



Effets des coupes progressives irrégulières sur une espèce associée aux attributs de
vieilles forêts : le Pic à dos noir

par Myriam Lemieux

Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention du
grade de Maître ès sciences (M.Sc.) en ressources renouvelables

Québec, Canada

© Myriam Lemieux, 2024

RÉSUMÉ

Les coupes totales sont souvent pratiquées à des intervalles plus courts que les cycles de perturbation naturelle des forêts, ce qui empêche les vieux peuplements de développer une structure plus complexe. Les coupes progressives irrégulières (CPI) sont généralement proposées comme un outil pour préserver des attributs des vieilles forêts à structure complexe. En raison de son affinité pour les vieilles forêts et le bois mort, le Pic à dos noir (*Picoides arcticus* Swainson) a été choisi comme espèce focale pour aborder les questions de gestion écosystémique liées aux vieilles forêts boréales de conifères. Nous avons évalué la sélection de l'habitat à deux échelles différentes : le paysage et le domaine vital. Il était attendu à ce que les pics sélectionnent uniquement les CPI à l'échelle de leur domaine vital et que la sélection s'effectue selon la proportion de bois mort récent. L'analyse de sélection de l'habitat a été réalisée à l'aide de modèles linéaires généralisés simples avec un lien logit. Les pics ont sélectionné les CPI à l'échelle du paysage. À l'échelle du domaine vital, c'est le diamètre des chicots récemment morts qui a le plus dicté la sélection de l'habitat d'alimentation et de nidification. Contrairement à notre hypothèse, le volume des chicots récents n'a pas été déterminant dans la sélection de l'habitat à l'échelle du domaine vital. Ceci s'explique par le fait que le bois mort ne semble pas avoir été un élément limitant dans les différents habitats de notre zone d'étude. En effet, la valeur minimale observée dans nos domaines vitaux était de 39 m³/ha de bois mort total dont 17 m³/ha (43%) de bois mort récent. L'étude a permis de démontrer que les coupes progressives irrégulières récentes (maximum 3 ans d'âge) permettent le maintien d'une espèce associée aux attributs des vieilles forêts tant que de gros chicots sont présents. Nous proposons que des CPI soient effectuées dans les vieilles forêts où le régime de perturbations modérées commence à se produire afin de faire évoluer la forêt vers une vieille forêt en transition. Cette étude participe à combler les lacunes dans le suivi de l'efficacité de la gestion écosystémique pour le maintien d'attributs clés d'habitat d'espèces sensibles à l'aménagement forestier.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|------------|
| RÉSUMÉ | ii |
| TABLE DES MATIÈRES | iii |
| LISTE DES FIGURES | v |
| LISTE DES TABLEAUX | vii |
| AVANT-PROPOS | ix |
| REMERCIEMENTS | x |
| 1. INTRODUCTION | 1 |
| 1.1 Problématique | 1 |
| 1.2 État des connaissances | 3 |
| 1.2.1 Dynamique du domaine bioclimatique de la pessière à mousses | 3 |
| 1.2.2 La dynamique des vieilles forêts..... | 5 |
| 1.2.3 Le Pic à dos noir : une espèce sensible aux aménagements forestiers..... | 11 |
| 1.2.4 Les coupes partielles | 12 |
| 1.3 Objectifs et hypothèses | 16 |
| 2. MÉTHODE | 17 |
| 2.1 L'aire d'étude..... | 17 |
| 2.2 Capture et pose d'émetteurs..... | 19 |
| 2.3 Suivi télémétrique..... | 21 |
| 2.4 Inventaire de la végétation..... | 22 |
| 2.5 Évaluation de la taille du domaine vital des pics..... | 23 |
| 2.6 Analyse de sélection d'habitats | 24 |
| 2.6.1 Échelle du paysage..... | 26 |
| 2.6.2 Échelle du domaine vital..... | 27 |
| 2.7 Analyses statistiques | 29 |
| 3. RÉSULTATS | 32 |
| 3.1 Taille des domaines vitaux | 35 |
| 3.2 Sélection de l'habitat à l'échelle du paysage | 38 |
| 3.3 Sélection de l'habitat à l'échelle du domaine vital..... | 39 |

| | |
|--|-----------|
| 4. DISCUSSION | 43 |
| 4.1 Paysage | 45 |
| 4.2 Domaine vital..... | 46 |
| 4.2.1 Habitat d'alimentation..... | 46 |
| 4.2.2 Habitat autour du nid..... | 50 |
| 4.3 Pics boréaux..... | 52 |
| 4.4 Limites de l'étude | 53 |
| 5. CONCLUSION | 58 |
| 5.1 Retour sur la problématique..... | 58 |
| 5.2 Retour sur nos résultats..... | 59 |
| 5.3 Recommandations sylvicoles..... | 60 |
| ANNEXE 1 – PROGRAMMATION DES PINPOINTS | 62 |
| ANNEXE 2 – MÉTHODE K-MEANS | 63 |
| ANNEXE 3 – BILAN DES DONNÉES GPS | 64 |
| ANNEXE 4 – DONNÉES VOLUMÉTRIQUES DES ATTRIBUTS DE BOIS MORT PAR HABITAT | 65 |
| ANNEXE 5 – DONNÉES VOLUMÉTRIQUES des attributs de BOIS MORT PAR DOMAINE VITAL | 66 |
| ANNEXE 6 – RÉPARTITION DES TYPES DE VIEILLES FORÊTS DANS LES CPI | 67 |
| LISTE DE RÉFÉRENCES | 68 |

LISTE DES FIGURES

- FIGURE 1 : Modèle conceptuel de la dynamique théorique des forêts boréales anciennes sous un régime de perturbations combinant des perturbations de faible, moyenne et forte sévérité. Les phrases en italique à l'intérieur des encadrés indiquent les principaux processus qui gouvernent ce stade de succession. Adaptée de Martin *et al.* (2019). 9
- FIGURE 2 : Localisation de l'aire d'étude dans la province du Québec (gauche) (Gouvernement du Québec 2019). Limite de l'aire d'étude (contour jaune) dans le domaine de la pessière à mousses. Les lignes pleines noires à l'intérieur des limites de l'aire d'étude correspondent aux principaux chemins forestiers le long desquels la capture de Pics à dos noir a été réalisée. L'emplacement du camp forestier est identifié par un triangle jaune (camp Pékan). 18
- FIGURE 3 : Exemple de données d'un Pinpoint VHF-50. Un nid a été trouvé là où il y a une accumulation de points. 22
- FIGURE 4 : Répartition des habitats, des domaines vitaux (n = 9) et des limites de la zone d'étude située à 300 km au nord-est du Lac-Saint-Jean, Québec, Canada. Les limites de la zone d'étude ont été déterminées en créant une zone tampon de 2,5 km (1 km de distance pour la détection du signal plus 1,5 km de déplacement possible pour retrouver l'oiseau) de part et d'autre des chemins empruntés lors des opérations de capture (2021 et 2022). Les abréviations pour les vieilles forêts : Early OG, vieille forêt en initiation ; Inter OG, vieille forêt en transition ; True OG, très vieille forêt. 34
- FIGURE 5 : Probabilité de sélection de l'habitat basé sur le modèle moyen à l'échelle du paysage en fonction de la proportion de CPI dans le domaine vital du Pic à dos noir (n = 9). L'ombrage gris indique l'intervalle de confiance de 95%. 38
- FIGURE 6 : Probabilité de sélection de l'habitat d'alimentation. L'ombrage gris indique l'intervalle de confiance inconditionnel de 95%. Un DHP de 0 représente qu'il n'y avait aucun chicot de taille marchande (> 9 cm de DHP). 40
- FIGURE 7 : Ratios de sélection de Manly *et al.* (2002) décrivant la préférence globale relative des différents types d'habitats par le Pic à dos noir selon un modèle utilisé-disponible (section 2.2.6). Lorsque les intervalles de confiance supérieurs et inférieurs sont exempts de 1, il y a une sélection (supérieure) ou un évitement (inférieur) significatifs pour le type d'habitat en question. 41
- FIGURE 8 : Probabilité de sélection de l'habitat autour du nid selon le diamètre moyen des chicots. L'ombrage gris indique l'intervalle de confiance inconditionnel de 95%. 42

FIGURE 8 : Exemple de détermination du nombre de clusters optimal. La variance entre les groupes diminue rapidement lorsque K (nombre de clusters) augmente de 1 à 3, ralentit de 4 à 9 et diminue ensuite très lentement, voir se stabilise à partir de K=10. Le nombre de clusters optimal est de 10..... 63

FIGURE 9 : Exemple de la création des clusters. Les croix en rouge représentent le centroïde des clusters. Les clusters sont sélectionnés validés, lorsque disponible, à l'aide des points obtenus lors du suivi télémétrique au sol. Ensuite, une analyse visuelle permet de sélectionner les meilleurs clusters. Par exemple, le cluster 8 regroupe 6 points près les uns des autres alors que le cluster 2 ne regroupe que 2 points et le cluster 1 regroupe également 6 points, mais ils sont distancés rendant le centroïde moins représentatif de l'utilisation de l'habitat..... 63

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| TABLEAU 1 : Exemples d'attributs de vieilles forêts (Wirth <i>et al.</i> 2009)..... | 6 |
| TABLEAU 2 : Stades de dégradation utilisés pour les chicots et les débris ligneux, tiré de Tremblay <i>et al.</i> (2009). | 23 |
| TABLEAU 3 : Description des différents types d'habitats présents dans l'aire d'étude..... | 26 |
| TABLEAU 4 : Variables biologiques et modèles selon l'échelle d'analyse de la sélection de l'habitat du Pic à dos noir dans la pessière à mousse. | 31 |
| TABLEAU 5 : Attributs structurels (erreur standard) par habitat de forêts anciennes et habitat en CPI. Les lettres indiquent les différences significatives entre les groupes et ont été déterminées par un test de Wilcoxon par paire avec les ajustements de Benjamini & Hochberg (BH) (Benjamini et Hochberg 1995). | 33 |
| TABLEAU 6 : Superficie (ha) des domaines vitaux de Pic à dos noir et proportion (%) des différents habitats de vieilles forêts et de CPI qui les composent. L'habitat « autres » comprend les habitats en régénération (10-30 ans), les forêts d'âge intermédiaire (30-70 ans), et les dénudés humides et secs. | 36 |
| TABLEAU 7 : Sélection de modèles expliquant la sélection de l'habitat du Pic à dos noir à l'échelle du paysage et du domaine vital. | 37 |
| TABLEAU 8 : Estimations des meilleurs modèles avec leur erreur standard et un échantillonnage répété de type « <i>bootstrap</i> » avec remise (10 000 itérations) a été effectué afin de produire des intervalles de confiance 95% autour des estimations et des mesures de la régression logistique sur la sélection de l'habitat du Pic à dos noir selon l'échelle d'analyse..... | 37 |
| TABLEAU 9 : Exemple de programmation d'un horaire de fonctionnement d'un émetteur PinPoint | 62 |
| TABLEAU 10 : Superficie totale des domaines vitaux de Pics à dos noir (PIDN) nicheurs et le nombre de points GPS utilisé pour l'estimation de la superficie des domaines vitaux. La moyenne et erreur-type (se) des nombres de points GPS pour les deux méthodes d'acquisition est calculée à la dernière ligne du tableau. | 64 |
| TABLEAU 11 : Moyenne et écart-type (sd) du volume de bois mort, de chicots et de débris ligneux (m ³ /ha) total et récent (classe de décomposition 4 et 5) selon le type d'habitats dans le domaine vital des Pics à dos noir nicheur. | 65 |

| | |
|--|----|
| TABLEAU 12 : Moyenne et écart-type (sd) du volume en bois mort, de chicots et de débris ligneux (m ³ /ha) total et récent (classe de décomposition 4 et 5) dans le domaine vital des Pics à dos noir nicheurs. | 66 |
| TABLEAU 13 : Répartition des types de vieilles forêts dans les CPI avant récolte selon la carte écoforestière du quatrième décennal. La classe d'âge 120 sont des vieilles forêts équiennes âgées de 101 ans et plus; les VIN sont des vieilles forêts inéquiennes âgées de 81 ans et plus. Les densités « ouverts » (classes D : \geq à 25% et < 40%) et les densités « fermés » (classe A, B et C : \geq 40%) (Berger <i>et al.</i> 2015)..... | 67 |
| TABLEAU 14 : Répartition des types de vieilles forêts dans les CPI avant récolte selon la classification des vieilles forêts de Martin et Valeria (2022) | 67 |

AVANT-PROPOS

Le présent mémoire a été réalisé dans le cadre du programme de maîtrise en Ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi sous la direction de recherche de Pr. Jacques Ibarzabal et du Dr. Junior A. Tremblay d'Environnement et Changements Climatiques Canada.

Le présent projet s'insère dans le cadre d'un mandat du ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) attribué au professeur associé à l'Université du Québec à Chicoutimi, le Dr. Junior A. Tremblay (Numéro de contrat : 2020142363-02) afin de fournir de nouvelles connaissances essentielles au suivi d'efficacité de l'aménagement écosystémique des forêts. Plus spécifiquement, le mandat consiste à vérifier si les pratiques sylvicoles identifiées pour préserver des attributs de forêts âgées à structure complexe (en particulier, les CPI) permettent le maintien d'une espèce sensible à l'aménagement forestier, le Pic à dos noir, dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses.

Ainsi, ce projet a été principalement financé par le MRNF. Un soutien financier a également été fourni par l'Université du Québec à Chicoutimi. La compagnie Groupe Rémabec a également offert son soutien à notre étude en nous offrant un tarif préférentiel sur l'hébergement dans leur camp forestier. La candidate à la maîtrise a obtenu un soutien financier de la part du Centre d'Étude de la Forêt pour la diffusion de ses résultats lors d'un congrès international à London en Ontario.

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire n'aurait pas été possible sans l'aide de certaines personnes à qui je voudrais adresser des remerciements particuliers. Dans un premier temps, je voudrais exprimer toute ma reconnaissance à mon directeur, Jacques Ibarzabal, et à mon codirecteur, Junior A. Tremblay pour leur disponibilité, leurs précieux conseils et leur supervision éclairée. Je tiens également à remercier le Dr. Maxence Martin d'avoir réalisé la cartographie des vieilles forêts à l'aide des données LiDAR sur mon secteur d'étude.

Ce projet n'aurait pas pu être possible sans l'effort de nombreuses personnes sur le terrain. D'abord, merci à François-Xavier Grandmont, étudiant à la maîtrise en ressources renouvelables à l'Université du Québec à Chicoutimi qui m'a accompagné du début à la fin lors de ces deux étés de terrains. Vincent Lamarre, technicien de la faune chez Environnement et Changement climatique Canada ; Jérémie Tixier (2021) et Xavier St-Amant (2022), étudiants chez Environnement et Changement climatique Canada. Finalement, merci à Ève-Marie Guillemette et Sébastien Picard de la Nation Huron Wendate. Votre enthousiasme indéfectible a contribué à ce que chaque moment passé sur le terrain soit un bon moment, et ce malgré les émetteurs brisés, les oiseaux perdus ou non détectables et bien sûr les mouches noires.

Également, merci à M. Michel, cuisinier au camp Pékan. Tes délicieuses crêpes tous les matins ont contribué à ce que les journées en forêt partent du bon pied. Les bonnes soupes chaudes lors des journées pluvieuses étaient également d'un réconfort absolu.

Finalement, je remercie tous les professeurs, intervenants et membres de l'équipe pédagogique de l'Université du Québec à Chicoutimi pour la qualité des enseignements dont j'ai bénéficié tout au long de ma formation.

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique

L'aménagement écosystémique (AÉ) est une approche d'aménagement qui s'inspire du patron des perturbations naturelles (Gauthier *et al.* 2008). Cette approche vise à réduire l'écart entre les forêts aménagées et les forêts naturelles pour assurer, à long terme, le bon fonctionnement et le maintien des écosystèmes (Gauthier *et al.* 2008). Ce concept repose sur l'hypothèse que les espèces et les écosystèmes se sont adaptés pendant des milliers d'années aux perturbations naturelles et se retrouveront dans un environnement dans lequel elles sont adaptées (Franklin 1989; Gauthier *et al.* 1996).

La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est un exemple de traitement sylvicole appliqué en forêt boréale afin de simuler les événements naturels de grande ampleur tels que les feux de forêt. Ces perturbations ont toutes les deux comme conséquence principale la disparition du couvert forestier (Pinheiro 2000; Gauthier *et al.* 2008). Toutefois, les superficies affectées par les feux de forêt sont stochastiques de sorte que des peuplements de tous âges peuvent être affectés (Wagner 1978; Boucher *et al.* 2015) alors que l'exploitation forestière cible majoritairement les peuplements matures et anciens (Bergeron *et al.* 2002; Drapeau *et al.* 2009a; Martin *et al.* 2021a). En l'absence prolongée de feu ou de récolte forestière, l'intervalle entre deux feux excède fréquemment la longévité des espèces tel que l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) et le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et les peuplements évoluent vers un régime de perturbation secondaire (Fortin 2019; Martin *et al.* 2019). La forêt coniférienne acquiert au fil du temps une structure inéquienne, c'est-à-dire des tiges de classe d'âge différente au sien d'un peuplement, gouvernée par des perturbations d'ampleur modérée telle que le chablis partiel et la

sénescence (Lecomte et Bergeron 2005; Bergeron et Fenton 2012; Martin *et al.* 2019). Autrefois, le paysage naturel boréal était caractérisé par de grandes étendues de forêts âgées de plus de 200 ans, alors que dans le paysage aménagé actuel les vieilles forêts résiduelles sont maintenant dispersées parmi des forêts plus jeunes (Bergeron *et al.* 2002; Cyr *et al.* 2009; Kuuluvainen et Gauthier 2018). Ce faisant, lorsque l'utilisation extensive des coupes totales telle que la CPRS s'effectue à des révolutions forestières plus courtes que les cycles naturels de perturbation, les peuplements plus âgés n'ont alors pas le temps d'acquérir une structure plus complexe et même parfois leur maturité d'exploitation (Bergeron *et al.* 2002; Bose *et al.* 2013; Boucher *et al.* 2017a; Vaillancourt *et al.* 2017; Kuuluvainen et Gauthier 2018). Dans les paysages exploités, on se retrouve alors avec une dominance de forêts en régénération (Drapeau *et al.* 2003; Drapeau *et al.* 2009a; Kuuluvainen et Gauthier 2018) et un déclin important des superficies de forêts anciennes, ce qui a pour conséquence une raréfaction des habitats et les fonctions fournies par ces vieilles forêts (Drapeau *et al.* 2003; Bélisle *et al.* 2011). Dans ces conditions, plusieurs enjeux écosystémiques s'observent : la simplification de la structure interne des peuplements, un changement dans la structure d'âge des forêts particulièrement la raréfaction des vieilles forêts et la surabondance des peuplements en régénération, un changement dans la composition forestière et une raréfaction de certaines formes de bois mort à l'échelle du paysage (Boucher *et al.* 2011; Boucher *et al.* 2015; Boucher *et al.* 2017a; Vaillancourt *et al.* 2017; Martin *et al.* 2019; Martin et Montoro Girona 2020). Afin de reproduire des paysages forestiers complexes similaires à ceux observés dans les forêts non aménagées, et pour restaurer les attributs des vieilles forêts, les traitements sylvicoles qui maintiennent la complexité structurelle de la forêt (par exemple, les coupes partielles à couvert continu) ont été proposés comme des alternatives aux

interventions de récolte par coupe totale (Raymond *et al.* 2009; Fenton *et al.* 2013; Poulin 2013).

1.2 État des connaissances

1.2.1 Dynamique du domaine bioclimatique de la pessière à mousses

Le domaine bioclimatique de la pessière à mousses est caractérisé par des peuplements monospécifiques d'épinettes noires parfois accompagnées de sapin baumier et d'autres espèces compagnes telles que le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) (Couillard *et al.* 2016). La pessière à mousses est séparée en deux sous-domaines bioclimatiques (la pessière à mousses de l'est et la pessière à mousses de l'ouest) distinguées par un régime de précipitation annuelle différent, ce qui affecte la dynamique des perturbations naturelles (Couillard *et al.* 2016). Dans ces domaines bioclimatiques, les feux de forêt sont le régime de perturbation sévère le plus fréquent et il exerce une grande influence sur la structure d'âge (Boucher *et al.* 2014; Boucher *et al.* 2017a; Martin *et al.* 2022). Le cycle de feu correspond au temps nécessaire pour que soit brûlée la végétation d'une superficie forestière donnée (Gouvernement du Québec 2017). Pour la pessière à mousses de l'ouest, le cycle de feu est normalement assez court et d'une durée d'environ 80 à 270 ans (Bouchard *et al.* 2008; Boucher *et al.* 2011) et tend à être plus long en allant vers l'est où les précipitations annuelles sont plus importantes. Ainsi, la pessière à mousse de l'est a un cycle de feu qui oscille entre 270 et 500 ans (Bouchard *et al.* 2008; Boucher *et al.* 2011). Lorsque l'intervalle entre deux feux de forêt est long, la forêt évolue vers une dynamique de perturbations secondaires (Lecomte et Bergeron 2005; Bergeron et Fenton 2012; Martin *et al.* 2019). C'est cette dynamique qui complexifie la

structure interne des vieux peuplements. De ce fait, la proportion des vieilles forêts est généralement plus importante selon un gradient d'ouest en est.

Les principales perturbations secondaires qui modulent la pessière à mousses sont les épidémies d'insectes, la dynamique de trouées et les chablis partiels (Bergeron et Fenton 2012; Waldron *et al.* 2013; Martin *et al.* 2019). L'insecte ravageur qui actuellement affecte le plus la forêt boréale québécoise est la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana*), qui s'attaque particulièrement aux sapins baumiers (Centre de foresterie des Laurentides 2018) et son impact est donc généralement limité dans la pessière à mousses (Bognounou *et al.* 2017).

La dynamique de trouées est créée par la sénescence des arbres, le chablis et les maladies (De Grandpré *et al.* 2000; Pham *et al.* 2004; Aakala *et al.* 2007). Dans la forêt boréale de l'est du Canada, la dynamique des trouées commence généralement entre 75 et 175 ans après la dernière perturbation sévère (Harvey *et al.* 2002). Elle peut toutefois commencer plus tôt, en fonction de la composition des espèces d'arbres, de la productivité du site et de la topographie (Martin *et al.* 2019). Par exemple, le sapin baumier a une longévité qui varie entre 60-100 ans tandis que l'épinette noire a une longévité de plus de 200 ans (Kneeshaw et Gauthier 2003). Il est alors attendu à ce qu'une pessière à sapins acquerra une structure complexe dite inéquienne plus tôt qu'un peuplement monospécifique d'épinettes noires.

Alors que la dynamique de trouées affecte tout type de forêt (Bergeron et Dubuc 1988; McCarthy 2001), les chablis partiels se produisent majoritairement dans les forêts plus âgées (Waldron *et al.* 2013). Les chablis correspondent à un arbre ou groupe d'arbres qui se renversent sous l'effet du vent (Ruel 1995).

1.2.2 La dynamique des vieilles forêts

Les vieilles forêts présentent une grande hétérogénéité en ce qui concerne leurs espèces d'arbres, leur hauteur, leur diamètre et la structure d'âge de leur tiges, ce qui rend complexe l'établissement d'une définition universelle pour ce genre d'écosystèmes (Hilbert et Wiensczyk 2007; Gilhen-Baker *et al.* 2022). Au Québec, dans les domaines de la sapinière, les vieilles forêts sont souvent caractérisées par une végétation de fin de succession végétale comme l'épinette noire et le sapin baumier (Bauhus *et al.* 2009; Grondin *et al.* 2018). Cependant, dans la pessière à mousses, il est possible d'observer des peuplements monospécifiques d'épinette noire à tout stade de succession. L'épinette noire est donc une espèce pionnière et une espèce de fin de succession en forêt boréale de l'Est (Fortin 2019). Dans ce cas, on n'observera pas une succession d'espèces d'arbres dans le temps, mais plutôt un changement de structure (Gauthier *et al.* 2001; Fortin 2019; Martin *et al.* 2019). L'approche préconisée dans ce mémoire considère les attributs structuraux de la forêt, notamment la taille des arbres et la présence de bois mort (voir également le tableau 1). Les vieilles forêts sont caractérisées par une structure horizontale et verticale complexe créée par une canopée multi-étagée, une grande abondance de chicots et de débris ligneux (Wirth *et al.* 2009) et sont âgées d'au moins 100 ans (Vaillancourt *et al.* 2016).

TABLEAU 1 : Exemples d'attributs de vieilles forêts (Wirth *et al.* 2009)

| Attributs structurels des vieilles forêts |
|--|
| Grand nombre/surface terrière d'arbres à grand diamètre |
| Volume en biomasse élevé |
| Grand nombre/surface terrière d'arbres morts debout |
| Volume en débris ligneux important |
| Large distribution des classes de décomposition des arbres et/ou des chicots |
| Plusieurs étages de canopée/variabilité verticale |
| Nombre élevé/couverture d'espèces de fin de succession/tolérantes à l'ombre |
| Forte variation de la taille des arbres, présence de plusieurs cohortes |
| Forte hétérogénéité spatiale de la distribution des arbres/taille et distribution irrégulière des trouées |
| Sol forestier épais |
| Attributs particuliers (relief des fosses et des monticules, présence d'épiphytes, présence d'arbres à cavités) |
| Forte variation des systèmes de branches et de la structure des couronnes/développement de couronnes secondaires |
| Présence de régénération avancée |

Classification des vieilles forêts

Le processus de transition entre les forêts matures équiennes (arbres appartenant à un même groupe d'âge) et les vieilles forêts est normalement défini par la présence d'une dynamique de trouées associée à la sénescence des plus vieux arbres ou bien par la présence d'autres perturbations secondaires laissant place au remplacement progressif de la première cohorte (Harper *et al.* 2003; Rhéault 2007; Bergeron et Fenton 2012; Martin *et al.* 2018; Martin *et al.* 2019). Une fois cette transition terminée, les vieilles forêts ont longtemps été perçues comme structurellement indifférenciées (Harvey *et al.* 2002; Nguyen-Xuan 2002). Récemment, plusieurs chercheurs ont montré que les vieilles forêts boréales de l'Est du Canada ne représentent pas des peuplements uniformes, mais renferment plutôt une diversité de structures et des quantités variables d'épinette noire et de sapin baumier (Rhéault 2007; Bergeron et Harper 2009; Martin *et al.* 2018; Martin *et al.* 2019). Plusieurs facteurs

permettent d'expliquer cette hétérogénéité dans le paysage; les conditions temporelles et environnementales, la pente et le temps minimum depuis le dernier feu étant les principaux déterminants définissant les trajectoires structurelles possibles d'un peuplement vieillissant. Martin *et al.* (2018) ont développé une typologie basée sur quelques attributs structuraux qui permet de regrouper les vieilles forêts en trois stades (figure 1), lesquels reposent sur les paramètres suivants : le volume de débris ligneux, la présence d'espèces de fin de succession comme le sapin baumier, la surface terrière et l'ouverture de la canopée.

Le premier stade de la typologie de référence est les vieilles forêts en initiation ou «early old-growth». Elles sont caractérisées par des structures équiennes. Il s'agit de l'initiation de la dynamique des trouées et elle peut se produire sur un grand intervalle d'âge, particulièrement dans les peuplements dominés par l'épinette noire (De Grandpré *et al.* 2000). Ces types de forêts équiennes sont généralement âgées de 100 ans et plus (Martin *et al.* 2018), un pourcentage d'ouverture d'environ 35% et 25% des arbres appartenant à la classe de hauteur 12 - 17 m (Martin et Valeria 2022). Ce stade peut être hétérogène en composition d'espèce, il regroupe les peuplements mélangés ouverts de pin gris et d'épinette noire typiques des zones régulièrement brûlées (Smirnova *et al.* 2008), les peuplements denses d'épinette noire pure, les mélanges d'épinette noire et de pin gris, et les mélanges d'épinette noire, de sapin baumier et de bouleau blanc (Martin *et al.* 2018).

Les deux stades suivants sont les vieilles forêts en transition « transition old-growth » et les très vieilles forêts « true old-growth ». La structure des vieilles forêts en transition et des très vieilles forêts est variable. Les vieilles forêts en transition sont caractérisées par une ouverture plus ou moins importante de la canopée, environ 50% (Martin et Valeria 2022). La taille de l'ouverture de la canopée est dépendante de l'ampleur de la perturbation secondaire

(Martin *et al.* 2018). Lorsque le stade des très vieilles forêts est atteint, la structure des peuplements est encore considérée comme dynamique, puisqu'une dynamique de perturbations légères et une régénération sous un couvert continu ent de façonner le peuplement au fil du temps (Pham *et al.* 2004; McCarthy et Weetman 2006; Girard *et al.* 2014). Les arbres de 12 – 17 m représentent environ 5% du peuplement, le pourcentage d'ouverture est autour de 60% (Martin et Valeria 2022). Cependant, selon l'ampleur des perturbations, la forêt peut redevenir une vieille forêt en transition et même une vieille forêt en initiation (figure 1). En revanche, dans les peuplements paludifiés, la transition des stades de vieilles forêts vers une structure de très vieille forêt est limitée par l'absence d'une régénération adéquate en absence de feu (Fenton *et al.* 2005; Bergeron et Fenton 2012; Martin *et al.* 2018). En comparaison aux stades de vieilles forêts en initiation ou de transition, les stades de très vieilles forêts présentent la structure la plus hétérogène. Ainsi, la richesse structurale augmente tout au long du processus de transition vers les vieilles forêts les plus anciennes.

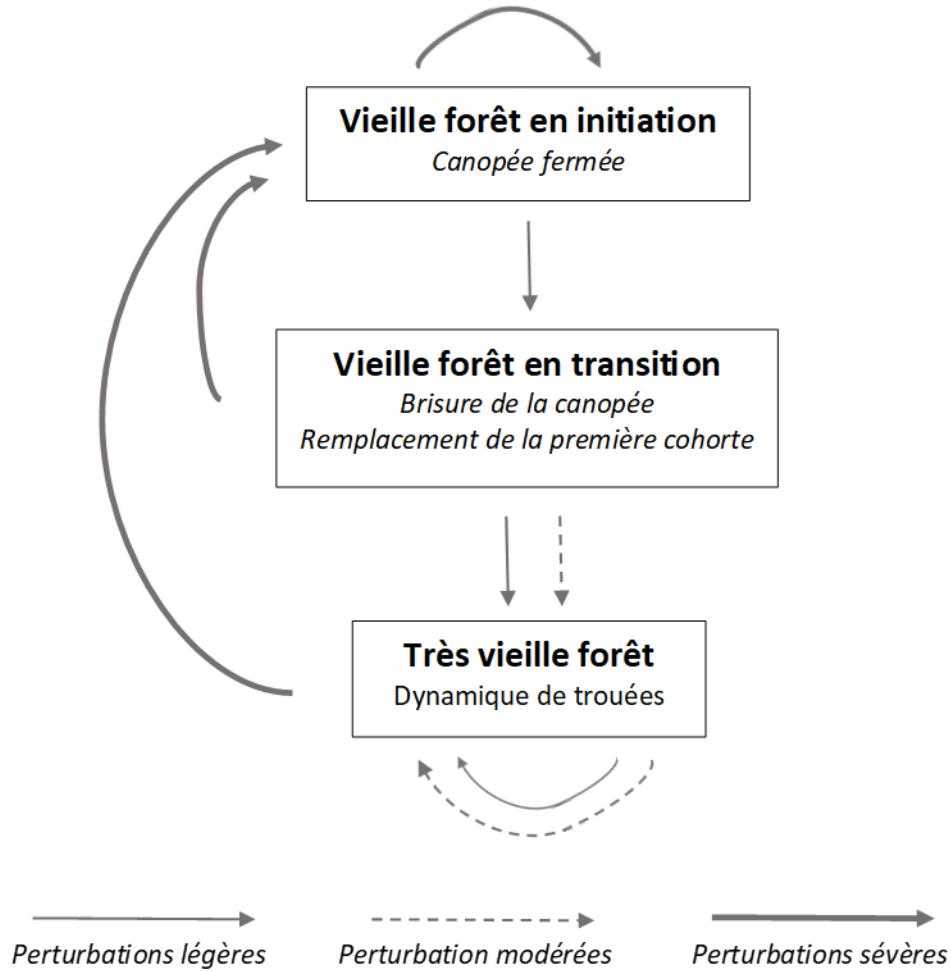


FIGURE 1 : Modèle conceptuel de la dynamique théorique des forêts boréales anciennes sous un régime de perturbations combinant des perturbations de faible, moyenne et forte sévérité. Les phrases en italique à l'intérieur des encadrés indiquent les principaux processus qui gouvernent ce stade de succession. Adaptée de Martin *et al.* (2019).

Importance des vieilles forêts

L'importance des vieilles forêts comme points chauds de la biodiversité est largement reconnue (Janssen *et al.* 2011; Bergeron et Fenton 2012; Drapeau *et al.* 2016; Lafleur *et al.* 2018). Elles présentent de nombreuses caractéristiques structurelles qui sont absentes ou rares dans les peuplements plus jeunes et aménagés, telles que du bois mort de différentes tailles et à différents stades de décomposition, de grands arbres et une grande complexité

structurelle (Franklin *et al.* 2002; Wirth *et al.* 2009). La diversité des attributs et des structures des vieilles forêts fournit une grande variété d'habitats par rapport aux peuplements à structure régulière, favorisant ainsi une plus grande biodiversité (Kuuluvainen 2009). Le degré élevé de continuité forestière, c'est-à-dire la durée dont une zone est continuellement boisée qui caractérise généralement les forêts anciennes, est un élément important pour les espèces ayant une faible capacité à se disperser leur permettant de recoloniser plus ou moins rapidement un territoire après une perturbation (Tremblay *et al.* 2007; Bergeron et Fenton 2012).

L'importance des vieilles forêts ne se limite pas à leur rôle d'habitat pour la biodiversité. Dans le contexte des changements climatiques, l'importance des forêts anciennes pour la séquestration à long terme du carbone atmosphérique est, par exemple, un service écosystémique concret (Lafleur *et al.* 2018; Vedrova *et al.* 2018). Ces écosystèmes offrent de nombreux autres services écosystémiques : approvisionnement en eau, écotourisme, valeurs culturelles autochtones, cycles biogéochimiques, habitats fauniques, etc. (Watson *et al.* 2018; Gilhen-Baker *et al.* 2022).

Enfin, les vieilles forêts détiennent un bagage génétique nécessaire pour la résilience des écosystèmes forestiers. La résilience d'un écosystème se définit par sa capacité à faire face aux pressions extérieures et à se rétablir après une perturbation (Holling 1973). La diversité des essences retrouvées augmente la diversité fonctionnelle de l'écosystème ce qui accroît sa résilience (Gilhen-Baker *et al.* 2022). Également, les forêts présentent quelques gros et vieux arbres ayant une diversité génétique qui leur ont permis de survivre aux variations des conditions climatiques passées et de survivre à la concurrence avec les autres espèces (Gilhen-Baker *et al.* 2022).

1.1.3 Le Pic à dos noir : une espèce sensible aux aménagements forestiers

Le Pic à dos noir (*Picoides arcticus* Swainson) est une espèce d'oiseau associée à la forêt boréale où son abondance maximale au Québec est atteinte dans la pessière à mousses et dans la sapinière à bouleau blanc (Denault 2019). En forêt boréale, ce pic est surtout connu pour être une espèce associée aux habitats récemment brûlés (Nappi *et al.* 2003; Koivula et Schmiegelow 2007; Nappi et Drapeau 2009; Nappi *et al.* 2010; Nappi et Drapeau 2011), mais il se reproduit également dans les peuplements forestiers non perturbés où il est principalement associé aux forêts matures ou vieilles (Tremblay *et al.* 2009; Tremblay *et al.* 2015b; Tremblay *et al.* 2015a). Dans les paysages où la proportion de vieilles forêts est relativement importante, l'habitat non brûlé est considéré comme étant un habitat plus stable pour la persistance à long terme des populations du Pic à dos noir (Tremblay *et al.* 2015a; Martin *et al.* 2021b). Parmi tous les types de vieilles forêts, les habitats de très vieilles forêts offrent des conditions essentielles pour la présence à long terme des pics (Martin *et al.* 2021b). Dans les forêts non brûlées, cette espèce se nourrit presque exclusivement dans les peuplements de conifères de plus de 90 ans (Tremblay *et al.* 2009) à l'intérieur desquels la densité d'arbres récemment morts est élevée (Tremblay *et al.* 2010; Nappi *et al.* 2015; Tremblay *et al.* 2015b; Martin *et al.* 2021b). Le recrutement continu en chicots dans une vieille forêt est intimement lié à l'abondance (Roberge *et al.* 2008), aux déplacements et à la survie des pics, car les pics utilisent les chicots pour se nourrir (Imbeau et Desrochers 2002b; Nappi *et al.* 2003; Drapeau *et al.* 2009b; Tremblay *et al.* 2010; Nappi *et al.* 2015) et pour nicher (Drapeau *et al.* 2009b; Tremblay *et al.* 2009; Tremblay *et al.* 2015b). En effet, en ce qui concerne le Pic à dos noir, Tremblay *et al.* (2009) rapportent un seuil de 15 m³/ha de chicots récents à l'intérieur de son domaine vital. Tremblay *et al.* (2015b) mentionnent que

le Pic à dos noir sélectionne généralement des chicots de grand diamètre ayant une dégradation modérée pour creuser la cavité dans laquelle il établira son nid. Pour s'alimenter, il sélectionne davantage les arbres récemment morts ayant un diamètre entre 15 et 20 cm (Tremblay *et al.* 2015b).

Ensuite, les pics sont reconnus pour jouer un rôle clé dans l'écosystème en créant des habitats propices pour les espèces non-excavatrices qui dépendent des cavités pour leur reproduction (Martin *et al.* 2004; Cockle *et al.* 2011; Cadieux 2017; Cadieux *et al.* 2023). Ceci est d'autant plus important en forêt boréale où la création de cavités naturelles est peu fréquente (Löfroth 2023; Montoro Girona *et al.* 2023a). La présence de bois mort peut réduire les effets négatifs à court terme de l'exploitation forestière (Rosensvald *et al.* 2018) entre autres en conservant un habitat viable pour plusieurs espèces animales (Aakala *et al.* 2008; Tremblay *et al.* 2015a; Dufour-Pelletier *et al.* 2020; Mazerolle *et al.* 2021). Par ailleurs, la présence des *Picidae* dans un milieu donné est reconnue comme indicatrice de la présence d'autres espèces vulnérables (Mikusiński *et al.* 2001; Drever *et al.* 2008; Roberge *et al.* 2008). En raison de ses affinités avec les vieilles forêts conifériennes et le bois mort récent, le Pic à dos noir compte parmi les espèces d'oiseaux les plus susceptibles d'être affectées par l'exploitation forestière (Imbeau *et al.* 2001). C'est pourquoi le Pic à dos noir a été choisi comme espèce focale pour aborder les questions de gestion écosystémique liée aux vieilles forêts résineuses boréales, notamment en ce qui concerne les enjeux de structure interne, de structure d'âge et de bois mort (Cheveau 2015).

1.1.4 Les coupes partielles

Afin de mieux préserver les vieilles forêts et leurs attributs structurels, plusieurs pratiques sylvicoles alternatives ont été proposées pour offrir une gestion forestière plus

durable. L'une de ces pratiques est la coupe partielle (Fuller *et al.* 2004; Gauthier *et al.* 2008; Bauhus *et al.* 2009; Bose *et al.* 2013; Ruel *et al.* 2013; Bouchard et Garet 2014). Cet outil sylvicole vise à répondre à la fois aux objectifs économiques et aux objectifs écosystémiques. En effet, cette intervention permet la récolte d'une partie du peuplement, la croissance des arbres résiduels favorisant le recrutement futur d'arbres de qualité (Rosenvald et Löhmus 2008), mais aussi maintient la disponibilité d'habitats fauniques en conservant un couvert forestier résiduel (Fuller *et al.* 2004). On utilise généralement cette intervention pour conserver la structure irrégulière d'un peuplement, mais elle peut également servir à convertir la structure d'une forêt équienne vers une structure inéquienne (Poulin 2013). Il est généralement convenu que la récolte partielle peut contribuer au maintien de conditions d'habitats de vieilles forêts (Wirth *et al.* 2009; Poulin 2013). Les avantages espérés par le maintien de vieilles forêts partiellement récoltées sont de conserver dans le paysage forestier la biodiversité afin d'augmenter la résilience de l'écosystème face aux stress environnementaux, y compris ceux liés aux changements climatiques (Bose *et al.* 2013; Martin *et al.* 2019).

Les coupes progressives irrégulières (CPI) sont souvent proposées comme pratique pour préserver des attributs de vieilles forêts à structure complexe (Raymond *et al.* 2009; Fenton *et al.* 2013) et ces dernières sont parfois comptabilisées dans l'atteinte des cibles de vieilles forêts prévues dans la planification forestière (Poulin 2013). En effet, les traitements sylvicoles par coupes partielles génèrent des vieux peuplements qui maintiennent ou qui retrouvent plus rapidement les caractéristiques des vieilles forêts. Pour être comptabilisé dans les cibles de vieilles forêts, le peuplement récolté par coupe partielle doit répondre aux critères d'âge ou de surface terrière définissant une vieille forêt selon les normes de

stratification écoforestière (Berger *et al.* 2015). L'âge doit être plus grand ou égal à 100 ans (classes d'âge 120 ans et vieux inéquien (VIN)) pour le domaine de la pessière ou plus grand que 80 ans (classes d'âge 90 ans, 120 ans et vieux inéquien) pour le domaine de la sapinière (Bureau du Forestier en Chef 2018). En forêt décidue et mixte, les vieilles forêts à structure complexe sont déterminées selon trois critères, soit la surface terrière totale, la surface terrière des essences longévives et la surface terrière des gros bois d'essences longévives (Vaillancourt *et al.* 2016; Bureau du Forestier en Chef 2018).

Les CPI consistent à récolter le peuplement en une série de coupes partielles dans le but d'établir sous couvert une nouvelle cohorte de régénération après chaque coupe (Raymond *et al.* 2009). Ainsi, en récoltant entre 30 à 40% du peuplement, ce type d'intervention vise à reproduire des perturbations secondaires d'ampleur modérée telle que les chablis partiels (Poulin 2013) qui surviennent naturellement dans les vieilles forêts et qui permettent de diversifier la structure de celles-ci (Martin *et al.* 2018). Elles diffèrent des coupes progressives régulières (CPR) par le fait que le couvert forestier est conservé pendant une plus longue période (Poulin 2013). Habituellement, la CPI favorise la croissance des tiges résiduelles et prépare la succession du peuplement par l'ouverture du couvert (Thorpe et Thomas 2007; Bose *et al.* 2013; Montoro Girona *et al.* 2016; Montoro Girona *et al.* 2017).

En forêt boréale, bien qu'une grande variabilité puisse être observée dans la croissance d'un peuplement après une coupe partielle (Montoro Girona *et al.* 2017), un patron de croissance radiale est souvent rapporté selon trois étapes : (1) aucune réaction pendant deux à cinq ans après le traitement ; (2) une augmentation de la croissance jusqu'à dix ans après la coupe ; et (3) dix ans après l'intervention, un retour progressif au taux de croissance observé avant le traitement (Thorpe et Thomas 2007; Montoro Girona *et al.* 2016). La

croissance avant récolte est la variable la plus importante pour expliquer la variation de la réponse du peuplement résiduelle à la croissance, mais également la structure du peuplement initial, l'âge et la mortalité sont des éléments importants à considérer (Montoro Girona *et al.* 2017).

Également, un recrutement en bois récemment mort après récolte a été constaté par certains chercheurs (Aakala *et al.* 2007; Thorpe *et al.* 2008; Fenton *et al.* 2013; Ruel *et al.* 2013; Anyomi et Ruel 2015; Montoro Girona *et al.* 2017; Rosenvald *et al.* 2018; Montoro Girona *et al.* 2019). La diminution de la densité du peuplement traité par coupe partielle, combinée à la pénétration accrue du vent dans les peuplements résiduels est susceptible d'augmenter l'occurrence du chablis occasionnant une augmentation de la mortalité dans le peuplement (Ruel 1995; Bose *et al.* 2013; Ruel *et al.* 2013). Par ailleurs, l'exposition accrue au vent augmente l'évapotranspiration sur les feuilles et produit des symptômes de dépérissement, notamment la perte de feuillage et de vigueur des arbres (Ruel *et al.* 2013). La mortalité causée par l'augmentation de l'évapotranspiration et la mortalité causée par le chablis sont souvent équivalentes et s'observent jusqu'à 10 ans après la récolte (Bose *et al.* 2013). Au niveau du peuplement, la composition des espèces, la hauteur, la densité et l'âge influenceront la susceptibilité du peuplement au chablis (Ruel 1995). Par exemple, le sapin baumier est plus vulnérable que l'épinette noire (Ruel *et al.* 2000), et la vulnérabilité augmente généralement avec la hauteur des tiges (Ruel 1995). La structure du peuplement influence également le risque de chablis, les peuplements à structure inéquienne étant perçus comme étant moins à risque. Enfin, l'intensité de la récolte partielle peut influencer la quantité de chablis, car les risques de chablis augmentent avec le niveau de prélèvement du peuplement.

1.3 Objectifs et hypothèses

L'objectif de ce projet est de vérifier si les CPI préservent des attributs des vieilles forêts par le maintien du Pic à dos noir, une espèce sensible à l'aménagement forestier et indicatrice de la biodiversité des vieilles forêts et du bois mort récent (Cheveau 2015). Nous avons identifié deux échelles d'analyses afin d'évaluer l'atteinte de cet objectif. D'abord, nous désirons connaître comment se fera la sélection de l'habitat à l'échelle de paysage et ensuite à l'échelle du domaine vital par notre espèce focale. À l'échelle du paysage, il est attendu que les pics ne sélectionnent pas davantage un habitat de vieilles forêts plus qu'un autre et que les CPI ne soient pas plus sélectionnées que les vieilles forêts non récoltées. Il est attendu que la sélection se fasse davantage à une plus petite échelle. Ainsi, à l'échelle du domaine vital, notre hypothèse est que les pics sélectionnent les CPI pour s'alimenter. En effet, la sélection de l'habitat d'alimentation sera associée au recrutement en bois mort récent attendu après une récolte en coupe partielle. À l'échelle du domaine vital, nous désirons également évaluer la sélection de l'habitat de nidification. Basés sur les résultats de Tremblay *et al.* (2015a), nous supposons que les pics établiront leur nid dans les habitats où la surface terrière en chicots récents est importante et où la surface terrière des arbres vivants est faible, ce qui caractérise les vieilles forêts en transition et les habitats récoltés en CPI. Enfin, nous émettons l'hypothèse que la taille des domaines vitaux sera inversement proportionnelle à la proportion de CPI à l'intérieur de ceux-ci. En effet, le bois mort créé à la suite de la récolte permettrait de limiter la superficie des domaines vitaux ce qui diminuerait les dépenses énergétiques allouées à la recherche de nourriture.

2. MÉTHODE

2.1 L'aire d'étude

L'aire d'étude s'étend sur 350 km² et est située en forêt boréale, dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est, à environ 300 km au nord-est du lac Saint-Jean (figure 2). La sélection de l'aire d'étude s'est d'abord faite selon quatre éléments : 1) la quantité de CPI récentes réalisées en vieilles forêts, 2) la présence de témoins (vieilles forêts ; voir la description ci-dessous), 3) la présence de Pics à dos noir dans ces deux types de forêts et 4) l'accessibilité au territoire. Ensuite, en ce qui concerne la sélection des sites d'étude, ceux-ci ont été choisis en fonction de 1) leur uniformité en ce qui concerne leur composition (dominance d'épinettes noires), 2) une structure interne inéquienne, et 3) la présence d'au moins un témoin potentiel à proximité des CPI. Les forêts témoins sont des forêts d'au moins 120 ans et n'ayant pas subi d'interventions humaines ou de prélèvements de bois connus (Bauhus *et al.* 2009).

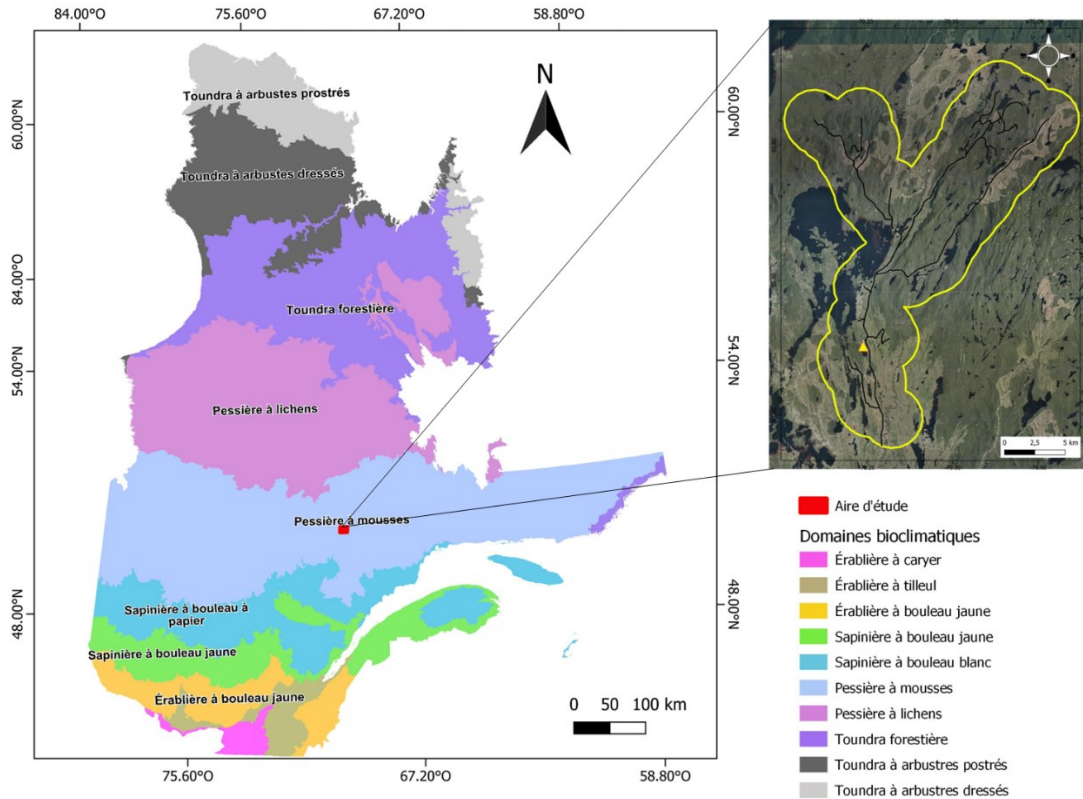


FIGURE 2 : Localisation de l'aire d'étude dans la province du Québec (gauche) (Gouvernement du Québec 2019). Limite de l'aire d'étude (contour jaune) dans le domaine de la pessière à mousses. Les lignes pleines noires à l'intérieur des limites de l'aire d'étude correspondent aux principaux chemins forestiers le long desquels la capture de Pics à dos noir a été réalisée. L'emplacement du camp forestier est identifié par un triangle jaune (camp Pékan).

Les peuplements forestiers de l'aire d'étude sont composés principalement d'épinettes noires. On retrouve comme espèce compagne, le pin gris, le sapin baumier, le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble, et plus rarement du mélèze laricin. Les feux de forêt sont les principales perturbations naturelles qui façonnent le paysage forestier à ces latitudes. Dans la pessière à mousses de l'est, le cycle de feu est relativement long, c'est-à-dire, plus de 200 ans (Bergeron *et al.* 2006). Les chablis et les épidémies d'insectes sont également des perturbations courantes, mais elles ont des effets secondaires sur la structure du paysage forestier (Gouvernement du Québec 2018). À environ 100 km au sud de l'aire d'étude, des peuplements forestiers, principalement de sapin baumier, sont affectés par une

épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Gouvernement du Québec 2020). Bien que des CPI y sont présentes, ce secteur n'a pas été considéré afin de ne pas apporter de biais dans l'étude. L'exploitation forestière dans le secteur d'étude est récente et a débuté en 1996 avec la récupération d'un feu de forêt de 22 200 ha (Côté *et al.* 2013). Une partie de ce grand feu a brûlé à nouveau en 2007 (Gouvernement du Québec 2019). Aujourd'hui, cet ancien feu se régénère majoritairement en pin gris. Hormis la récolte de ces grands feux, l'exploitation forestière dans la zone d'étude a commencé en 2013 (Gouvernement du Québec 2019). Notre aire d'étude comprenait trois chantiers en CPI réalisés entre 2017 et 2021. Les CPI sont réparties sur le territoire en agglomération de coupes et avaient une superficie moyenne de 157 ± 54 ha.

Les travaux terrain se divisent en trois grandes étapes, soit : 1) la capture et la pose d'émetteurs; 2) le suivi télémétrique des pics et 3) l'inventaire de la végétation.

2.2 Capture et pose d'émetteurs

La capture des Pics à dos noir s'est déroulée du 30 mai au 4 juin 2021 et du 1^{er} juin au 9 juin 2022. Au total 20 Pics à dos noir ont été capturés (8 en 2021 et 12 en 2022). Pour cette étude, nous avons tenté de capturer des individus nicheurs. En effet, les animaux peuvent présenter des modes de déplacement différents selon qu'ils soient nicheurs ou non. Par exemple, il a été signalé que les oiseaux non reproducteurs parcourent de plus grandes distances ou adoptent un comportement plus nomade que les oiseaux reproducteurs tout en utilisant les mêmes types d'habitats (Penteriani *et al.* 2011; Tanferna *et al.* 2013; Margalida *et al.* 2016). En sélectionnant des spécimens nicheurs, dont les exigences en matière d'habitats sont plus élevées pour répondre à leur besoin pour nicher, s'alimenter et élever

leurs petits, nous estimons pouvoir cerner les paramètres d'habitat permettant la réalisation de cette étape critique de leur cycle de vie : la reproduction.

La technique principale de capture des pics a consisté à attirer les individus en diffusant un enregistrement sonore de tambourinage et de cris spécifiques avec des haut-parleurs (Ibarzabal et Desmeules 2006). Les individus nicheurs ou qui semblent défendre leur territoire réagissent en se dirigeant vers l'appareil. Lorsque les oiseaux démontraient ce type de comportement, des filets japonais ont été installés en bordure de la route ou dans un milieu ouvert, tout en continuant à diffuser les enregistrements. Il a été tenté d'équilibrer la taille de l'échantillon en effectuant un nombre similaire de captures à proximité des interventions forestières étudiées (CPI) ainsi que dans les forêts témoins. Une fois capturés, les individus ont fait l'objet de mesures morphométriques standards (par exemple, la longueur de l'aile, la masse, etc.), et l'âge des individus a été évalué en examinant les patrons de mue (Pyle 1997; Siegel *et al.* 2015). Le sexe de l'oiseau a été déterminé en observant la présence (mâle) ou l'absence (femelle) d'une calotte jaune. Les oiseaux des deux sexes ont été examinés pour valider la présence d'une plaque incubatrice développée, car sa présence est généralement le signe d'un individu nicheur. Tous les pics capturés ont été munis de deux bagues de plastiques de couleur sur la patte gauche, et d'une bague d'aluminium et d'une bague de plastique de couleur (bleu en 2021 et jaune en 2022) sur la patte droite. Les différents agencements uniques de couleurs ont eu pour but d'identifier individuellement chacun des oiseaux capturés lors de visites subséquentes. Les individus muni d'une plaque incubatrice paraissant développée ainsi que les individus particulièrement réceptifs aux repasses ont été munis d'un émetteur PinPoint VHF-50 (Lotek wireless inc. 2021). L'émetteur a été fixé à la base des deux rectrices centrales et attaché sur les plumes avec un

fil à pêche en microfilaments tressés de polyéthylène (Spectra® Fiber), qui est connu pour sa résistance à l'abrasion. Les nœuds ont été solidifiés avec un peu de colle (Tremblay *et al.* 2009). Les émetteurs tomberont avec la mue de ces plumes durant l'été.

2.3 Suivi télémétrique

Les émetteurs utilisés (PinPoint VHF-50) acquièrent des positions GPS et permettent de suivre les pics par télémétrie (VHF). Les données GPS ont pu être récupérées de deux manières : 1) directement par la récupération de l'émetteur (soit au sol lors de la mue des plumes ou par la recapture des individus) ou 2) par une communication VHF avec l'émetteur lorsqu'il se trouve à < 200-300 m. Lors du suivi télémétrique, les oiseaux ont été localisés en utilisant la méthode du « homing » (Mech 1983) avec des récepteurs radio (SRX-800; lotek.com) et une antenne souple (Yagi) à trois éléments. Des périodes d'acquisition de points GPS, de suivi télémétrique VHF et de téléchargement des données ont donc été prévues dans une journée. La programmation des Pinpoints a été réalisée avant leur déploiement et tend à optimiser la durée de la batterie de l'émetteur en trouvant un compromis entre le temps d'activation des trois différents modes. Le calendrier de la programmation utilisée aux étés 2021 et 2022 est présenté à l'annexe 1.

Les individus ont été suivis à différents moments de la journée pour éviter un biais possible du comportement lié au cycle circadien. Les individus ont été approchés de manière à établir un contact visuel ou sonore sans les déranger (Tremblay *et al.* 2010). Une fois que l'oiseau quittait son emplacement, la position a été enregistrée à l'aide de GPSmap 64 (Garmin ltd.). Lorsque possible, l'oiseau était suivi d'un site d'alimentation à l'autre en visant à ne pas perturber son comportement.

Finalement, les nids ont été trouvés lors du suivi télémétrique des individus en forêt ou lors de la visualisation des points GPS téléchargés. Une concentration de points à un endroit précis permettait souvent de déterminer l'emplacement du nid (figure 3).



FIGURE 3 : Exemple de données d'un Pinpoint VHF-50. Un nid a été trouvé là où il y a une accumulation de points.

2.4 Inventaire de la végétation

La végétation dans le domaine vital des pics a été caractérisée à l'aide de parcelles circulaires de végétation avec un rayon fixe de 11,28 m (400 m^2) où toutes les tiges, mortes ou vivantes, d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur ou égal à 5,1 cm ont été dénombrées. Pour chaque tige inventoriée, les informations suivantes ont été notées : l'espèce, la classe de décomposition (tableau 2) et le DHP. Finalement, le diamètre des souches des arbres récoltés a été noté, ce qui a permis d'estimer le taux de prélèvement des arbres dans ces peuplements. Par la suite, trois transects de 20 m débutant à 1 m du centre de la placette ont été établis pour inventorier les débris ligneux. Ils ont été réalisés à 120 degrés

les uns des autres (*i.e.* 0°, 120° et 240°). Chaque fois qu'un débris ligneux intercepte l'un des trois transects, son diamètre au point d'interception a été noté ainsi que sa longueur totale (Böhl et Brändli 2007) et son stade de décomposition (tableau 2). Le bois mort avec un angle supérieur à 45° de la verticale ont été considérés comme des débris ligneux (Harmon et Sexton 1996). Le volume en débris ligneux a été calculé selon les équations de Böhl et Brändli (2007).

TABLEAU 2 : Stades de dégradation utilisés pour les chicots et les débris ligneux, tiré de Tremblay *et al.* (2009).

| Statut | Classes | Caractéristique des chicots | | | Caractéristique des débris ligneux | | |
|--------|---------|-----------------------------------|---------|------------------------|------------------------------------|------------------------|----------------------------|
| | | Aiguilles | Écorce | Cime/hauteur | Aiguilles | Bois | Forme/apparence |
| Vivant | 1 | ≥ 95% | 100% | Intacte | ≥ 95% | Solide | Rond |
| | 2 | 20 à 95% | > 90% | Intacte | 20 à 95% | Solide | Rond |
| | 3 | < 20% | > 75% | Intacte | < 20% | Solide | Rond |
| Mort | 4 | Présentes, mais mortes (roussies) | Présent | Intacte | Présentes, mais mortes (roussies) | Solide dépérissant | Rond/ovale |
| | 5 | Absent | > 50% | Intacte | Absent | Solide dépérissant | Rond/ovale |
| | 6 | Absent | < 50% | Cassée | Absent | Dépérissant | Ovale, forme conservée |
| | 7 | Absent | Absent | Cassée, hauteur > 50% | Absent | Très dépérissant (mou) | +/- ovale, forme effondrée |
| | 8 | Absent | Absent | Chicot de moins de 2 m | Absent | Très dépérissant (mou) | +/- ovale, forme effondrée |

2.5 Évaluation de la taille du domaine vital des pics

Afin de déterminer la taille du domaine vital, un nombre suffisant de positions doivent être acquises. D'abord, tous les points GPS ayant un statut valide et ayant au moins six

satellites disponibles lors de l'acquisition de la position (Forrest *et al.* 2022) ont été conservés. Ensuite, les points présentant un HDOP « horizontal dilution of precision » supérieur à 3 ont été retirés (Recio *et al.* 2011). La méthode du polygone convexe minimal (MCP 95%) a été utilisée pour estimer la superficie des domaines vitaux (Hayne 1949) à l'aide du package *adehabitatHR* dans R (Calenge 2006). Il est recommandé d'estimer la taille du domaine vital pour les individus lorsque la relation entre la taille du domaine vital et le nombre de localisations atteint une asymptote ce qui est généralement atteint avec au moins 50 observations indépendantes (Seaman *et al.* 1999). Les émetteurs ont pris un point toutes les vingt minutes (annexe 1). L'intervalle de temps entre deux positions a été jugé adéquat pour l'obtention de positions spatialement indépendante, les individus nicheurs ont demeuré rarement plus de cinq minutes à un même endroit. Nous avons estimé la taille du domaine vital en considérant tous les points GPS (émetteur et suivi au sol) obtenus jusqu'à l'envol des jeunes ou l'échec du nid. Dans le cas où la date de fin de la nichée était inconnue, le jour moyen entre la dernière et l'avant-dernière visite a été considéré comme la date de fin. Après l'échec du nid, l'oiseau n'est plus restreint au territoire qu'il défendait lors de la nidification et généralement la taille de son domaine vital augmente (données non publiées). L'oiseau a un comportement « vagabond » tel que décrit plus tôt et le suivi de l'espèce devient plus ardu.

Nous avons évalué la tendance entre de la quantité de CPI à l'intérieur du domaine vital sur la taille du domaine vital. Nous avons utilisé un modèle linéaire (lm) avec le package *stats*.

2.6 Analyse de sélection d'habitats

Aire d'étude – Les limites de l'aire d'étude pour effectuer l'analyse de sélection de l'habitat à l'échelle du paysage ont d'abord été déterminées. Ces limites sont constituées

d'une zone tampon de 2,5 km de part et d'autre des principaux chemins forestiers basés sur le fait que de manière générale, l'oiseau a été détectable jusqu'à environ 1 km de distance du récepteur LOTEK et nous avons été en mesure de parcourir entre 1 et 1,5 km en forêt pour retrouver les signaux des émetteurs déployés.

Détermination des types d'habitats – Un total de 10 types d'habitats (tableau 3) ont été définis à partir des cartes écoforestières du ministère des Ressources naturelles et Forêts (MRNF) et de la classification des vieilles forêts de Martin et Valeria (2022). Les habitats se différencient d'abord par leur productivité, les habitats improductifs regroupent les dénudés secs, les dénudés humides et les aulnaies (tableau 3). Ensuite, les habitats ont été regroupés en structure d'âge : coupe totale de maximum 10 ans; forêt en régénération de 10 à 29 ans; forêts prématures et matures de 30 à 99 ans; les vieilles forêts de plus de 100 ans. La catégorie des coupes partielles est formée des CPI et des coupes progressives régulières (CPR) étant donné que la première récolte partielle pour ces deux types d'intervention a un taux de prélèvement similaire. Également, puisque les CPR ne sont présentes qu'en petites quantités (17% des récoltes partielles), le terme CPI a tout de même été retenu pour ce mémoire. Ensuite, la classification des vieilles forêts de Martin et Valeria (2022) a été appliquée sur l'aire d'étude. Essentiellement, à l'aide des données LiDAR, cette classification permet de différencier des types de vieilles forêts selon leurs attributs structuraux (équien, inéquien) et leurs compositions en épinette noire et en sapin baumier (Martin et Valeria 2022). Dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses, l'épinette noire est à la fois une espèce pionnière et une espèce de fin de succession (Fortin 2019). Ainsi, dans nos types de vieilles forêts, aucun changement important dans la composition des peuplements n'a été observé au fil du temps (Martin *et al.* 2018), ce qui fait en sorte que la distinction entre les types de

vieilles forêts de notre aire d'étude s'est surtout effectuée au niveau structurel. Certaines vieilles forêts n'ont pas été assignées à un type de vieille forêt (correspondant à vieux NA au tableau 3), car la classification de Martin et Valeria (2022) présente une zone tampon de 100 m autour des lacs et des cours d'eau, des habitats improductifs, des chemins forestiers et des zones d'opérations forestières. Ces forêts représentent 17% de notre aire d'étude.

TABLEAU 3 : Description des différents types d'habitats présents dans l'aire d'étude

| Habitats | Description |
|-----------------------------|--|
| Coupes partielles (CP) | Coupes progressives irrégulières et coupes progressives régulières (Coupes partielles) |
| Coupes totales (CT) | Coupes totales âgées de moins de 10 ans |
| [10-30[| Forêts en régénération âgées de 10 à 29 ans |
| [30-100[| Forêts prématures et matures âgées de 30 à 99 ans |
| Vieille forêt en initiation | Vieilles forêts de structures équiennes âgées d'environ 100 à 115 ans. |
| Vieille forêt en transition | Vieilles forêts en transition ; âgées entre 115 et 250 ans, la structure d'âge et structurale commence à se complexifier. |
| Très vieille forêt | Vieilles forêts d'au moins 250 ans. Elles présentent une structure la plus hétérogène comparativement aux autres types de vieilles forêts. |
| Vieux NA | Forêts âgées de plus de 100 ans n'ayant pas été attribué une classe de vieilles forêts par les données LiDAR |
| Improd | Forêts improductives : dénudés secs, dénudés humides, aulnaie en recouvrement (plus de 50% d'aulnes) |
| Hydro | Lacs et rivières |

2.6.1 Échelle du paysage

À plus grande échelle, celle du paysage, les types d'habitats présents dans le domaine vital du pic ont été comparés à leur disponibilité d'habitats dans toute l'aire d'étude (sélection de second ordre) (Johnson 1980). Suivant la recommandation de Nad'o et Kaňuch (2018), dix domaines vitaux aléatoires (ratio 1:10) ont été créés pour chaque domaine vital d'individu

nicheur. La superficie (ha) de chaque type d'habitats (tableau 3) dans les domaines vitaux (utilisés et aléatoires) a été calculée à l'aide des systèmes d'information géographique (SIG) ArcGIS.

2.6.2 Échelle du domaine vital

Habitat d'alimentation – À l'échelle du domaine vital, nous avons évalué l'influence des attributs structuraux du peuplement sur la sélection de l'habitat d'alimentation par les Pics à dos noir. Cette analyse vise à comparer des emplacements utilisés à des emplacements non-utilisés, à l'intérieur du domaine vital. Les attributs structuraux des différents habitats d'alimentation proviennent de parcelles d'inventaires de végétation (voir section 2.4). Pour chaque domaine vital de Pic à dos noir, cinq parcelles ont été réalisées à des emplacements utilisés et cinq à des emplacements non-utilisés. Pour déterminer les emplacements utilisés, nous avons émis l'hypothèse selon laquelle les endroits où un regroupement de plusieurs points GPS est constaté témoignent d'une utilisation d'alimentation. Lors du suivi télémétrique, nous avons observé les pics s'alimenter dans leur domaine vital. Lorsque possible, les emplacements où nous avons observé les pics s'alimenter ont permis de confirmer certains regroupements. En moyenne, nous avons observé les pics s'alimenter dans leur domaine vital à 4 reprises (4 ± 1 points d'observations). Une confirmation a pu également être obtenue lors de la visite sur le terrain de ces regroupements de points. Cependant, l'observation seule de traces d'alimentation ne permet pas de confirmer avec certitude l'utilisation du milieu par le Pic à dos noir. Les marques d'alimentations peuvent appartenir à une autre espèce, par exemple le Pic à dos rayé (*Picoides dorsalis* Baird) ou bien à une utilisation de l'année antérieure. Les emplacements utilisés sont donc déterminés par une analyse de groupement (*clustering*) avec la méthode K-Means où k représente le nombre

de *clusters* (annexe 2) (MacQueen 1967; Syakur *et al.* 2018). Afin de déterminer le nombre de *clusters* optimaux, la courbe de la somme des variances intracluster (wss) en fonction du nombre de *clusters* k est tracée et l'emplacement où il y a un fléchissement (coude ou genou) dans le tracé est généralement considéré comme un indicateur du nombre approprié de *clusters* à utiliser, car cela signifie que l'ajout de *clusters* supplémentaires ne contribue pas de manière significative à la réduction de la variance intra-cluster (annexe 2) (Syakur *et al.* 2018). Un *cluster* est considéré adéquat lorsqu'il avait un regroupement avec des points de plusieurs journées différentes. Les coordonnées centrales des *clusters* constituent les emplacements utilisés où effectuer les parcelles de végétation. Tous les points GPS (émetteur et suivi au sol) une fois filtrés (voir section 2.5) ont été utilisés pour déterminer les zones d'utilisation (concentration de points). Par ailleurs, lorsque possible, les points obtenus lors du suivi au sol ont également permis à valider la sélection des *clusters* (emplacement utilisé).

En vue de déterminer les surfaces non-utilisées du domaine vital, une zone tampon de 50 m afin d'éviter le chevauchement entre les parcelles est appliquée autour de chaque point GPS (émetteur et suivi au sol); puis l'ensemble est retiré du domaine vital. En raison de différentes contraintes logistiques (temps, accès au territoire, manque d'effectifs pour réaliser les inventaires), pour chaque emplacement utilisé un emplacement non-utilisé (ratio de 1:1) a été généré. Ainsi, cinq emplacements choisis aléatoirement dans la partie restante du domaine vital du pic constituent les parcelles non-utilisées.

Habitat autour du nid – À cette échelle, nous avons examiné l'influence des attributs structuraux du peuplement sur la sélection de l'habitat autour du nid des Pics à dos noir. Nous avons comparé des parcelles de végétation centrées sur l'arbre de nidification ($n = 9$) aux parcelles d'habitat non-utilisés déterminées précédemment. Dans le cas où nous avons

trouvé un nid, mais que nous n'avons pas été en mesure de déterminer un domaine vital par manque de positions, trois parcelles ont été placées à 0, 120 et 240 degrés à 500 mètres du nid ($n = 1$). L'habitat autour nid et les trois nouveaux emplacements non utilisés ont été évalués par les parcelles de végétation telles que décrites à la section 2.4.

2.7 Analyses statistiques

La petite taille d'échantillon causée par le peu d'individus nicheurs capturés n'a pas permis d'utiliser des modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM). Nous avons donc utilisé des modèles linéaires généralisés simples (GLM). Toutes les analyses ont été réalisées dans le logiciel de statistiques R version 4.2.2 (R Development Core Team 2022). Les régressions logistiques ont été menées avec le package *survival* (Therneau et Grambsch 2000).

L'information des covariables d'habitat a été basée sur une approche théorique de l'information qui applique le principe de parcimonie afin d'évaluer le soutien de modèles représentant des hypothèses biologiques sur l'utilisation de l'habitat de l'espèce aux deux échelles d'analyse (tableau 4) (Burnham et Anderson 2002; Burnham *et al.* 2011; Symonds et Moussalli 2011). Dans les modèles, nous avons testé la convergence du modèle global et inclus un modèle nul. Lors du développement de l'ensemble des modèles, la colinéarité entre les variables a été évaluée à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson. Les variables colinéaires ($|r| > 0,7$) n'ont pas été incluses dans le même modèle. Nous avons ensuite effectué une sélection de modèles basée sur le critère d'information d'Akaike corrigé pour les petits échantillons (AICc) à l'aide du package *AICcmodavg* (Mazerolle 2023). Il est supposé que tous les modèles situés à $2 < \Delta AICc$ étaient les meilleurs modèles, car ces modèles sont considérés comme offrant un soutien substantiel pour contenir le meilleur modèle (Burnham et Anderson 2002). Nous avons utilisé le *bootstrapping* pour améliorer la

fiabilité de l'inférence de notre analyse GLM, réalisé avec le package *boot* et 10 000 itérations (Canty et Ripley 2022). Nous avons effectué un test de Wilcoxon par paire avec les ajustements de Benjamini et Hochberg (1995) pour identifier les différences significatives entre les moyennes des attributs structuraux des différents types d'habitats. Toutes les données dendrométriques provenant des placettes de végétation ont été utilisées sans filtrage des données extrêmes. À l'exception du fait que les valeurs aberrantes puissent être clairement identifiées comme étant dues à une erreur dans l'expérience, il n'est pas approprié de les supprimer de l'analyse (Altman et Krzywinski 2016).

Une analyse de sélection d'habitats à l'échelle du domaine vital a été réalisée afin de déterminer quel type d'habitat de vieilles forêts est le plus sélectionné pour la recherche alimentaire des pics à cette échelle. Cette analyse de sélection des ressources a été évaluée à l'aide d'une analyse de sélection de ratios de type III de Manly *et al.* (2002). Celle-ci permet de déterminer si la sélection est positive, négative ou neutre pour des catégories d'habitat en utilisant la fréquence d'habitat utilisé et la proportion d'habitat disponible (Manly *et al.* 2002). La fonction calcule un indice de sélection (w_i ; utilisé/disponible), l'erreur type (SE), les intervalles de confiance (CI) à 95 % et effectue un test du chi-carré (χ^2) pour vérifier si le résultat est significatif (Manly *et al.* 2002; Calenge 2006). Lorsque w_i et les intervalles de confiance sont plus grand que 1, il y a une sélection pour ce type d'habitat et un évitement lorsque inférieur à 1. Dans le cas où $w_i = 1$ ou les intervalles de confiance inclus 1, il n'y a ni sélection ni évitement, et il n'y a pas eu d'utilisation si w_i est égal à 0. Dans un design type III, l'analyse se compose de deux tests distincts. Le premier teste la sélection de l'habitat de chaque animal, et le second teste la sélection globale de l'habitat (Manly *et al.* 2002; Calenge 2006). Nous avons examiné la sélection des ressources en comparant les habitats

utilisés pour la quête alimentaire (habitat associé aux localisations télémétriques) à la disponibilité à l'intérieur des domaines vitaux. Pour cette analyse, nous avons utilisé la cartographie d'habitats (tableau 3) qui a été réalisée à l'aide des SIG. Cette analyse a été réalisée à l'aide du package *adehabitatsHS* dans R (Calenge 2020).

TABLEAU 4 : Variables biologiques et modèles selon l'échelle d'analyse de la sélection de l'habitat du Pic à dos noir dans la pessière à mousse.

| Échelles d'analyse | Variables explicatives de chaque modèle |
|---|---|
| Paysage | CP (%) Très vieilles forêts (%) Vieilles forêts en transition (%) Vieilles forêts en initiation (%) |
| Domaine vital (Habitat d'alimentation) | Volume des débris ligneux (m ³ /ha) Dhp des chicots (cm) Surface terrière des arbres vivants (m ² /ha) Surface terrière des chicots récents (m ² /ha) Densité de souches (n ti/ha) |
| Domaine vital (Habitat nidification) | Dhp des chicots (m ³ /ha) Surface terrière des chicots récents (m ² /ha) Surface terrière des arbres vivants (m ² /ha) Densité de souches (n ti/ha) |

3. RÉSULTATS

Un total de 20 Pics à dos noir a été capturé pendant les deux années de travaux sur le terrain. Un nombre semblable d'individus ont été capturés dans chacun des deux traitements ciblés, soit 9 pics associés à une CPI et 11 associés à une forêt témoin. La nidification a été confirmée pour 10 d'entre eux. En général, chaque pic a été suivi pendant 8 jours sur une période de 4 semaines et, les émetteurs ont pris en moyenne 98 ± 14 points GPS et 4 ± 1 points GPS par pic ont été obtenus manuellement lors du suivi des individus en télémétrie (annexe 3).

Attributs structuraux des habitats dans le paysage – Le diamètre moyen des arbres vivants est significativement différent entre les habitats en CPI et les vieilles forêts en transition (tableau 5). La densité et la surface terrière des arbres vivants étaient plus faibles dans les CPI que dans tous les autres habitats de vieilles forêts (tableau 5). Le volume de vieux chicots (classe : 6-7-8) dans les CPI est significativement plus faible que celui dans les vieilles forêts en transition (tableau 5). En ce qui concerne les autres attributs de bois mort, aucune différence significative n'a été observée entre les différents types de vieilles forêts et les habitats en CPI (annexe 4). Néanmoins, on observe une tendance selon laquelle les habitats de vieilles forêts en transition contiennent le plus grand volume en bois mort total (debout et couché) ($79,6 \pm 36,6$ m³/ha) et que les habitats en CPI contiennent le moins de bois mort total ($51,0 \pm 24,0$ m³/ha) et de chicots récents ($7,2 \pm 6,7$ m³/ha).

TABLEAU 5 : Attributs structurels (erreur standard) par habitat de forêts anciennes et habitat en CPI. Les lettres indiquent les différences significatives entre les groupes et ont été déterminées par un test de Wilcoxon par paire avec les ajustements de Benjamini & Hochberg (BH) (Benjamini et Hochberg 1995).

| Attributs structureaux | CPI (N=22) | Vieille forêt en initiation (N=10) | Vieille forêt en transition (N=20) | Très vieille forêt (N=12) |
|--|---------------|--|--|------------------------------|
| DHP chicot (cm) | 12,9 (3,3) a | 12,5 (3,5) a | 15,5 (1,5) a | 14,1 (3,0) a |
| DHP vivant (cm) | 14,0 (2,3) a | 14,8 (2,5) ab | 16,6 (2,5) b | 14,8 (1,8) ab |
| DHP souche récoltée (cm)* | 15,1 (5,3) a | 0 (0) b | 0 (0) b | 0 (0) b |
| Densité des arbres vivants (n ti/ha) | 468 (219) a | 995 (486) b | 758 (246) b | 746 (143) b |
| Surface terrière vivante (m ² /ha) | 7,6 (3,8) a | 17,0 (4,9) b | 17,9 (5,9) b | 13,9 (3,7) b |
| Densité chicots récents (n ti/ha) | 80,7 (56,7) a | 273,0 (405,0) a | 81,3 (59,5) a | 106,0 (82,7) a |
| Densité chicots vieux (n ti/ha) | 97,7 (71,9) a | 245,0 (410,0) a | 180,0 (104,0) a | 200,0 (148,0) a |
| Volume chicots récents (m ³ /ha) | 7,2 (6,7) a | 17,6 (16,0) a | 14,6 (12,7) a | 10,4 (10,0) a |
| Volume chicots vieux (m ³ /ha) | 8,8 (9,2) a | 14,6 (13,2) ab | 22,5 (14,2) b | 20,9 (18,6) ab |
| Volume débris ligneux total (m ³ /ha) | 26,6 (19,2) a | 20,7 (17,5) a | 39,2 (23,6) a | 28,3 (17,3) a |
| Densité de souche récoltée (n/ha) | 148 (107) a | 0 (0) b | 0 (0) b | 0 (0) b |
| Proportion chicots récents** | 0,11 (0,09) a | 0,10 (0,07) a | 0,08 (0,06) a | 0,10 (0,08) a |

* Le DHP des souches est calculé selon les équations de Bernier et Fiagiolo (2005).

** La proportion de chicots récents est calculée en faisant le rapport entre la surface terrière en chicot récent et la surface terrière totale (vivant+mort).

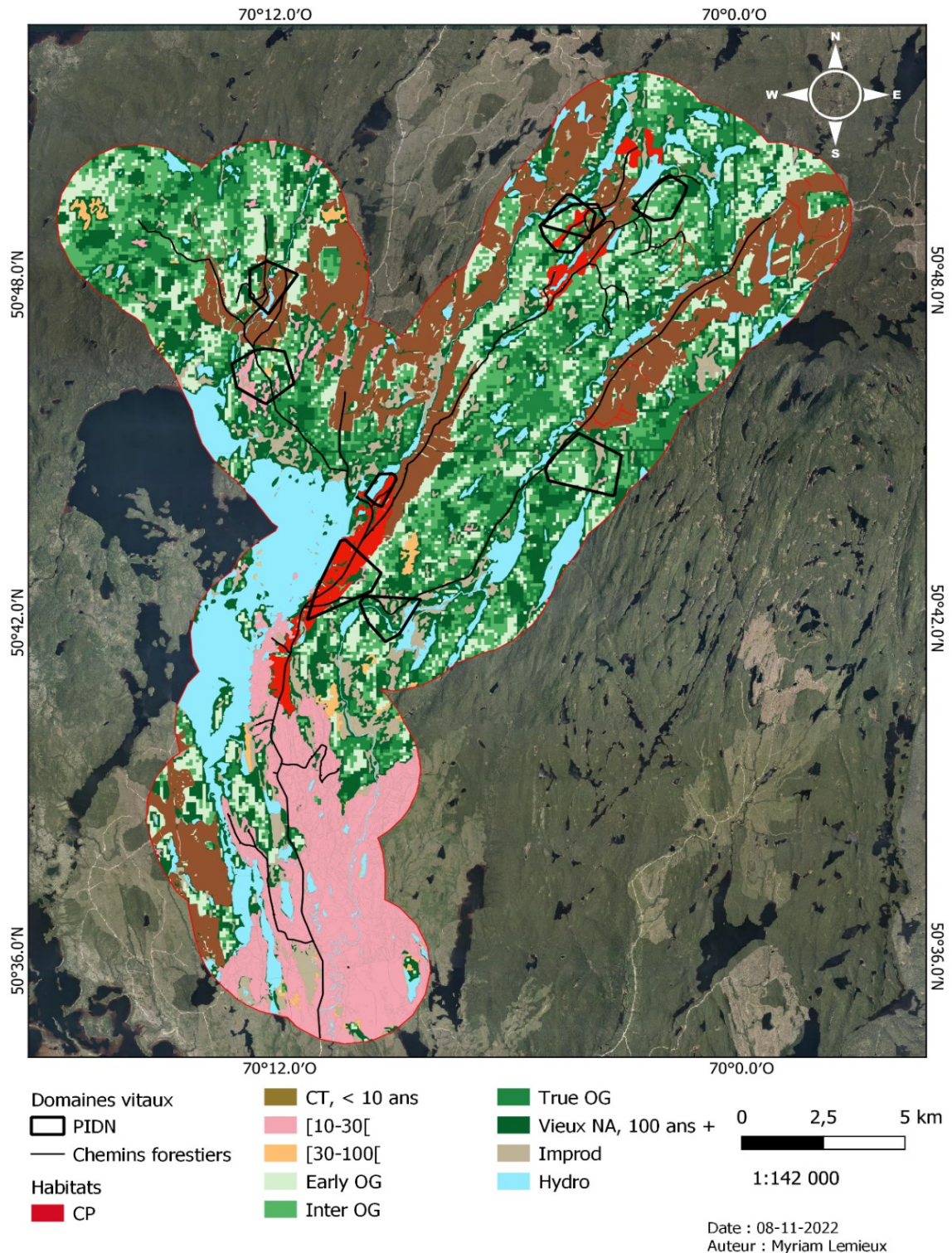


FIGURE 4 : Répartition des habitats, des domaines vitaux (n = 9) et des limites de la zone d'étude située à 300 km au nord-est du Lac-Saint-Jean, Québec, Canada. Les limites de la zone d'étude ont été déterminées en créant une zone tampon de 2,5 km (1 km de distance pour la détection du signal plus 1,5 km de déplacement possible pour retrouver l'oiseau) de part et d'autre des chemins empruntés lors des opérations de capture (2021 et 2022). Les abréviations pour les vieilles forêts : Early OG, vieille forêt en initiation ; Inter OG, vieille forêt en transition ; True OG, très vieille forêt.

3.1 Taille des domaines vitaux

Nous avons évalué la taille des domaines vitaux de 9 Pics à dos noir nicheurs. Sur les 10 pics nicheurs, il n'a pas été possible d'établir la taille du domaine vital d'un seul pic en raison du nombre limité d'emplacements GPS acquis par le Pinpoint; l'émetteur n'a fonctionné que pendant trois jours (voir annexe 3; ID = 56195).

La superficie moyenne du domaine vital des Pics à dos noir est de $178,2 \pm 22,5$ ha (étendue : 55,7 à 283,5 ; $n = 9$; tableau 6). Les vieilles forêts en transition constituent l'habitat le plus abondant, représentant en moyenne $20 \pm 5\%$ de la superficie du domaine vital des pics nicheurs ($n = 9$), suivi des habitats en CPI à $16 \pm 7\%$ (tableau 6). Les très vieilles forêts représentent l'habitat le moins fréquent, représentant en moyenne $6 \pm 2\%$ du domaine vital des pics. Aucune relation significative entre la taille du domaine vital et la proportion de CPI dans le domaine vital n'a été constatée.

Attributs structuraux dans les domaines vitaux – Parmi les 9 domaines vitaux, il n'a pas été possible de recenser la végétation pour l'un d'entre eux, car une fois son domaine vital mesuré, une CPRS a été réalisé avant que l'on puisse réaliser les inventaires de parcelles de végétation. Le domaine vital des pics nicheurs contenait en moyenne $58,5 \pm 32,4$ m³/ha de bois mort (étendue : 38,5 à 77,3 m³/ha ; $n = 8$; annexe 5). Le volume moyen de bois mort récent était de $25,1 \pm 18,2$ m³/ha, ce qui représente un peu moins de 50% du bois mort disponible dans le domaine vital des pics (annexe 5). Les chicots représentaient 43% du bois mort disponible ($25,4 \pm 20,6$ m³/ha) et, 42% du volume de chicots était en début de décomposition, stade 4 et 5 ($10,7 \pm 10,8$ m³/ha).

TABLEAU 6 : Superficie (ha) des domaines vitaux de Pic à dos noir et proportion (%) des différents habitats de vieilles forêts et de CPI qui les composent. L'habitat « autres » comprend les habitats en régénération (10-30 ans), les forêts d'âge intermédiaire (30-70 ans), et les dénudés humides et secs.

| ID | Domaine vital (ha) | CPI | Vieille forêt en initiation | Vieille forêt en transition | Très vieille forêt | Vieille forêt non attribuée | Coupes totales | Hydro | Autres |
|--------------|--------------------|--------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------|-----------------------------|----------------|-------|--------|
| 654 | 251,6 | 58 | 9 | 8 | 4 | 16 | 0 | 1 | 4 |
| 655 | 55,7 | 39 | 0 | 0 | 1 | 9 | 3 | 44 | 4 |
| 656 | 221,3 | 0 | 16 | 19 | 3 | 29 | 0 | 0 | 33 |
| 44265 | 283,5 | 0 | 21 | 39 | 15 | 15 | 0 | 0 | 10 |
| 44267 | 134,9 | 4 | 12 | 11 | 1 | 17 | 47 | 8 | 0 |
| 56188 | 146,1 | 0 | 23 | 48 | 10 | 16 | 1 | 0 | 2 |
| 56190 | 177,8 | 17 | 18 | 22 | 7 | 13 | 15 | 7 | 1 |
| 56191 | 162,7 | 0 | 12 | 6 | 5 | 45 | 0 | 15 | 18 |
| 56194 | 175,4 | 21 | 22 | 26 | 10 | 9 | 10 | 1 | 1 |
| Moyenne (SE) | 178,8 (22,5) | 16 (7) | 15 (2) | 20 (5) | 6 (2) | 19 (4) | 9 (5) | 8 (5) | 8 (4) |

TABLEAU 7 : Sélection de modèles expliquant la sélection de l'habitat du Pic à dos noir à l'échelle du paysage et du domaine vital.

| Échelle d'analyse | Modèle | K | AICc | Δ AICc | AICcWt | Cum,Wt |
|---|--------------------------------------|---|--------|---------------|--------|--------|
| Paysage | Coupe partielle | 2 | 46,59 | 0,00 | 1 | 1 |
| | Très vieille forêt | 2 | 61,80 | 15,21 | 0 | 1 |
| | Nul | 1 | 62,36 | 15,77 | 0 | 1 |
| | Vieille forêt en transition | 2 | 62,40 | 15,81 | 0 | 1 |
| | Vieille forêt en initiation | 2 | 62,80 | 16,20 | 0 | 1 |
| Domaine vital (Habitat d'alimentation) | Dhp des chicots marchand | 2 | 109,27 | 0,00 | 0,58 | 0,58 |
| | Volume en débris ligneux | 2 | 111,34 | 2,08 | 0,21 | 0,78 |
| | Nul | 2 | 112,95 | 3,69 | 0,09 | 0,88 |
| | Surface terrière des arbres vivants | 1 | 114,23 | 4,96 | 0,05 | 0,92 |
| | Densité de souches | 2 | 114,42 | 5,15 | 0,04 | 0,97 |
| | Surface terrière des chicots récents | 2 | 115,06 | 5,79 | 0,03 | 1,00 |
| Domaine vital (Habitat de nidification) | Dhp des chicots marchand | 2 | 43,57 | 0,00 | 0,91 | 0,91 |
| | Nul | 1 | 50,00 | 6,43 | 0,04 | 0,94 |
| | Surface terrière des chicots récents | 2 | 50,70 | 7,14 | 0,03 | 0,97 |
| | Surface terrière des arbres vivants | 2 | 51,63 | 8,06 | 0,02 | 0,99 |
| | Densité de souches | 2 | 51,81 | 8,24 | 0,01 | 1,00 |

TABLEAU 8 : Estimations des meilleurs modèles avec leur erreur standard et un échantillonnage répété de type « *bootstrap* » avec remise (10 000 itérations) a été effectué afin de produire des intervalles de confiance 95% autour des estimations et des mesures de la régression logistique sur la sélection de l'habitat du Pic à dos noir selon l'échelle d'analyse.

| Échelle d'analyse | Variables | Estimate (SE) | Bootstrap | |
|-------------------------|----------------|---------------|-----------|-------------|
| | | | Estimate | 95% CI |
| Paysage | CP | 4,86 (2,02) | 4,96 | 1,75; 8,33 |
| Habitat d'alimentation | Dhp_chicot_tot | 0,17 (0,08) | 0,18 | 0,09 ; 0,29 |
| Habitat de nidification | Dhp_chicot_tot | 0,40 (0,14) | 0,41 | 0,29 ; 0,55 |

3.2 Sélection de l'habitat à l'échelle du paysage

Pour les analyses de sélection de l'habitat à cette échelle, un seul des 10 pics nicheurs n'a pu être retenu dans nos analyses (figure 5). Il s'agit de l'individu dont le domaine vital a été récolté lors d'une CPRS (voir section 3.1).

Un seul modèle représente le mieux la sélection de l'habitat à l'échelle du paysage (tableau 7 et 8). Sur l'ensemble des modèles testés, la proportion de CPI dans le domaine vital avait un effet sur la sélection de l'habitat à l'échelle du paysage où la probabilité de sélection augmente avec la quantité de CPI à l'intérieur du domaine vital du pic (figure 5). La probabilité de sélection est supérieure à 50% lorsque la quantité de CPI à l'intérieur du domaine vital est de 56% (figure 5).

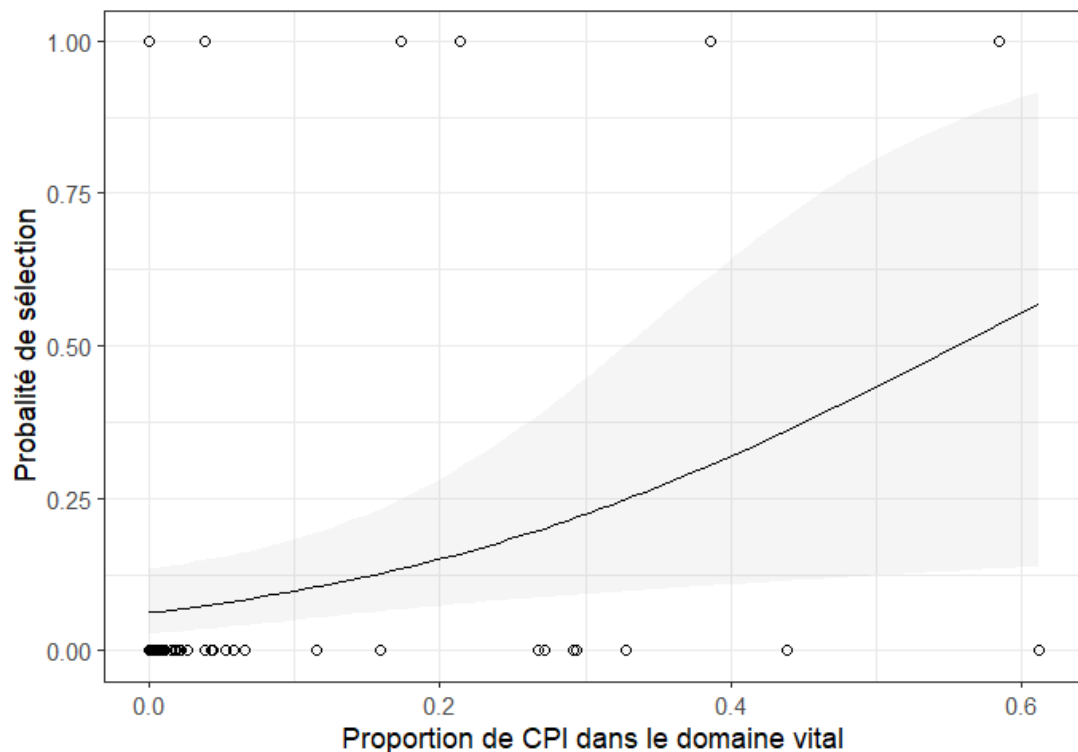


FIGURE 5 : Probabilité de sélection de l'habitat basé sur le modèle moyen à l'échelle du paysage en fonction de la proportion de CPI dans le domaine vital du Pic à dos noir (n = 9). L'ombrage gris indique l'intervalle de confiance de 95%.

3.3 Sélection de l'habitat à l'échelle du domaine vital

Habitat d'alimentation – Pour l'analyse de sélection de l'habitat d'alimentation, nous avons exclu 2 des 10 pics nicheurs (figure 6, $n = 8$). Le domaine vital d'un de ces pics a été récolté lors d'une CPRS avant la réalisation des parcelles de végétation. Le deuxième pic est celui dont nous avons déjà parlé, dont la taille du domaine vital n'a pu être déterminée en raison du manque de localisations GPS (voir section 3.1).

Le DHP moyen des chicots marchands est le seul modèle qui a un effet sur la sélection de l'habitat d'alimentation et de l'habitat de nidification. Pour ces analyses, nous avons considéré que les DHP des chicots marchands, c'est-à-dire supérieur à 9 cm, car nous avons observé sur le terrain que les pics se sont alimentés en moyenne sur des chicots de 20 ± 1 cm et aucun n'étant inférieur à 9 cm. À l'intérieur des domaines vitaux, la probabilité de sélection augmente avec le DHP moyen des chicots (figure 6). La probabilité de sélection de l'habitat d'alimentation est supérieure à 50% lorsque le DHP moyen des chicots est de 13,5 cm (figure 6). Le volume de débris ligneux semble avoir un effet marginal sur la probabilité de sélection de l'habitat d'alimentation, car le $\Delta AICc = 2,08$ (tableau 7), ce qui est très proche du seuil de 2 établi pour la sélection de modèle équivalent.

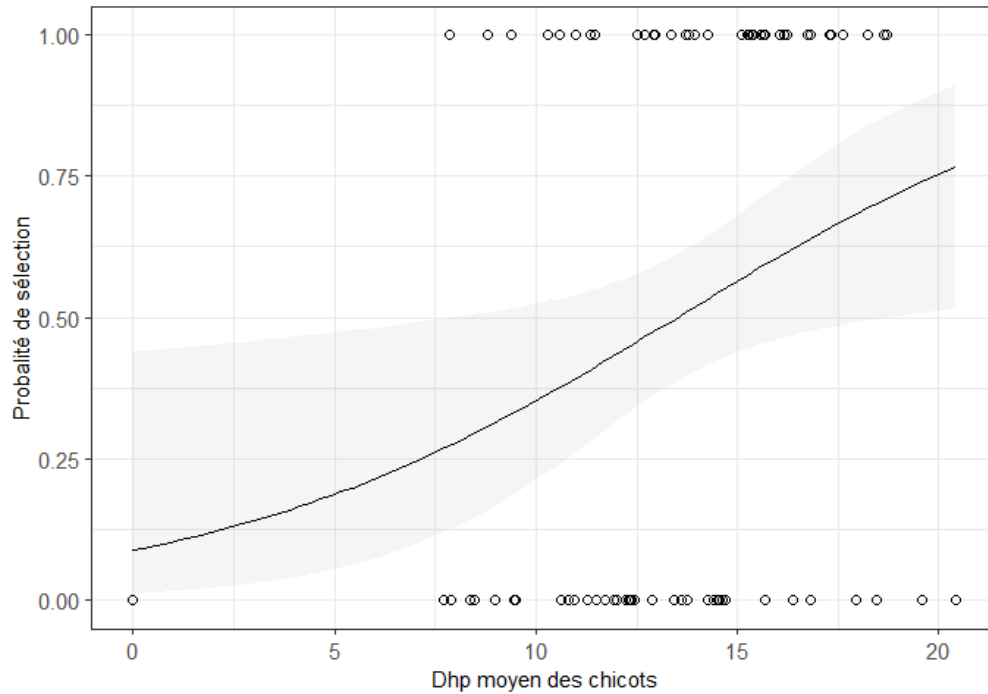


FIGURE 6 : Probabilité de sélection de l'habitat d'alimentation. L'ombrage gris indique l'intervalle de confiance inconditionnel de 95%. Un DHP de 0 représente qu'il n'y avait aucun chicot de taille marchande (> 9 cm de DHP).

En ce qui concerne l'analyse de sélection de ratios, le test de sélection globale de l'habitat entre les différents individus est significatif ($X^2 = 15.52$, $P = 0.02$, $df = 6$). La sélection de ratios de Manly dans un modèle de type III suggère que les Pics à dos noir sous-utilisent significativement les vieilles forêts en initiation ($w_i = 0.24$, 95% CI = -0.13 – 0.60) par rapport à leur disponibilité lors de ses activités de quête alimentaire. Une tendance s'observe où les Pics à dos noir utilisent les types d'habitats en CPI ($w_i = 1.24$, 95% CI = 0.63 – 1.84), en vieille forêt en transition ($w_i = 1.14$, 95% CI = 0.71 – 1.58) et en très vieille forêt ($w_i = 1.56$, 95% CI = -0.33 – 3.46) plus qu'ils ne sont disponibles, car leur indice de sélection est supérieur à 1 (figure 7). Ces trois types d'habitats ont en commun la présence de perturbations secondaires qui génère un recrutement en bois mort récent,

contrairement aux vieilles forêts en initiation. Cette tendance n'est toutefois pas significative, car les intervalles de confiance incluent 1.

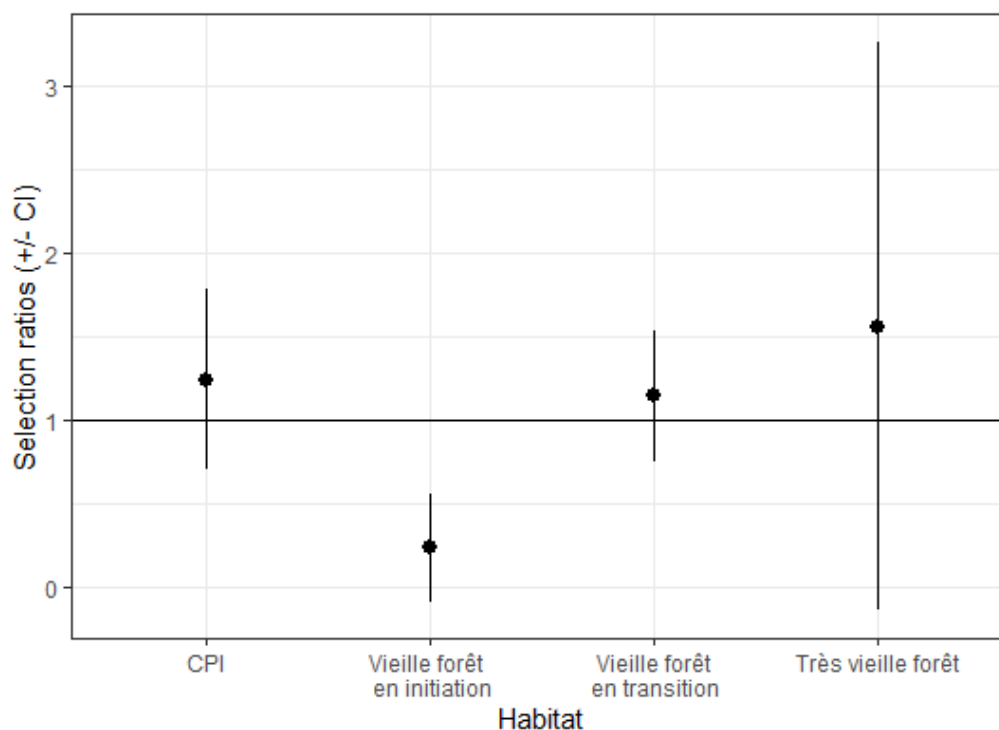


FIGURE 7 : Ratios de sélection de Manly *et al.* (2002) décrivant la préférence globale relative des différents types d'habitats par le Pic à dos noir selon un modèle utilisé-disponible (section 2.2.6). Lorsque les intervalles de confiance supérieurs et inférieurs sont exempts de 1, il y a une sélection (supérieure) ou un évitement (inférieur) significatifs pour le type d'habitat en question.

Habitat autour du nid – Pour l'analyse de sélection de l'habitat autour du nid, un seul des 10 pics nicheurs n'a pas été inclus dans ces analyses (figure 8, n = 9). Il s'agit de l'individu dont le domaine vital a été récolté lors d'une CPRS.

Le DHP moyen des chicots marchands est le seul modèle qui a un effet sur la sélection de l'habitat autour du nid. Pour cette analyse, nous avons considéré que les DHP des chicots marchands, tel que mentionné dans l'analyse de sélection de l'habitat d'alimentation. La

probabilité de sélection de l'habitat autour du nid est supérieure à 50% lorsque le DHP moyen atteint plus de 18,8 cm (figure 8).

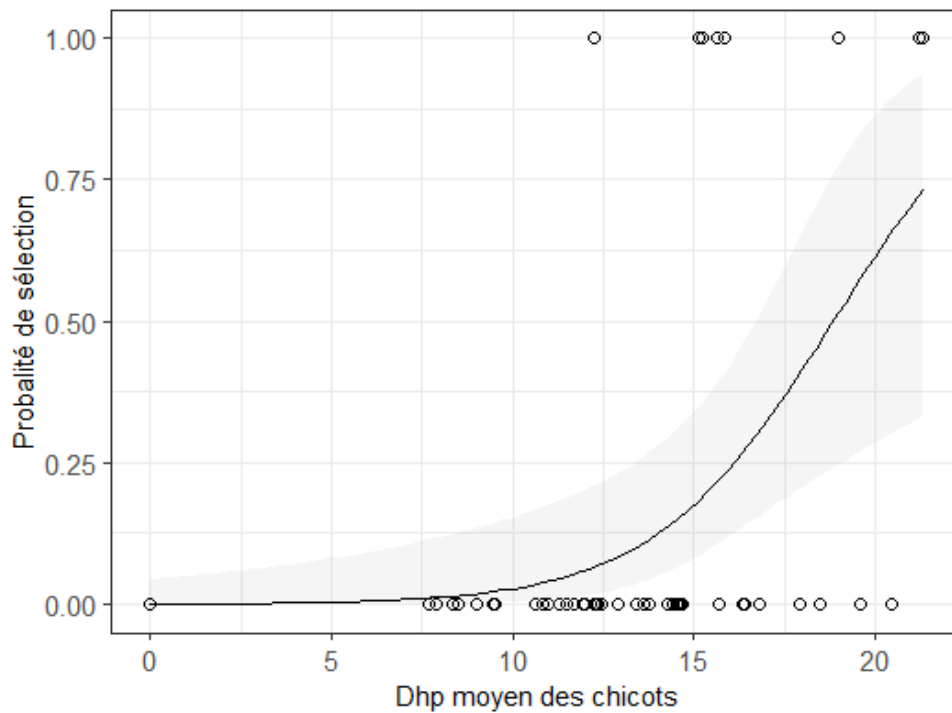


FIGURE 8 : Probabilité de sélection de l'habitat autour du nid selon le diamètre moyen des chicots. L'ombrage gris indique l'intervalle de confiance inconditionnel de 95%.

4. DISCUSSION

Cette étude produit de nouvelles connaissances sur l'impact des CPI quant au maintien de la biodiversité des vieilles forêts par l'étude d'une espèce associée aux attributs de vieilles forêts, le Pic à dos noir. Malgré la taille relativement restreinte de l'échantillon (8 domaines vitaux d'individus reproducteurs), et ce malgré la capture de 20 individus, nous avons pu déterminer la sélection de l'habitat de Pics à dos noir reproducteurs dans un paysage de pessières noires aménagées avec des CPI. Cette espèce a établi des domaines vitaux et par conséquent des activités de reproduction dans des zones comportant à la fois des CPI et des habitats de vieilles forêts non aménagées. Nos résultats indiquent que lors des activités de quête alimentaire, les habitats de vieilles forêts en initiation sont évités, tandis que les habitats en CPI récente, de vieilles forêts en transition et de très vieilles forêts ont tendance à être utilisés. Bien que non significative, une tendance a été observée où la taille du domaine vital demeure constante avec la quantité du CPI à l'intérieur du domaine vital. Les résultats de l'étude, montrant l'utilisation des CPI pour établir les domaines vitaux à l'échelle du paysage et la constance de la taille des domaines vitaux en présence de CPI, suggèrent que la CPI récente offre des conditions d'habitat favorables pour le Pic à dos noir.

Attributs structuraux dans le paysage – Les habitats en CPI se distinguent des autres habitats de vieilles forêts surtout par leur densité et leur surface terrière d'arbres vivants. De fait, les CPI étudiées étaient le plus fréquemment réalisées dans les vieilles forêts en initiation; forêt fermée de >100 ans (annexe 6). D'un point de vue sylvicole, les vieilles forêts en initiation sont les types de vieilles forêts les plus propices à l'aménagement en CPI. D'une part, on pourrait s'attendre à ce que l'accroissement radial des tiges résiduelles y soit le plus important, car ce sont des peuplements denses avec un potentiel de croissance encore bien

présent. La croissance radiale est généralement plus importante dans les peuplements plus jeunes (Montoro Girona *et al.* 2016). Dans notre étude, les vieilles forêts en initiation sont âgées d'environ 100 ans alors que les très vieilles forêts sont de 250 ans et plus.

Selon la séquence de maturation des vieilles forêts, les perturbations modérées s'amorcent dans les vieilles forêts en initiation et évolueront vers les vieilles forêts en transition (Martin *et al.* 2018). La récolte partielle dans ce type de peuplement pourrait alors simuler les perturbations modérées qui tendent à façonner les vieilles forêts en transition. Actuellement une différence s'observe au niveau du diamètre résiduel des arbres vivants entre les habitats en CPI et les habitats de vieilles forêts en transition, un gain radial est attendu entre 2 et 10 ans après ce type d'intervention (Fenton *et al.* 2013) et l'habitat en CPI pourrait tendre à évoluer vers ce type de vieilles forêts (voir la figure 1).

Les CPI étudiées ont récolté environ 40% du peuplement et ont été étudiées seulement dans une courte et récente fenêtre temporelle (1-3 ans après traitement). À la suite de l'intervention, nous avons observé sur le terrain qu'une certaine quantité d'arbres sont également tombés par chablis, provoquant une diminution totale de la densité des peuplements estimée à 50% (obs. pers.). Un trop grand prélèvement combiné au renversement des arbres résiduels occasionné par l'augmentation de la pénétration du vent dans le peuplement pourrait davantage s'apparenter à une perturbation plus sévère. Dans ce cas, le peuplement de CPI pourrait tendre vers un autre type de structure où les attributs de vieilles forêts se font plus rares, voire absents, par exemple une structure bi-étagée ou bien évoluer vers une forêt équienne (voir figure 1). L'évolution des vieilles forêts en initiation vers des vieilles forêts en transition après récolte en CPI demeure une hypothèse à confirmer.

4.1 Paysage

À l'échelle du paysage, les résultats montrent que le Pic à dos noir sélectionne les CPI pour l'établissement de son domaine vital. La sélection des domaines vitaux dans notre aire d'étude est cohérente avec les travaux de Tremblay *et al.* (2009); Tremblay *et al.* (2015a); Tremblay *et al.* (2015b), réalisés dans cette portion de la forêt boréale du Québec dans des paysages dominés par des vieilles forêts non aménagées qui sont attenants à des agglomérations de coupes en CPRS. Dans ces paysages, les domaines vitaux du Pic à dos noir englobent à la fois des coupes récentes et des vieilles forêts, et l'espèce est fortement influencée par la disponibilité des substrats d'alimentation dans les zones ouvertes (Tremblay *et al.* 2009; Tremblay *et al.* 2015a; Tremblay *et al.* 2015b). Dans la présente étude, les CPI semblent offrir plusieurs conditions d'habitats propices aux pics. D'abord, elles ne se distinguent pas des autres types d'habitats de vieilles forêts quant à leur volume en bois mort. Les chicots récents et solides créés après une CPI peuvent non seulement offrir des arbres propices à la nidification des pics, mais aussi des substrats favorables à l'alimentation à proximité du nid. Chez le Pic à dos noir, la distribution spatiale de l'habitat d'alimentation est reliée à la taille du domaine vital (Tremblay *et al.* 2009). La taille du domaine vital des pics semble demeurer constante en fonction de la proportion de CPI dans le domaine vital. À supposer que les CPI n'offrent pas un bon habitat d'alimentation, il aurait été attendu d'observer une augmentation de la taille des domaines vitaux en fonction de la proportion de CPI. Certaines études indiquent que les pics peuvent préférer nicher dans les arbres de rétention des blocs de coupe, en autant qu'une quantité nécessaire de bois mort s'y trouve (Rolstad *et al.* 2000; Craig *et al.* 2019).

Enfin, contrairement à nos hypothèse les très vieilles forêts n'ont pas expliquées la sélection de l'habitat à cette échelle. Martin *et al.* (2021b) ont démontré que ces forêts offraient un habitat d'alimentation stable pour la persistance du Pic à dos noir à long terme. En effet, un régime de perturbations secondaires façonne ces forêts depuis longtemps permettant des apports récurrents et importants de nouveaux chicots, souvent de grande taille, ce qui assure la stabilité temporelle des ressources alimentaires pour les pics (Martin *et al.* 2021b). Dans l'aire d'étude, cet habitat était le moins abondant et le moins accessible, il se trouvait en moyenne à 1,2 +/- 0,7 km des chemins forestiers. La majorité des nids de pics trouvés étaient à proximité d'un chemin (0,10 +/- 0,05 km), par conséquent généralement distancés des très vieilles forêts. En d'autres mots, les pics établissent généralement leur nid à proximité des zones ouvertes (Tremblay *et al.* 2009), ces habitats étant loin des chemins, ils étaient par conséquent loin des milieux ouverts. Il semble que la proximité du milieu ouvert soit un facteur plus important que la proximité des habitats d'alimentation que peuvent offrir les très vieilles forêts. Il s'agit peut-être d'une stratégie anti-prédateur qui l'emporte sur l'économie d'énergie que procurerait la proximité d'une meilleure ressource alimentaire. Des études en ce sens seront nécessaires pour valider cette hypothèse.

4.2 Domaine vital

4.2.1 Habitat d'alimentation

Deux composantes ont le plus influencé la sélection de l'habitat d'alimentation du Pic à dos noir dans leurs domaines vitaux : le DHP moyen des chicots et les habitats présentant une perturbation secondaire.

Le DHP des chicots marchands est le paramètre qui a expliqué le plus la sélection de l'habitat d'alimentation à cette échelle. Pour la sélection du substrat d'alimentation,

Tremblay *et al.* (2010) ont observé que les pics sélectionnent les arbres morts récents entre 15 et 20 cm de DHP et évitent les diamètres entre 5 et 10 cm. En réalisant également des suivis focaux d'individus qui s'alimentent sur les arbres, Nappi *et al.* (2003); Nappi *et al.* (2015) ont pour leur part observé, tant dans les brûlis récents que dans les vieilles forêts d'épinettes noires, que le Pic à dos noir s'alimente principalement sur les arbres récemment morts (Nappi *et al.* 2003; Nappi *et al.* 2015) en raison d'une densité plus élevées d'insectes saproxyliques foreurs de bois qui sont plus abondants dans les premiers stades de mortalité des épinettes noires (Saint-Germain et al. 2004, 2007). Les insectes saproxyliques sont aussi généralement en plus grande densité dans les débris ligneux (Vanderwel *et al.* 2006) d'épinettes noires en début de décomposition. Par ailleurs, une étude récente sur l'alimentation des oisillons de Pics à dos noir rapporte que le régime alimentaire de cette espèce de pic est plus diversifié que ce qui était auparavant connu (Tremblay *et al.* 2023). Anciennement, il était considéré que le Pic à dos noir en forêt non-brûlée avait une alimentation plus variée qu'en forêt brûlée où il se nourrissait principalement de coléoptères xylophages foreurs de bois (Coleoptera : Buprestidae, Cerambycidae) (Powell 2000; Nappi *et al.* 2003; Nappi *et al.* 2015) en profitant de certaines épidémies d'insectes (Bull 1986). Tremblay *et al.* (2023) rapportent que les pics, autant en forêt brûlée que non-brûlée, ne se limitent pas à se nourrir uniquement de *Lamiinae*, mais qu'ils sont plutôt opportunistes et tirent profit des interactions entre les flux de population d'insectes saproxyliques par les habitats récemment perturbés. Tremblay *et al.* (2010), pour leur part, ont observé que la principale méthode d'alimentation était par forage, ce qui témoigne d'une alimentation d'insectes xylophages dans les profondeurs du substrat. Les grands arbres sont normalement plus susceptibles d'abriter une densité et une diversité plus élevées de coléoptères xylophages

(Saint-Germain *et al.* 2004; Azeria *et al.* 2012). Dufour-Pelletier *et al.* (2020) ont quant à eux constaté qu'à petite échelle, la probabilité de présence de nouvelles marques de recherche de nourriture était associée à des arbres de grande taille et récemment morts. Ce faisant, les pics montrent généralement une préférence pour les peuplements où le diamètre des chicots est grand, car une meilleure efficacité de la recherche de nourriture est obtenue grâce à des concentrations plus élevées d'insectes en un même endroit (Parker 1979).

Contrairement à nos hypothèses, nos résultats n'ont pas montré d'effet de la surface terrière des chicots récents sur la sélection des habitats d'alimentation. Quoique les volumes en chicots récents étaient plus faibles dans les habitats en CPI, ils contenaient en moyenne 51,0 m³/ha de bois mort (debout et au sol) dont 23,4 m³/ha (46%) de bois mort récent. Les valeurs minimales observées dans les domaines vitaux étaient de 39 m³/ha de bois mort total dont 17 m³/ha (43%) en bois mort récent, ce qui est semblable aux valeurs rapportées par Tremblay *et al.* (2009) dans un secteur à environ 260 km à l'ouest-sud-ouest de l'aire d'étude actuelle. En effet, Tremblay *et al.* (2009) rapportent que le Pic à dos noir sélectionne les habitats ayant au moins 35,6 m³/ha (4,1) de bois mort et en moyenne 15 m³/ha (42%) en chicots récents et tous les domaines vitaux des pics suivis durant notre étude comportent davantage de bois mort que ces valeurs.

Les CPI, les très vieilles forêts et les vieilles forêts en transition ont comme point commun la présence de perturbations secondaires qui offrent un recrutement en bois mort récent. Actuellement, les résultats de la sélection de ratios pour ces types d'habitat sont non-significatifs, probablement dû à la petite taille d'échantillon. Néanmoins, une tendance s'observe où ces habitats semblent davantage utilisés par rapport à leur disponibilité. D'une part, l'utilisation des CPI à cette échelle peut être associée à l'ouverture du couvert à la suite

de la récolte qui a vraisemblablement créé un apport de bois mort récent attrayant pour les activités de quête alimentaire du Pic à dos noir. Fenton *et al.* (2008) ont également constaté que les populations de Pic à dos noir et de Pic à dos rayé se sont maintenues un an après une intervention en CPI. Craig *et al.* (2019) suggèrent que ces deux espèces de pics peuvent bénéficier des perturbations à petite échelle, y compris celles associées à l'exploitation forestière, lorsqu'elles laissent des formes d'arbres morts et en déperissement. D'autre part, l'ouverture du couvert forestier a pu faire augmenter la température moyenne dans le peuplement et ainsi favoriser une augmentation de l'activité des insectes xylophages. À ce propos, Bélanger Morin *et al.* (2012) ont constaté une augmentation de l'abondance/activité d'espèces xylophages après une récolte partielle en sapinière. Les CPI étudiées offrent en apparence des conditions favorables pour la quête alimentaire des pics.

Il a été démontré précédemment que les très vieilles forêts n'ont pas d'influence lors de l'établissement des domaines vitaux des pics c'est-à-dire à l'échelle du paysage (tableau 7) (vraisemblablement en raison de leur sous-échantillonnage – voir ci-dessus). Or, cet habitat a tendance à être favorablement utilisé par rapport à leur disponibilité à l'échelle du domaine vital (figure 7), malgré qu'ils représentent en moyenne $6 \pm 2\%$ des habitats des domaines vitaux des pics. Ceci appuie une fois l'importance que jouent ces vieilles forêts pour la persistance des pics.

Ensuite, les résultats démontrent que les vieilles forêts en initiation sont sous-utilisées voire évitées par le Pic à dos noir lors de la quête alimentaire (figure 7), malgré leur abondance dans l'aire d'étude (42%). Il semble que ces vieilles forêts sont moins intéressantes sur le plan écologique pour le Pic à dos noir. En effet, ces habitats présentent une grande densité en arbres vivants et des chicots de petite taille, ce qui peut témoigner

d'une faible présence des perturbations sur la structure du peuplement offrant un apport en bois mort restreint (Martin *et al.* 2021b). Martin *et al.* (2021b) suggèrent que la rupture du couvert est relativement récente dans ce type d'habitat et que le Pic à dos noir fréquente peu ces peuplements pour la recherche de nourriture.

4.2.2 Habitat autour du nid

Le DHP des chicots marchands est le paramètre qui a le plus expliqué la sélection de l'habitat autour du nid. D'autres chercheurs ont constaté que la sélection de l'habitat autour du nid était influencée positivement par un habitat d'alimentation à proximité du nid, c'est-à-dire par la densité de chicots récents (Bonnot *et al.* 2009; Tremblay *et al.* 2015a) et négativement par la surface terrière des arbres vivants (Tremblay *et al.* 2015a), alors que l'effet du DHP moyen des chicots s'observe généralement lors de la sélection de l'arbre de nidification (Bonnot *et al.* 2009; Tremblay *et al.* 2015a; Craig *et al.* 2019; Stillman *et al.* 2019). Tremblay *et al.* (2014) indiquent que la diminution d'habitat de recherche de nourriture de qualité, comme les vieilles forêts de conifères, pourrait entraîner une diminution du succès de nidification de l'espèce. Ils émettent l'hypothèse selon laquelle les parents ayant une plus grande quantité de vieilles forêts dans leur domaine vital pourraient chercher de la nourriture plus près de leur nid, ce qui augmenterait probablement l'approvisionnement en nourriture des oisillons. Un DHP moyen de chicots élevé peut également offrir des opportunités d'alimentation de qualité pour les pics autour du nid. En règle générale, les pics montrent une préférence pour les habitats où les arbres ont un diamètre substantiel, car cela favorise une recherche alimentaire plus efficace grâce à la concentration élevée d'insectes à un endroit donné (Parker 1979; Dufour-Pelletier *et al.* 2020).

Notre aire d'étude se situe en pessière à mousse, près de la limite nordique des forêts attribuables; les arbres présentent des diamètres plus petits en allant vers le nord de la forêt boréale (Saint-Germain et Krause 2008). À ces latitudes, le DHP moyen des arbres est donc plus petit et cette composante paraît plus limitante pour l'habitat de nidification que d'alimentation. En effet, nous avons trouvé que la probabilité de sélection de l'habitat d'alimentation et de l'habitat autour du nid étaient dictées par le DHP moyen des chicots. Nos résultats témoignent de l'importance des arbres de grand diamètre pour la persistance du Pic à dos noir à ces latitudes et par extension la biodiversité. En effet, la récolte partielle pourrait avoir tendance à récolter des tiges de grand diamètre supplémentaire dans les bandes de forêts résiduelles afin d'augmenter la rentabilité du traitement sylvicole (Moore *et al.* 2012; Bose *et al.* 2013). Les tiges marchandes récoltées en forêt boréale sont généralement de petite taille et coûtent plus cher par unité à traiter : en forêt, en transport et dans les usines, que les grands arbres, un facteur qui influence inévitablement la faisabilité économique et l'application des coupes partielles dans la forêt boréale (Bose *et al.* 2013). Il peut donc y avoir une pression sélective plus forte pour les tiges de plus grand diamètre pour ce type de pratique sylvicole en forêt boréale que dans une forêt plus au sud.

À la lumière de nos résultats, il semble que les habitats en CPI récentes sont des habitats favorables pour l'établissement d'un domaine vital de Pic à dos noir nicheur et pour les activités de quête alimentaire dans la mesure où ils maintiennent sur pied des arbres de grands diamètres ($\geq 13,5$ cm pour la quête alimentaire et $\geq 18,8$ cm pour l'habitat autour du nid). Actuellement, nous observons un DHP d'arbres récoltés similaire au DHP des arbres résiduels. À long terme, la maturation du peuplement (accroissement du diamètre des arbres) et la mortalité graduelle des arbres de la première cohorte offriraient vraisemblablement de

meilleures opportunités d'alimentation pour le Pic à dos noir par le recrutement futur de gros chicots récemment morts et un approvisionnement continu de tous les stades de dégradation du bois mort si important pour maintenir la diversité animale associée à ces stades variés de dégradation des arbres (Drapeau *et al.* 2009b).

4.3 Pics boréaux

Cette étude n'a considéré que le Pic à dos noir comme espèce focale. Le Pic à dos rayé aurait également pu être considéré pour évaluer l'efficacité des CPI à conserver ou créer des attributs de vieilles forêts. Le Pic à dos rayé et le Pic à dos noir sont deux espèces associées aux attributs des vieilles forêts et sensibles aux effets de l'aménagement forestier en forêt boréale (Imbeau *et al.* 2001; Imbeau et Desrochers 2002a; Cadieux et Drapeau 2017). Cheveau (2015) identifie ces deux espèces de pic comme des espèces sensibles à l'aménagement forestier pour les domaines bioclimatiques boréaux. Une des retombées de notre étude est de se questionner sur les domaines bioclimatiques pour lesquels les deux espèces de pics boréaux peuvent agir à titre d'espèce sensible. En effet, le Pic à dos rayé semble être plus strictement associé à la pessière (Tremblay *et al.* 2020a) alors que le Pic à dos noir est davantage retrouvé dans une variété de forêts matures et vieilles de conifères variés tels que les sapinières, les pessières et même les pinèdes (Tremblay *et al.* 2020b). Le Pic à dos rayé est plus fortement associé aux vieilles forêts continues d'épinettes dans la forêt boréale de l'Est (Imbeau et Desrochers 2002b; Cadieux et Drapeau 2017). Dans les paysages forestiers fortement aménagés, la persistance de l'espèce demeure incertaine en raison de la raréfaction des vieilles pessières (Lamarre et Tremblay 2020). C'est pourquoi lors des travaux terrain, des données opportunistes sur le Pic à dos rayé ont été récoltées. Seulement 4 Pics à dos rayé ont pu être suivis par télémétrie étant donné les limitations d'équipements

(émetteurs). Sur les 20 Pics à dos noir capturés, la nidification a été confirmée pour 10 d'entre eux (50%), alors que sur les 4 Pics à dos rayé capturés, 3 d'entre eux étaient nicheurs (75%), de même que l'un d'entre eux a niché à nouveau en 2022 dans le même habitat en CPI. Ainsi, beaucoup d'effort et de temps ont été mis sur le Pic à dos noir alors qu'une grande proportion ne semblait pas nicher, et peu d'efforts ont été mis sur le Pic à dos rayé alors qu'une grande proportion semblait être nicheuse.

Également, lors des activités de captures, nous avons évalué sommairement l'abondance des deux espèces en diffusant des enregistrements sonores des deux espèces d'une façon non systématique. Sur 64 stations d'appel, le Pic à dos noir était présent sur 11 stations d'appels (17,2%), alors que le Pic à dos rayé était présent sur 13 stations d'appels (20,3% dont l'une des stations où 5 Pics à dos rayé ont été observés). Bien que ces données aient été prises de manière opportuniste, cela suggère que le Pic à dos rayé est vraisemblablement plus abondant et pourrait nicher avec plus de succès que le Pic à dos noir dans la pessière à mousse.

4.4 Limites de l'étude

Les CPI sont des aménagements forestiers relativement récents et peu nombreux (1 000 ha/an pour les CPI par rapport à 14 500 ha/an pour la CPRS (Gouvernement du Québec 2018)) dans le paysage aménagé de la forêt boréale ce qui a limité le nombre de répliques dans notre étude. Ainsi, il est prématuré de tirer des conclusions définitives sur la base d'une étude à court terme et constituée d'un d'échantillon restreint. La frontière nordique de l'aire de répartition du Pic à dos noir n'est pas réellement connue, car peu d'études ont documenté l'écologie de l'espèce à ces latitudes. Or, notre aire d'étude paraît se situer près de cette limite nordique, car il semble qu'une grande proportion de la population est non-

nicheuse « vagabonde » ce qui pourrait expliquer le peu de Pics à dos noir retrouvés après la capture. À ces latitudes, le DHP moyen des arbres est plus petit et cette composante paraît plus limitante pour l'habitat autour du nid que d'alimentation. Ainsi, cette limitation du diamètre des arbres pourrait expliquer la plus petite proportion de la population nicheuse à ces latitudes plus nordiques.

Le peu de main-d'œuvre sur le terrain a limité la quantité de parcelles de végétation pouvant être réalisées par domaine vital ce qui a diminué la taille d'échantillon pour les analyses utilisant les attributs structuraux des peuplements. Aussi, la portée limitée des émetteurs, un relief accidenté combiné à un réseau restreint d'accès au territoire a rendu difficile le suivi d'individus loin des accès routiers.

Le suivi des pics par télémétrie a été plus ardu que prévu et peu de points d'observation sur l'utilisation de l'habitat ont pu être obtenus lors du suivi au sol. D'une part, une partie des difficultés était liée au matériel lui-même. En 2021, 3 émetteurs ont vu leur antenne GPS et/ou télémétrique se briser empêchant le suivi des individus et/ou de l'acquisition des données GPS. Les émetteurs prenaient un point toutes les vingt minutes (annexe 1). L'intervalle de temps entre deux positions a été jugé adéquat pour l'obtention de positions spatialement indépendante, les individus nicheurs demeuraient rarement plus de cinq minutes à un même endroit. La difficulté du suivi des individus en forêt témoigne également que les pics ne demeuraient pas sur place longtemps.

Les emplacements utilisés dans le domaine vital des pics devaient initialement correspondre aux observations d'alimentation lors du suivi télémétrique. Pour les raisons mentionnées plus haut, une méthode alternative a été déterminée durant la première saison de terrain en 2021 afin de déterminer les emplacements utilisés par les pics. La méthode

utilisée était basée sur l'hypothèse qu'un regroupement de points obtenus par les émetteurs à un endroit correspondait à un habitat où le pic s'alimentait. Cependant, le pic aurait également pu être en train de s'y reposer pour une certaine période. La programmation pour l'acquisition des points GPS n'a pas permis d'obtenir des regroupements de points toujours distincts. Les périodes d'acquisition de position GPS se sont reposées sur les intervalles de temps où les pics passent le plus de temps au nid. Tremblay *et al.* (2016) ont observé que les mâles passent généralement plus de temps au nid que les femelles. C'est pourquoi nous essayions de capturer les individus mâles. Les deux périodes couvertes par l'acquisition de point GPS automatique par les émetteurs étaient vers 8h et 15h ce qui correspond aux moments dans la journée où les mâles passent le plus longtemps au nid (environ 120 secondes) (Tremblay *et al.* 2016). L'idée initiale était de faciliter la recherche des nids. Toutefois, cela a occasionné une grande quantité de points centrés sur l'emplacement du nid. Une fois ces points retirés pour l'analyse de regroupement de points, les *clusters* obtenus pour l'habitat utilisé n'étaient constitués que de très peu de points parfois distancés d'une dizaine de mètres (par exemple, *cluster* 1, 3 et 9 de la figure 9; annexe 2). Le point milieu était alors extrapolé. Un nombre de points GPS supérieurs aurait été préférable pour obtenir des regroupements de points plus fiables (plus de points par regroupements et une plus faible distance entre les points d'un même regroupement), mais un compromis a dû être fait entre l'acquisition des points GPS et la durée de vie des émetteurs. Une programmation alternative serait d'éviter les périodes où les pics sont le plus souvent au nid afin d'obtenir davantage de points dans le reste du domaine vital et possiblement de meilleurs *clusters* pour les zones d'alimentation. La programmation pourrait également éviter la période de couvaison afin de maximiser le nombre de points lorsque les jeunes sont éclos (moins de temps passé au nid

par les adultes et plus de temps pour la recherche de nourriture). Finalement, l'ordre déterminé pour sélectionner quels *clusters* utiliser était un ordre de sortie par défaut de l'analyse (voir figure 9; annexe 2). Cependant, le cluster 5 pouvait être un meilleur cluster que le cluster 1.

Pour estimer la taille du domaine vital, il est recommandé que la relation entre la taille du domaine vital et le nombre de localisations atteint une asymptote et d'avoir au moins 30 observations, idéalement 50 observations indépendantes (Seaman *et al.* 1999). La programmation des Pinpoints s'est donc reposée sur l'obtention d'au moins 50 positions indépendantes spatialement par individus lors de la période de nidification. L'asymptote a rarement été atteinte malgré un nombre de localisations suffisantes (98 ± 14 positions GPS) (Annexe 3). Néanmoins, l'asymptote semble avoir davantage été atteinte avec un MCP (90%). La méthode utilisée pour déterminer la taille des domaines vitaux pourrait être revisitée. Il est généralement recommandé de comparer plusieurs méthodes pour déterminer la taille des domaines vitaux (Laver et Kelly 2008).

Enfin, la classification des vieilles forêts utilisées emploie une zone tampon de 100 m autour des chemins et cours d'eau. Leur proportion dans l'aire d'étude et dans le domaine vital des pics est considérable et amène un biais dans les analyses de sélection d'habitats. En effet, le fait d'avoir 100 m de zone tampon peut réduire de façon importante les pourcentages associés à chacun des types de vieilles forêts et ainsi amener un biais dans la sélection. Les habitats de vieilles forêts non attribuées représentent $19 \pm 4\%$ des habitats dans les domaines vitaux. En réduisant la zone tampon autour des chemins forestiers, et des lacs et cours d'eau, la proportion de ces habitats de vieilles forêts dans les domaines vitaux diminuera, alors que les autres types de vieilles forêts pourraient voir leur proportion augmenter. D'autant plus,

les nids étaient généralement près des chemins forestiers (0,10 +/- 0,05 km), se faisant cette zone tampon impactait la plupart du temps les pourcentages d'habitats dans les domaines vitaux des pics. Une reclassification des vieilles forêts non attribuées vers un des trois types de vieilles forêts pourrait venir solidifier certaines tendances.

5. CONCLUSION

5.1 Retour sur la problématique

Au cours du siècle dernier, l'exploitation forestière a fortement influencé la composition des peuplements forestiers boréaux, principalement en raison de l'utilisation généralisée de la coupe totale comme principal traitement sylvicole (Boucher *et al.* 2011; Cyr 2011; Danneyrolles *et al.* 2019). Par conséquent, nous observons une homogénéisation des paysages forestiers et une réduction de la complexité de la structure interne des peuplements forestiers (Drapeau *et al.* 2009a; Drapeau *et al.* 2009b; Boucher *et al.* 2011; Boucher *et al.* 2015; Boucher *et al.* 2017b; Vaillancourt *et al.* 2017; Löfroth 2023). L'homogénéisation favorisant la dominance de peuplement équiens et la simplification des structures forestières ont eu des répercussions sur de nombreuses espèces dépendant du cycle de dégradation du bois mort, des arbres de grand diamètre et des structures horizontales et verticales complexes (Kuuluvainen 2009). Par conséquence, nos pratiques sylvicoles fondées sur des systèmes d'aménagement équiens à courte révolution fondées principalement sur la CPRS (Gauthier *et al.*, 2008; Drapeau *et al.* 2009a) ont considérablement réduit la proportion de forêts matures et vieilles qui assurent la résilience de ces paysages face aux incendies forestiers, la principale perturbation primaire en forêt boréale. La diminution de la résilience des forêts est un enjeu primordial dans un contexte de changements climatiques (Puettmann 2011; Franklin *et al.* 2016).

Les coupes partielles sont susceptibles de jouer un rôle de plus en plus important dans la gestion future de la forêt boréale (Bose *et al.* 2013; Montoro Girona *et al.* 2018; Paradis *et al.* 2019; Martin *et al.* 2022). Elles s'inscrivent dans une volonté de diversification des

traitements sylvicoles traditionnels (c.-à-d. les coupes totales). Cette diversification permet de créer une diversité d'habitats dans le paysage forestier ce qui favorise le maintien de la biodiversité, mais aussi de la résilience des forêts face aux incendies forestiers et accroît l'adaptabilité des écosystèmes forestiers aux conditions futures (Puettmann 2011; Montoro Girona *et al.* 2023b). Au cours des 20 dernières années, des études menées en forêts boréales canadiennes et européennes ont tenté de comprendre les effets des coupes partielles sur la biodiversité et le rendement des peuplements, et ont fait état de plusieurs bénéfices (Brais *et al.* 2004; Webb *et al.* 2008; Bescond *et al.* 2011). En outre, il a été démontré que les coupes partielles préservent des attributs d'habitat plus favorables pour divers organismes en maintenant certaines structures essentielles dans les peuplements résiduels (Kuuluvainen et Grenfell 2012; Fenton *et al.* 2013; Ruel *et al.* 2013; Moussaoui *et al.* 2016; Kim *et al.* 2021). De plus, la récolte partielle favorise la croissance des arbres résiduels (Thorpe et Thomas 2007; Montoro Girona *et al.* 2016; Montoro Girona *et al.* 2017).

5.2 Retour sur nos résultats

Notre étude fournit de nouvelles informations quant à la contribution des coupes partielles sur le maintien de la biodiversité des vieilles forêts. Plus particulièrement, les CPI récentes étudiées soutiennent la nidification et l'alimentation du Pic à dos noir à court terme dans le domaine de la pessière à mousses. En effet, nos résultats rapportent que, dans notre aire d'étude, le Pic à dos noir sélectionne les peuplements forestiers en fonction du DHP moyen des chicots, et ce, autant pour son alimentation que lors de l'établissement de son nid dans une fenêtre de moins de 3 ans après la réalisation du traitement. La probabilité de sélection de l'habitat de nidification est plus contraignante au niveau du DHP moyen des chicots que la probabilité de sélection de l'habitat d'alimentation.

Pour des raisons logistiques et d'absence d'une abondance suffisante de CPI datant de plus de 5 ans, l'étude actuelle s'est concentrée sur des CPI récentes, soit de 3 ans et moins (2019 et 2021). Ainsi, les résultats rapportés ne peuvent pas être interprétés sur une échelle temporelle au-delà de ce délai. Il importe de poursuivre des études évaluant l'efficacité des CPI à préserver des attributs de vieilles forêts à moyen et long terme, afin de déterminer si ces aménagements peuvent être considérés comme des vieilles forêts jusqu'à la prochaine phase de récolte.

Les CPI sont des aménagements relativement récents dans le paysage forestier de la pessière à mousse de l'est et les superficies traitées sont encore limitées. Cette circonstance a rendu difficile l'accès à un nombre élevé de répliques et limite donc la portée de nos conclusions. Il apparaît nécessaire pour renforcer les résultats de poursuivre l'étude afin d'augmenter la taille de l'échantillon et potentiellement raffermir nos résultats ainsi que les tendances observées. Également, nous recommandons de bonifier les résultats par des études complémentaires. Par exemple, en évaluant l'abondance du Pic à dos noir dans les différents types de vieilles forêts et les habitats en CPI ou encore en évaluant un taux de survie quotidien. De telles études permettront de mieux se positionner quant au potentiel d'habitat pour le Pic à dos noir que peuvent fournir les CPI.

5.3 Recommandations sylvicoles

Basées sur les données et les analyses citées précédemment dans ce mémoire, nos recommandations sylvicoles suggèrent tout d'abord que, étant donné leur relative abondance dans le paysage et leur similitude structurale avec d'autres types de vieilles forêts, les CPI devraient être mises en œuvre dans les vieilles forêts en initiation. Nous soutenons

l'hypothèse que cette approche vise à simuler les perturbations secondaires modérées qui s'exercent naturellement dans les vieilles forêts en initiation, contribuant ainsi à façonner la structure complexe associée aux vieilles forêts en transition. Cependant, il est important de souligner que cette hypothèse demeure à être testée et validée, ce qui nécessiterait des recherches futures.

De plus, pour préserver l'intérêt des espèces liées aux attributs de bois mort récent et aux vieilles forêts, il est impératif que les peuplements traités par CPI maintiennent un apport plus ou moins continu d'arbres morts et sénescents de diamètre moyen supérieur à 13,5 cm. En outre, lors de la récolte, il est vivement recommandé de préserver les chicots de grand diamètre, dépassant les 18,8 cm, pour maintenir des habitats adaptés à la nidification des pics.

Enfin, nos travaux invitent à réfléchir à une révision des domaines bioclimatiques où le Pic à dos noir (sapinière à bouleau blanc) et le Pic à dos rayé (pessière noire à mousse) pourraient être considérés. Une étude similaire, axée sur le Pic à dos rayé en tant qu'espèce focale, pourrait permettre de consolider cette hypothèse et d'élargir nos connaissances sur l'adaptation des oiseaux aux différents types de forêts.

ANNEXE 1 – PROGRAMMATION DES PINPOINTS

TABLEAU 9 : Exemple de programmation d'un horaire de fonctionnement d'un émetteur PinPoint

| Année | Type d'opération | Date de lancement moyenne | Date de fin moyenne | Période journalière | Durée | Intervalle |
|-------|------------------------------|---------------------------|------------------------------|---|-------|------------|
| 2021 | Acquisition de positions GPS | | 1 ^{er} juillet 2021 | 6h40 à 8h 12h40 à 14h | 1h20 | 20 minutes |
| | Suivi télémétrique | 1 ^{er} juin 2021 | 28 juillet 2021 | 7h à 10h 13h à 16h | 3h | 2 jours |
| | Téléchargement des données | | 28 juillet 2021 | 9h à 10h 15h à 16h | 1h | 2 jours |
| 2022 | Acquisition de positions GPS | | | 6h40 à 8h 12h40 à 14h | 1h20 | 20 minutes |
| | Suivi télémétrique | 5 juin 2022 | 29 juillet 2022 | 7h à 9h30 10h à 12h30 13h à 15h30 | 2h30 | 2 jours |
| | Téléchargement des données | | | 8h à 9h30 11h à 12h30 14h à 15h30 | 1h30 | 2 jours |

ANNEXE 2 – MÉTHODE K-MEANS

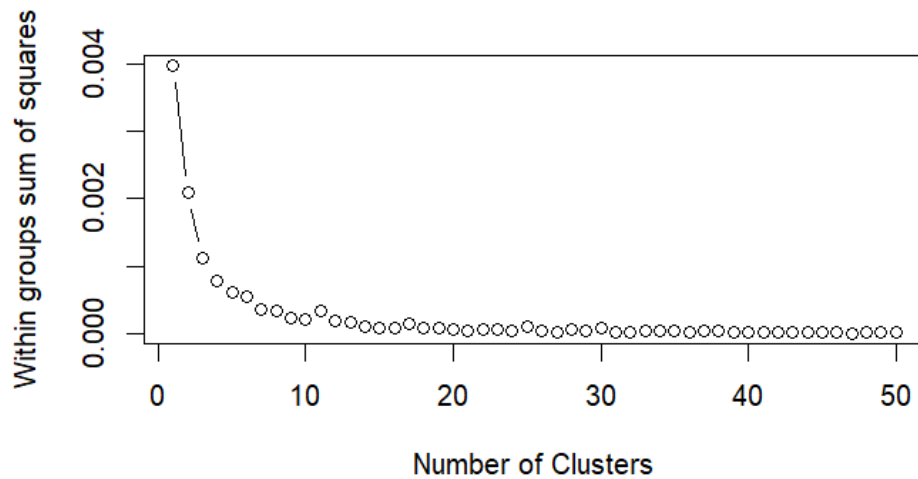


FIGURE 9 : Exemple de détermination du nombre de clusters optimal. La variance entre les groupes diminue rapidement lorsque K (nombre de clusters) augmente de 1 à 3, ralentit de 4 à 9 et diminue ensuite très lentement, voir se stabilise à partir de K=10. Le nombre de clusters optimal est de 10.

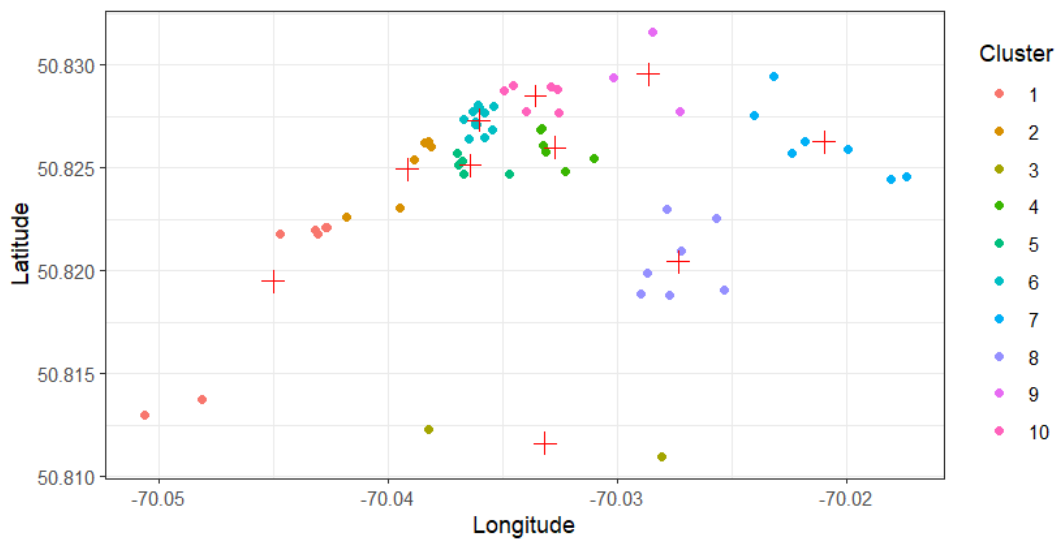


FIGURE 10 : Exemple de la création des clusters. Les croix en rouge représentent le centroïde des clusters. Les clusters sont sélectionnés validés, lorsque disponible, à l'aide des points obtenus lors du suivi télémétrique au sol. Ensuite, une analyse visuelle permet de sélectionner les meilleurs clusters. Par exemple, le cluster 8 regroupe 6 points près les uns des autres alors que le cluster 2 ne regroupe que 2 points et le cluster 1 regroupe également 6 points, mais ils sont distancés rendant le centroïde moins représentatif de l'utilisation de l'habitat.

ANNEXE 3 – BILAN DES DONNÉES GPS

TABLEAU 10 : Superficie totale des domaines vitaux de Pics à dos noir (PIDN) nicheurs et le nombre de points GPS utilisé pour l'estimation de la superficie des domaines vitaux. La moyenne et erreur-type (se) des nombres de points GPS pour les deux méthodes d'acquisition est calculée à la dernière ligne du tableau.

| Année | ID | Superficie totale (ha) | Nombre de points GPS émetteurs | Nombre point GPS manuel |
|--------------|-------|------------------------|--------------------------------|-------------------------|
| 2021 | 654 | 251,6 | 93 | 2 |
| | 655 | 55,7 | 71 | 4 |
| | 656 | 221,3 | 111 | 3 |
| | 44265 | 283,5 | 67 | 5 |
| | 44267 | 134,9 | 62 | 0 |
| 2022 | 56188 | 146,1 | 152 | 4 |
| | 56190 | 177,8 | 152 | 5 |
| | 56191 | 162,7 | 117 | 2 |
| | 56194 | 175,4 | 139 | 12 |
| | 56195 | NA | 13 | 0 |
| Moyenne (SE) | | | 98 (14) | 3,8 (0,4) |

ANNEXE 4 – DONNÉES VOLUMÉTRIQUES DES ATTRIBUTS DE BOIS MORT PAR HABITAT

TABLEAU 11 : Moyenne et écart-type (sd) du volume de bois mort, de chicots et de débris ligneux (m³/ha) total et récent (classe de décomposition 4 et 5) selon le type d'habitats dans le domaine vital des Pics à dos noir nicheur.

| Habitat | Total | | | Récent | | |
|--------------------------------------|-------------|----------------|-------------|-------------|----------------|-------------|
| | Bois morts | Débris ligneux | Chicots | Bois morts | Débris ligneux | Chicots |
| CPI (N=22) | 51,0 (24,0) | 35,0 (18,8) | 16,0 (11,7) | 23,4 (11,2) | 16,2 (11,3) | 7,2 (6,7) |
| CPRS (N=6) | 42,2 (12,0) | 35,7 (15,8) | 6,5 (5,1) | 21,6 (13,1) | 18,8 (14,0) | 2,8 (3,2) |
| Dénudé humide (N=2) | 16,4 (3,1) | 9,5 (6,4) | 6,9 (9,5) | 12,0 (3,8) | 7,1 (3,2) | 5,0 (7,0) |
| Dénudé sec (N=3) | 47,9 (43,5) | 30,1 (30,5) | 17,8 (14,4) | 11,2 (12,9) | 4,1 (6,9) | 7,1 (6,0) |
| Vieilles forêts en initiation (N=10) | 56,1 (32,8) | 23,9 (17,5) | 32,2 (23,9) | 31,7 (21,4) | 14,1 (13,8) | 17,6 (16,0) |
| Vieilles forêts en transition (N=20) | 79,6 (36,6) | 42,5 (24,5) | 37,1 (20,6) | 31,5 (21,5) | 16,9 (15,2) | 14,6 (12,7) |
| Témoin non défini (N=5) | 44,7 (14,5) | 18,3 (10,9) | 26,4 (9,1) | 16,5 (12,5) | 5,0 (8,31) | 11,5 (6,6) |
| Très vieilles forêts (N=12) | 62,4 (35,1) | 31,1 (17,6) | 31,3 (26,6) | 23,3 (23,6) | 12,9 (16,4) | 10,4 (10,0) |
| Total (N=80) | 58,5 (32,4) | 33,1 (20,7) | 25,4 (20,6) | 25,1 (18,2) | 14,4 (13,5) | 10,7 (10,8) |

ANNEXE 5 – DONNÉES VOLUMÉTRIQUES DES ATTRIBUTS DE BOIS MORT PAR DOMAINE VITAL

TABLEAU 12 : Moyenne et écart-type (sd) du volume en bois mort, de chicots et de débris ligneux (m³/ha) total et récent (classe de décomposition 4 et 5) dans le domaine vital des Pics à dos noir nicheurs.

| ID | Total | | | Récent | | |
|--------------|-------------|----------------|-------------|-------------|----------------|-------------|
| | Bois morts | Débris ligneux | Chicots | Bois morts | Débris ligneux | Chicots |
| 654 (N=10) | 38,5 (15,5) | 24,7 (16,2) | 13,8 (7,4) | 18,3 (9,4) | 12,2 (7,4) | 6,1 (4,8) |
| 655 (N=10) | 41,8 (14,6) | 29,5 (14,3) | 12,3 (9,6) | 20,2 (11,9) | 13,3 (12,0) | 6,9 (7,2) |
| 656 (N=10) | 67,7 (51,4) | 41,7 (35,1) | 25,9 (18,1) | 32,3 (20,4) | 22,0 (18,2) | 10,3 (7,4) |
| 4426 (N=10)5 | 76,3 (39,7) | 33,2 (19,5) | 43,1 (31,8) | 28,3 (24,9) | 13,3 (17,7) | 15,1 (14,3) |
| 56188 (N=10) | 77,3 (28,1) | 38,3 (18,2) | 39,0 (20,7) | 39,4 (21,8) | 19,4 (12,1) | 19,9 (16,7) |
| 56190 (N=10) | 59,7 (26,1) | 38,9 (14,8) | 20,8 (15,6) | 18,6 (10,7) | 13,7 (9,8) | 4,9 (3,9) |
| 56191 (N=10) | 39,7 (24,6) | 19,8 (17,0) | 19,8 (12,8) | 11,6 (10,8) | 3,56 (5,0) | 8,1 (6,2) |
| 56194 (N=10) | 66,9 (20,1) | 38,7 (18,9) | 28,1 (20,8) | 32,4 (15,9) | 17,8 (15,3) | 14,6 (12,1) |
| Total (N=80) | 58,5 (32,4) | 33,1 (20,7) | 25,4 (20,6) | 25,1 (18,2) | 14,4 (13,5) | 10,7 (10,8) |

ANNEXE 6 – RÉPARTITION DES TYPES DE VIEILLES FORÊTS DANS LES CPI

TABLEAU 13 : Répartition des types de vieilles forêts dans les CPI avant récolte selon la carte écoforestière du quatrième décennal. La classe d'âge 120 sont des vieilles forêts équiennes âgées de 101 ans et plus; les VIN sont des vieilles forêts inéquiennes âgées de 81 ans et plus. Les densités « ouverts » (classes D : \geq à 25% et $<$ 40%) et les densités « fermés » (classe A, B et C : \geq 40%) (Berger *et al.* 2015).

| Classe d'âge | Densité | Répartition dans les CPI (% de vieilles forêts avant récolte) |
|--------------|---------|---|
| 120 | Fermé | 40% |
| | Ouvert | 39% |
| VIN | Fermé | 16% |
| | Ouvert | 6% |

TABLEAU 14 : Répartition des types de vieilles forêts dans les CPI avant récolte selon la classification des vieilles forêts de Martin et Valeria (2022)

| Étiquettes de lignes | Répartition dans les CPI (% de vieilles forêts avant récolte) |
|-----------------------------|---|
| Vieille forêt en initiation | 43% |
| Vieille forêt en transition | 40% |
| Très vieille forêt | 18% |

LISTE DE RÉFÉRENCES

Aakala T, Kuuluvainen T, De Grandpré L et Gauthier S. 2007. Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates, and temporal variation. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 1 : 50-61 p.

Aakala T, Kuuluvainen T, Gauthier S et De Grandpré L. 2008. Standing dead trees and their decay-class dynamics in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec. *Forest Ecology and Management*, 255, 3 : 410-420 p.

Altman N et Krzywinski M. 2016. Analyzing outliers: influential or nuisance? *Nature Methods*, 13, 4 : 281-282 p.

Anyomi KA et Ruel J-C. 2015. A multiscale analysis of the effects of alternative silvicultural treatments on windthrow within balsam fir dominated stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 45, 12 : 1739-1747 p.

Azeria ET, Ibarzabal J et Hébert C. 2012. Effects of habitat characteristics and interspecific interactions on co-occurrence patterns of saproxylic beetles breeding in tree boles after forest fire: null model analyses. *Oecologia*, 168 : 1123-1135 p.

Bauhus J, Puettmann K et Messier C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258, 4 : 525-537 p.

Bélanger Morin M, Brodeur J et Hébert C. 2012. Impact des coupes partielles sur l'activité de coléoptères phloéophages et xylophages en forêt boréale. Université de Montréal, Montréal, Qc.

Bélisle A, Gauthier S, Cyr D, Bergeron Y et Morin H. 2011. Fire regime and old-growth boreal forests in central Quebec, Canada: An ecosystem management perspective. *Silva Fennica*, 45, 5 : 889-908 p.

Benjamini Y et Hochberg Y. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal statistical society: series B (Methodological)*, 57, 1 : 289-300 p.

Berger J-P, Leboeuf A, Pomerleau I et Morissette A. 2015. Norme de stratification écoforestière: quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers, Québec, 111 p.

Bergeron Y et Dubuc M. 1988. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio*, 79 : 51-63 p.

Bergeron Y, Leduc A, Harvey B et Gauthier S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Aspen Bibliography*, 36, 1 : 81-95 p.

Bergeron Y, Cyr D, Drever C, Flannigan M, Gauthier S, Kneeshaw D, Lauzon È, Leduc A, Goff H, Lesieur D et Logan K. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: Implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research*, 36 : 2737-2744 p.

Bergeron Y et Harper KA. 2009. Old-growth forests in the Canadian boreal: the exception rather than the rule? Dans : *Old-Growth Forests: Function, Fate and Value*. p. 285-300.

Bergeron Y et Fenton NJ. 2012. Boreal forests of eastern Canada revisited: old growth, nonfire disturbances, forest succession, and biodiversity. *Botany*, 90, 6 : 509-523 p.

Bernier S et Fiagiolo P. 2005. Relations entre le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) et le diamètre à hauteur de souche (DHS) pour les principales essences commerciales du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

Bescond H, Fenton NJ et Bergeron Y. 2011. Partial harvests in the boreal forest: response of the understory vegetation five years after harvest. *The Forestry Chronicle*, 87, 1 : 86-98 p.

Bognounou F, De Grandpré L, Pureswaran DS et Kneeshaw D. 2017. Temporal variation in plant neighborhood effects on the defoliation of primary and secondary hosts by an insect pest. *Ecosphere*, 8, 3 : e01759 p.

Böhl J et Brändli UB. 2007. Deadwood volume assessment in the third Swiss national forest inventory: methods and first results. *European Journal of Forest Research*, 126, 3 : 449-457 p.

Bonnot TW, Millspaugh JJ et Rumble MA. 2009. Multi-scale nest-site selection by black-backed woodpeckers in outbreaks of mountain pine beetles. *Forest Ecology and Management*, 259, 2 : 220-228 p.

Bose AK, Harvey BD, Brais S, Beaudet M et Leduc A. 2013. Constraints to partial cutting in the boreal forest of Canada in the context of natural disturbance-based management: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 87, 1 : 11-28 p.

Bouchard M, Pothier D et Gauthier S. 2008. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 38 : 1621-1633 p.

Bouchard M et Garet J. 2014. A framework to optimize the restoration and retention of large mature forest tracts in managed boreal landscapes. *Ecological Applications*, 24, 7 : 1689-1704 p.

Boucher D, De Grandpré L, Kneeshaw D, St-Onge B, Ruel J-C, Waldron K et Lussier J-M. 2015. Effects of 80 years of forest management on landscape structure and pattern in the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*, 30 : 1913-1929 p.

Boucher Y, St-Laurent MH et Grondin P. 2011. Logging-induced edge and configuration of old-growth forest remnants in the eastern North American boreal forests. *Natural Areas Journal*, 31, 3 : 300-306 p.

Boucher Y, Grondin P et Auger I. 2014. Land use history (1840–2005) and physiography as determinants of southern boreal forests. *Landscape Ecology*, 29, 3 : 437-450 p.

Boucher Y, Auger I, Noël J, Grondin P et Arseneault D. 2017a. Fire is a stronger driver of forest composition than logging in the boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science*, 28, 1 : 57-68 p.

Boucher Y, Perrault-Hébert M, Fournier R, Drapeau P et Auger I. 2017b. Cumulative patterns of logging and fire (1940-2009): consequences on the structure of the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*, 32, 2 : 361-375 p.

Brais S, Harvey B, Bergeron Y, Messier C, Greene D, Belleau A et Paré D. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 2 : 431-446 p.

Bull EL. 1986. Resource partitioning among woodpeckers in northeastern Oregon. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Bureau du Forestier en Chef. 2018. Structure d'âge. Fascicule 4.1. Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, 9 p.

Burnham KP et Anderson DR. 2002. Model selection and multimodel inference : a practical information-theoretic approach. Springer, New York, xxvi, 488 pages p.

Burnham KP, Anderson DR et Huyvaert KP. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 1 : 23-35 p.

Cadieux P. 2017. Diversité et fonction de la faune cavicole à la transition de la forêt boréale mixte et résineuse de l'est du Canada / Diversity and function of cavity nesters at the transition of the mixed and coniferous boreal forest of eastern Canada. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, 196 p.

Cadieux P et Drapeau P. 2017. Are old boreal forests a safe bet for the conservation of the avifauna associated with decayed wood in eastern Canada? *Forest Ecology and Management*, 385 : 127-139 p.

Cadieux P, Drapeau P, Ouellet-Lapointe U, Leduc A, Imbeau L, Deschênes R et Nappi A. 2023. Old forest structural development drives complexity of nest webs in a naturally disturbed boreal mixedwood forest landscape. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6 : 1084696 p.

Calenge C. 2006. The package adehabitat for the R software: tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197 : 1035 p.

Calenge C. 2020. Package 'adehabitatHS', version 0.3. 15. *Analysis of Habitat Selection by Animals*, 67.

Canty A et Ripley B. 2022. Package 'boot'. p. 117.

Centre de foresterie des Laurentides. 2018. La tordeuse des bourgeons de l'épinette. Ressources naturelles Canada - Natural Resources Canada, Ottawa, 12 p.

Cheveau M. 2015. Démarche ayant mené à la sélection des espèces sensibles à l'aménagement forestier d'intérêt provincial. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec, 16 p.

Cockle KL, Martin K et Wesołowski T. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 7 : 377-382 p.

Côté N-P, Labbé H, Lacroix R et Thibeault A. 2013. Plan d'aménagement forestier intégré tactique, région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, Unité d'aménagement 024-52. Ministère des Ressources naturelles, Direction des opérations intégrées, Saint-Félicien (Québec), 348 p.

Couillard P-L, Frégeau M, Payette S, Grondin P, Lavoie M et Laflamme J. 2016. Dynamique et variabilité naturelle de la pessière à mousses au nord de la région du Lac-Saint-Jean. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers, Québec, 35 p.

Craig C, Mazerolle MJ, Taylor PD, Tremblay JA et Villard MA. 2019. Predictors of habitat use and nesting success for two sympatric species of boreal woodpeckers in an unburned, managed forest landscape. *Forest Ecology and Management*, 438 : 134-141 p.

Cyr D, Gauthier S, Bergeron Y et Carcaillet C. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 10 : 519-524 p.

Cyr D. 2011. Cycle des feux, vieilles forêts et aménagement en forêt boréale de l'est du Canada. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, 293 p.

Dannevrolles V, Dupuis S, Fortin G, Leroyer M, de Römer A, Terrail R, Vellend M, Boucher Y, Laflamme J et Bergeron Y. 2019. Stronger influence of anthropogenic disturbance than climate change on century-scale compositional changes in northern forests. *Nature communications*, 10, 1 : 1265 p.

De Grandpré L, Morissette J et Gauthier S. 2000. Long-term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. *Journal of Vegetation Science*, 11, 6 : 791-800 p.

Denault S. 2019. Pic à dos noir, p. 328-329. Dans : Robert M, *et al.* éd. Deuxième atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Regroupement QuébecOiseaux, Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada), Études des Oiseaux Canada, Montréal, p. xxv + 694.

Drapeau P, Leduc A, Bergeron Y, Gauthier S et Savard J-P. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : Problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle*, 79, 3 : 531-540 p.

Drapeau P, Villard MA, Leduc A et Hannon SJ. 2016. Natural disturbance regimes as templates for the response of bird species assemblages to contemporary forest management. *Diversity and Distributions*, 22, 4 : 385-399 p.

Drapeau P, Leduc A et Bergeron Y. 2009a. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. *Setting conservation targets for managed forest landscapes* Cambridge University Press, Cambridge, UK : 129-160 p.

Drapeau P, Nappi A, Imbeau L et Saint-Germain M. 2009b. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*, 85, 2 : 227-234 p.

Drever MC, Aitken KEH, Norris AR et Martin K. 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141, 3 : 624-634 p.

Dufour-Pelletier S, Tremblay JA, Hébert C, Lachat T et Ibarzabal J. 2020. Testing the effect of snag and cavity supply on deadwood-associated species in a managed boreal forest. *Forests*, 11, 4 : 424 p.

Fenton N, Lecomte N, Légaré S et Bergeron Y. 2005. Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management*, 213, 1-3 : 151-159 p.

Fenton N, Bescond H, Imbeau L, Boudreault C, Drapeau P et Bergeron Y. 2008. Évaluation sylvicole et écologique de la coupe partielle dans la forêt boréale de la ceinture d'argile. Dans : Gauthier S, *et al.* éd. Aménagement Écosystémique en Forêt Boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, QC, Canada, p. 393-416.

Fenton NJ, Imbeau L, Work T, Jacobs J, Bescond H, Drapeau P et Bergeron Y. 2013. Lessons learned from 12 years of ecological research on partial cuts in black spruce forests of northwestern Québec. *The Forestry Chronicle*, 89, 03 : 350-359 p.

Forrest SW, Recio MR et Seddon PJ. 2022. Moving wildlife tracking forward under forested conditions with the SWIFT GPS algorithm. *Animal Biotelemetry*, 10, 1 : 19 p.

Fortin S. 2019. Étude de facteurs contrôlant la fenêtre de bris dans les pessières à épinette noire ; mieux comprendre la dynamique des peuplements forestiers de la forêt boréale en vue d'un meilleur aménagement forestier. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal.

Franklin J, Serra-Diaz JM, Syphard AD et Regan HM. 2016. Global change and terrestrial plant community dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113, 14 : 3725-3734 p.

Franklin JF. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology. Dans : Likens GE éd. Long-term studies in ecology: approaches and alternatives. Springer New York, New York, NY, p. 3-19.

Franklin JF, Spies TA, Van Pelt R, Carey AB, Thornburgh DA, Berg DR, Lindenmayer DB, Harmon ME, Keeton WS et Shaw DC. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155, 1-3 : 399-423 p.

Fuller AK, Harrison DJ et Lachowski HJ. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology and Management*, 191, 1-3 : 373-386 p.

Gauthier S, Leduc A et Bergeron Y. 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles: A tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 39, 1 : 417-434 p.

Gauthier S, Leduc A, Harvey B, Bergeron Y et Drapeau P. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le Naturaliste canadien*, 125, 3 : 10-17 p.

Gauthier S, Vaillancourt M-A, Leduc A, De Grandpré L, Kneeshaw D, Morin H, Drapeau P et Bergeron Y. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.

Gilhen-Baker M, Roviello V, Beresford-Kroeger D et Roviello GN. 2022. Old growth forests and large old trees as critical organisms connecting ecosystems and human health. A review. *Environmental Chemistry Letters*.

Girard F, De Grandpré L et Ruel J-C. 2014. Partial windthrow as a driving process of forest dynamics in old-growth boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 10 : 1165-1176 p.

Gouvernement du Québec. 2017. Glossaire forestier. Consulté le 23 janvier 2023, <https://glossaire-forestier.mffp.gouv.qc.ca/terme/718>

Gouvernement du Québec. 2018. Plan d'aménagement forestier tactique 2018-2023, Région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, Unité d'aménagement 024-71. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 360 p.

Gouvernement du Québec. 2020. Aires infestées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec en 2022. Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, Direction de la protection des forêts, Québec, 31 p.

Gouvernement du Québec. 2019. Forêt ouverte. Consulté le 22 octobre 2022, <https://www.foretouverte.gouv.qc.ca/>

Grondin P, Gauthier S, Poirier V, Tardif P, Boucher Y et Bergeron Y. 2018. Have some landscapes in the eastern Canadian boreal forest moved beyond their natural range of variability? *Forest Ecosystems*, 5, 1 : 30 p.

Harmon ME et Sexton J. 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. Network Office, University of Washington, Seattle, Washington, USA.

Harper K, Boudreault C, DeGrandpré L, Drapeau P, Gauthier S et Bergeron Y. 2003. Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environmental reviews*, 11, S1 : S79-S98 p.

Harvey BD, Leduc A, Gauthier S et Bergeron Y. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 155, 1-3 : 369-385 p.

Hayne DW. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*, 30, 1 : 1-18 p.

Hilbert J et Wiensczyk A. 2007. Old-growth definitions and management: A literature review. *Journal of Ecosystems and Management*, 8, 1 : 15-31 p.

Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1 : 1-23 p.

Ibarzabal J et Desmeules P. 2006. Black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) detectability in unburned and recently burned mature conifer forests in north-eastern North America. *Annales Zoologici Fennici*, 43 : 228-234 p.

Imbeau L, Mönkkönen M et Desrochers A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology*, 15, 4 : 1151-1162 p.

Imbeau L et Desrochers A. 2002a. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management*, 164, 1 : 249-256 p.

Imbeau L et Desrochers A. 2002b. Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. *Journal of Wildlife Management*, 66 : 222-231 p.

Janssen P, Hébert C et Fortin D. 2011. Biodiversity conservation in old-growth boreal forest: black spruce and balsam fir snags harbour distinct assemblages of saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation*, 20 : 2917-2932 p.

Johnson DH. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61, 1 : 65-71 p.

Kim S, Axelsson EP, Montoro Girona M et Senior JK. 2021. Continuous-cover forestry maintains soil fungal communities in Norway spruce dominated boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 480 : 118659 p.

Kneeshaw D et Gauthier S. 2003. Old growth in the boreal forest: a dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environmental reviews*, 11, S1 : S99-S114 p.

Koivula MJ et Schmiegelow FK. 2007. Boreal woodpecker assemblages in recently burned forested landscapes in Alberta, Canada: effects of post-fire harvesting and burn severity. *Forest Ecology and Management*, 242, 2-3 : 606-618 p.

Kuuluvainen T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. *Ambio*, 38, 6 : 309-315 p.

Kuuluvainen T et Grenfell R. 2012. Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management—theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42, 7 : 1185-1203 p.

Kuuluvainen T et Gauthier S. 2018. Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems*, 5, 26.

Lafleur B, Fenton NJ, Simard M, Leduc A, Paré D, Valeria O et Bergeron Y. 2018. Ecosystem management in paludified boreal forests: enhancing wood production, biodiversity, and carbon sequestration at the landscape level. *Forest Ecosystems*, 5, 27 : 1-14 p.

Lamarre V et Tremblay JA. 2020. Occupancy of the American Three-toed Woodpecker in a heavily managed boreal forest of eastern Canada. *Diversity*, 13, 1 : 35 p.

Laver PN et Kelly MJ. 2008. A critical review of home range studies. *The Journal of Wildlife Management*, 72, 1 : 290-298 p.

Lecomte N et Bergeron Y. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 8 : 1984-1995 p.

Löfroth T, Birkemoe, T., Shorohova, E., Dynesius, M., Fenton, N.J. Drapeau, P. Tremblay, J.A. 2023. Deadwood biodiversity. Dans : Montoro Girona M, *et al.* édés. *Boreal forests in the face of climate change: Sustainable management*. Springer Nature, Cham, p. 167-190.

Lotek wireless inc. 2021. Consulté le 10 mai 2021, <https://www.lotek.com/>

MacQueen J. 1967. Classification and analysis of multivariate observations. Dans : Le Cam LM et Neyman J éd. Proceedings of the fifth Berkeley symposium on mathematical statistics and probability. University of California press, Berkeley, California, p. 281-297.

Manly BFJ, McDonald LL, Thomas DL et McDonald TLE, Wallace P. 2002. Resource selection by animals : statistical design and analysis for field studies. Springer Dordrecht, XIV, 222 p.

Margalida A, Pérez-García JM, Afonso I et Moreno-Opo R. 2016. Spatial and temporal movements in Pyrenean bearded vultures (*Gypaetus barbatus*): integrating movement ecology into conservation practice. Scientific Reports, 6, 1 : 1-12 p.

Martin K, Kathryn EHA et Wiebe KL. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. The Condor, 106, 1 : 5-19 p.

Martin M, Morin H et Fenton N. 2018. Structural diversity and dynamics of boreal old-growth forests case study in Eastern Canada. Forest Ecology and Management, 422 : 125-136 p.

Martin M, Morin H et Fenton N. 2019. Secondary disturbances of low and moderate severity drive the dynamics of eastern Canadian boreal old-growth forests. Annals of Forest Science, 76, 108.

Martin M et Montoro Girona MM, H. 2020. Driving factors of conifer regeneration dynamics in eastern Canadian boreal old-growth forests. PLOS ONE, 15 : e0230221.

Martin M et Valeria O. 2022. “Old” is not precise enough: Airborne laser scanning reveals age-related structural diversity within old-growth forests. Remote Sensing of Environment, 278 : 113098 p.

Martin M, Leduc A, Fenton NJ, Montoro Girona M, Bergeron Y et Valeria O. 2022. Irregular forest structures originating after fire: An opportunity to promote alternatives to even-aged management in boreal forests. Journal of Applied Ecology, 59, 7 : 1792-1803 p.

Martin M, Grondin P, Lambert M-C, Bergeron Y et Morin H. 2021a. Compared to wildfire, management practices reduced old-growth forest diversity and functionality in primary boreal landscapes of Eastern Canada. Frontiers in Forests and Global Change, 5 : 639397 p.

Martin M, Tremblay JA, Ibarzabal J et Morin H. 2021b. An indicator species highlights continuous deadwood supply is a key ecological attribute of boreal old-growth forests. Ecosphere, 12, 5 : 3507 p.

- Mazerolle M. 2023. Model selection and multimodel inference using the AICcmodavg package. RDocumentation : 22 p.
- Mazerolle MJ, St-Pierre ML, Imbeau L et Joannis G. 2021. Woodland salamander population structure and body condition under irregular shelterwood systems. *Canadian Journal of Forest Research*, 51, 9 : 1281-1291 p.
- McCarthy J. 2001. Gap dynamics of forest trees: a review with particular attention to boreal forests. *Environmental reviews*, 9, 1 : 1-59 p.
- McCarthy JW et Weetman G. 2006. Age and size structure of gap-dynamic, old-growth boreal forest stands in Newfoundland. *Silva Fennica*, 40, 2 : 209-230 p.
- Mech LD. 1983. Handbook of animal radio-tracking. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA, xii, 107 p.
- Mikusiński G, Gromadzki M et Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15, 1 : 208-217 p.
- Montoro Girona M, Morin H, Lussier J-M et Walsh D. 2016. Radial growth response of black spruce stands ten years after experimental shelterwoods and seed-tree cuttings in boreal forest. *Forests*, 7, 10 : 240 p.
- Montoro Girona M, Rossi S, Lussier J-M, Walsh D et Morin H. 2017. Understanding tree growth responses after partial cuttings: a new approach. *PLOS ONE*, 12, 2 : e0172653 p.
- Montoro Girona M, Lussier J-M, Morin H et Thiffault N. 2018. Conifer regeneration after experimental shelterwood and seed-tree treatments in boreal forests: finding silvicultural alternatives. *Frontiers in plant science*, 9 : 1145 p.
- Montoro Girona M, Morin H, Lussier J-M et Ruel J-C. 2019. Post-cutting mortality following experimental silvicultural treatments in unmanaged boreal forest stands. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 4.
- Montoro Girona M, Morin H, Gauthier S et Bergeron Y. 2023a. Living trees and biodiversity. Dans : Montoro Girona M, *et al.* éd. *Boreal forests in the face of climate change: Sustainable management*. Springer Nature, Cham, p. 145-166.
- Montoro Girona M, Moussaoui L, Morin H, Thiffault N, Leduc A, Raymond P, Bosé A, Bergeron Y et Lussier J-M. 2023b. Innovative silviculture to achieve sustainable forest management in boreal

forests: Lessons from two large-scale experiments. Dans : Montoro Girona M, *et al.* éd. Boreal forests in the face of climate change: Sustainable management. Springer Nature, Cham, p. 417-440.

Moore TY, Ruel J-C, Lapointe M-A et Lussier J-M. 2012. Evaluating the profitability of selection cuts in irregular boreal forests: an approach based on Monte Carlo simulations. *Forestry*, 85, 1 : 63-77 p.

Moussaoui L, Fenton NJ, Leduc A et Bergeron Y. 2016. Can retention harvest maintain natural structural complexity? A comparison of post-harvest and post-fire residual patches in boreal forest. *Forests*, 7, 10 : 243-260 p.

Nad'o L et Kaňuch P. 2018. Why sampling ratio matters: Logistic regression and studies of habitat use. *PLOS ONE*, 13, 7 : e0200742 p.

Nappi A, Drapeau P, Giroux J-F et Savard J-PL. 2003. Snag use by foraging black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in a recently burned eastern boreal forest. *The Auk*, 120, 2 : 505-511 p.

Nappi A et Drapeau P. 2009. Reproductive success of the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in burned boreal forests: are burns source habitats? *Biological Conservation*, 142, 7 : 1381-1391 p.

Nappi A, Drapeau P, Saint-Germain M et Angers VA. 2010. Effect of fire severity on long-term occupancy of burned boreal conifer forests by saproxylic insects and wood-foraging birds. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 4 : 500-511 p.

Nappi A et Drapeau P. 2011. Pre-fire forest conditions and fire severity as determinants of the quality of burned forests for deadwood-dependent species: the case of the black-backed woodpecker. *Canadian Journal of Forest Research*, 41, 5 : 994-1003 p.

Nappi A, Drapeau P et Leduc A. 2015. How important is dead wood for woodpeckers foraging in eastern North American boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 346 : 10-21 p.

Nguyen-Xuan T. 2002. Développement d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région Nord de l'Abitibi. Rapport préliminaire de recherche effectuée dans le cadre du Volet I du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier présenté au Ministère des Ressources naturelles du Québec, Rouyn-Noranda.

Paradis L, Thiffault E et Achim A. 2019. Comparison of carbon balance and climate change mitigation potential of forest management strategies in the boreal forest of Quebec (Canada). *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 92, 3 : 264-277 p.

- Parker DL. 1979. Mountain pine beetle infestation characteristics in ponderosa pine, Kaibab Plateau, Arizona, 1975-1977. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, US.
- Penteriani V, Ferrer M et Delgado MdM. 2011. Floater strategies and dynamics in birds, and their importance in conservation biology: towards an understanding of nonbreeders in avian populations. *Animal Conservation*, 14 : 233-241 p.
- Pham AT, Grandpré LD, Gauthier S et Bergeron Y. 2004. Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the northeastern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 2 : 353-364 p.
- Pinheiro FM. 2000. Effects of forest fires and clear-cutting on mercury loading to boreal lakes. Mémoire de maîtrise, McGill University, Montréal, Québec, 135 p.
- Poulin J. 2013. Coupe progressive irrégulière. Gouvernement du Québec, Bureau du forestier en chef, 103-107 p.
- Powell HD. 2000. Influence of prey density on post-fire habitat use of the black-backed woodpecker.
- Puettmann KJ. 2011. Silvicultural challenges and options in the context of global change: "Simple" fixes and opportunities for new management approaches. *Journal of Forestry*, 109, 6 : 321-331 p.
- Pyle P. 1997. Identification guide to North American birds, part 1 : *Columbidae to Ploceidae*. Slate Creek Press, Bolinas, CA, USA.
- R Development Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing.
- Raymond P, Bedard S, Roy V, Larouche C et Tremblay S. 2009. The irregular shelterwood system: review, classification, and potential application to forests affected by partial disturbances. *Journal of Forestry*, 107, 8 : 405-413 p.
- Recio MR, Mathieu R, Denys P, Sirgucy P et Seddon PJ. 2011. Lightweight GPS-tags, one giant leap for wildlife tracking? An assessment approach. *PLOS ONE*, 6, 12 : e28225 p.
- Rhéault H. 2007. Contribution des vieilles pessières noires au maintien de la biodiversité. Thèse de doctorat, Université Laval, 146 p.

Roberge J-M, Angelstam P et Villard M-A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests - Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation*, 141, 4 : 997-1012 p.

Rolstad J, Beate L et Rolstad E. 2000. Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. *Oecologia*, 124, 1 : 116-129 p.

Rosenvald R et Lõhmus A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*, 255, 1 : 1-15 p.

Rosenvald R, Tullus H et Lõhmus A. 2018. Is shelterwood harvesting preferable over clear-cutting for sustaining dead-wood pools? The case of Estonian conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 429 : 375-383 p.

Ruel J-C. 1995. Understanding windthrow: silvicultural implications. *The Forestry Chronicle*, 71, 4 : 434-445 p.

Ruel J-C, Meunier S, Quine C et Suarez J. 2000. Estimating windthrow risk in balsam fir stands with the Forest Gales model. *The Forestry Chronicle*, 76, 2 : 329-337 p.

Ruel JC, Pothier D et Fortin D. 2013. Partial cutting in old-growth boreal stands: an integrated experiment. *Forestry Chronicle*, 89, 3 : 360-369 p.

Saint-Germain J-L et Krause C. 2008. Latitudinal variation in tree-ring and wood cell characteristics of *Picea mariana* across the continuous boreal forest in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 38, 6 : 1397-1405 p.

Saint-Germain M, Drapeau P et Hébert C. 2004. Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 3 : 677-685 p.

Seaman DE, Millspaugh JJ, Kernohan BJ, Brundige GC, Raedeke KJ et Gitzen RA. 1999. Effects of sample size on kernel home range estimates. *The Journal of Wildlife Management* : 739-747 p.

Siegel RB, Tingley MW, Wilkerson RL, Howell CA, Johnson M et Pyle P. 2015. Age structure of black-backed woodpecker populations in burned forests. *The Auk*, 133, 1 : 69-78 p.

Smirnova E, Bergeron Y et Brais S. 2008. Influence of fire intensity on structure and composition of jack pine stands in the boreal forest of Quebec: live trees, understory vegetation and dead wood dynamics. *Forest Ecology and Management*, 255, 7 : 2916-2927 p.

Stillman AN, Tingley MW, Siegel RB, Wilkerson RL, Johnson M et Howell CA. 2019. Nest site selection and nest survival of black-backed woodpeckers after wildfire. *Condor*, 121, 3.

Syakur M, Khotimah B, Rochman E et Satoto BD. 2018. Integration k-means clustering method and elbow method for identification of the best customer profile cluster. *Jordan Journal of Mechanical and Industrial Engineering*, 5 : 335 p.

Symonds MRE et Moussalli A. 2011. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65, 1 : 13-21 p.

Tanferna A, López-Jiménez L, Blas J, Hiraldo F et Sergio F. 2013. Habitat selection by Black kite breeders and floaters: Implications for conservation management of raptor floaters. *Biological Conservation*, 160 : 1-9 p.

Therneau TM et Grambsch PM. 2000. A package for survival analysis in R. Dans : *Modeling Survival Data: Extending the Cox Model*. Springer, New-York, p. 98.

Thorpe H, Thomas S et Caspersen J. 2008. Tree mortality following partial harvests is determined by skidding proximity. *Ecological Applications*, 18, 7 : 1652-1663 p.

Thorpe HC et Thomas SC. 2007. Partial harvesting in the Canadian boreal: success will depend on stand dynamic responses. *The Forestry Chronicle*, 83, 3 : 319-325 p.

Tremblay JA, Belanger L, Despons M et Brunet G. 2007. La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue: une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciennes. *Canadian Journal of Forest Research*, 37, 4 : 825-839 p.

Tremblay JA, Ibarzabal J, Dussault C et Savard J-PL. 2009. Habitat requirements of breeding black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in managed, unburned boreal forest. *Avian Conservation and Ecology*, 4, 2.

Tremblay JA, Ibarzabal J et Savard J-PL. 2010. Foraging ecology of black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in unburned eastern boreal forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 40, 5 : 991-999 p.

Tremblay JA, Ibarzabal J, Savard J-PL et Wilson S. 2014. Influence of old coniferous habitat on nestling growth of Black-backed Woodpeckers (*Picoides arcticus*). *Acta Ornithologica*, 49, 2 : 273-279 p.

Tremblay JA, Ibarzabal J, Saulnier M-C et Wilson S. 2016. Parental care by Black-backed Woodpeckers in burned and unburned habitats of eastern Canada. *Ornis Hungarica*, 24, 1 : 69-80 p.

Tremblay JA, Fontaine GL, Savard J-PL, Béland J-M, Hébert C et Ibarzabal J. 2023. Premium food for offspring? Black-backed Woodpecker (*Picoides arcticus*) diet during breeding season in eastern Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 101, 8 : 691-699 p.

Tremblay JA, Ibarzabal J et Savard J-PL. 2015a. Structural retention requirements for a key ecosystem engineer in conifer-dominated stands of a boreal managed landscape in eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 357 : 220-227 p.

Tremblay JA, Leonard Jr. DL et Imbeau L. 2020a. American three-toed woodpecker (*Picoides dorsalis*), version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

Tremblay JA, Ibarzabal J et Savard J-PL. 2015b. Contribution of unburned boreal forests to the population of black-backed woodpecker in eastern Canada. *Écoscience*, 22, 2-4 : 145-155 p.

Tremblay JA, Dixon RD, Saab VA, Pyle P et Patten MA. 2020b. Black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*), version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

Vaillancourt M-A, Rioux J, Bouchard M, Jetté J-P, Leblanc M et Déry S. 2016. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré de 2018-2023. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, 67 p.

Vaillancourt M-A, Jetté J-P, Leblanc M et Déry S. 2017. Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré de 2018-2023. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, Québec, 66 p.

Vanderwel MC, Malcolm JR, Smith SM et Islam N. 2006. Insect community composition and trophic guild structure in decaying logs from eastern Canadian pine-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 225, 1-3 : 190-199 p.

Vedrova E, Mukhortova L et Trefilova O. 2018. Contribution of old growth forests to the carbon budget of the boreal zone in central Siberia. *Biology Bulletin*, 45 : 288-297 p.

Wagner CEV. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research*, 8, 2 : 220-227 p.

Waldron K, Gauthier S et Ruel J-C. 2013. Dynamique du chablis en forêt boréale irrégulière et aménagement écosystémique. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 195 p.

Watson JE, Evans T, Venter O, Williams B, Tulloch A, Stewart C, Thompson I, Ray JC, Murray K et Salazar A. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature ecology & evolution*, 2, 4 : 599-610 p.

Webb A, Buddle CM, Drapeau P et Saint-Germain M. 2008. Use of remnant boreal forest habitats by saproxylic beetle assemblages in even-aged managed landscapes. *Biological Conservation*, 141, 3 : 815-826 p.

Wirth C, Gleixner G et Heimann M. 2009. Old-growth forests: function, fate and value—an overview. Dans : Wirth C, *et al.* éd. Old-growth forests. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 3-10.