucial à un moment où nous faisons face à des changements dont les effets sur les conditions biophysiques, sur les régimes de perturbations naturelles et sur l'état des forêts sont difficiles à prévoir. En se penchant sur des enjeux écologiques tels que ceux liés à l'organisation spatiale des forêts à différentes échelles de perception (de la perturbation au paysage), les aménagistes abordent un aspect significatif des écosystèmes en visant à maintenir ou à restaurer la connectivité présente en forêt naturelle.

L'importance de la connectivité écologique se voit renforcée par l'importance qui lui est accordée dans le développement d'une stratégie d'adaptation aux changements climatiques. La connectivité est cependant un aspect parmi plusieurs à prendre en considération dans la gestion d'un territoire.

Les signaux paysagers

Sur le plan social, des forêts résiduelles organisées en blocs de forme compacte permettent une meilleure gestion des signaux paysagers en offrant une plus grande souplesse dans l'organisation spatiale de la rétention. La présence d'une forêt résiduelle à proximité d'un point d'observation (0-600 m) permettrait de diminuer la superficie visible de la coupe, atténuant ainsi l'impact visuel des aires de récolte de grande taille et permettant le maintien de l'ambiance forestière. Toutefois, pour obtenir ces effets, la superficie de la forêt résiduelle doit être plus appréciable que celle d'un séparateur de coupe. Elle devrait être d'au moins 4 hectares (Yelle et autres, 2009). Il devrait aussi y avoir absence totale de lignes droites dans le paysage, sans quoi il est probable que ce dernier soit peu apprécié des

observateurs. En effet, le maintien d'une rétention de forme plus compacte qui tend vers une forme circulaire, par rapport à des séparateurs de coupes linéaires, donnera lieu à des paysages moins artificiels, ce qui devrait favoriser l'acceptabilité sociale de l'approche.

En ce qui concerne la hauteur de la forêt résiduelle, Pâquet et Bélanger (1997) ont constaté que les peuplements de 4 m ou plus de hauteur formaient un paysage acceptable pour la majorité des observateurs, tandis que les peuplements de 7 m ou plus de hauteur formaient un paysage acceptable pour la presque totalité de ceux-ci. Yelle et autres (2009) ont eux aussi constaté que, d'un point de vue visuel, les sujets ne distinguaient plus la forêt issue d'une coupe et la forêt mature lorsque les peuplements présentaient une hauteur de 7 m ou plus.

Plante (2013) a étudié l'impact sur l'acceptabilité sociale du pourcentage de peuplements non récoltés dans le paysage visible. Les résultats de l'étude démontrent qu'une rétention de 30 % en superficie est acceptable visuellement seulement s'il y a verdoisement des parterres de coupe, soit par l'utilisation de coupes à rétention variable comme la coupe avec rétention par bouquets d'arbres, la coupe avec protection des petites tiges marchandes ou la coupe avec protection de la haute régénération (Yelle et autres, 2008), soit par la croissance de la régénération dans les aires de coupe (Pâquet et Bélanger, 1997). Autrement, une rétention de 50 % de la superficie présentait un seuil acceptable pour maintenir la qualité visuelle du paysage pour la majorité des répondants. Sans verdoisement des parterres de coupe, le même seuil d'acceptabilité social a été observé par Pâquet et Bélanger (1997).

Les opérations forestières

À court terme, la dispersion des coupes qu'imposent les approches CMO-CPRS accélère la construction de chemins pour la récolte d'une superficie équivalente qui serait regroupée. Cette différence s'atténue au fil du temps, lorsque le réseau de chemins atteint sa maturité. Cependant, une plus grande proportion de chemins doit être utilisée et entretenue pour la récolte de chantiers sous ces approches (Nadeau, 2002).

Une forêt résiduelle organisée sous forme de blocs représente une moins grande contrainte opérationnelle à la récolte, lors du deuxième passage, par rapport aux forêts résiduelles sous forme de séparateurs de coupes dispersés sur le territoire, qui constituent des micro peuplements difficilement opérables. Sur le plan économique, des forêts résiduelles organisées en blocs de forme compacte constitueraient alors un avantage sur la rentabilité financière des opérations (WSP Canada Inc., 2014). D'autres études vont dans le même sens en démontrant que le niveau de morcellement influence négativement la rentabilité financière par un accroissement des coûts d'approvisionnement (Nadeau, 2002).

Finalement, une forme de forêt résiduelle compacte diminue la proportion de forêt de lisière, comparativement à une rétention sous forme linéaire (Boucher et autres, 2011b), ce qui contribue à minimiser les pertes de volumes de bois par le chablis (Larouche et autres, 2007).

4.2 Orientations d'aménagement visant à pallier les enjeux d'organisation spatiale soulevés

Les précédentes sections ont permis de brosser un portrait des effets des perturbations naturelles sur la mosaïque forestière et de constater les écarts par rapport aux effets de l'aménagement forestier sous les approches CMO-CPRS sur les forêts. Elles ont également permis de regrouper les besoins en habitat de certaines espèces sensibles à l'aménagement et d'intérêt socio-économique. La complémentarité de ces informations a permis d'obtenir les informations nécessaires à la détermination des enjeux écologiques en présence et permet maintenant de définir des solutions afférentes.

Le Tableau 8 présente les principaux constats tirés de la littérature, par éléments d'organisation spatiale, qui ont servi à établir les orientations d'aménagement pour la planification tactique et opérationnelle de l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière. L'influence de l'organisation spatiale des forêts sur l'adaptation aux changements climatiques, sur la gestion des signaux paysagers ainsi que sur l'opérationnalité des chantiers de coupe a contribué à consolider les fondements des orientations d'aménagement. Pour voir l'ensemble des lignes directrices élaborées pour l'organisation spatiale en sapinière, consultez les annexes B et C. Le cahier 3.2.1 décrit plus en détail l'ensemble des orientations¹⁶.

¹⁶ Pour en savoir plus, consulter le cahier 3.2.1 – Organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière – Orientations pour la planification tactique et opérationnelle, accessible en ligne : https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/cahier_3_2_2_sapiniere_fondements.pdf.

Tableau 8 Liens entre les éléments d'organisation spatiale des forêts, les constats tirés de la littérature et les orientations/recommandations d'aménagement sous l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Constats tirés de la littérature	Lignes directrices (LD) et recommandations
Taille des perturbations	
En forêt naturelle, la taille des feux qui influencent la matrice forestière est de l'ordre de milliers d'hectares.	LD 1 La taille visée des compartiments d'organisation spatiale (COS) est de 20 km ² (2 000 ha).
La taille des regroupements de chantiers devrait être plus importante, afin de se rapprocher des effets des feux, tout en présentant une variabilité en superficie.	
Des massifs forestiers de 5 à 50 km ² (500 à 5 000 ha) sont nécessaires aux besoins de certaines espèces fauniques.	
Répartition des superficies perturbées	
La dispersion des coupes sur le territoire augmente la quantité de chemins à construire et à entretenir, à court terme, pour récolter une superficie équivalente qui serait plus regroupée.	Les orientations permettent d'augmenter la taille des chantiers et ainsi concentrer une proportion des opérations de récolte dans une minorité de COS, soit ceux de type 1, de façon à ce que la majorité du territoire sous aménagement soit dominée par des forêts à couvert fermé. Cette concentration pourrait ralentir l'étalement du réseau routier.
À l'échelle du paysage, une densité de chemins élevée est moins favorable à certaines espèces fauniques.	
La fragmentation du territoire pourrait être réduite par l'augmentation de la taille moyenne des coupes, pour une superficie résiduelle équivalente.	
	LD 3 Les UTA ne doivent pas comprendre plus de 30 % de leur superficie forestière productive en COS qui ne sont pas dominés par la forêt à couvert fermé (soit de types 0 ou 1). ¹⁷

¹⁷ La typologie des COS est présentée à l'annexe A.

Tableau 8 Liens entre les éléments d'organisation spatiale des forêts, les constats tirés de la littérature et les orientations/recommandations d'aménagement sous l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière (suite)

Constats tirés de la littérature	Lignes directrices (LD) et recommandations
Forêt à couvert fermé (7 m ou plus de hauteur) Les espèces sensibles à la fragmentation préfèrent un habitat composé de forêt mature. Elles évitent les forêts récemment perturbées, mais fréquentent les forêts à couvert fermé (7 m ou plus de hauteur). D'un point de vue visuel, les observateurs ne distingueraient plus la forêt issue d'une coupe de la forêt mature lorsque les peuplements atteignent une hauteur de 7 m ou plus.	
Échelle du paysage Les massifs forestiers dominés par la forêt à couvert fermé répondent aux besoins de la majorité des espèces à grand domaine vital sensibles aux perturbations. Le maintien de 60 % ou plus de forêt à couvert fermé permet de préserver la plupart des espèces fauniques sensibles. Sous 30 % de forêt à couvert fermé, le risque de perte d'espèces est élevé. Un régime de perturbations associé aux épidémies récurrentes de la TBE, suivies du chablis et, dans une moindre mesure, des feux, induit des paysages caractérisés par une mosaïque hétérogène fine dans laquelle les peuplements de toutes dimensions et de tous âges s'entremêlent.	Les lignes directrices 2 et 3 assurent la dominance d'un couvert forestier fermé à l'échelle de l'UTA et de la majorité des COS. LD 2 Les UTA doivent comprendre au moins 60 % de leur superficie forestière productive en peuplements de 7 m ou plus de hauteur. LD 3 Les UTA ne doivent pas comprendre plus de 30 % de leur superficie forestière productive en COS qui ne sont pas dominés par la forêt à couvert fermé (soit de types 0 ou 1). ¹⁸
Échelle de la perturbation Après des feux, la forêt résiduelle est souvent constituée de peuplements forestiers en partie vivants, qui se présentent sous la forme d'arbres individuels ou groupés en bouquets de tailles variables. Il est recommandé qu'une certaine quantité de forêts résiduelles soit maintenue sur toute une révolution dans les grandes aires perturbées par la coupe, à l'instar des feux qui laissent une certaine quantité de forêts non perturbées. Une proportion de 30 % serait un bon compromis. Après les cas d'épidémie sévère de la TBE, un couvert forestier résiduel de 10 à 20 % a été observé dans les forêts du Témiscamingue. Pour les besoins des espèces d'oiseaux cavicoles et forestiers, les agglomérations de coupes devraient maintenir au moins 20 % de forêt résiduelle. Une rétention de 30 % en superficie serait acceptable visuellement s'il y a verdoisement des parterres de coupe (coupes à rétention variable). Autrement, une rétention de 50 % de la superficie présenterait un seuil acceptable pour maintenir la qualité visuelle du paysage pour la majorité des observateurs.	LD 4 Les COS doivent comprendre au moins 30 % de leur superficie forestière productive en peuplements de 7 m ou plus de hauteur. LD 6 Lorsque cela est jugé nécessaire, il est possible d'enclaver des peuplements de moins de 7 m de hauteur ou des peuplements improductifs à l'intérieur des blocs de forêt résiduelle, sans toutefois dépasser 10 % de leur superficie.

¹⁸ La typologie des COS est présentée à l'annexe A.

Tableau 8 Liens entre les éléments d'organisation spatiale des forêts, les constats tirés de la littérature et les orientations/recommandations d'aménagement sous l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière (suite)

Constats tirés de la littérature	Lignes directrices (LD) et recommandations
Connectivité	
La connectivité écologique renforce la capacité d'adaptation des écosystèmes forestiers dans un contexte de changements climatiques.	
La connectivité peut consister en un habitat favorable continu, ou encore en des fragments d'habitats dont l'éloignement est assez faible pour permettre le déplacement.	
Échelle du paysage	
La distance par rapport au massif le plus proche doit être de 10 à 30 km, afin de permettre l'utilisation des forêts matures dans les agglomérations de coupes par les oiseaux forestiers.	
Les regroupements de chantiers devraient être davantage distants que dans la réglementation CMO-CPRS.	Les lignes directrices 2 et 3 assurent la dominance d'un couvert forestier fermé à l'échelle de l'UTA, et limitent les COS dominés par la jeune forêt à moins de 30 %. Ceci force la présence de massifs dans l'UTA et limite la distance qui peut séparer deux massifs forestiers. LD 2 Les UTA doivent comprendre au moins 60 % de leur superficie forestière productive en peuplements de 7 m ou plus de hauteur. LD 3 Les UTA ne doivent pas comprendre plus de 30 % de leur superficie forestière productive en COS qui ne sont pas dominés par la forêt à couvert fermé (soit de types 0 ou 1).¹⁹
Échelle de la perturbation	
La plupart des espèces fauniques documentées dans le chapitre 3 évitent les milieux ouverts ou y circulent sur des distances assez courtes, de 25 à 200 m.	
Des fragments ou parcelles de forêt résiduelle, ainsi que des structures de rétention, favorisent la perméabilité du paysage perturbé pour les espèces fauniques.	LD 11 Au moins 80 % de la superficie de référence d'un COS doit se trouver à moins de 600 m de la limite d'un bloc ou d'une parcelle de forêt résiduelle, tel que défini aux lignes directrices 5 et 7. LD 12 Au moins 98 % de la superficie de référence d'un COS doit se trouver à moins de 900 m de la limite d'un bloc ou d'une parcelle de forêt résiduelle, tel que défini aux lignes directrices 5 et 7. Recommandation 3 Faire l'analyse de la répartition de la forêt résiduelle en utilisant uniquement les « blocs de forêt résiduelle », tel que défini à la ligne directrice 5.

¹⁹ La typologie des COS est présentée à l'annexe A.

Tableau 8 Liens entre les éléments d'organisation spatiale des forêts, les constats tirés de la littérature et les orientations/recommandations d'aménagement sous l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière (suite)

Constats tirés de la littérature	Lignes directrices (LD) et recommandations
Forme et dimension de la forêt résiduelle	
Plus la taille du bloc est grande et de forme compacte se rapprochant d'un cercle, plus la proportion de forêt d'intérieur sera élevée.	
En se basant sur les exigences de différentes espèces fauniques associées à la forêt d'intérieur, l'effet de lisière varie approximativement de 50 à 100 m. Les parcelles de forêt résiduelle de forme compacte et d'une largeur de 200 m ou plus permettent le maintien de forêt d'intérieur pour la plupart des espèces.	LD 5 Au moins 20 % de la superficie forestière productive d'un COS doit être en forêt de 7 m ou plus de hauteur organisée en blocs. Ces « blocs de forêt résiduelle » doivent avoir une superficie d'au moins 25 ha d'un seul tenant avec une largeur d'au moins 200 m.
Des parcelles de forêt résiduelle de plus de 5 ha, et surtout de plus de 20 ha, permettent des habitats intéressants pour plusieurs espèces fauniques sensibles. Certaines parcelles devraient avoir des tailles encore plus grandes.	
Une étude menée dans les forêts mixtes de l'Ontario démontre que 20 % des superficies résiduelles dans les feux faisaient moins de 5 ha, 35 % se situaient entre 5 et 50 ha et 45 % étaient supérieurs à 50 ha.	LD 7 Une « parcelle de forêt résiduelle » est constituée de peuplements de 7 m ou plus de hauteur et a une superficie d'au moins 5 ha d'un seul tenant avec une largeur d'au moins 200 m.
Les résultats de Kafka et autres (2001), dans la pessière à mousses, présentent une taille moyenne des superficies complètement épargnées par le feu de 43 ha.	
Des forêts résiduelles de forme et de dimension variables devraient être maintenues afin de reproduire l'effet des feux.	
Des forêts résiduelles organisées en blocs permettent une meilleure gestion des signaux paysagers par rapport aux séparateurs de coupes en offrant une plus grande souplesse dans l'organisation spatiale de la rétention et en donnant lieu à des paysages moins artificiels. Pour obtenir ces effets, la superficie de la forêt résiduelle devrait être d'au moins 4 hectares.	Recommandation 1 Favoriser le maintien de « blocs de forêt résiduelle » d'une superficie d'au moins 50 ha d'un seul tenant avec une largeur d'au moins 200 m.
Une forêt résiduelle organisée sous forme de blocs représente une moins grande contrainte opérationnelle à la récolte lors du deuxième passage, par rapport aux forêts résiduelles sous forme de séparateurs de coupes.	

Tableau 8 Liens entre les éléments d'organisation spatiale des forêts, les constats tirés de la littérature et les orientations/recommandations d'aménagement sous l'approche d'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière (fin)

Constats tirés de la littérature	Lignes directrices (LD) et recommandations
Qualité de la forêt résiduelle	
Il est considéré que les peuplements de 7 m ou plus de hauteur qui ont été récoltés par des coupes partielles maintiennent leur caractère de peuplements à couvert fermé. Toutefois, ces peuplements ne comprennent pas de forêt d'intérieur.	LD 9 À la suite de la planification de la récolte, les peuplements de 7 m ou plus de hauteur présents dans un COS doivent contenir au moins 20 % de la proportion de chacun des grands types de couverts forestiers (résineux, mélangé et feuillu) présents dans le COS avant la planification de la récolte.²⁰ LD 10 Au moins 20 % de la superficie forestière productive d'un COS doit être composée de forêt de 7 m ou plus qui n'a pas fait l'objet de récolte depuis au moins 25 ans.
Quelques espèces fauniques particulièrement sensibles sont affectées par les coupes partielles à court terme.	
Dans l'étude de Dragotescu (2008), la composition de la forêt résiduelle dans les feux est représentative de la forêt avant perturbation.	
Pour permettre le maintien d'habitats variés et l'entremêlement entre ceux-ci, une composition variée des forêts résiduelles est intéressante.	
La forêt mature ou vieille a une valeur plus importante pour plusieurs espèces fauniques sensibles.	
Chemins	
Les chemins forestiers constituent un frein à la dispersion pour certaines espèces. Cet effet est amplifié par l'augmentation de la largeur et de la fréquentation des chemins.	LD 8 Un bloc ou une parcelle de forêt résiduelle ne sont pas considérés comme étant d'un seul tenant lorsqu'ils sont traversés par un chemin principal à développer ou à maintenir. Recommandation 2 Favoriser le maintien de blocs et de parcelles de forêt résiduelle exempts de chemins, indépendamment de la classe.
Les chemins forestiers créent un effet de lisière, qui est amplifié par l'augmentation de la largeur de ces derniers.	

²⁰ Toutefois, s'il y a des enjeux de composition (ex. : enfeuilletement) ou de vulnérabilité à la tordeuse des bourgeons de l'épinette, les solutions élaborées pour y répondre doivent être appliquées en priorité.

Annexe A Typologie des COS

Tableau 9 Typologie des COS utilisée pour la gestion des cibles d'aménagement liées à l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Type de COS	Proportion de la superficie forestière productive du COS en forêt à couvert fermé
0 ^a	0 à moins de 30 %
1	30 à moins de 50 %
2	50 à moins de 70 %
3	70 à 100 %

a. La planification de COS de type 0 n'est pas permise ([voir la ligne directrice no 4](#)). Ce type de COS résulte des perturbations naturelles ou de l'historique des coupes.

Annexe B Résumé des cibles de planification tactique pour l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Tableau 10 Cibles d'aménagement pour la planification tactique de l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Élément	Indicateur	Cible obligatoire	Ligne directrice
Compartiment d'organisation spatiale (COS)	Taille visée	La taille visée des compartiments d'organisation spatiale (COS) est de 20 km ² (2 000 ha).	1
Unité territoriale d'analyse (UTA)	Proportion en peuplements de 7 m ou plus de hauteur	Les UTA doivent comprendre au moins 60 % de leur superficie forestière productive en peuplements de 7 m ou plus de hauteur.	2
	Proportion en COS de type 0 ^a ou 1	Les UTA ne doivent pas comprendre plus de 30 % de leur superficie forestière productive en COS de type 0 ^a ou 1. Ces types de COS comprennent moins de 50 % de leur superficie forestière productive en peuplements de 7 m ou plus de hauteur.	3
Compartiment d'organisation spatiale (COS)	Proportion en peuplements de 7 m ou plus de hauteur	Les COS doivent comprendre au moins 30 % de leur superficie forestière productive en peuplements de 7 m ou plus de hauteur.	4

a. La planification de COS de type 0 n'est pas permise. Ce type de COS résulte des perturbations naturelles ou de l'historique des coupes.

Annexe C Résumé des cibles de planification opérationnelle pour l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Tableau 11 Cibles d'aménagement pour la planification opérationnelle de l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière

Élément	Indicateur	Cible obligatoire	Ligne dir.	Cible recommandée	Recommandation
Configuration de la forêt résiduelle	Proportion de la forêt résiduelle sous forme de blocs	Au moins 20 % de la superficie forestière productive d'un COS doit être en forêt de 7 m ou plus de hauteur organisée en blocs. Ces « blocs de forêt résiduelle » doivent avoir une superficie d'au moins 25 ha d'un seul tenant avec une largeur d'au moins 200 m.	5	Favoriser le maintien de « blocs de forêt résiduelle » d'une superficie d'au moins 50 ha d'un seul tenant avec une largeur d'au moins 200 m.	1
	Inclusion dans les blocs de forêt résiduelle	Lorsque cela est jugé nécessaire, il est possible d'enclaver des peuplements de moins de 7 m de hauteur (classes de hauteur 5, 6 et 7) ou des peuplements improductifs (dénudés humides [DH], dénudés secs [DS] et aulnaies [AL]) à l'intérieur des blocs de forêt résiduelle sans toutefois dépasser 10 % de leur superficie.	6	S. O.	
	Définition des parcelles de forêt résiduelle	Une « parcelle de forêt résiduelle » est constituée de peuplements de 7 m ou plus de hauteur et a une superficie d'au moins 5 ha d'un seul tenant avec une largeur d'au moins 200 m.	7	S. O.	
	Chemins	Un bloc ou une parcelle de forêt résiduelle ne sont pas considérés comme étant d'un seul tenant lorsqu'ils sont traversés par un chemin principal à développer ou à maintenir.	8	Favoriser le maintien de blocs et de parcelles de forêt résiduelle exempts de chemins, indépendamment de la classe.	2
Composition de la forêt résiduelle	Proportion des grands types de couverts forestiers présents avant la planification	À la suite de la planification de la récolte, les peuplements de 7 m ou plus de hauteur présents dans un COS doivent contenir au moins 20 % de la proportion de chacun des grands types de couverts forestiers (résineux, mélangé et feuillu) présents dans le COS avant la planification de la récolte. Toutefois, s'il y a des enjeux de composition (ex. : enfeuillement) ou de vulnérabilité à la tordeuse des bourgeons de l'épinette, les solutions élaborées pour y répondre doivent être appliquées en priorité.	9	S. O.	
	Proportion de la forêt résiduelle n'ayant pas fait l'objet de récolte récente	Au moins 20 % de la superficie forestière productive d'un COS doit être composée de forêt de 7 m ou plus qui n'a pas fait l'objet de récolte depuis au moins 25 ans.	10	S. O.	

Tableau 11 Cibles d'aménagement pour la planification opérationnelle de l'organisation spatiale des forêts dans les domaines bioclimatiques de la sapinière (fin)

Élément	Indicateur	Cible obligatoire	Ligne dir.	Cible recommandée	Recommandation
Répartition de la forêt résiduelle	Répartition de la forêt résiduelle dans le COS	Au moins 80 % de la superficie de référence d'un COS doit se trouver à moins de 600 m de la limite d'un bloc ou d'une parcelle de forêt résiduelle, tel que défini aux lignes directrices 5 et 7.	11	Faire l'analyse de la répartition de la forêt résiduelle en utilisant uniquement les « blocs de forêt résiduelle », tel que défini à la ligne directrice 5.	3
		Au moins 98 % de la superficie de référence d'un COS doit se trouver à moins de 900 m de la limite d'un bloc ou d'une parcelle de forêt résiduelle, tel que défini aux lignes directrices 5 et 7.	12		
	Définition de la superficie de référence	La « superficie de référence » est la superficie interne au COS couverte par une zone de 900 m autour des parcelles de forêt résiduelle potentielles du COS.	13	S. O.	

Bibliographie

- ALAIN, G. (1988). *Plan tactique de la Gélinotte huppée*, Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune terrestre, 50 p.
- ALVAREZ, E. (2009). *Influence d'un siècle de récolte forestière sur la forêt mélangée tempérée de la Mauricie*, Thèse (Ph. D.), Université Laval, 172 p.
- ARCHAMBAULT, L., J. MORISSETTE et M. BERNIER-CARDOU (1997). « Succession forestière après feu dans la sapinière à bouleau jaune du Bas-Saint-Laurent, Québec », *The Forest Chronicle*, vol. 73, n° 6, décembre 1997, p. 702-710.
- BARRETTE, M., L. BELANGER et L. DE GRANPRE (2010). "Preindustrial reconstruction of a perhumid midboreal landscape, Anticosti Island, Quebec", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 40, n° 5, p. 928-942.
- BASKERVILLE, G. L. (1975). "Spruce Budworm : Super Silviculturist", *The Forestry Chronicle*, vol. 51, n° 4, p. 138-140.
- BELANGER, L. (2001). « La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : l'expérience de la forêt Montmorency », *Le Naturaliste canadien*, vol. 125, n° 3, p. 18-25.
- BÉLISLE, M., et autres (2001). "Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment", *Ecology*, vol. 82, n° 7, p. 1893-904.
- BELLEAU, A. (2012). Enjeux spatiaux liés au déploiement de l'aménagement écosystémique en forêt boréale, Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 242 p.
- BELLEAU, A., et autres (2007). "Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produces by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest", *The Forestry Chronicle*, vol. 83, n° 1, p. 72-84.
- BELLE-ISLE, J. (2006). *Comparaison des effets d'une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Choristoneura fumiferana (Clem.)) à ceux de la coupe avec protection de la régénération et des sols*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 47 p.
- BELLE-ISLE, J., et D. KNEESHAW (2007). "A stand and landscape comparison of the effects of spruce budworm (Choristoneura fumiferana (Clem.)) outbreak to the combined effects of harvesting and thinning on forest structure", *Forest Ecology and Management*, vol. 246, p. 163-174.
- BERGERON, Y., et autres (2004). "Fire Regimes at the Transition Between Mixedwood and Coniferous Boreal Forest in Northwestern Quebec", *Ecology*, vol. 85, n° 7, p. 1916-1932.
- 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.
- BETTS, M.G., et autres (2006). "Independent effects of fragmentation on forest songbirds: an organism-based approach", *Ecological Applications*, vol. 16, n° 3, p. 1076-1089.
- BLAIS, J. R. (1985). "The ecology of the eastern spruce budworm: a review and discussion", dans SANDERS, C. J., et autres, éd., *Recent advances in spruce budworms research, proceedings of the canusa spruce budworms research symposium*, Bangor, Maine, Ottawa, Service canadien des forêts, p. 49-59.

- BLAKE, J. G., et J. R. KARR (1987). "Breeding birds of isolated woodlots: Area and habitat relationships", *Ecology*, vol. 68, n° 6, December 1987, p. 1724-1734.
- BORMAN, F. H. et LIKENS, G. E. (1979). "Catastrophic disturbance and the steady-state in northern hardwoods forests", *American Scientist*, vol. 67, n° 6, p. 660-669.
- BOUCHARD, M., et autres (2004). *Caractérisation des régimes de perturbations naturelles dans la sapinière à bouleau jaune du Témiscamingue*, s. l., Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. 16 p.
- BOUCHARD, M., D. KNEESHAW et Y. BERGERON (2005). "Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec", *Forest Ecology and Management*, vol. 204, p. 297-313.
- BOUCHARD, M., et autres (2008a). "Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 38, n° 6, p. 1621-1633.
- BOUCHARD, M., et autres (2008b). "Ecosystem management based on large-scale disturbance pulses: A case study from sub-boreal forests of western Quebec (Canada)", *Forest Ecology and Management*, vol. 256, n° 10, p. 1734-1742.
- BOUCHARD, M., J. REGNIERE et P. THERRIEN (2017). "Bottom-up factors contribute to large-scale synchrony in spruce budworm populations", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 48, 2018. p. 277-284.
- BOUCHER, Y., et P. GRONDIN (2012). "Impact of logging and natural stand-replacing disturbances on high-elevation boreal landscape dynamics (1950-2005) in eastern Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 263, p. 229-239.
- BOUCHER, Y., et autres (2011a). *Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional*, mémoire de recherche forestière n° 161, ministère des Ressources naturelles et de la Faune (Direction de la recherche forestière), 21 p.
- BOUCHER, Y., et autres (2011 b). "Logging-Induced Edge and Configuration of Old-Growth Forest Remnants in the Eastern North American Boreal Forests", *Natural Areas Journal*, vol. 31, n° 3, p. 300-306.
- BOUFFARD, D., F. DOYON et E. FORGET (2003). *Historique et dynamisme écologique de la végétation forestière de la réserve faunique Rouge-Matawin de 1930 à nos jours*, s. l., Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, 113 p.
- BOULANGER, Y., et D. ARSENEAULT (2004). "Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 34, n° 5, p. 1035-1043.
- BOURQUE, J., et M.-A. VILLARD (2001). "Effects of selection cutting and landscape-scale harvesting on the reproductive success of two neotropical migrant bird species", *Conservation Biology*, vol. 15, n° 1, p. 184-195.
- BRUNET, G. (2002). *Reconstitution historique de la sapinière à bouleau blanc vierge de la Côte-de-Gaspé*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 116 p.

- BUMP, G. et autres (1947). *The ruffed grouse: life history, propagation, management*. Holling Press, Buffalo, New York, USA.
- BURKE, D. M., et E. NOL (2000). "Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario", *Ecological Applications*, vol. 10, n° 6, p. 1749-1761.
- BUSKIRK, S. W., et L.L., McDONALD (1989). "Analysis of variability in home-range size of the American marten", *Journal of Wildlife Management*, vol. 53, p. 997-1004.
- CAMPBELL, E. M. (2007). *Patrons temporels et spatiaux de la sévérité des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette en relation aux conditions bioclimatiques de l'est du Canada*, Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, 211 p.
- CANHAM, C. D. et autres (2001). "Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate tree species", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 31, p. 1-10.
- CARCAILLET, C., et autres (2001). "Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime?", *Journal of Ecology*, vol. 89, n° 6, p. 930-946.
- CHAPIN, T. G., D. J. HARRISON et D. M. PHILIPS (1997). "Seasonal habitat selection by marten in an untrapped forest preserve", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 61, p. 707-717.
- CHAPIN, T. G., et autres (1998). "Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest", *Conservation Biology*, vol. 12, n° 6, p. 1327-1337.
- CHEVEAU, M. (2010). *Effets multiscalaires de la fragmentation de la forêt par l'aménagement forestier sur la martre d'Amérique en forêt boréale de l'est du Canada*, Thèse (Ph. D.), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. p. 226.
- CHEVEAU, M., et autres (2013). "Marten space use and habitat selection in management coniferous boreal forests of eastern Canada", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 77, n° 4, January 2013, p. 749-760.
- COOKE, H. A., et autres (2010). *Conserver les espèces cavicoles propres aux vieilles forêts dans les aires de coupes agglomérées avec rétention de structure*, Edmonton, Réseau de gestion durable des forêts, 33 p.
- COOPER, J. M., et S. M. BEAUCHESNE (2004). "Connecticut Warbler *Oporornis agilis*", dans Ministry of Water, Land and Air Protection", éd., *Accounts and Measures for Managing Identified Wildlife – Account V. 2004*, Victoria, Colombie-Britannique, 10 p.
- COUILLARD, P.-L., et autres (2013). "Long-term impact of fire on high-altitude balsam fir (*Abies balsamea*) forests in south-central Quebec deduced from soil charcoal", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 43, n° 2, p. 188-199.
- COURTOIS, R. et A. BEAUMONT (2002). "A preliminary assessment on the influence of habitat composition and structure on moose density in clearcuts of north-western Québec", *Alces*, vol. 28, p. 167-176.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET et B. GAGNÉ (1998). "Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter", *Alces*, vol. 34, n° 1, p. 201-211.

- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET et B. GAGNÉ (1996). *Habitat hivernal de l'orignal (Alces alces) dans des coupes forestières d'Abitibi-Témiscamingue*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et ses habitats, 33 p.
- CRÊTE, M. (1988). "Forestry practices in Québec and Ontario in relation to moose population dynamics", *Forestry Chronicle*, vol. 64, p. 246-250.
- DAIGLE, P. (2010). "A summary of the environmental impacts of roads, management responses, and research gaps: A literature review", *BC Journal of Ecosystems and Management*, vol. 10, n° 3, p. 65-89.
- D'Aoust, V., D. KNEESHAW et Y. BERGERON (2004). "Characterization of canopy openness before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, n° 2, p. 339-352.
- DARVEAU, M., et autres (1995). "Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 59, n° 1, p. 67-78.
- DARVEAU, M., et autres (2001). *Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire*, Sainte-Foy, Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, 42 p.
<https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/connaissances/DEF0198.pdf>
- DE FRANCESCHI, P. F., et BOAG, D. A. (1990). "Summer foraging by spruce grouse: implications for galliform food habits", *Canadian Journal of Zoology*, 69: p. 1708-1711.
- DE GRANDPRE, L., et autres (2018). "Incorporating insect and wind disturbances in a natural disturbance-based management framework for the boreal forest", *Forests*, vol. 9, n° 8: 471, août 2018, <https://doi.org/10.3390/f9080471>
- D'EON, R. G., et autres (2002). "Landscape connectivity as a function of scale and organism agility", *Conservation Ecology* 6(2): 10, [En ligne], Vancouver, Colombie-Britannique, s. p. [<https://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss2/art10/>] (consulté le 10 juin 2022).
- DESPONTS, M., et autres (2004). "The eastern boreal old-growth balsam fir forest: a distinct ecosystem", *Canadian Journal of Botany*, vol. 82, n° 6, p. 830-849.
- DE RÖMER, A. H., D. D. KNEESHAW et Y. BERGERON (2007). "Small gap dynamics in the southern boreal forest of eastern Canada: Do canopy gaps influence stand development?", *Journal of Vegetation Science*, vol. 18, n° 6, p. 815-826.
- DOYON, F. et S. SOUGAVINSKI (2002). *Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du Nord*, Ripon, Québec, Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, 116 p.
- DOYON, F. et D. BOUFFARD (2008). *Étude sur le bois mort, les microsites et la régénération après chablis catastrophiques dans les érablières du Témiscamingue*, Ripon, Québec, Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, 37 p.
- DRAGOTESCU, I. (2008). *Étude comparative des peuplements forestiers après feux et après coupes dans la forêt boréale mixte en Mauricie et au Témiscamingue*, Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec à Montréal, 54 p.
- DRAGOTESCU, I., et D. D. KNEESHAW (2012). "A comparison of residual forest following fires and harvesting in boreal forests in Quebec, Canada", *Silva Fennica*, vol. 46, n° 3, p. 365-376.

- DRAPEAU, P., et L. IMBEAU (2006). *Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures; Avis scientifique*, s. l., Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, 35 p.
- DROLET, B., et autres (1999). "Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest", *The Condor*, vol 101, p. 699-704.
- Dussault, C., et autres (2004). « Effet des facteurs limitatifs sur la sélection de l'habitat par l'orignal, une étude de trois ans dans le Parc de la Jacques-Cartier », *Le Naturaliste canadien*, vol. 128, n° 2, p. 38-45.
- DUSSAULT, C., R., et autres (2005). "Space use of moose in relation to food availability", *Revue canadienne de zoologie*, vol. 83, p. 1431-1437.
- EIGENBROD, F., S. J. HECNAR et L. FAHRIG (2009). "Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada", *Ecology and Society*, vol. 14, 18 p.
- FAHRIG, L. (2003). "Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecological", *Evolution and Systematics*, vol. 34, p. 487-515.
- FAHRIG, L. (2013). "Rethinking Patch Size and Isolation Effects: the Habitat Amount Hypothesis", *Journal of Biogeography*, vol. 40, n° 9, p. 1649-1663.
- FERRON, J. et J.-P. OUELLET (1992). "Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 70, p. 2178-2183.
- FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT. (1998). "Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, p. 1335-1343.
- FORMAN, R. T. T., et L. E. ALEXANDER (1998). "Roads and their major ecological effects", *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 29, p. 207-231.
- FORMAN, R. T. T., et R. D. DEBLINGER (2000). "The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway", *Conservation Biology*, vol. 14, n° 1, p. 36-46.
- FRANKLIN, C. M. A., K. A. HARPER, et M. J. CLARKE (2021). "Trends in studies of edge influence on vegetation at human-created and natural forest edges across time and space", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 51, p. 274-282. <http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2020-0308>
- FREEMARK, K., et B. COLLINS (1992). "Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments", dans Hagan III, J. M. et D. W. Johnston, éd., *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*, Washington, D.C., Smithsonian Institution Press, p. 443-454.
- FROUIN, H. (2011). *Influence des corridors routiers et des coupes sur les déplacements hivernaux de la martre d'Amérique en forêt boréale aménagée*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 37 p.
- GAGNON, J. (2013). *Alimentation, sélection d'habitat et succès reproducteur de la petite nyctale (Aegolius acadicus) en forêt boréale mixte au Québec*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 106 p.
- GALLI, A. E., et autres (1976). "Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey", *The Auk*, vol. 93, p. 356-364.

- GANDHI, K. J. K., et autres (2001). "Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae)", *Biological Conservation*, vol. 102, n° 2, p. 131-141.
- GASAWAY, W. C. et S. D. DuBois (1985). "Initial response of moose to a wildfire in interior Alaska", *Canadian Field Naturalist*, vol. 99, n° 1, p. 135-140.
- GASCON, C., et autres (2000). "Receding Forest Edges and Vanishing Reserves", *Science*, vol. 288, n° 5470, p. 1356-1358.
- GAUTHIER, S., et autres (2001). « Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique », *Le Naturaliste canadien*, vol. 125, n° 3, p. 10-17.
- GAUTHIER, S. et autres (2008). « Chapitre 1. Aménagement forestier écosystémique : origines et fondements », dans GAUTHIER, S., et autres, *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 13-40.
- GAUTHIER, J., et Y. AUBRY (1995). *Les oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*, Montréal, Québec, Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la Faune (Environnement Canada), 1295 p.
- GERMAINE, S. S. et autres (1997). "Effects of small forest openings on the breeding bird community in a Vermont hardwood forest", *The Condor*, vol. 99, p. 708-718.
- GIRARD, C., et autres (2004). "Are temperate mixedwood forests perceived by birds as a distinct forest type?", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 1895-1907.
- GIROUX, W., et autres (2007). "Ruffed grouse brood habitat use in mixed softwood-hardwood nordic-temperate forests", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 71, p. 87-95.
- GODBOUT, G., et J. P. OUELLET (2008). "Habitat selection of American marten in the logged landscape of the southern fringe of the boreal forest", *Ecoscience*, vol. 15, n° 3, p. 332-342.
- GRONDIN, P. et autres (2009). « Chapitre 4. Écologie forestière », dans SAUCIER, J.P. et autres, *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Manuel de foresterie*. Québec, Canada, Éditions MultiMondes p. 165-315.
- GRONDIN, P., et autres (2007). *L'intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d'unités homogènes du Québec méridional*, Mémoire de recherche forestière n° 150, Québec, Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 63 p.
- GUENETTE, J.-S., et M.-A. VILLARS (2005). "Thresholds in Forest Bird Response to Habitat Alteration as Quantitative Targets for Conservation", *Conservation Biology*, vol. 19, n° 4, p. 1168-1180.
- GUNN, J. M. et R. SEIN (2000). "Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57 (Suppl. 2), p. 97-104.
- HANNON, S. J., et autres (2002). "Abundance and Species Composition of Amphibians, Small Mammals, and Songbirds in Riparian Forest Buffer Strips of Varying Widths in the Boreal Mixedwood of Alberta", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 32, n° 10, p. 1784-1800.

- HANOWSKI, J., et autres (2003). "Breeding bird response to riparian forest harvest and harvest equipment", *Forest Ecology and Management*, vol. 174, p. 315-328.
- HASS, G. H. (1974). *Habitat selection, reproduction, and movements in female spruce grouse*, Thèse (Ph. D.), Université du Minnesota, St-Paul, 124 p.
- HÉBERT, R., SAMSON, C. et HUOT, J. (2001). *Validation d'un modèle d'indice de qualité de l'habitat pour l'ours noir*. Université Laval, Québec, p. 83.
- HÉBERT, R. et J. HUOT (2009). "Gap dynamics in Balsam Fir, *Abies balsamea*-Yellow Birch, *Betula alleghaniensis*, forests of Québec", *The Canadian Field-Naturalist*, vol. 123, n° 2, p. 117-125.
- HOBSON, K. A., et E. BAYNE (2000). "Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixed woods of western Canada", *The Wilson Bulletin*, vol. 112, n° 3, p. 373-387.
- HOLLOWAY, G. et J. R. MALCOM (2006). "Sciurid habitat relationships in forests managed under selection and shelterwood silviculture in Ontario", *Journal of wildlife management*, vol. 70, n° 6, p. 1735-1745.
- HOLMES, S. B., et D. G. PITT (2007). "Response of bird communities to selection harvesting in a northern tolerant hardwood forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 238, p. 280-292.
- HUGIE, R.D. (1982). *Black bear ecology and management in the northern conifer-deciduous forest of Maine*. Thèse (Ph. D.). Université du Montana, Missoula, Montana, USA. p. 203.
- 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, p. 1850-1860.
- JACQMAIN, H., et autres (2008). "Moose-habitat relationships: integrating local Cree native knowledge and scientific finding in northern Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, p. 3120-3132.
- JOBES, A.P., et autres (2004). "Effects of selection cutting on bird communities in a contiguous eastern hardwood forests", *Journal of Wildlife Management*, vol. 68, n° 1, p. 51-60.
- JOHNSON, A. E. et S. L. GUTSELL (1994). "Fire frequency models, methods and interpretations", *Advances in Ecological Research*, vol. 25, p. 239-287.
- JOHNSON, C. A., et autres (2009). "Mortality risk increases with natal dispersal distance in American martens", *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 276, p. 3361-3367.
- KAFKA, V., et autres (2001). "Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec", *International Journal of Wildland Fire*, vol. 10, p. 119-127.
- KIRK, D. A., et K. A. HOBSON (2001). "Bird-habitat relationships in jack pine boreal forests", *Forest Ecology and Management*, vol. 147, p. 217-243.
- KNEESHAW, D. D. et Y. BERGERON (2015). "Applying knowledge of natural disturbance regimes to develop an ecosystem management approach in forestry", dans LAROCQUE, G. R., éd., *Ecological Forest Management Handbook*, Boca Raton, CRC Press, Taylor & Francis Group, p. 3-31.

- KNEESHAW, D. D. et M. PRÉVOST (2007). "Natural Canopy Gap Disturbances and Their Role in Maintaining Mixed-Species Forests of Central Quebec, Canada", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 37, n° 9, p. 1534-1544.
- KNEESHAW, D. D. et autres (2008). « Chapitre 9. Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s'inspire de la nature dans le sud de la péninsule gaspésienne », dans GAUTHIER, S. et autres, *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 215--240.
- KOIVULA, M., et J. NIEMELÄ (2002). "Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests – a summary of Finnish case studies", *Silva Fennica*, vol. 36, n° 1, p. 423-436. <https://doi.org/10.14214/sf.573>
- KURZEJESKI, E.W. et B.G. ROOT (1988). "Survival of reintroduced ruffed grouse in north Missouri", *Journal of Wildlife Management*, vol. 52, n° 2, p. 248-252.
- LAMBERT, J. D., et S. J. HANNON (2000). "Short-term effects of timber harvest on abundance, territory characteristics, and pairing success of ovenbirds in riparian buffer strips", *The Auk*, vol. 117, n° 3, p. 687-698.
- LAROUCHE, C., et autres (2007). « L'effet du patron de répartition des coupes sur les pertes par chablis : le cas de la sapinière à bouleau blanc de l'Est », *The Forestry Chronicle*, vol. 83, n° 1, janvier/février 2007, p. 83-91.
- LARUE, P. (1993). *Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la martre d'Amérique (Martes americana Turton) au Québec*; document technique 92/7, Québec, Gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, 34 p.
- LAURION, L. (2005). *Impacts de l'aménagement forestier intensif sur l'habitat, le comportement hivernal, la survie et la densité de population de la Martre d'Amérique (Martes americana) dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick*, Mémoire de maîtrise, Université de Moncton, 85 p.
- LAVOIE, S. et autres (2012). "Windthrow after group and dispersed tree retention in eastern Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 269, p. 158-167.
- LEBOEUF, M. (2004). *Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 111 p.
- LEBLANC, M., et L. BELANGER (2000). *La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*, mémoire de recherche forestière n° 136, ministère des Ressources naturelles (Direction de la recherche forestière, 91 p.
- LE BLANC, M.-L. (2010). "Short term response of small mammals and forest birds to silvicultural practices differing in tree retention in irregular boreal forests", *Ecoscience*, vol. 17, n° 3, p. 334-342.
- LEDUC, A. (1996). *Proposition d'indices de mesure de l'intensité du morcellement du couvert forestier induit par les pratiques sylvicoles*, Unité de recherche et de développement en foresterie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 36 p.

- LEDUC, A., et autres (2002). « *Le régime naturel des incendies forestiers : un guide pour l'aménagement durable de la forêt boréale* », dans *Actes du Colloque : L'aménagement forestier et le feu*, Chicoutimi (QC), ministère des Ressources naturelles, p. 45-52.
- LESIEUR, D., S. GAUTHIER et Y. BERGERON (2002). "Fire Frequency and Vegetation Dynamics for the South-Central Boreal Forest of Quebec, Canada", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 32, n° 11, p. 1996-2009.
- LECOMTE, N., et autres (2010). *Détermination des enjeux écologiques reliés à la mise en place d'un aménagement écosystémique et propres aux forêts de l'Abitibi-Témiscamingue*, Conférence régionale des élus de l'Abitibi-Témiscamingue, 158 p. (Rapport interne).
- LEMAY, Y. (1989), *Caractérisation de l'habitat de reproduction du Tétrás du Canada (Dendragapus canadensis) sur l'île d'Anticosti*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, p. 161.
- LEMAY et autres (1998). "Reproduction habitat and breeding success of spruce grouse (*Falcipennis canadensis*) introduced on Anticosti Island, Quebec", *Canadian Field-Naturalist*. vol. 112, n° 2, p. 267-275.
- LEVESQUE, F. (1997). *Conséquence de la dynamique de la mosaïque forestière sur l'intégrité écologique du Parc National Forillon*, mémoire de maîtrise, Université Laval, 187 p.
- LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE et J.A. BISSONETTE (1985). "Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density", *Journal of Wildlife Management*, vol. 49, n° 4, p. 866-8773.
- LORTIE, M. (1979). *Arbres, forêts et perturbations naturelles au Québec*, Sainte-Foy, Les Presses de l'Université Laval, 172 p.
- LUGO, A. E., et H. GUCINSKI (2000). "Function, effects, and management of forest roads", *Forest Ecology and Management*, vol. 133, n° 3, p. 249-262.
- MACLEAN, D. A. (1984). "Effects of Spruce Budworm Outbreaks on the Productivity and Stability of Balsam Fir Forest", *The Forestry Chronicle*, vol. 60, n° 5, p. 273-279.
- MACLEAN, D. A. (2004). "Predicting forest insect disturbance regimes for use in emulating natural disturbance", dans PERERA, A.H., L. J. BUSE et M.G. WEBER, *Emulating natural forest landscape disturbances: concepts and applications*, New York (NY), Columbia University Press, p. 69-82.
- MAHON, L. C., J. D. STEVENTON et K. MARTIN (2008). "Cavity and bark nesting bird response to partial cutting in Northern conifer forests", *Forest Ecology and Management*, vol. 256, p. 2145-2153.
- MANOLIS, J. C., et autres (2002). "Edge effects on nesting success of ground nesting birds near regenerating clearcuts in a forest-dominated landscape", *The Auk*, vol. 119, n° 4, p. 955-970.
- MCGARIGAL, K., et autres (2001). "Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan mountains", *Landscape Ecology*, vol. 16, n° 4, p. 327-349.
- MCINTYRE, N. E. (1995). "Effects of forest patch size on avian diversity", *Landscape Ecology*, vol. 10, p. 85-99.

- MERRILL, S. B., F. J. CUTHBERT et G. OEHLERT (2008). "Residual patches and their contribution to forest-bird diversity on northern Minnesota Aspen clearcuts", *Conservation biology*, vol. 12, n° 1, p. 190-199.
- MESSIER, J., et autres (2005). "A comparison of gap characteristics in mixedwood old-growth forests in eastern and western Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, n° 10, p. 2510-2514.
- MORIN, H. (1994). "Dynamics of Balsam Fir Forests in Relation to Spruce Budworm Outbreaks in the Boreal Zone of Quebec", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 24, n° 4, p. 730-741.
- MORIN, H. et autres (2008). « Chapitre 7. Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est de l'Amérique du Nord », dans GAUTHIER, S. et autres, *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 165-192.
- MOWBRAY, T. B. (2020). "Scarlet Tanager (*Piranga olivacea*)", version 1.0, *The Cornell Lab of Ornithology; Birds of the World*, [En ligne], Ithaca (NY), A. F. Poole and F. B. Gill, s. p. [<https://birdsoftheworld.org/bow/species/scatan/1.0/introduction>] (consulté le 2 juin 2022).
- MURCIA, C. (1995). "Edge Effects in Fragmented Forests: Implications for Conservation", *Tree*, vol. 10, n° 2, p. 58-62.
- NADEAU, F.-R. (2002). *Analyse de l'impact de la dispersion des aires de coupe sur les coûts d'approvisionnement en matière ligneuse à la Forêt Montmorency forestiers*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 133 p.
- NAPPI, A. (2009). *Sélection d'habitat et démographie du pic à dos noir dans les forêts brûlées de la forêt boréale*, Thèse (Ph. D.), Université du Québec à Montréal, 220 p.
- NATIONAL COUNCIL FOR AIR AND STREAM IMPROVEMENT INC. (NCASI). (2008). *Fragmentation in the boreal forest and possible effects on terrestrial wildlife* (Technical Bulletin no 959), Montréal (QC), Research Triangle Park, 59 p.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (OMNR) (2001). *Forest management guide for natural disturbance pattern emulation (Version 3.1)*, Toronto (ON), Ontario Ministry et Natural Resources, Queen's Printer for Ontario, 40 p.
- ORTEGA, Y. K., et D. E. CAPEN (2002). "Roads as edges: effects on birds in forested landscapes", *Forest Science*, vol. 48, n° 2, p. 381-390.
- PÂQUET, J. ET L. BÉLANGER (1997). "Public acceptability thresholds of clearcutting to maintain visual quality of boreal balsam fir landscapes", *Forest Science*, vol. 43, n° 1, p. 46-55.
- PAULI, J. N., et autres (2012). "Quantifying dispersal rates and distances in North American martens: a test of enriched isotope labeling", *Journal of Mammalogy*, vol. 93, n° 2, p. 390-398.
- PEAK, R. G., et F. R. THOMPSON, III (2006). "Factors affecting avian species richness and density in riparian areas", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 70, p. 173-179.
- 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 noire à mousses de l'ouest au Lac-Saint-Jean*, Thèse (Ph. D.), Université Laval, 148 p.

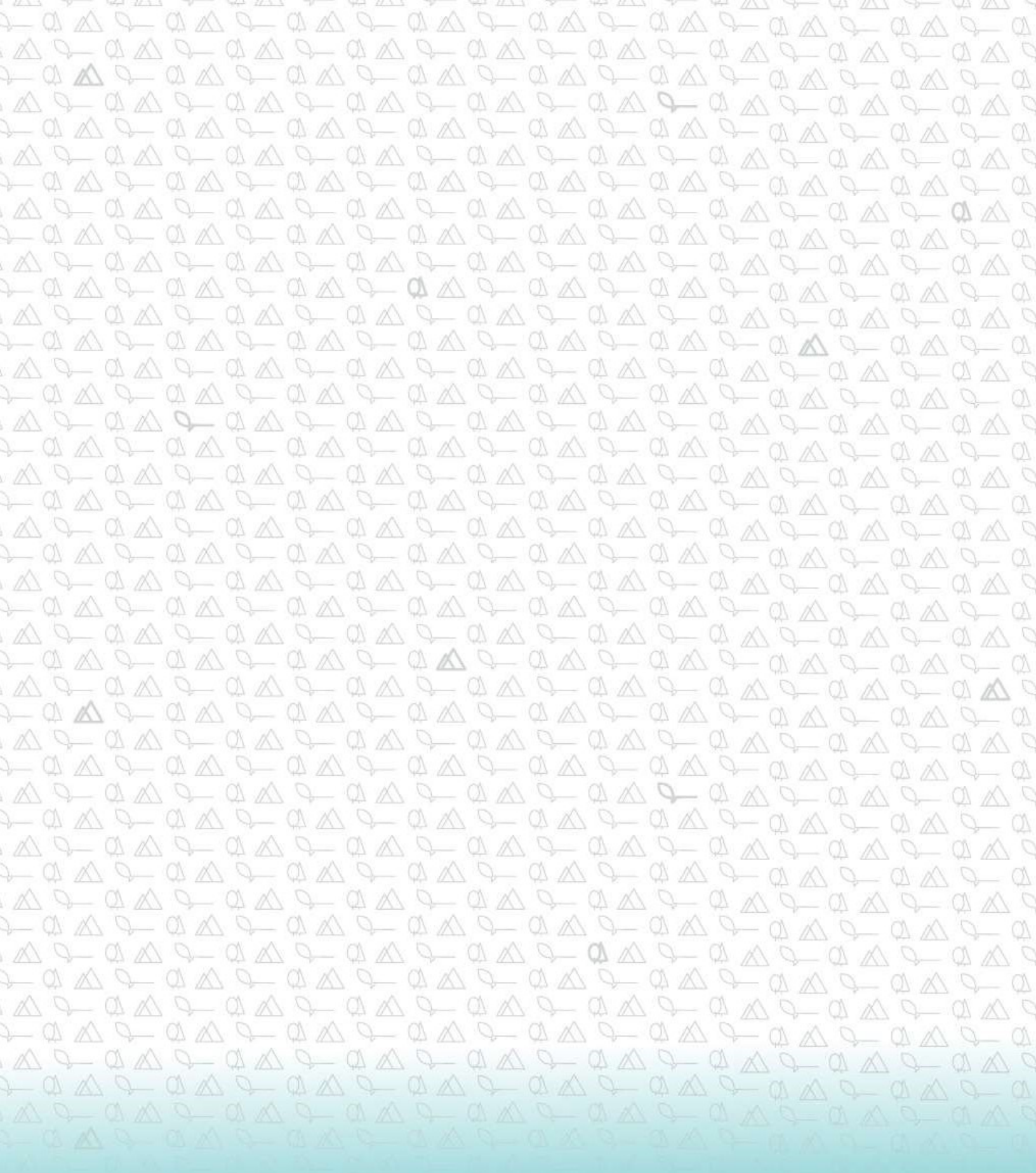
- PERRON, N., L. BÉLANGER et M.-A. VAILLANCOURT (2008). « Chapitre 6. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes », dans GAUTHIER, S. et autres, *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 137-163.
- PERROTTE CARON, O. et E. BITTENCOURT (2015). *Portrait préindustriel des perturbations naturelles et de l'organisation spatiale des forêts dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est en Gaspésie*, Gaspé, Consortium en foresterie Gaspésie–Les Îles, 24 p.
- PERROTTE CARON, O., et autres (2012). *Portrait de l'organisation spatiale du territoire forestier gaspésien définie d'après la mesure de l'intensité de la fragmentation et de la connectivité des forêts*, Gaspé, Consortium en foresterie Gaspésie–Les Îles, 59 p.
- PETERSON, C. J. et S. T. A. PICKETT (1991). "Treefall and resprouting following catastrophic windthrow in a old-growth hemlock-hardwoods forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 42, p. 205-217.
- PINNA, S., et autres (2009). *Portrait forestier historique de la Gaspésie*, Gaspé, Consortium en foresterie Gaspésie–Les-Îles, 204 p.
- PLANTE, C. (2013). *Acceptabilité visuelle et émulation des feux en forêt boréale : un compromis possible?*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 92 p.
- PLANTE, S. et autres (2021). *Revue de littérature sur les facteurs impliqués dans le déclin des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie*, Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 259 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/RevueLitteratureCaribou.pdf>
- PORATH, W. R., et P. A. VOHS, JR (1972). "Population ecology of ruffed grouse in northeastern Iowa", *Journal of Wildlife Management*, vol. 36, n° 793-802.
- PORNELUZI, P., M. A. VAN HORN, and T. M. DONOVAN (2011). "Ovenbird (*Seiurus aurocapilla*)", version 1.0, *The Cornell Lab of Ornithology; Birds of the World*, [En ligne], Ithaca (NY), A. F. Poole, s. p. [<https://birdsoftheworld.org/bow/species/ovenbi1/cur/introduction>] (consulté le 2 juin 2022).
- POTVIN, F. (1998). *La martre d'Amérique (Martes americana) et la coupe à blanc en forêt boréale : une approche télémétrique et géomatique*, Thèse (Ph. D.), Université Laval, 245 p.
- POTVIN, F., et N. BERTRAND (2004). "Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: a management scenario suitable for wildlife?", *The Forestry Chronicle*, vol. 80, n° 1, p. 44-53.
- 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, G. (2015). *Effets de la configuration de la forêt résiduelle dans les agglomérations de coupes sur l'avifaune en forêt boréale*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 84 p.
- POULIN, J.-F. et M.-A. VILLARD (2011). "Edge effect and matrix influence on the nest survival of an old forest specialist, the Brown Creeper (*Certhia americana*)", *Landscape Ecology*, vol. 26, p. 911-922.
- POULIN, J.-F., M.-A. VILLARD et S. HACHE (2010). "Short-term demographic response of an old forest specialist to experimental selection harvesting", *Ecoscience*, vol. 17, p. 20-27.

- PRICE, K., R. HOLT et L. KREMSATER (2007). *Representative Targets: Informing Threshold Refinement with Science, A review paper for RSP and CFCL*, s. l., s. é., 55 p.
- RAIL, J.-F., et autres (1997). "Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps", *The Condor*, vol. 99, p. 976-980.
- REED, R. A., et autres (1996). "Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains", *Conservation Biology*, vol. 10, n° 4, p. 1098-1106.
- REMPEL, R. S. (2007). "Selecting focal songbird species for biodiversity conservation assessment: response to forest cover amount and configuration", *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* 2(1) : 6, [En ligne], Ontario, s. p. [<https://www.ace-eco.org/vol2/iss1/art6/>] (consulté le 10 juin 2022).
- RICH, A. C., D. S. DOBKINS et L. J. NILES (1994). "Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey", *Conservation Biology*, vol. 8, n° 4, p. 1109-1121.
- RICH, R. L., L. E. FRELICH et P. B. REICH (2007). "Windthrow mortality in the southern boreal forest: Effects of species, diameter and stand age", *Journal of Ecology*, vol. 95, p. 1261-1273.
- RITCHIE, L. E., et autres (2009). "Effects of landscape composition and configuration on northern flying squirrels in a forest mosaic", *Forest Ecology and Management*, vol. 257, p. 1920-1929.
- ROBBINS, C.S., et autres (1989). "Habitat Area Requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states", *Wildlife monographs*, vol. 103, p. 3-34.
- ROBERTS, C. et C. J. NORMENT (1999). "Effects of plot size and habitat characteristics on breeding success of scarlet tanagers", *The Auk*, vol. 116, n° 1, p. 73-83.
- ROBERT, L. E. et autres (2018). "Landscape host abundance and configuration regulate periodic outbreak behavior in spruce budworm *Choristoneura fumiferana*", *Ecography*, vol. 40, p. 1-16.
- ROGERS, L.L. et A.W. ALLEN (1987). *Habitat suitability index models: black bear, Upper Great Lakes region*. U.S. Fish and Wildlife Service, p. 70.
- ROMPRÉ, G., et autres (2010). "Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat ", *The Forestry Chronicle*, vol. 86, n° 5, p. 572-579.
- ROSENBERG, K. V., J. D., LOWE et A. A. DHONDT (1999). "Effect of forest fragmentation on breeding tanagers: A continental perspective", *Conservation biology*, vol. 13, n° 3, p. 568-583.
- ROY, M.-E., F. DOYON et R. MARKGRAF (2011). *Caractérisations des structures, de la régénération et de l'hétérogénéité spatiale dans les peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais dans une optique de remise en production*, Ripon, Québec, Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, 124 p.
- ROYAMA, T. (1984). "Population dynamics of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana*", *Ecological Monographs*, vol. 54, n° 4, décembre 1984, p. 429-462.
- RUEL, J. C. (2000). "Factors influencing windthrow in balsam fir forests: From landscape studies to individual tree studies", *Forest Ecology and Management*, vol. 135, p. 169-178.

- RUEL, J.-C. et R. BENOIT (1999). "Analyse du chablis du 7 novembre 1994 dans les régions de Charlevoix et de la Gaspésie, Québec, Canada", *The Forestry Chronicle*, vol. 75, n° 2, p. 293-301.
- SAINT-LAURENT, M.-H., et autres (2007). "Effects of residual stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in logged boreal forest", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 37, n° 8, p. 1298-1309.
- SAINT-LAURENT, M.-H., et autres (2009). "Dissecting habitat loss and fragmentation effects following logging in boreal forest: conservation perspectives from landscape simulations", *Biological Conservation*, vol. 142, p. 2240-2249.
- SAMSON, C., et autres (2002). *Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal*, Sainte-Foy, Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles du Québec, 48 p.
- SAUNDERS, D. A., et autres (1991). "Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review", *Conservation Biology*, vol. 1, p. 18-22.
- SEILER, A. (2001). *Ecological effects of roads, a review*, Sweden, University of Agricultural Sciences, 40 p.
- TIMMERMANN, H.R, et J.G. MCNICOL (1988). "Moose habitat needs", *The Forestry Chronicle*, vol. 64, p. 238-245.
- TINKER, D. B., et autres (1998). "Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest", *Landscape Ecology*, vol. 13, n° 3, p. 149-165.
- TITTLER, R. (2010a). *Portrait de la forêt préindustrielle, actuelle, analyse d'écart et principaux enjeux écologiques; Région administrative de la Mauricie*, s. l., Université du Québec à Montréal, 73 p.
- TITTLER, R. (2010b). *Le feu et la coupe en mosaïque dans la sapinière de la Mauricie : Analyse dans le contexte de l'aménagement basé sur les perturbations naturelles*, Université du Québec à Montréal, 20 p.
- TRIPLET, P. 2020. « Dictionnaire de la diversité biologique et de la conservation de la nature », Société zoologique de France, [En ligne], 1216 p. [https://societe-zoologique.fr/sites/default/files/2020-03/Dictionnaire-diversite-biologique-conservation-nature_2020b.pdf] (consulté le 2 juin 2022).
- THOMPSON, I. D. (1988). "Habitat Needs of Furbearers in Relation to logging in Boreal Ontario", *The Forestry Chronicle*, Juin 1988, p. 251-261.
- THOMPSON, III, F. R., et D. E. CAPEN (1988). "Avian assemblages in seral stages of a Vermont forest", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 52, n° 4, p. 771-777.
- THOMPSON, III, F. R. et E. K. FRITZELL (1989), "Habitat use, home range, and survival of territorial male ruffed grouse", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 53, n° 1, January 1989, p. 15-21. <https://doi.org/10.2307/3801297>
- THOMPSON, I. D. et M. F. VUKELICH (1981). "Use of logged habitats in winter by moose cows with calves in northeastern Ontario", *Canadian Journal of Zoology*, vol. 59, p. 2103-2114.
- TROMBULAK, S. C., et C. FRISSEL (2000). "Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities", *Conservation Biology*, vol. 14, n° 1, p. 18-30.

- TURCOTTE, F., et autres (1993). *Caractérisation des habitats essentiels du tétras du Canada (Dendragapus canadensis) dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue*, s. l., ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 58 p.
- TURCOTTE, F., et autres (2000). "Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*)", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, p. 202-210.
- VALOIS, S. M. D. (2005). *Influence à court terme de la coupe partielle sur des mammifères de la forêt boréale*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 93 p.
- VENIER, L., S. HOLMES, and J. M. WILLIAMS (2011). "Bay-breasted Warbler (*Setophaga castanea*)", version 1.0, *The Cornell Lab of Ornithology; Birds of the World*, [En ligne], Ithaca (NY), A. F. Poole, s. p. [<https://birdsoftheworld.org/bow/species/babwar/cur/introduction>] (consulté le 2 juin 2022).
- VENIER, L. A., et autres (2015). "Benefits of aggregate green tree retention to boreal forest birds", *Forest Ecology and Management*, vol. 343, p. 80-87.
- VENIER, L.A., et J. L., PEARCE (2007). "Boreal forest landbirds in relation to forest composition, structure, and landscape: implications for forest management", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, p. 1214-1226.
- VEZINA, M.-M. (2009). *La conservation de la biodiversité forestière dans les forêts aménagées de la Gaspésie*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Département de biologie, chimie et géographie, 63 p.
- VILLARD, M.-A., et autres (1999). "Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy", *Conservation biology*, vol. 13, n° 4, p. 774-783.
- VILLARD, M-A., et autres (2012). « L'impact des routes, au-delà des collisions : le cas des oiseaux forestiers et des amphibiens », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n° 2, p. 61-65.
- WALDRON, K., et autres (2014). "Comparisons of spatial patterns between windthrow and logging at two spatial scales", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 44, p. 740-749.
- WATT, W. R., et autres (1996). *Forest management guidelines for the provision of marten habitat (Version 1.0)*, Ontario, Ontario Ministry of Natural Resources, Queen's Printer for Ontario, 24 p.
- WEEBER, R.C. (1999). "Habitat requirements of boreal mixedwood passerine birds", *Boreal Mixedwood*, vol. 20, p. 1-23.
- WEIR, R. D., et P. L. ALMUEDO (2010). "Fisher wildlife habitat decision aid", *BC Journal of Ecosystems and Management*, vol. 10, n° 3, p. 35-41.
- WENNY, D. G., et autres (1993). "Population density, habitat selection and minimum area requirements of three forest-interior warblers in central Missouri", *The Condor*, vol. 95, p. 968-979.
- WSP CANADA INC. (2014). *Analyse comparative entre les modèles de répartition spatiale des interventions forestières de la coupe en mosaïque et CPRS, et la nouvelle approche de répartition spatiale des coupes dans la sapinière*, Québec, s. é., 36 p.
- YELLE, V., J. PAQUET et J.-P. JETTE (2009). Guide d'atténuation des impacts visuels causés par les agglomérations de coupes dans le domaine de la pessière à mousses, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 27 p.

- YELLE, V., L. BELANGER et J. PAQUET (2008). « Acceptabilité visuelle de coupes forestières pour la pessière noire : comparaison de la coupe à blanc traditionnelle et de différents types de rétention végétale chez divers groupes d'intérêt issus d'une région ressource forestière », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, 7 juin 2008, p. 1983-1995.
- YOUNG, D.D. et J.J. BEECHMAN (1986). "Black bear habitat use at Priest Lake, Idaho". International Conference on Bear Research and Management, vol. 6, p. 73-80.
- ZHAO, Q., et autres (2013). "Landscape-scale disturbances modified bird community dynamics in successional forest environment", *PLOS ONE*, vol. 8, n° 11, p. 1-11.
- ZUCKERBERG, B., et W.F. PORTER (2010). "Thresholds in the long-term responses of breeding birds to forest cover and fragmentation", *Biological Conservation*, vol. 143, p. 952-962.



**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec

