

PAR COURRIEL

Le 12 juin 2023

DEMANDEUR

N/Réf. : 202305-01

Objet : Demande d'accès à l'information

Monsieur,

Nous donnons suite à votre demande d'accès à l'information reçue le 26 avril 2023 et précisée le 15 mai 2023.

La recherche a permis de repérer des documents concernant votre demande qui vous sont accessibles. Vous les trouverez ci-joints.

Sur réception de ces documents, vous remarquerez que nous avons soustrait certains renseignements, comme le permet l'article 14 de la Loi sur l'accès aux documents des organismes publics et sur la protection des renseignements personnels (RLRQ, chapitre A-2.1), ci-après Loi sur l'accès. En effet, nous avons retranché les renseignements confidentiels au sens des articles 23, 24, 53 et 54 de cette loi.

Vous trouverez également la revue de littérature sur le sujet récemment produite ainsi que les rapports d'inventaires aux adresses suivantes :

- [Revue de littérature sur les facteurs impliqués dans le déclin des populations de caribous forestiers au Québec et de caribous montagnards de la Gaspésie / équipe de réalisation, Sabrina Plante \[et 13 autres\] | BAnQ numérique](#)
- [Rapports d'inventaires \(gouv.qc.ca\)](#)

... verso

De plus, comme nous le permet l'article 14 de la Loi sur l'accès, nous ne vous transmettons pas les documents dont les renseignements non accessibles en forment la substance, lesquels sont visés par l'article 22 de cette même loi.

Nous vous indiquons que vous pouvez demander à la Commission d'accès à l'information de réviser cette décision. Vous trouverez ci-joint une note explicative concernant l'exercice de ce recours ainsi qu'une copie des articles précités.

Veuillez agréer, Monsieur, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

La responsable de l'accès à l'information,

Original signé par

Matilde Thérroux-Lemay

p. j. 3

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS
PROJET N° : 211-14025-00

ÉTUDE ÉCONOMIQUE PORTANT SUR L'APPLICATION DE SCÉNARIOS DE PROTECTION DU CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD SECTEUR FORESTIER

MAI 2022





ÉTUDE ÉCONOMIQUE PORTANT SUR L'APPLICATION DE SCÉNARIOS DE PROTECTION DU CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD SECTEUR FORESTIER

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE
ET DES PARCS

PROJET N° : 211-14025-00
DATE : MAI 2022

WSP CANADA INC.
1135, BOULEVARD LEBOURGNEUF
QUÉBEC (QUÉBEC) G2K 0M5
CANADA

TÉLÉPHONE : +1 418 623-2254
TÉLÉCOPIEUR : +1 418 624-1857
WSP.COM

SIGNATURES

PRÉPARÉ PAR

original signé

Ha Dao  _____
Économiste
Services de conseil, Transport et infrastructure

original signé


Étienne Lemieux
Ingénieur forestier – Chef d'équipe foresterie
Environnement

RÉVISÉ PAR

Christian Bélanger, Ph.D.
Vice-président
Sciences de la Terre et Environnement - Québec

WSP Canada Inc. (WSP) a préparé ce rapport uniquement pour son destinataire Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, conformément à la convention de consultant convenue entre les parties. Advenant qu'une convention de consultant n'ait pas été exécutée, les parties conviennent que les Modalités Générales à titre de consultant de WSP régiront leurs relations d'affaires, lesquelles vous ont été fournies avant la préparation de ce rapport.

Ce rapport est destiné à être utilisé dans son intégralité. Aucun extrait ne peut être considéré comme représentatif des résultats de l'évaluation.

Les conclusions présentées dans ce rapport sont basées sur le travail effectué par du personnel technique, expérimenté et professionnel, conformément à leur interprétation raisonnable des pratiques d'ingénierie, d'analyse économique et techniques courantes et acceptées au moment où le travail a été effectué.

Le contenu et les opinions exprimées dans le présent rapport sont basés sur les observations et/ou les informations à la disposition de WSP au moment de sa préparation, en appliquant des techniques d'investigation et des méthodes d'analyse d'ingénierie et d'analyse économique conformes à celles habituellement utilisées par WSP et d'autres ingénieurs/techniciens travaillant dans des conditions similaires, et assujettis aux mêmes contraintes de temps, et aux mêmes contraintes financières et physiques applicables à ce type de projet.

WSP dénie et rejette toute obligation de mise à jour du rapport si, après la date du présent rapport, les conditions semblent différer considérablement de celles présentées dans ce rapport ; cependant, WSP se réserve le droit de modifier ou de compléter ce rapport sur la base d'informations, de documents ou de preuves additionnels.

WSP ne fait aucune représentation relativement à la signification juridique de ses conclusions.

La divulgation de tout renseignement faisant partie du présent rapport relève uniquement de la responsabilité de son destinataire. Si un tiers utilise, se fie, ou prend des décisions ou des mesures basées sur ce rapport, ledit tiers en est le seul responsable. WSP n'accepte aucune responsabilité quant aux dommages que pourrait subir un tiers suivant l'utilisation de ce rapport ou quant aux dommages pouvant découler d'une décision ou mesure prise basée sur le présent rapport.

WSP a exécuté ses services offerts au destinataire de ce rapport conformément à la convention de consultant convenue entre les parties tout en exerçant le degré de prudence, de compétence et de diligence dont font habituellement preuve les membres de la même profession dans la prestation des mêmes services ou de services comparables à l'égard de projets de nature analogue dans des circonstances similaires. Il est entendu et convenu entre WSP et le destinataire de ce rapport que WSP n'offre aucune garantie, expresse ou implicite, de quelque nature que ce soit. Sans limiter la généralité de ce qui précède, WSP et le destinataire de ce rapport conviennent et comprennent que WSP ne fait aucune représentation ou garantie quant à la suffisance de sa portée de travail pour le but recherché par le destinataire de ce rapport.

En préparant ce rapport, WSP s'est fié de bonne foi à l'information fournie par des tiers, tel qu'indiqué dans le rapport. WSP a raisonnablement présumé que les informations fournies étaient correctes et WSP ne peut donc être tenu responsable de l'exactitude ou de l'exhaustivité de ces informations.

WSP nie toute responsabilité financière quant aux effets du rapport sur une transaction subséquente ou sur la dépréciation de la valeur des biens qu'il peut entraîner, ou encore qui peuvent découler des mesures, des actions et des coûts qui en résultent.

L'original du fichier électronique que nous vous transmettons sera conservé par WSP pour une période minimale de dix ans. WSP n'assume aucune responsabilité quant à l'intégrité du fichier qui vous est transmis et qui n'est plus sous le contrôle de WSP. Ainsi, WSP n'assume aucune responsabilité quant aux modifications faites au fichier électronique suivant sa transmission au destinataire.

Ces limitations sont considérées comme faisant partie intégrante du présent rapport.

ÉQUIPE DE RÉALISATION

WSP CANADA INC. (WSP)

Directeur de projet	Christian Bélanger, Ph. D
Chargé de projet, spécialiste économie	Ha Dao, économiste
Spécialiste foresterie	Etienne Lemieux, ing. f.
Spécialiste professionnel	Alain Chabot, technicien de la faune
Édition	Annie Beaudoin, adjointe administrative

Référence à citer :

WSP. 2022. *ÉTUDE ÉCONOMIQUE PORTANT SUR L'APPLICATION DE SCÉNARIOS DE PROTECTION DU CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD. SECTEUR FORESTIER. RAPPORT PRODUIT POUR LE MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS. 46 PAGES ET ANNEXES.*

SOMMAIRE EXÉCUTIF

La présente étude économique a été réalisée dans un contexte où une Commission indépendante sur les caribous forestiers et montagnards (la Commission) a été nommée et a réalisé des audiences publiques régionales auprès de la population. À terme, la Commission pourra éclairer le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) afin de développer une stratégie optimale de gestion adaptée de l'habitat du caribou sur les terres du domaine de l'État. Pour ce faire, le MFFP a développé deux scénarios théoriques et hypothétiques afin de susciter la réflexion des participants. Aux fins exclusives de comparaisons, WSP Canada Inc. (WSP) a analysé deux autres scénarios, soit le 1^{er} scénario étant sans mesure de protection, et le 2^e scénario étant la reconduction de la stratégie actuelle d'aménagement 2018-2023 qui agit à titre de « scénario de référence » aux fins des calculs.

La présente étude économique réalisée par WSP est donc la première à donner un regard neutre et indépendant sur les impacts des différents scénarios mis de l'avant. Malgré une disponibilité non exhaustive des données et une incertitude au niveau de la temporalité de la mise en œuvre des mesures de protection faunique, WSP a tout de même eu accès à suffisamment de données internes et externes afin d'être en mesure de quantifier les impacts économiques sur le secteur forestier. De plus, l'étude de WSP a permis d'identifier les activités du secteur récréotouristique qui pourraient être affectées et d'évaluer un palier budgétaire de dépenses gouvernementales liées à la protection du caribou forestier et montagnard.

Dans le cadre de ce mandat, WSP a utilisé les résultats des analyses d'impacts sur les possibilités forestières liés aux mesures d'aménagement pour le caribou forestier et montagnard, fournis par le Bureau du Forestier en chef (BFEC) pour les divers scénarios à l'étude. Puisqu'en réalité l'ensemble des volumes de bois n'est pas récolté par l'industrie forestière, WSP a estimé l'élasticité de la consommation réelle par rapport à l'offre de l'industrie pour le groupe d'essences *sapin baumier*, *épinettes*, *pin gris* et *mélèzes* (SEPM). En raison du manque de données pour les autres groupes d'essence, une hypothèse basée sur le taux d'utilisation de la matière ligneuse pour les essences autres que les SEPM a été formulée afin d'estimer l'impact de l'offre sur la consommation réelle. Toutefois, selon les analyses de WSP, le groupe d'essence principalement impacté peu importe le scénario, est le groupe SEPM avec plus de 98 % des impacts réels sur la récolte.

Cette étude porte sur l'ensemble des six régions du Québec visées par des mesures d'aménagement et de protection du caribou forestier et montagnard, soit le Saguenay–Lac-Saint-Jean, la Capitale-Nationale, l'Abitibi-Témiscamingue, la Côte-Nord, le Nord-du-Québec ainsi que les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie.

Au niveau des résultats, le scénario 1 (scénario sans mesure de protection) élaboré à des fins de comparaison engendre un écart positif de 1 657 emplois directs et indirects, et un écart également positif sur la valeur ajoutée de 192 M\$ annuellement par rapport au scénario de référence (scénario 2 actuellement en vigueur). Autrement dit, le scénario 2 actuellement en vigueur aurait engendré une réduction de 1 657 emplois et diminué la valeur ajoutée (PIB) à l'échelle du Québec de l'ordre de 192 M\$.

Pour le scénario 3a (scénario consultatif révisé), par rapport au scénario de référence, celui-ci engendrerait une baisse supplémentaire de 1 001 emplois directs et indirects, et une baisse supplémentaire de la valeur ajoutée de 116 M\$ annuellement. Quant au scénario 3b, soit le scénario sans impact forestier additionnel par rapport au scénario de référence, celui-ci engendrerait une hausse de 688 emplois directs et indirects, et une hausse de la valeur ajoutée de 80 M\$ annuellement par rapport au scénario actuellement en vigueur.

Évaluée de façon absolue, la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean serait la région dont les mesures de protection ont le plus d'impact. Les impacts sur les volumes récoltés dans cette région, liés au scénario actuellement en vigueur, représentent, à l'échelle du Québec, une perte de 623 emplois et une diminution de la valeur ajoutée de 72 M\$ annuellement.

Si les mesures de protection proposées par le scénario 3a sont adoptées, une perte additionnelle de 522 emplois serait prévue. À l'inverse, le scénario 3b permettrait de créer 271 emplois.

En ce qui concerne les dépenses gouvernementales budgétées (engagées ou prévues) pour l'horizon 2017-2023, elles s'élèvent à 18,4 M\$. Le budget lié aux dépenses gouvernementales futures qui pourrait être requis pour mettre en œuvre les modalités envisagées pour la protection du caribou sur une période de 50 ans a été évalué pour les divers scénarios. Pour le scénario 1, le budget serait nul, car aucune mesure de protection n'est appliquée pour ce scénario, et ce, strictement à titre de comparaison pour le présent exercice. Au niveau des scénarios 2 et 3a, les budgets requis pour mettre en œuvre les mesures de protection du caribou ont été considérés égaux et pourraient varier entre 222 M\$ et 315 M\$. Finalement, pour le scénario 3b, les budgets requis pourraient varier entre 75 M\$ et 108 M\$. Il est important de souligner que les budgets requis en dépenses gouvernementales pourraient varier selon la temporalité de la mise en œuvre des mesures de gestion proposées, qui sera elle-même influencée, par l'état de situation des populations, l'efficacité réelle des mesures retenues et la durée requise pour le retour à un taux de perturbation de l'habitat inférieur à 35 %. Par conséquent, cet exercice budgétaire devra être revu de façon dynamique dans le temps, afin de demeurer valide.

Au niveau récréotouristique, certaines activités pourraient potentiellement être affectées par des mesures de protection du caribou. Bien que déjà proscrite sur des territoires connus, la pratique de certaines activités hivernales, comme la motoneige hors-piste, pourrait être interdite ailleurs de façon ponctuelle selon la localisation des hardes, par exemple. Il pourrait en être de même pour des activités de randonnée pédestre et de ski hors-piste. Outre l'application de mesures venant contraindre directement la pratique de certaines activités, la fermeture de chemins forestiers pourrait limiter l'accès au territoire, et ainsi affecter indirectement d'autres activités récréotouristiques, telles que le quad, la pratique des activités de chasse et de pêche, etc.

TABLE DES MATIÈRES (suite)

1	INTRODUCTION	1
1.1	Mise en contexte	1
1.2	Portée du mandat	1
1.3	Description de la zone d'étude	2
1.4	Approche et hypothèses de base	3
2	PORTRAIT FORESTIER DU QUÉBEC ET ÉTAT DE SITUATION DU CARIBOU	5
2.1	Superficies	5
2.2	Limite territoriale des forêts attribuables	5
2.3	Aires protégées	5
2.4	Paysages paludifiés	6
2.5	Volumes.....	9
2.6	État des populations de caribou forestier et montagnard	9
2.6.1	Situation générale du caribou au Canada	9
2.6.2	État des populations du caribou forestier et montagnard du Québec situé au sud de l'aire des forêts attribuables.....	10
3	DESCRIPTION DES SCÉNARIOS	13
4	IMPACTS QUANTITATIFS DES MESURES DE PROTECTION.....	19
4.1	Données	19
4.1.1	Données historiques sur les possibilités forestières et sur le volume récolté.....	19
4.1.2	Données projetées sur les possibilités forestières par scénario de protection ...	20
4.1.3	Données sur les multiplicateurs de retombées économiques	24
4.2	Méthodologie	26
4.2.1	Groupe d'essence SEPM impacté	27
4.2.2	Autres essences impactées.....	28
4.2.3	Limites de l'étude	28
4.3	Présentation des résultats d'impacts quantitatifs	29

4.3.1	Impacts sur les volumes consommés par l'industrie forestière	29
4.3.2	Impacts sur les indicateurs économiques.....	31
5	IMPACTS QUALITATIFS DES MESURES DE PROTECTION	33
5.1	Impacts anticipés sur la structure industrielle en place	33
5.2	Impacts anticipés sur le secteur récréotouristique	34
6	DÉPENSES GOUVERNEMENTALES LIÉES AUX MESURES DE PROTECTION	39
6.1	Objectifs des mesures de protection prévues	39
6.2	Résultats	40
6.2.1	Dépenses gouvernementales engagées ou budgétées – Horizon 2017-2023.	40
6.2.2	Dépenses gouvernementales budgétées pour un horizon de 50 ans	41
7	CONCLUSION	45
	Analyse statistique de corrélation	65
	Groupe d'essence SEPM	66
	Autres essences	67

TABLE DES MATIÈRES (suite)

TABLEAUX

TABLEAU 2-1	ÉTAT DES POPULATIONS DE CARIBOUS FORESTIERS ET MONTAGNARDS	11
TABLEAU 3-1	SYNTHÈSE DES MESURES ET IMPACTS ANTICIPÉS SUR LES POSSIBILITÉS FORESTIÈRES DES QUATRE SCÉNARIOS DE PROTECTION	15
TABLEAU 4-1	POSSIBILITÉS FORESTIÈRES, VOLUME RÉCOLTÉ ET TAUX D'UTILISATION, MOYENNE ANNUELLE 2010-2019	19
TABLEAU 4-2	POSSIBILITÉS FORESTIÈRES IMPACTÉES PAR RÉGION, PAR SCÉNARIO ET PAR ESSENCE DE BOIS (EN MILLIERS DE M ³) PAR RAPPORT AU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE	23
TABLEAU 4-3	MULTIPLICATEURS DE RETOMBÉES ÉCONOMIQUES DIRECTES ET INDIRECTES PAR ESSENCE DE BOIS, 2018.....	26
TABLEAU 4-4	VOLUME ANNUEL DE RÉCOLTE IMPACTÉ PAR RÉGION, PAR ESSENCE DE BOIS ET PAR SCÉNARIO (EN MILLIERS DE M ³).....	30
TABLEAU 4-5	SYNTHÈSE DES RÉSULTATS D'IMPACTS ÉCONOMIQUES ANNUELS DES MESURES DE PROTECTION PAR RÉGION, EMPLOI ET VALEUR AJOUTÉE (PIB) PAR RAPPORT AU SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE	32
TABLEAU 5-1	IMPORTANCE QUALITATIVE DE CERTAINES ACTIVITÉS RÉCRÉOTOURISTIQUES PAR RÉGION POUR L'ÉCONOMIE LOCALE	35
TABLEAU 5-2	RETOMBÉES ÉCONOMIQUES DE LA CHASSE, DE LA PÊCHE ET DU PIÉGEAGE PAR RÉGION (EN MILLIERS DE DOLLARS DE 2018).....	36
TABLEAU 6-1	DÉPENSES GOUVERNEMENTALES ENGAGÉES OU PLANIFIÉES POUR L'HORIZON 2017-2023 PAR RÉGION ADMINISTRATIVE	40
TABLEAU 6-2	DÉPENSES GOUVERNEMENTALES RÉALISÉES OU BUDGÉTÉES POUR L'HORIZON 2017-2023 PAR FAMILLE DE MESURES DE PROTECTION	41
TABLEAU 6-3	APPLICATION DES MESURES DE PROTECTION DE CARIBOU SUR 50 ANS AUX FINS DE L'EXERCICE BUDGÉTAIRE	41

TABLEAU 6-4	DÉPENSES GOUVERNEMENTALES LIÉES À LA PROTECTION DU CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD, SUR UN HORIZON DE 50 ANS, VENTILÉES PAR RÉGION ET SCÉNARIO	42
TABLEAU 6-5	DÉPENSES MOYENNES ANNUELLES GOUVERNEMENTALES LIÉES À LA PROTECTION DU CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD, ÉVALUÉES À PARTIR D'UN HORIZON DE 50 ANS, VENTILÉES PAR RÉGION ET SCÉNARIO	42
TABLEAU 6-6	DÉPENSES GOUVERNEMENTALES LIÉES À LA PROTECTION DU CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD, SUR UN HORIZON DE 50 ANS, VENTILÉ PAR FAMILLES DE MESURES DE PROTECTION.....	43

TABLE DES MATIÈRES (suite)

FIGURES

FIGURE 2-1	PORTRAIT DE LA SUPERFICIE DE LA FORÊT DU QUÉBEC ET DE LA SUPERFICIE RÉCOLTÉE ANNUELLEMENT EN FORÊT PUBLIQUE.....	7
FIGURE 2-2	RÉPARTITION DE LA FORÊT DU QUÉBEC ET DE LA FORÊT DU DOMAINE DE L'ÉTAT	7
FIGURE 2-3	RÉPARTITION DU VOLUME DE BOIS SUR PIED DE L'ÉTAT QUÉBÉCOIS, DU VOLUME DE POSSIBILITÉ FORESTIÈRE, DES VOLUMES ATTRIBUABLES ET DES VOLUMES CONSOMMÉS POUR LA PÉRIODE 2013-2018	9
FIGURE 4-1	POSSIBILITÉS FORESTIÈRES ANNUELLES PAR RÉGION ET PAR SCÉNARIO	21
FIGURE 4-2	POSSIBILITÉS FORESTIÈRES IMPACTÉES PAR RÉGION ET PAR SCÉNARIO	22
FIGURE 4-3	SCHÉMA DU SECTEUR FORESTIER.....	24
FIGURE 4-4	RÉPARTITION DES EMPLOIS DIRECTS DU SECTEUR FORESTIER, 2018.....	25
FIGURE 4-5	L'ÉVOLUTION DES POSSIBILITÉS FORESTIÈRES ET DES VOLUMES RÉCOLTÉS, SEPM VS AUTRES ESSENCES, 1990-2017	27
FIGURE 4-6	CORRÉLATION ENTRE LE VOLUME RÉCOLTÉ ET LES POSSIBILITÉS FORESTIÈRES, SEPM VS AUTRES ESSENCES.....	28

TABLE DES MATIÈRES (suite)

ANNEXES

- A CARTES SCÉNARIO 1, 2, 3A ET 3B
- B SOURCES DES DONNÉES DE POSSIBILITÉ FORESTIÈRE POUR CHAQUE SCÉNARIO ET UA
- C INDICATEURS ÉCONOMIQUES COMPLETS POUR CHAQUE SCÉNARIO
- D ÉTABLISSEMENT DU LIEN ENTRE LES POSSIBILITÉS FORESTIÈRES ET LE VOLUME RÉCOLTÉ
- E IMPACTS ÉCONOMIQUES POTENTIELS LIÉS À LA RÉCOLTE ENTIÈRE DE LA POSSIBILITÉ FORESTIÈRE NETTE ATTRIBUABLE

LEXIQUE

BFEC : Bureau du Forestier en chef.

COS : Compartiment d'organisation spatiale. Unité associée à la récolte par coupe agglomérée.

CPF : Calcul de possibilité forestière.

GOR : Groupes opérationnels régionaux (comités de travail).

Limite territoriale des forêts attribuables : La limite territoriale des forêts attribuables est un tracé qui délimite les forêts du domaine de l'État qui peuvent être aménagées de façon durable.

N. E. : Non évalué.

Perturbation : Au sens du calcul de taux de perturbation, on considère comme perturbation une perturbation naturelle ayant affecté un peuplement forestier au cours des 40 dernières années ou une perturbation anthropique ayant affecté un peuplement forestier au cours des 50 dernières années. S'ajoutent aussi les peuplements forestiers étant situés à moins de 500 m de l'une de ces perturbations.

PF : Volume maximum des récoltes annuelles de bois par essence ou groupe d'essences que l'on peut prélever dans chaque unité d'aménagement, tout en assurant le renouvellement et l'évolution de la forêt sur la base des objectifs d'aménagement durable des forêts applicables.

Possibilité forestière nette attribuable : Volume de bois net pouvant faire l'objet d'une transformation industrielle. Corresponds à la possibilité forestière reçue du Forestier en chef, de laquelle des ajustements sont apportés pour convertir ces valeurs en volume net et retirer les volumes impactés par différentes modalités particulières (harmonisation, paix des braves, bois de chauffage, bois d'éclaircies commerciales).

Retombées économiques : Les retombées économiques regroupent l'ensemble des gains directs et indirects en matière de création de valeurs résultant d'une activité économique (activité de récolte de bois dans ce cas-ci). L'analyse des retombées évalue les effets de la dépense en considérant que toute dépense constitue un revenu pour quelqu'un, de sorte que cette mécanique transforme inévitablement toute dépense en revenu. Ce type d'analyse mesure donc les effets d'une dépense pour la société. Elle ne porte donc pas sur l'efficacité de l'investissement, son utilité ou son caractère souhaitable. Elle permet de décrire les répercussions sur le système économique d'une dépense.

SEPM : Groupe d'essences résineuses composé du sapin baumier, des épinettes, du pin gris et des mélèzes.

S. O. : Sans objet, ne s'applique pas.

Supplémentation : Déplacement d'une bête d'une population à une autre visant la remise en état de la population receveuse.

TBE : Tordeuse des bourgeons de l'épinette, insecte ravageur qui s'attaque principalement au sapin baumier et à l'épinette blanche.

TUR : Taux d'utilisation réel de la matière ligneuse. Aux fins de l'étude, le TUR consiste, pour chaque essence et région, à la proportion de bois récolté par rapport à la possibilité forestière.

UA : L'unité d'aménagement (UA) est une des unités territoriales de référence pour la gestion des forêts du domaine de l'État. C'est sur la base des UA que s'effectuent, en tenant compte des objectifs d'aménagement durable des forêts, le calcul des possibilités forestières, la planification des interventions en milieu forestier et leur réalisation.

Valeur ajoutée : La valeur ajoutée est l'augmentation de la valeur d'un bien ou d'un service résultant de sa transformation. Par exemple, les colombages produits par une scierie valent plus cher que les billes brutes qui ont servi de matière première. Ainsi, la valeur ajoutée est la différence entre la valeur du produit avant sa transformation et après sa transformation. La somme des valeurs ajoutées de toutes les industries d'une économie correspond au produit intérieur brut (PIB).

VEP : Vaste espace propice - caribou forestier et montagnard.

VR : Volumes récoltés.

ZHR : Zone d'habitats en restauration - caribou forestier et montagnard.

ZC : Zone de connectivité - caribou forestier et montagnard.

1 INTRODUCTION

1.1 MISE EN CONTEXTE

Le caribou des bois est une espèce faunique d'importance au Québec qui se décline en différents écotypes : le caribou migrateur, le caribou forestier et le caribou montagnard. La majorité des populations de caribou est en déclin au Canada. C'est notamment le cas pour le caribou migrateur dans le Nord-du-Québec, où la chasse sportive fut interdite en 2018. Quant aux populations des écotypes caribou forestier et caribou montagnard de la Gaspésie, elles ont été déclarées au Québec espèce vulnérable et d'espèce menacée, respectivement en 2005 et en 2009. À la suite de ces désignations, une *Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec* a été formée, de laquelle ont découlé plusieurs recommandations. Dès avril 2016, le gouvernement du Québec annonçait un « Plan d'action pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier » visant la gestion à long terme pour le caribou et son habitat. Ceci a découlé, notamment, sur une stratégie d'aménagement forestier et des calculs de possibilité forestière pour la période 2018-2023, incluant la mise en place de plusieurs mesures intérimaires visant la protection du caribou, notamment au niveau de la stratégie d'aménagement forestier et une stratégie de protection du caribou forestier et montagnard.

Différents facteurs viennent influencer les populations de caribou, notamment la modification de l'habitat, la prédation, le développement industriel, les infrastructures linéaires et même les activités récréotouristiques, qui sont des facteurs de préoccupation d'importance limitants et constituant une menace pour l'espèce. À ce titre, il est bien documenté que l'aménagement forestier vient modifier l'habitat, notamment avec le remplacement de forêts matures par de jeunes forêts. Ainsi, ces forêts de nouvelles venues offrent des conditions favorables à d'autres espèces telles que l'orignal et le castor, et à la prolifération de prédateurs pour le caribou. De plus, la construction de chemins lors des opérations de récolte favorise le déplacement des prédateurs, tels que le loup et le coyote.

Le 5 novembre 2021, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) a créé la Commission indépendante sur les caribous forestiers et montagnards (la Commission). Dans cette foulée, le MFFP a mandaté WSP Canada Inc. (WSP) afin de réaliser une étude d'impact économique sur le secteur forestier. Cette étude porte principalement sur l'application de quatre scénarios de protection du caribou forestier et du caribou montagnard, dont notamment les deux scénarios théoriques et hypothétiques présentés par la Commission afin de susciter la réflexion des participants. Dans ce contexte, les analyses se baseront sur le territoire des unités d'aménagement impactées par des scénarios appliquant des modalités d'aménagement sur les hardes de caribou forestier et montagnard. Également, le mandat confié à WSP consiste à qualifier les impacts économiques potentiels des différents scénarios sur le milieu récréotouristique et à évaluer le budget de dépenses gouvernementales liées à la mise en place des mesures de protection du caribou forestier et montagnard.

1.2 PORTÉE DU MANDAT

Le mandat confié à WSP consiste à réaliser une étude d'impact économique sur le secteur forestier portant sur l'application de quatre scénarios de protection du caribou forestier et montagnard sur le territoire forestier public aménageable, notamment les deux scénarios théoriques et hypothétiques provenant du MFFP et présentés par la Commission et deux scénarios de référence.

À cet effet, deux premiers scénarios permettent aux citoyens et aux décideurs d'établir un cadre de référence, soit le scénario 1 où aucune mesure de protection du caribou forestier et montagnard n'est appliquée, et le scénario 2 qui constitue la reconduction de scénario d'aménagement forestier « 2018-2023 » et de protection du caribou actuellement en vigueur. Quant à eux, les scénarios 3a et scénario 3b sont les deux scénarios théoriques et hypothétiques élaborés par le MFFP et présentés par la Commission afin de susciter la réflexion des participants.

Également, WSP devait qualifier des impacts économiques potentiels sur le secteur récréotouristique, sans pour autant en faire une évaluation quantitative. À noter que WSP n'avait pas le mandat d'évaluer les impacts sur les autres secteurs de l'économie (minier, de l'énergie, etc.).

Il est à noter que WSP n'avait pas le mandat d'analyser la pertinence des différents scénarios proposés, d'évaluer leur efficacité, ni de les modifier ou d'envisager des pistes de solutions alternatives ou de mitigation. De plus, au niveau des dépenses gouvernementales, WSP n'a pas été en mesure de valider les coûts unitaires des diverses mesures ni le nombre « d'unités » prévues pour chacune des mesures afin de valider les budgets présentés. Le mandat consistait plutôt à présenter le portrait de l'ensemble des dépenses gouvernementales au regard des différentes mesures de protection; cet exercice budgétaire permettra à l'État d'avoir un ordre de grandeur des sommes requises afin de mettre en œuvre le scénario qui aura été déterminé, à terme. Les conclusions découlant de l'étude sont le résultat d'une analyse objective des informations présentées. WSP ne prend pas position en faveur ou en défaveur d'aucun scénario lui ayant été présenté.

Ainsi, la présente étude économique réalisée par WSP est de nature macro-économique à l'échelle des régions administratives et à l'échelle du Québec. En effet, cette étude ne constitue pas une étude financière pour une usine de transformation spécifique, et ne peut servir à établir des constats.

1.3 DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE

Les territoires visés par les différentes mesures de protection du caribou forestier et montagnard sont situés dans de larges massifs de forêts résineuses pouvant s'étendre au-delà de 42 000 km² selon les scénarios. Ces territoires, fréquentés par plusieurs hardes, se retrouvent dans les régions administratives suivantes :

- Abitibi-Témiscamingue (secteur au sud-ouest de Val-d'Or);
- Capitale-Nationale (secteur L'Étape - Charlevoix);
- Côte-Nord;
- Bas-Saint-Laurent - Gaspésie (secteur massif montagneux des Chic-Chocs);
- Nord-du-Québec;
- Saguenay-Lac-Saint-Jean.

Bien que les territoires sous aménagement pour les caribous forestiers et montagnards soient différents d'un scénario à l'autre, ils se situent tous sur les terres du domaine de l'État situées au sud de la limite territoriale des forêts attribuables. La délimitation des zones d'études de chacun des quatre scénarios est présentée à l'annexe A.

1.4 APPROCHE ET HYPOTHÈSES DE BASE

La présente étude évalue les impacts économiques découlant des deux scénarios théoriques et hypothétiques élaborés par le MFFP, de même qu'un scénario sans mesure de protection et d'un scénario actuellement en vigueur (scénario de référence). Précisons que le scénario sans mesure de protection a été inclus dans l'analyse dans le strict but d'évaluer les impacts qui ont déjà cours à la suite de l'application du scénario d'aménagement actuellement en vigueur. Quant à lui, le scénario 2, soit la reconduction de la stratégie actuelle d'aménagement 2018-2023, agit à titre de « scénario de référence » aux fins des calculs.

Les impacts économiques ont été évalués sur la base des résultats des analyses d'impacts sur les possibilités forestières liés aux mesures d'aménagement pour le caribou forestier et montagnard, fournis par le Bureau du Forestier en chef (BFEC) pour chacun des quatre scénarios de protection.

WSP a utilisé les données historiques de possibilités forestières et de volume récolté afin d'établir les liens de corrélation entre eux. En utilisant une approche économétrique, il a été démontré que pour le groupe d'essence SEPM, les possibilités forestières et le volume récolté ont un lien étroit, alors qu'une telle relation est faible chez les autres essences de bois. En l'absence de données historiques suffisantes sur les possibilités forestières et sur le volume récolté pour les autres essences de bois afin d'obtenir des résultats statistiques probants, WSP a émis des hypothèses sur le pourcentage impacté sur le volume de bois récolté en fonction des taux d'utilisation réels.

Pour quantifier les impacts économiques, les multiplicateurs de retombées économiques directes et indirectes du modèle intersectoriel du Québec (MISQ), aussi fournis par le MFFP, ont été utilisés. Il est à noter que les impacts économiques induits ne sont pas évalués, car le MISQ ne les produit pas.

Les impacts anticipés sur la structure industrielle et sur le secteur récréotouristique ont été discutés qualitativement. Au niveau des impacts sur la structure industrielle, WSP a énuméré des impacts possibles à l'échelle des usines de transformation. Au niveau récréotouristique, WSP a réalisé une recherche sur l'importance économique des différents secteurs d'activités récréotouristiques potentiellement affectés par des mesures de protection possibles du caribou forestier et montagnard identifiées par le MFFP.

En ce qui concerne les dépenses gouvernementales liées aux mesures de protection, WSP a réalisé deux évaluations, soit l'évaluation des dépenses et budgets pour les mesures intérimaires 2017-2023 et, par la suite, une projection budgétaire sur un horizon de 50 années au-delà de 2023. Cette projection budgétaire a été réalisée à l'aide des données fournies par le MFFP et présentées à la Commission, et d'informations plus détaillées au niveau de la temporalité de la mise en place de diverses mesures. Puisque certaines mesures étaient optionnelles et d'autres d'ampleurs variables, un palier inférieur et un palier supérieur du budget ont été évalués pour chaque scénario.

2 PORTRAIT FORESTIER DU QUÉBEC ET ÉTAT DE SITUATION DU CARIBOU

2.1 SUPERFICIES

Au Québec, la superficie du territoire continental de toute nature et tenure occupe un vaste espace de 1,5 M km². De celui-ci, environ 1,3 M km² est occupé par des terrains à vocation forestière et la forêt attribuable occupe 503 700 km². Quant à la portion de la forêt publique accessible à la récolte (pentes de moins de 40 %), elle est quant à elle de 391 802 km². De ce nombre, excluant les aires protégées notamment, une superficie de 280 067 km² est inscrite au calcul de possibilité forestière pour l'exercice 2018-2023. Finalement, le niveau annuel de récolte en forêt publique, calculé en équivalent de coupe totale sur une base de 129 m³/ha¹, a été établi à environ 1 543 km². La figure 2-1 présente la superficie récoltée en aire équivalente de coupe totale en forêt publique québécoise par rapport aux superficies du territoire québécois continental. Quant à la figure 2-2, elle illustre la superficie destinée à l'aménagement forestier dans son contexte global. Évidemment, rappelons que la forêt est une ressource renouvelable et lorsque les stratégies d'aménagement sont adéquates, celle-ci se régénère et assure la pérennité de la ressource dans le temps.

2.2 LIMITE TERRITORIALE DES FORÊTS ATTRIBUABLES

La limite administrative appliquée par le Québec depuis le 1^{er} avril 2018, appuyée par les recommandations d'un comité scientifique combinées à la réserve forestière sur la Basse-Côte-Nord, fait en sorte qu'aucune activité d'aménagement forestier visant la récolte de bois à des fins commerciales n'est réalisée au nord de cette limite. Ainsi, aucune mesure de mitigation visant l'aménagement de l'habitat du caribou n'est donc requise au-delà de cette limite. Une carte représentant la limite territoriale des forêts attribuables se retrouve à l'annexe A.

2.3 AIRES PROTÉGÉES

Le réseau d'aires protégées joue un rôle important au niveau de la protection du caribou forestier, étant donné les mesures strictes de conservation des milieux naturels. Certaines aires protégées contribuent à maintenir un noyau d'habitat de qualité pour le caribou. Actuellement, le réseau d'aires protégées continental existant couvre près de 252 597 km²².

Spécifiquement pour le caribou forestier, le gouvernement a annoncé, en 2020, la création des aires protégées dans le secteur de la rivière Broadback (9 134 km²) dans la région du Nord-du-Québec, et celle des Caribous-Forestiers-de-Manouane-Manicouagan (10 194 km²) dans la région de la Côte-Nord, visant la protection du caribou forestier. Celles-ci ont été délimitées de façon à maximiser la protection d'habitats de qualité pour le caribou forestier. Ajoutons qu'auparavant, le gouvernement du Québec a mis en place, en 2005, la réserve de biodiversité Akumunan protégeant 285 km² visant, notamment, la protection du caribou forestier au Saguenay-Lac-Saint-Jean. Au total, 86 184 km² d'aires protégées se retrouvent dans l'aire de répartition des différentes populations.³

¹ BFEC, 2020. Analyse des résultats obtenus en matière d'aménagement durable des forêts du domaine de l'État – Période 2013-2018

² Registre des aires protégées du Québec, 2022

³ Commission indépendante sur le caribou forestier et montagnard, 2022. Document de consultation

2.4 PAYSAGES PALUDIFIÉS

Tout d'abord, un paysage paludifié consiste en des secteurs de grandes étendues où l'on retrouve de nombreux milieux humides et où nous retrouvons une accumulation progressive de matières organiques, causée par l'absence prolongée de graves perturbations sur un sol peu perméable, dans un paysage dominé par une topographie plane. Les paysages paludifiés constituent des habitats de qualité pour le caribou forestier.

À cet effet, le MFFP a procédé, en novembre 2021, au retrait de près de 1 550 km² de superficie destinée à l'aménagement forestier et a demandé au Forestier en chef d'exclure ces superficies de ses calculs de possibilité forestière pour la période 2023-2028. Ces superficies sont concentrées dans la région du Nord-du-Québec, plus particulièrement à l'ouest et au nord de la ville de Matagami. En effet, il a été évalué que la presque totalité des paysages paludifiés identifiés représente des habitats de qualité pour le caribou forestier, où les populations Détour et Nottaway sont d'ailleurs présentes⁴. Selon l'avis du BFEC du 1^{er} novembre 2021, le retrait de ces superficies pourrait représenter une baisse de possibilité forestière de l'ordre de 105 000 m³ annuellement.

⁴ BFEC 2021. Paysages paludifiés. <https://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/Paysages-paludifies.pdf>

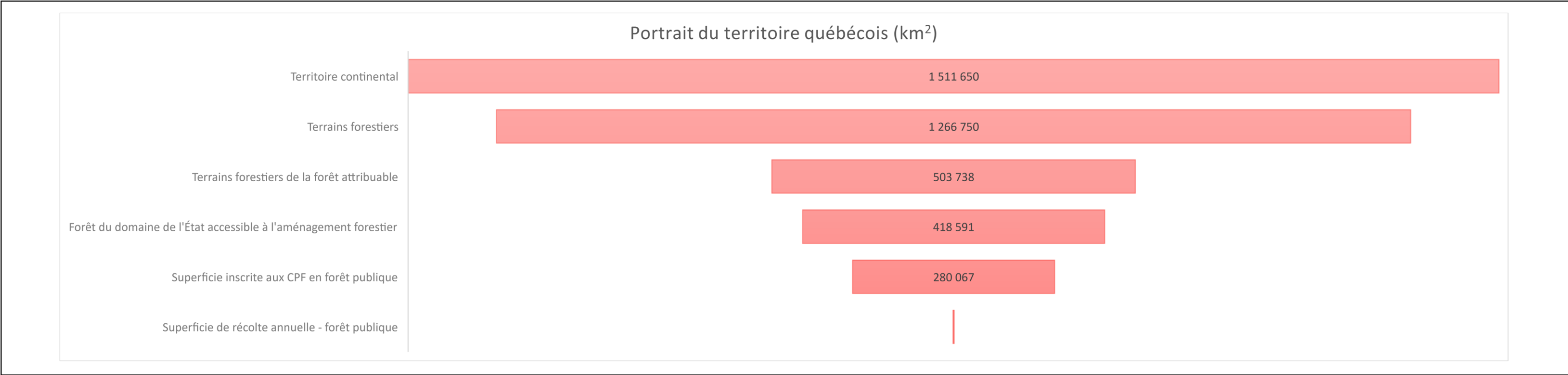
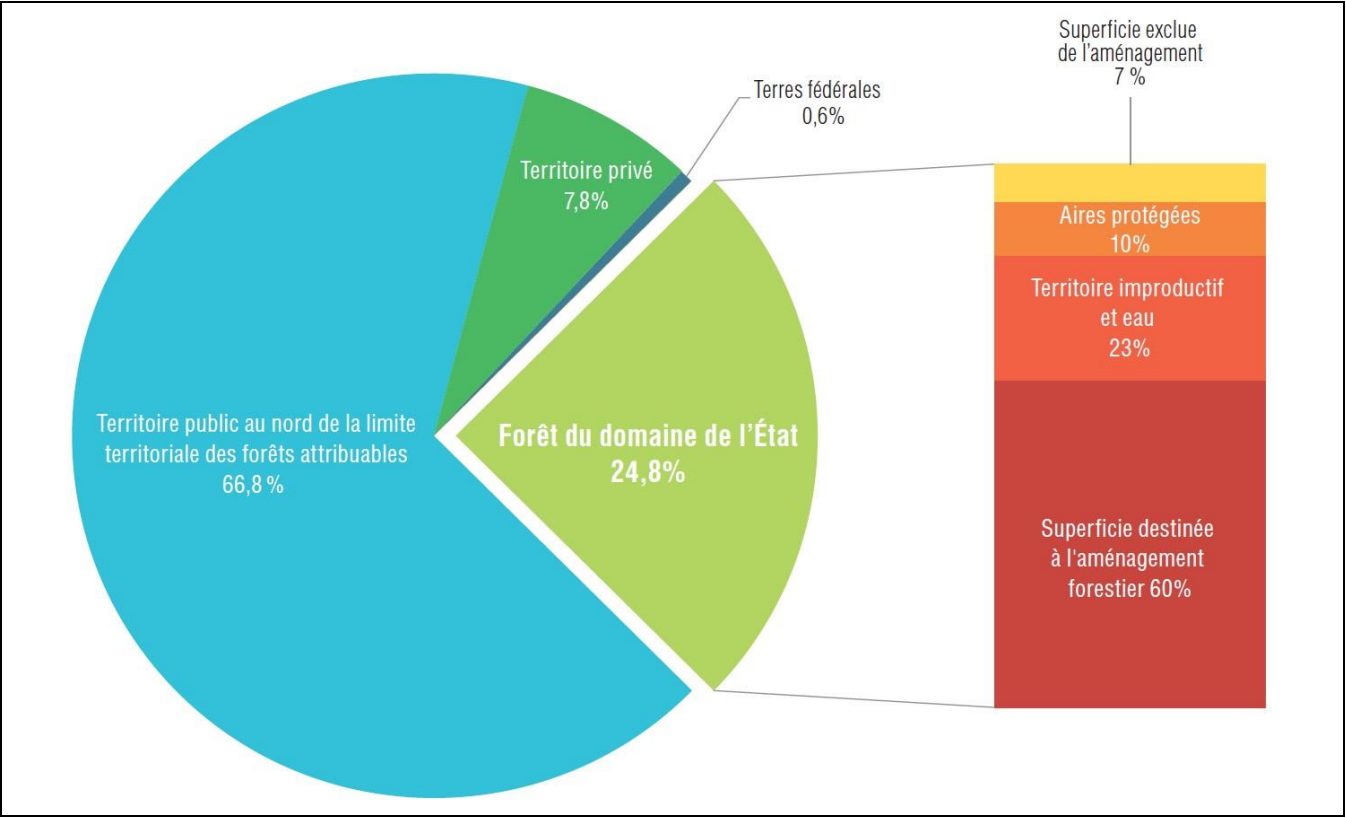


Figure 2-1 Portrait de la superficie de la forêt du Québec et de la superficie récoltée annuellement en forêt publique⁵



Source : Figure tirée du document Analyse des résultats obtenus en matière d'aménagement durable des forêts du domaine de l'État – Période 2013-2018 (BFEC 2020)

Figure 2-2 Répartition de la forêt du Québec et de la forêt du domaine de l'État

⁵ Calculé en équivalent de coupe totale sur une base de 129 m³/ha

2.5 VOLUMES

Selon le BFEC, le volume total de bois sur pied représente 2,2 milliards de mètres cubes (Mm³)⁶. De cette quantité, la possibilité forestière en forêt publique (toutes essences confondues) est évaluée à 34,1 Mm³. De ce volume de possibilité forestière, le volume attribuable est quant à lui estimé à 28,0 Mm³. Finalement, le volume effectivement récolté de ce volume attribuable est actuellement de 19,9 Mm³. La figure 2-3 illustre le portrait forestier des terres du domaine de l'État, exprimé en volume de bois.

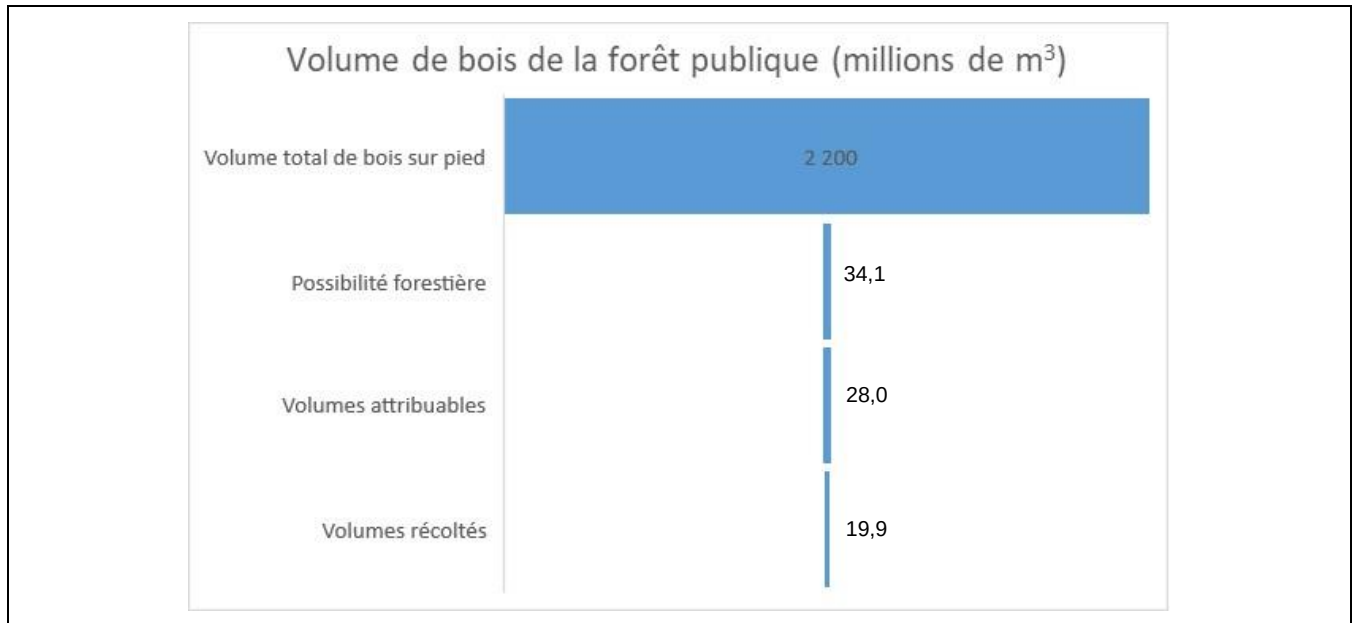


Figure 2-3 Répartition du volume de bois sur pied de l'État québécois, du volume de possibilité forestière, des volumes attribuables et des volumes consommés pour la période 2013-2018

2.6 ÉTAT DES POPULATIONS DE CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD

2.6.1 SITUATION GÉNÉRALE DU CARIBOU AU CANADA

Les populations de caribou forestier (désigné caribou boréal au Canada) sont généralement en déclin depuis les dernières décennies à l'échelle du Canada. Le nombre de caribous boréaux aurait diminué de plus de 30 % au cours des 20 dernières années. Une évaluation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le caribou boréal « espèce menacée » en mai 2002, et a réexaminé et confirmé ce statut en novembre 2014⁷.

⁶ BFEC, 2020. Analyse des résultats obtenus en matière d'aménagement durable des forêts du domaine de l'État – Période 2013-2018
⁷ COSEPAC 2002. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois au Canada.

Dans l'élaboration de son programme de rétablissement, Environnement Canada a retenu une approche d'évaluation probabiliste du niveau d'autosuffisance des populations, basée sur la capacité de l'aire de répartition à permettre le maintien d'une population de caribous forestiers. Cette approche porte, notamment, sur l'évaluation de trois principaux indicateurs : la tendance de la population, la taille de la population et le niveau de la perturbation de l'aire de répartition. Ainsi, une population jugée autosuffisante aura une tendance démographique stable ou en croissance, une taille supérieure au niveau critique, ainsi qu'un niveau de perturbation faible à modéré dans l'aire de répartition qu'elle occupe. Une évaluation intégrée des risques relatifs aux aires de répartition du caribou boréal au Canada a établi que parmi les 51 populations locales, 15 sont « autosuffisantes », 26 sont « non autosuffisantes » et 10 sont « à autosuffisance aussi probable qu'improbable »⁸.

2.6.2 ÉTAT DES POPULATIONS DU CARIBOU FORESTIER ET MONTAGNARD DU QUÉBEC SITUÉ AU SUD DE L'AIRES DES FORÊTS ATTRIBUABLES

Au Québec, le caribou forestier a été désigné comme espèce « vulnérable » en 2005 en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec. Le caribou montagnard est, quant à lui, désigné comme espèce « menacée » depuis 2009 en vertu de cette même loi.

Au Québec, l'état de la situation des populations de caribous forestiers et montagnards est précaire. Plusieurs indicateurs biologiques clés de l'état des populations (nombres totaux, taux de survie et taux de recrutement) montrent des signes inquiétants qui sont caractéristiques des populations en déclin, et certaines populations font face à un risque d'extinction⁹. Selon la tendance démographique des populations, seule la population de Caniapiscau pourrait indiquer des indices de croissance. Pour les populations occupant les secteurs de la Baie-James, du Detour et de la Pointe-aux-Outardes, la tendance demeure à confirmer. Les autres populations de caribous forestiers et montagnards sont actuellement en déclin.

En 2012, une évaluation d'Environnement Canada concernant les populations du Québec indiquait que pour les deux populations isolées de Val-d'Or (QC-1) et de Charlevoix (QC-2), la probabilité d'autosuffisance a été considérée respectivement comme peu probable et très peu probable. Pour les autres populations dans l'aire de répartition continue du caribou boréal, les populations de Pimpuacan (QC-3) et de Manouane (QC-4) ont été considérées respectivement comme peu probable et aussi probable qu'improbable, alors que les autres populations dans l'aire de répartition ont été considérées comme ayant un niveau d'autosuffisance probable. Au niveau démographique pour 37 des 51 populations où des données sur les tendances sont disponibles, 81 % sont en déclin¹⁰. Environnement Canada indique que le rétablissement de toutes les populations locales du caribou boréal est réalisable sur les plans technique et biologique, afin de rendre les populations autosuffisantes dans l'ensemble de l'aire de répartition actuelle de l'espèce au Canada.

De 2005 à 2016, la somme des individus de toutes les populations estimées de caribous forestiers au Québec variait de 5 635 à 9 981 individus, soit une diminution dans des proportions de l'ordre de 34 % sur une période de 10 ans. Quant aux caribous montagnards, ils étaient environ une quarantaine en 2020.

Précisons que deux populations de caribou forestier, soit celles de Val-d'Or et de Charlevoix ainsi que la population de caribou montagnard de Gaspésie, présentent des situations particulières d'isolement des autres populations de caribou du Québec. La première évaluation de la population de caribous de Val-d'Or date de 1955, où elle l'estimait à environ 80 animaux. Depuis le début des années 1970, la population de caribous de Val-d'Or indique un déclin progressif et est composée de sept individus en 2021, qui sont maintenus en captivité depuis le printemps 2020.

⁸ Environnement Canada 2012. Programme de rétablissement du caribou des bois, population boréale, au Canada

⁹ Commission indépendante sur le caribou forestier et montagnard, 2022. Document de consultation

¹⁰ Environnement Canada 2020. Programme de rétablissement modifié du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou), population boréale, au Canada

Ce contexte d'isolement et le niveau démographique actuel de ces populations (Val-d'Or [7 animaux], Charlevoix [17 animaux] et Gaspésie [35 animaux]) nécessitent des mesures exceptionnelles pour assurer la survie des individus ainsi que la croissance de ces populations et éviter leur extinction.

Les caribous de la population de Charlevoix proviennent d'une réintroduction par le gouvernement du Québec dans les années 1970. Après avoir atteint un sommet de 126 individus en 1992, cette dernière est en déclin depuis les 30 dernières années, pour atteindre un niveau de 17 individus en 2021.

Au début des années 1950, la population de caribous de la Gaspésie comptait quant à elle de 700 à 1 500 individus. Au cours des années 1980, elle a chuté à environ 250 individus. En octobre 2018, lors du dernier inventaire, la population était estimée à environ 70 caribous. Outre la chasse qui s'est poursuivie jusqu'en 1948, ce sont les perturbations de son habitat par les activités humaines (p. ex. exploitation forestière et exploitation minière) qui seraient la cause ultime de ce déclin.

Aujourd'hui, la précarité du caribou de la Gaspésie serait principalement attribuable au faible effectif de la population, au faible taux de survie des faons et des femelles, causé par la prédation du coyote et de l'ours noir, et à un habitat de moindre qualité. Un résumé de l'état actuel des différentes populations de caribous forestiers et montagnards est présenté au tableau 2-1.

Tableau 2-1 État des populations de caribous forestiers et montagnards

	POPULATION/ SECTEUR	ANNÉE DU DERNIER INVENTAIRE	ABONDANCE MINIMALE	POPULATION TOTALE ESTIMÉE
1	Baie-James	2020	430	Non applicable
2	Caniapiscou	2018	476	Non disponible
3	Moyenne-Côte-Nord	2020	102	175
3	Basse-Côte-Nord	2019	452	569
4	Manicouagan	2020-2021	556	930
5	Outardes	Inventaire à venir (2022)	Non disponible	Non disponible
6	Témiscamie	2019	2 201	2 511
7	Assinica	2013	509	580
8	Nottaway	2016	262	308
9	Detour	2011	63	Non disponible
10	Pipmuacan	2020	177	225
11	Val-d'Or	2021	7	Non applicable
12	Charlevoix	2021	17	20
	Sous-total		5 252	---
13	Gaspésie	2020	35	40

Source : Commission indépendante sur le caribou forestier et montagnard, 2022. Document de consultation

3 DESCRIPTION DES SCÉNARIOS

Dans le cadre de cette étude, WSP a analysé quatre différents scénarios d'aménagement forestier : d'abord un premier scénario ne comportant aucune mesure de protection du caribou, un deuxième scénario présentant le statu quo, et deux scénarios de gestion théoriques et hypothétiques élaborés par le MFFP. Le statu quo consiste à poursuivre la stratégie d'aménagement 2013-2018, agissant ainsi à titre de scénario de référence pour le lecteur. Les deux scénarios élaborés par le MFFP représentent le « scénario consultatif révisé » et le « scénario sans impact forestier additionnel ». Ces scénarios ont été développés afin d'alimenter les réflexions et stimuler, notamment, la prise en compte des préoccupations et des enjeux ainsi que la formulation de recommandations dans le dossier du caribou. Il est à noter que les modalités de protection du caribou forestier des populations présentes sur le territoire de l'entente Paix des Braves sont en discussion et demeurent pour le moment inconnues. Conformément à la nomenclature utilisée par le MFFP, les quatre scénarios à l'étude sont identifiés comme suit :

- scénario sans mesure de protection du caribou (scénario 1);
- scénario actuellement en vigueur 2018-2023 – scénario de référence (scénario 2);
- scénario consultatif révisé (scénario 3a);
- scénario sans impact forestier additionnel (scénario 3b).

Afin d'éclairer la Commission, chaque scénario a été modélisé par le BFEC dans le logiciel d'optimisation spatial Woodstock, et a permis de générer autant de modèles de simulation. En fonction des différentes contraintes imposées aux modèles relativement aux spécificités de chaque scénario, des résultats d'impact sur la possibilité forestière ont été obtenus.

Plus spécifiquement, le scénario 1 correspond à la stratégie d'aménagement 2023-2028, mais en retirant toute mesure d'aménagement forestier visant la protection du caribou forestier et montagnard. Ainsi, ce scénario n'intègre aucune mesure spécifique pour le caribou. Celui-ci permet de mesurer les impacts de la stratégie d'aménagement actuellement en vigueur (scénario 2). Dans un tel contexte, les modèles de simulation associés au scénario 1 se voient exempts de contraintes à l'aménagement forestier lié au caribou forestier et montagnard. Comparativement au scénario actuel, plusieurs contraintes à l'aménagement d'habitat du caribou sont retirées des modèles d'optimisations au bénéfice de la possibilité forestière. La carte illustrant les territoires libres de contraintes pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier et montagnard en lien avec ce scénario est présentée à l'annexe A.

Le scénario 2 quant à lui correspond à la reconduction de la stratégie d'aménagement actuellement en vigueur (2018-2023) pour le caribou forestier et montagnard, mais pour la période 2023-2028. Noter bien que le scénario 2 constitue, pour les fins de la présente étude, le « scénario de référence ». Dans ce scénario, le MFFP a mis en place, dès 2018, plusieurs modalités d'aménagement relativement à l'aménagement forestier visant à protéger le caribou. Dans le cas présent, les modalités contenues dans les plans d'aménagement sont adaptées régionalement ou localement selon les contextes spécifiques des populations de caribou concernées. On retrouve le territoire affecté par le scénario 2 à l'annexe A. Au niveau du plan d'aménagement forestier associé à la protection du caribou forestier et montagnard, l'approche de massifs de protection et de remplacement a été mise en place, à l'exception de la harde de Charlevoix, de la harde de Val-d'Or ainsi que de la harde de la Gaspésie, dans lesquelles une approche différente a été mise en place. Pour la harde de Charlevoix, le compartimentage est composé d'aires protégées, de massifs de protection et de remplacement aux blocs caribou et aux corridors de déplacements. Pour la harde de Val-d'Or, il est plutôt composé d'aires protégées, de massifs de protection, de massifs aménagés et de grands habitats essentiels.

Pour la harde de la Gaspésie, le compartimentage comprend des aires protégées, des zones de conservation, des zones d'aménagement à plus de 700 m d'altitude et des zones d'aménagement à moins de 700 m d'altitude. Pour plus de détails sur les modalités de ce scénario, prière de consulter le document intitulé « BFEC, 2018. Caribou des bois, Fascicule 4.8. Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023. ».

Quant au scénario consultatif révisé (scénario 3a), il s'agit du scénario qui couvre la plus grande superficie soumise à des contraintes à l'aménagement forestier visant la protection du caribou forestier et montagnard. Le territoire couvert par ce scénario se retrouve sur la carte présentée à l'annexe A. Ces territoires ont été sélectionnés, notamment, en fonction de l'utilisation actuelle du territoire par le caribou forestier et montagnard, et afin d'optimiser la synergie avec les superficies exclues de l'aménagement forestier et les territoires fréquentés par les différentes populations de caribou. Dans ce scénario 3a, celui-ci s'étend sur beaucoup plus de superficies que le scénario 2 actuellement en vigueur, et ce, pour l'ensemble des hardes. Également, le compartimentage entre les deux scénarios est différent, le scénario 2 parlant de massif de protection et de remplacement, de bloc caribou, de corridors de déplacements, de grands habitats essentiels, etc. alors que le scénario 3a parle de « vaste espace propice » (VEP), de « zones d'habitat en restauration » (ZHR) et de « zones de connectivité » (ZC). Par la suite, les modalités de protection dans ces compartiments, qui se déclinent en termes d'indicateurs et de cibles, diffèrent entre le scénario 3a et le scénario 2. À titre d'exemple, pour la harde de Charlevoix, le scénario 2 prévoit des cibles à atteindre sur les indicateurs « peuplements de plus de 50 ans », « peuplements de 80 ans » et « pourcentage maximal en coupe totale » alors que le scénario 3a impose des cibles à atteindre pour les indicateurs « proportion de forêts de 7 m+ » et « taux de perturbation ».

Pour le scénario 3b, les mêmes modalités d'aménagement que pour le scénario 3a s'appliquent, mais sur une superficie réduite. En effet, dans ce scénario, aucune modalité d'aménagement particulière pour le caribou n'est retenue pour les hardes de Val-d'Or, de Charlevoix, de Péribonka ainsi que de Pimpuacan, et aucune zone de connectivité ne sera maintenue pour ces mêmes hardes. Le tableau 3-1 illustre une synthèse des mesures de protection et des impacts anticipés pour les quatre scénarios identifiés dans l'étude. Encore une fois, le territoire couvert par ce scénario se retrouve sur la carte présentée à l'annexe A. Pour plus de détails sur le scénario 3b, prière de consulter les documents suivants :

- « Document de consultation » présenté par la Commission indépendante sur les caribous forestiers et montagnards, 26 avril 2022 (annexes 2, 3 et 5).
- « Analyse de l'effet sur les possibilités forestières de deux scénarios d'aménagement de l'habitat du caribou forestier et montagnard » présenté par le BFEC, 28 février 2022.

Tableau 3-1 Synthèse des mesures et impacts anticipés sur les possibilités forestières des quatre scénarios de protection

MESURES/IMPACTS ANTICIPÉS	SCÉNARIO 1	SCÉNARIO 2	SCÉNARIO 3a	SCÉNARIO 3b
1) Mesures				
Mesures forestières	Aucune mesure d'aménagement forestier visant l'aménagement de l'habitat du caribou forestier et montagnard	- Mesures actuellement en vigueur (Statu quo) - Stratégie d'aménagement par massifs de protection, massifs de remplacement et corridors de déplacements	- Stratégie d'aménagement en fonction du zonage - VEP : taux de perturbation ≤ 35 % - ZHR : taux de perturbation à restaurer vers 35 % sur un horizon de 50 ans - ZC : peuplements de plus de 7 m de hauteur ≥ 70 % - Stratégie avec mise en place de massifs de protection variant entre 30 et 250 km² - Stratégie de récolte par coupes agglomérées en un seul et même passage et facilitant le démantèlement et remise en production de chemins - Maintien minimum de forêts de plus de 7 m de hauteur par COS ≥ 15 % (≥ 20 % dans certaines zones) - Démantèlement et remise en production des chemins dans les VEP, mais particulièrement dans les ZHR	- Mêmes mesures que pour le scénario 3a, mais sur un nombre limité de hardes. Aucune modalité d'aménagement mise en place pour les hardes suivantes : - Harde Val-d'Or - Harde de Charlevoix - Harde Péribonka - Harde Pipmuacan
Compartimentage et superficie (km²)	Aucun	- Aires, projets d'aires protégées et aires de conservation : 3 906 - Massifs protégés : 12 774 - Massifs à restaurer : 1 769 - Aires aux plans d'aménagement forestier intégré : 17 306	- Proportion de l'aire de répartition : 80 % - VEP : 42 318 - ZHR : 31 209 - ZC : 10 563 - Aires protégées : 13 338 - Massifs : 37 057	- Proportion de l'aire de répartition : 73 % - VEP : 42 318 - ZHR : 6 995 - ZC : 0 - Aires protégées : 10 868 - Massifs : 23 377
Indicateurs et seuils : Harde de Charlevoix	Aucun	- Bloc caribou - Peuplements de plus de 50 ans : ≥ 65 % - Peuplements résineux de 80 ans : ≥ 30 %, ou 43 % (MS2_E) - Pourcentage maximal en coupe totale ≤ 29 % - Corridors de déplacements - Peuplements de plus de 50 ans : ≥ 65 % - Peuplements résineux de 80 ans : ≥ 30%, ou 43 % (MS2_E) - Pourcentage maximal en coupe totale = 0 % - Aire d'application du plan - Peuplements de plus de 50 ans : ≥ 55 % - Peuplements résineux de 80 ans : ≥ 20 % - Pourcentage maximal en coupe totale = 29 %	Mêmes mesures forestières que pour les autres hardes de caribou forestier	Aucun

Tableau 3-1 (suite) Synthèse des mesures et impacts anticipés sur les possibilités forestières des quatre scénarios de protection

MESURES/IMPACTS ANTICIPÉS	SCÉNARIO 1	SCÉNARIO 2	SCÉNARIO 3a	SCÉNARIO 3b
Indicateurs et seuils : Harde de la Gaspésie	Aucun	- Zone de conservation - Aucune récolte permise - Zone d'aménagement 700 m + - Coupe progressive irrégulière uniquement ≤ 30 % - Zone d'aménagement 700 m- - Peuplements de moins de 20 ans ≤ 16 % - Favorise les coupes partielles	- Due à la particularité du caribou montagnard, subdivision de la ZHR de la Gaspésie en trois sous-zones (ZHE, ZGP et ZHP) - ZHE : Zone d'habitats essentiels - Aucune récolte forestière - Fermeture de chemins ne menant pas à des détenteurs de droits - Retour en essences résineuses - Peuplements de moins de 20 ans ≤ 11 % - Aucun ajout net de nouveau chemin - ZGP : Zone de gestion des prédateurs - Retour en essences résineuses - Peuplements de moins de 20 ans ≤ 11 % - Aucun ajout net de nouveau chemin - ZHP : Zone d'habitats périphériques - Retour en essences résineuses - Aucun ajout net de nouveau chemin	Idem au scénario 3a
Indicateurs et seuils : Harde de Val-d’Or	Aucun	- Massif de protection : Aucune récolte - Massifs aménagés - Peuplements matures (cible inconnue) - Peuplements 4 m- (cible inconnue) - Coupes partielles exigées dans l'un des massifs	Mêmes mesures forestières que pour les autres hardes de caribou forestier	Aucun
Mesures sur le récréotouristique	Aucun	- Surveillance aérienne des motoneigistes hors sentier - Aucune autre mesure actuellement définie	- Surveillance aérienne des motoneigistes hors sentier - Aucune autre mesure actuellement définie	- Surveillance aérienne des motoneigistes hors sentier - Aucune autre mesure actuellement définie
Mesures fauniques de protection	Aucune	- Contrôle des prédateurs - Contrôle des populations des proies alternatives - Mise en enclos - Supplémentation - Fermeture et remise en production de chemins forestiers - Aménagement forestier – restauration d’habitat - Arrosage aérien BTK supplémentaire contre la TBE	Idem au scénario 2	- Idem au scénario 2, sauf pour les hardes exclues suivantes : - Harde Val-d’Or - Harde de Charlevoix - Harde Péribonka - Harde Pipmuacan
2) Impacts anticipés sur les volumes consommés par les usines	Hausse de la récolte comparativement au scénario 2	Statu quo	Baisse de la récolte comparativement au scénario 2	Hausse modérée de la récolte comparativement au scénario 2
3) Moy. des dépenses annuelles gouv. reliées (voir chapitre 6)	0 \$	4,4 à 6,3 M\$/an	4,4 à 6,3 M\$/an	1,5 à 2,2 M\$/an

Sources : WSP, MFFP

4 IMPACTS QUANTITATIFS DES MESURES DE PROTECTION

4.1 DONNÉES

Cette section présente les données obtenues par WSP pour la réalisation de ce mandat. Tout d'abord, les données historiques de possibilités forestières et de volumes de bois récoltés sont présentées pour calculer le taux d'utilisation réel. Ensuite, les données projetées sur les possibilités forestières futures par scénario de protection ont été analysées afin de projeter le portrait de l'offre du secteur forestier. Finalement, les données relativement à divers indicateurs économiques du secteur forestier ont été analysées afin de projeter les impacts économiques découlant des scénarios de protection.

4.1.1 DONNÉES HISTORIQUES SUR LES POSSIBILITÉS FORESTIÈRES ET SUR LE VOLUME RÉCOLTÉ

Les données historiques sur les possibilités forestières ventilées par essence et par région ont été fournies par le BFEC et sont présentées au tableau 4-1. Sur la base annuelle, on estime à 22,8 millions de mètres cubes (Mm³) la possibilité forestière annuelle pour l'ensemble des six régions à l'étude durant la période 2010-2019. La région du Saguenay–Lac-Saint-Jean est celle qui a obtenu la possibilité forestière la plus élevée au cours de la période 2010-2019, soit 7,1 Mm³, suivie par le Nord-du-Québec avec 4,3 Mm³ de bois, et 4 Mm³ de bois obtenus par l'Abitibi-Témiscamingue.

Au niveau des volumes récoltés, les données utilisées fournies par le MFFP proviennent de leur banque de données interne. Durant la même période, le volume de bois récolté s'élevait à 15,1 Mm³, ce qui donne un taux d'utilisation réel de 66,1 % pour l'ensemble des essences de bois récoltés. Le SEPM est connu pour son taux d'utilisation le plus élevé, soit 75,9 %. Cette essence est disponible dans toutes les régions au Québec.

Tableau 4-1 Possibilités forestières, volume récolté et taux d'utilisation, moyenne annuelle 2010-2019

Région	SEPM	Thuya	Pruche	Pins blanc et rouge	Peuplier	Bouleau à papier	Bouleau jaune	Érable	Autres	Total
1) Possibilités forestières brutes (PF) en millier de m³										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	5 725	0,1	0,0	1,2	513	842	37,8	8,7	2,1	7 130
Capitale-Nationale	397	3,5	0,8	1,1	58	119	44,8	27,7	2,6	655
Abitibi-Témiscamingue	2 249	114,5	27,9	144,4	538	582	142,5	164,8	27,4	3 990
Côte-Nord	3 459	2,3	0,0	1,2	157	204	12,0	10,3	1,8	3 847
Nord-du-Québec	3 648	0,5	0,0	0,1	449	183	0,0	0,2	0,0	4 280
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	2 058	60,5	0,0	1,7	262	319	71,0	110,4	6,4	2 889
Total	17 535	181,4	28,7	149,7	1 978	2 249	308,2	322,0	40,3	22 792

Région	SEPM	Thuya	Pruche	Pins blanc et rouge	Peuplier	Bouleau à papier	Bouleau jaune	Érable	Autres	Total
2) Volume récolté (VR) en millier de m³										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	4 806	0,0	0,0	0,0	329	175	20,1	1,1	0,1	5 332
Capitale-Nationale	347	0,1	0,0	1,1	33	19	22,3	15,9	2,1	441
Abitibi-Témiscamingue	1 778	0,0	0,6	4,6	462	65	13,2	17,6	2,0	2 343
Côte-Nord	1 851	0,0	0,0	0,0	78	15	1,2	1,0	0,0	1 946
Nord-du-Québec	2 966	0,0	0,0	0,0	71	29	0,0	0,0	0,0	3 066
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	1 569	20,1	0,0	1,2	146	139	23,6	39,8	2,0	1 941
Total	13 318	20,2	0,6	7,0	1 119	442	80,4	75,4	6,2	15 068
3) Taux d'utilisation réel (TUR) en %										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	84,0 %	0,0 %		0,0 %	64,1 %	20,8 %	53,1 %	13,0 %	3,7 %	74,8 %
Capitale-Nationale	87,4 %	2,9 %	2,5 %	100,0 %	56,6 %	16,3 %	49,9 %	57,3 %	79,2 %	67,3 %
Abitibi-Témiscamingue	79,1 %	0,0 %	2,2 %	3,2 %	85,8 %	11,2 %	9,2 %	10,7 %	7,4 %	58,7 %
Côte-Nord	53,5 %	0,0 %		0,0 %	49,5 %	7,1 %	9,8 %	10,2 %	1,9 %	50,6 %
Nord-du-Québec	81,3 %	0,0 %		0,0 %	15,9 %	15,7 %		0,0 %		71,6 %
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	76,3 %	33,2 %		73,3 %	55,6 %	43,6 %	33,2 %	36,0 %	30,7 %	67,2 %
Total	75,9 %	11,2 %	2,2%	4,6 %	56,6 %	19,7%	26,1 %	23,4 %	15,3 %	66,1 %

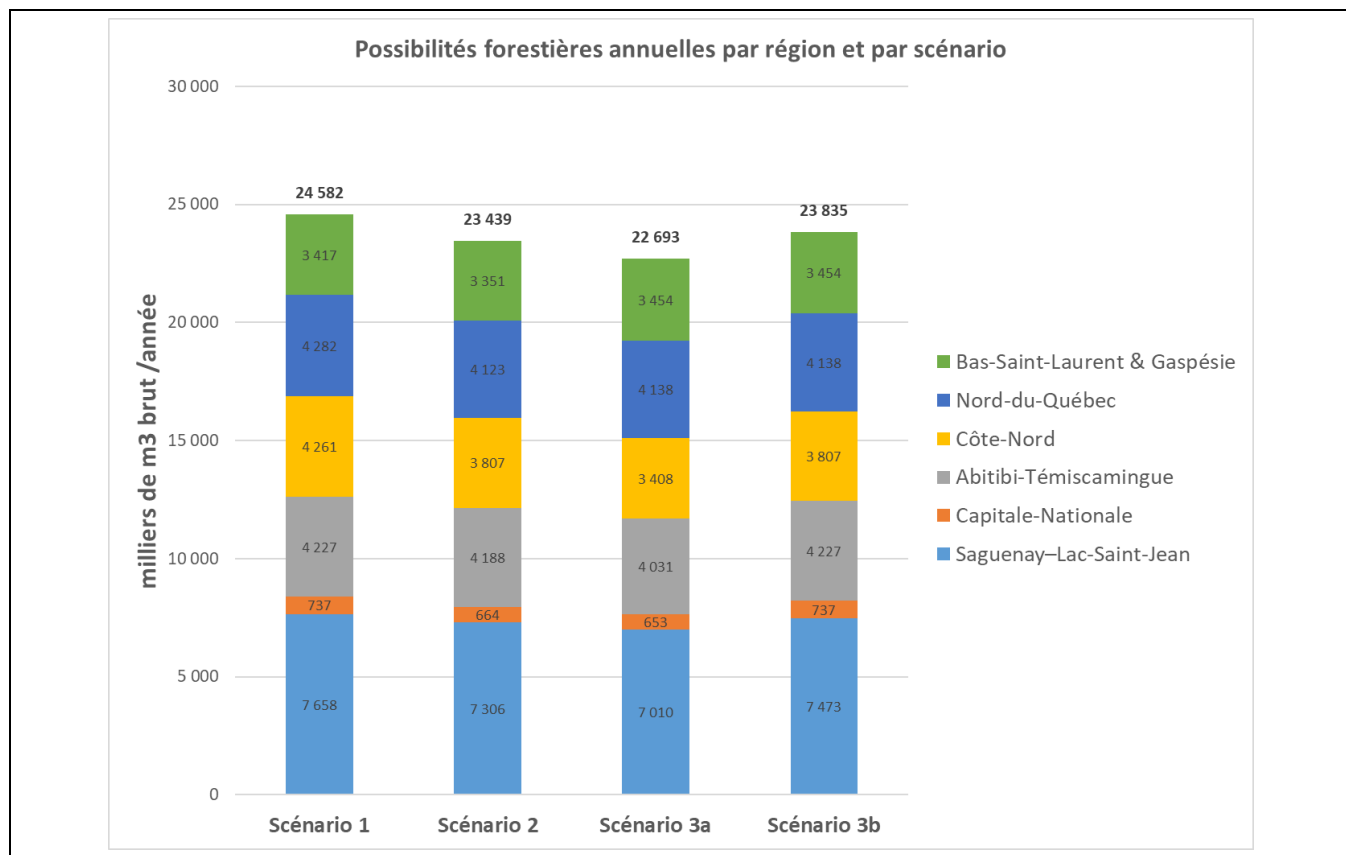
Sources : BFEC et calcul de WSP

Note : Le taux d'utilisation réel (TUR) est défini comme le ratio entre le volume récolté (VR) et les possibilités forestières (PF).

4.1.2 DONNÉES PROJETÉES SUR LES POSSIBILITÉS FORESTIÈRES PAR SCÉNARIO DE PROTECTION

Pour chacun des quatre scénarios à l'étude, les possibilités forestières projetées sont présentées à la figure 4-1. Pour la période 2023-2028, le BFEC a établi à 23,4 Mm³ le volume maximal de bois qu'il sera permis de récolter par année, et ce, pour le scénario de protection actuellement en vigueur (scénario 2).

Les forêts de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean continuent d'être celles qui génèrent la possibilité forestière la plus grande (7,3 Mm³ de bois), suivie par le Nord-du-Québec et l'Abitibi-Témiscamingue, qui ont des possibilités forestières comparativement similaires (4,1 Mm³ de bois). Pour la région de la Côte-Nord, quant à elle, nous retrouvons une possibilité forestière de 3,8 Mm³ de bois par année, alors que les deux régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie regroupées obtiennent pour leur part 3,4 Mm³ de bois par année. Dans la région de la Capitale-Nationale, 0,66 Mm³ est alloué pour la récolte, selon les mesures de protection actuellement en vigueur.



Source : MFFP

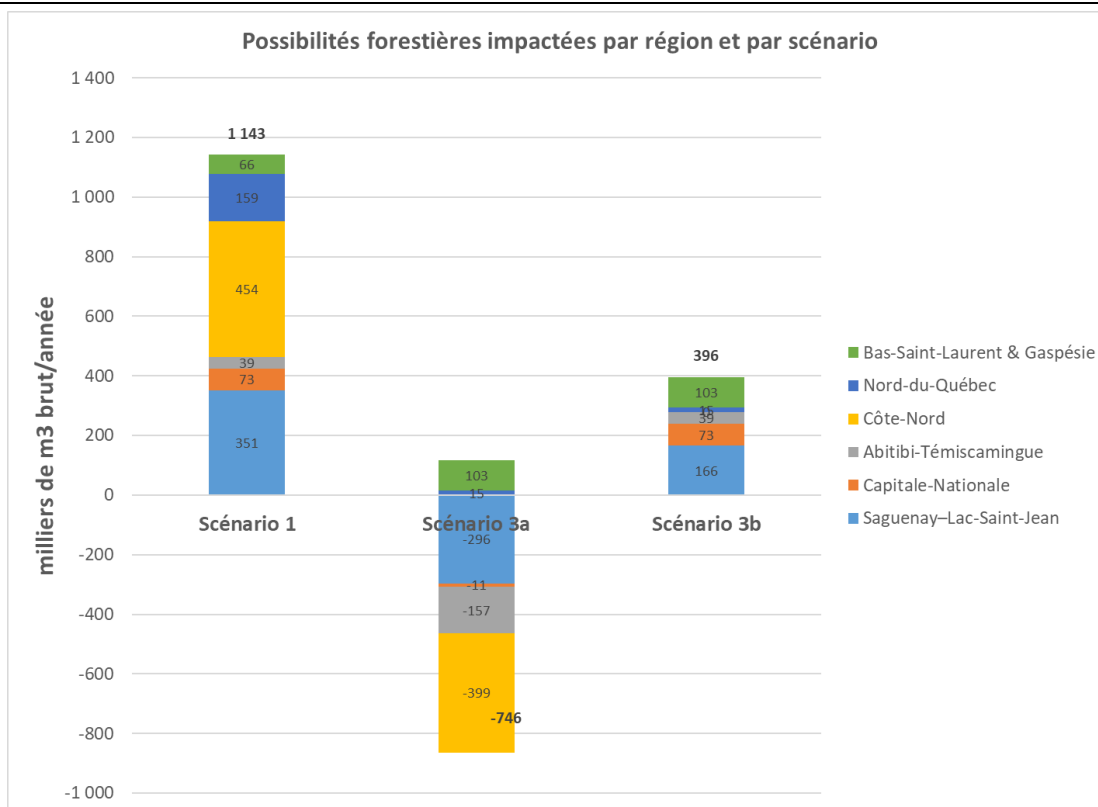
Figure 4-1 Possibilités forestières annuelles par région et par scénario

Comme discuté à la section 3, les possibilités forestières varieront d'un scénario à l'autre en fonction des mesures de protection proposées. Bien que non envisagé par le MFFP, le scénario 1 aurait pu générer une possibilité forestière toutes essences de 24,6 Mm³, soit un volume additionnel de 1,2 Mm³ si les mesures actuelles n'avaient pas été mises en place (scénario 2). De ce nombre, la majorité, soit 40 %, se serait retrouvée dans la région de la Côte-Nord et 31 % dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean (figure 4-2).

Le scénario 3a, quant à lui, fera baisser les possibilités forestières de l'ordre de 746 milliers de m³ additionnels par année, compte tenu de ses mesures de protection plus contraignantes. La Côte-Nord et le Saguenay-Lac-Saint-Jean sont de nouveau les régions les plus touchées par ces mesures de protection proposées. L'Abitibi-Témiscamingue est particulièrement touchée par le scénario 3a, de sorte que 157 milliers de m³ additionnels seront soustraits de ses possibilités forestières sur une base annuelle, en comparaison au scénario actuel (scénario 2).

Le scénario 3b, avec ses mesures de protection plus assouplies par rapport aux mesures de protection en vigueur, ajoutera 396 milliers de m³ de bois par année au secteur forestier québécois. La tendance de l'impact se maintient pour le Saguenay-Lac-Saint-Jean par rapport aux deux autres scénarios, alors que la Côte-Nord n'est pas du tout touchée.

Nous pouvons observer, à l'annexe B, la source des intrants au niveau des possibilités forestières pour chaque unité d'aménagement et pour chaque scénario.



Source : WSP

Figure 4-2 Possibilités forestières impactées par région et par scénario

Les seules régions qui verront leurs possibilités forestières impactées à la hausse sont celles du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie regroupées, quel que soit le scénario de protection choisi. En effet, le volume maximal augmentera de 66 milliers de m³/année si le scénario 1 est adopté ou de 103 milliers de m³/année si les deux scénarios 3a et 3b sont adoptés. À cet effet, ce ne serait pas les mesures de protection qui auraient pour effet de hausser les volumes de possibilité forestière, mais bien certains changements dans les stratégies d'aménagement forestier. En effet, le BFEC a pris en compte les travaux réalisés par le GOR de ces régions, qui incluent des mesures d'aménagement forestier additionnelles aux mesures de protection du caribou dans les UA touchées. Au moment de rédiger le présent rapport, l'influence positive de ces divers éléments n'a pas pu être isolée par le BFEC.

Le tableau 4-2 illustre les possibilités forestières impactées par type d'essence pour chacune des six régions à l'étude. Il est important de noter que le signe positif signifie une hausse de possibilités forestières, alors que le signe négatif signifie une baisse de possibilités forestières. Les SEPM représentent le groupe d'essence de bois le plus affecté par les mesures de protection, suivi par le bouleau à papier et ensuite par le peuplier. Pour le scénario 1, la majorité de la hausse des possibilités forestières sera appliquée sur le SEPM, soit 91 % de toutes les essences confondues. Les peupliers et le bouleau à papier représentent pour leur part 4,1 % et 3,2 % de cette hausse respectivement. L'impact sur les autres essences de bois est comparativement marginal, alors que celui sur le bois de pruche est nul.

Pour les scénarios 3a et 3b, l'impact total sur chacun des types d'essence de bois suit la même tendance, à l'exception du bois de pruche dans le scénario 3a, qui fera baisser les possibilités forestières de 1 600 m³ par année. La totalité de cette baisse sera appliquée sur la région de l'Abitibi-Témiscamingue, soit 0,2 % de la baisse totale de 746 milliers de m³/année, toutes essences confondues.

Tableau 4-2 Possibilités forestières impactées par région, par scénario et par essence de bois (en milliers de m³) par rapport au scénario de référence

Région	SEPM	Thuya	Pruche	Pins blanc et rouge	Peupliers	Bouleau à papier	Bouleau jaune	Érable	Autres	Total
Scénario 1										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	323	-0,1	0,0	0,3	20,7	7,3	-0,4	0,3	0,0	351
Capitale-Nationale	67	0,1	0,0	0,2	-0,9	6,0	0,4	0,3	0,0	73
Abitibi-Témiscamingue	35	0,3	0,0	0,2	1,0	2,1	0,2	0,2	0,0	39
Côte-Nord	422	0,3	0,0	0,0	12,5	19,4	0,0	0,0	0,0	454
Nord-du-Québec	151	0,0	0,0	0,0	0,6	7,8	0,0	0,0	0,0	159
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	37	22,6	0,0	0,0	13,1	-6,4	0,0	0,0	0,0	66
Total (k m ³)	1 035	23,2	0,0	0,7	47,0	36,2	0,2	0,8	0,0	1 143
Total (%)	91 %	2,0 %	0,0 %	0,1 %	4,1 %	3,2 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	100 %
Scénario 3a										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	-279	-0,1	0,0	0,2	-2,5	-13,3	-0,7	-0,5	-0,1	-296
Capitale-Nationale	-16	0,1	0,0	0,0	0,8	3,9	-0,1	0,3	0,0	-11
Abitibi-Témiscamingue	-121	-4,0	-1,6	2,4	-7,7	-24,1	-1,4	-0,3	0,4	-157
Côte-Nord	-373	-0,3	0,0	0,0	-7,6	-18,6	0,0	0,0	0,0	-399
Nord-du-Québec	13	0,0	0,0	0,0	-0,2	1,8	0,0	0,0	0,0	15
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	122	1,2	0,0	0,0	-16,3	-2,8	0,9	-1,9	-0,2	103
Total (k m ³)	-653	-3,1	-1,6	2,6	-33,5	-53,1	-1,3	-2,4	0,1	-746
Total (%)	88 %	0,4 %	0,2 %	-0,3 %	4,5 %	7,1 %	0,2 %	0,3 %	-0,01 %	100 %
Scénario 3b										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	140	0,0	0,0	0,4	10,0	15,7	-0,1	0,6	0,0	167
Capitale-Nationale	67	0,1	0,0	0,2	-0,9	6,0	0,4	0,3	0,0	73
Abitibi-Témiscamingue	35	0,3	0,0	0,2	1,0	2,1	0,2	0,2	0,0	39
Côte-Nord	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
Nord-du-Québec	13	0,0	0,0	0,0	-0,2	1,8	0,0	0,0	0,0	15
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	122	1,2	0,0	0,0	-16,3	-2,8	0,9	-1,9	-0,2	103
Total (k m ³)	377	1,6	0,0	0,8	-6,4	22,8	1,4	-0,8	-0,2	396
Total (%)	95 %	0,4 %	0,0 %	0,2 %	-1,6 %	5,8 %	0,4 %	-0,2 %	-0,1 %	100 %

Source : Calcul de WSP

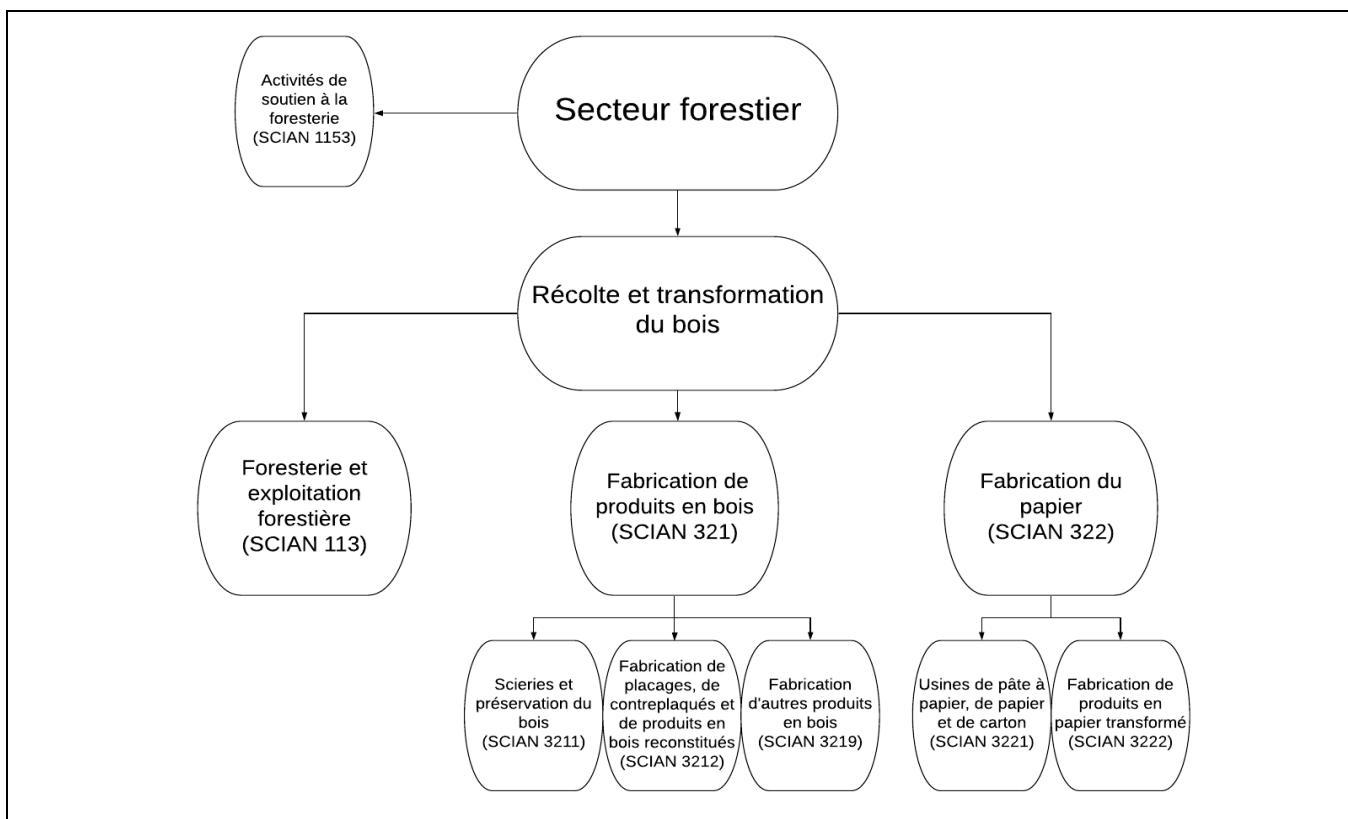
Note : Le signe positif signifie une hausse de possibilités forestières, alors que le signe négatif une baisse de possibilités forestières.

4.1.3 DONNÉES SUR LES MULTIPLICATEURS DE RETOMBÉES ÉCONOMIQUES

Les données économiques fournies par le MFFP comportent principalement les multiplicateurs de retombées économiques directes et indirectes en termes d'emploi et de valeur ajoutée du secteur forestier au Québec, et ce, pour chaque essence de bois commercial. À cet effet, la validité de ces multiplicateurs économiques a été analysée par WSP dans son exercice de diligence raisonnable et ils ont été jugés conformes.

Les retombées économiques directes sont définies comme les répercussions d'une dépense sur l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement d'une économie ou d'un secteur économique particulier, séparées en deux niveaux distincts. Au premier niveau, la dépense initiale se traduit par des dépenses interne et externe (chez les premiers fournisseurs) de main-d'œuvre, d'achat de matériaux et d'utilisation de machinerie, ainsi que les taxes qui y sont liées pour la fabrication des produits de bois. Tous les effets réalisés à ce premier niveau sont appelés « effets directs ». À un deuxième niveau, la demande des intrants provenant des premiers fournisseurs va avoir un impact sur les secteurs de la fabrication des matériaux utilisés. Tous les effets réalisés chez lesdits fournisseurs sont appelés « effets indirects ».

Le secteur forestier lui-même comprend deux grands groupes industriels (figure 4-35). Le premier regroupe les entreprises de récolte et de transformation du bois et le deuxième, les entreprises qui offrent des services de soutien à la foresterie. Le premier groupe est composé des entreprises qui œuvrent dans les domaines suivants : foresterie et exploitation forestière; fabrication de produits en bois; fabrication du papier. À l'intérieur du sous-secteur de la fabrication de produits en bois, on retrouve trois sous-sous-secteurs classés par Statistique Canada selon le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN).

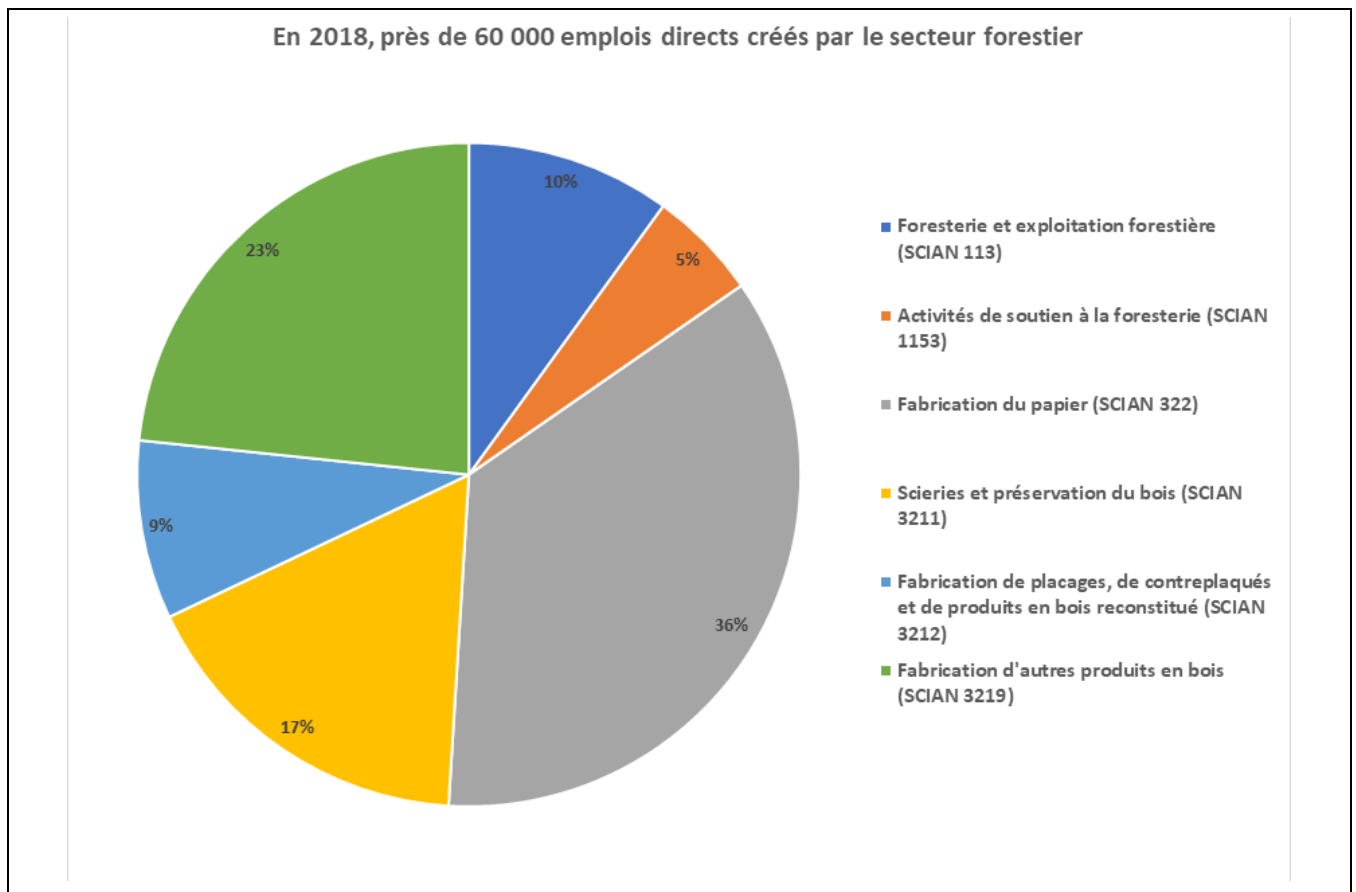


Source : MFFP

Figure 4-3 Schéma du secteur forestier

Il est à noter que toutes les entreprises œuvrant dans les secteurs présentés à la figure 4-3 sont les premiers fournisseurs de l'ensemble du secteur forestier. Tous les emplois créés par ceux-ci sont donc appelés emplois directs. Les emplois indirects sont créés par les entreprises qui fournissent les équipements et les matériaux aux premiers fournisseurs.

Selon Statistique Canada, en 2018, le secteur forestier québécois comptait 59 951 emplois directs (figure 4-4). De ce nombre, 36 % des emplois étaient associés à la fabrication du papier (SCIAN 322). Les activités de soutien à la foresterie ne comptaient que pour 5 % de la main-d'œuvre totale du secteur (SCIAN 1153). Dans la même année, le BFEC a estimé à 26 590 313 m³ le volume de bois récolté, et ce, toutes essences confondues, ce qui fait en sorte que pour chaque 1 000 m³ de bois récoltés au Québec, le secteur forestier générerait 2,3 emplois directs (= 59 951 emplois / 26 590 313 m³ x 1 000). Selon le MISQ de l'Institut de la statistique du Québec (ISQ), ces 2,3 emplois directs créeraient une richesse de 238 600 \$, communément appelée valeur ajoutée.



Source : Statistique Canada, Tableau 14-10-0201-01

Figure 4-4 Répartition des emplois directs du secteur forestier, 2018

À partir des compilations du MFFP issues des bases de données sur le volume de bois récolté pour chacune des essences par région sur les terres du domaine de l'État, il est possible de ventiler les emplois directs et la valeur ajoutée directe par essence de bois. Ainsi, la ventilation des principaux multiplicateurs de retombées économiques par essence de bois est présentée au tableau 4-3. Ici aussi, la validité des données qui ont servi à ventiler les paramètres économiques par essence a été analysée par WSP dans son exercice de diligence raisonnable, et ces données ont été jugées conformes.

Les emplois indirects et la valeur ajoutée indirecte ont été obtenus en utilisant le modèle MISQ. Il est à noter qu'il n'est pas possible de ventiler les multiplicateurs économiques par région administrative, car le MISQ ne distingue pas les retombées économiques régionales.

Toujours au tableau 4-3, on constate que les retombées économiques pour chaque 1 000 m³ découlant de la récolte des pins blanc et rouge sont les plus élevées parmi les essences de bois disponibles au Québec. En effet, pour chaque 1 000 m³ de pins blanc et rouge récoltés, 4,8 emplois directs et 2,4 emplois indirects étaient créés, de sorte que les valeurs ajoutées, directe et indirecte, étaient respectivement de 464 472 \$ et de 239 601 \$. Les SEPM sont quant à eux les plus récoltés au Québec, mais les retombées économiques de cette essence étaient parmi les moins élevées, de l'ordre de 2,3 emplois directs et indirects combinés par 1 000 m³ de bois récoltés.

Tableau 4-3 Multiplicateurs de retombées économiques directes et indirectes par essence de bois, 2018

Essence	Emploi (années-personnes/1 000 m ³)			Valeur ajoutée (\$/1 000 m ³)		
	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total
SEPM	1,5	0,8	2,3	173 233	89 364	262 597
Thuya	1,5	0,7	2,2	139 654	72 041	211 695
Pruche	2,9	1,5	4,4	308 007	158 888	466 895
Pins blanc et rouge	4,8	2,4	7,2	464 472	239 601	704 073
Peupliers	1,8	0,9	2,7	203 829	105 147	308 976
Bouleau à papier	2,9	1,5	4,4	313 723	161 836	475 560
Bouleau jaune	2,9	1,5	4,4	313 723	161 836	475 560
Érables	2,9	1,5	4,4	313 723	161 836	475 560
Autres feuillus durs	2,9	1,5	4,4	313 723	161 836	475 560
Toutes essences confondues	2,3	1,1	3,4	238 599	123 083	361 683

Source : MFFP

Note : L'unité de mesure « années-personnes » représente le nombre d'emplois équivalents temps plein. Celle-ci correspond au produit entre l'unité de temps (ici l'année) et le nombre de personnes au travail pendant ce temps. 10 années-personnes représentent le travail que peut accomplir une personne pendant 10 ans, mais également le travail que peuvent accomplir 10 personnes pendant un an.

Les autres multiplicateurs de retombées économiques sur la masse salariale, les revenus fiscaux et parafiscaux ainsi que les redevances sont présentés en annexe C.

4.2 MÉTHODOLOGIE

L'objectif principal de ce mandat est d'évaluer les impacts économiques sur l'emploi et la valeur ajoutée (PIB) découlant des scénarios de protection de caribous. Lorsque ces derniers impactent les possibilités forestières (soit l'offre de bois québécois sur le marché), le volume consommé (soit la demande de bois québécois du marché) pourrait être affecté. En raison de plusieurs facteurs qui entrent en jeu, il est possible que la demande ne soit pas affectée par une baisse ou une hausse de l'offre.

Sur la base des possibilités forestières impactées présentées au tableau 4-2, WSP est d'avis que la consommation des essences autres que les SEPM, les peupliers et le bouleau à papier ne soit qu'affectée marginalement ou nullement. En effet, pour les autres essences que le SEPM, les volumes disponibles sont suffisamment abondants pour ne pas limiter le niveau d'approvisionnement de l'industrie forestière. Pour les SEPM, la relation entre l'offre et la consommation réelle a été établie grâce aux données fournies par le BFEC.

Tout d'abord, la figure 4-5 permet d'observer l'évolution de l'offre et de la consommation des SEPM au cours de la période 1990-2017. On peut y constater que pour la période 1990-2004, les possibilités forestières tournaient aux alentours de 30 Mm³ par année. En 2015, elles ont chuté à près de 25 Mm³. Depuis, la tendance à la baisse est relativement graduelle pour atteindre près de 22 Mm³ en 2017.

En ce qui concerne les autres essences, la consommation réelle suivait l'offre pour la majorité du temps au cours de la période analysée, à l'exception des périodes de crise économique au début des années de 1990 et entre 2008 et 2009. Également, on constate que les possibilités forestières, au niveau de l'ensemble des autres essences confondues, limitent peu ou pas les volumes récoltés. Dans l'ensemble, les variations de la demande de SEPM sont beaucoup plus importantes que celles de la demande des autres essences.



Source : BFEC (2022)

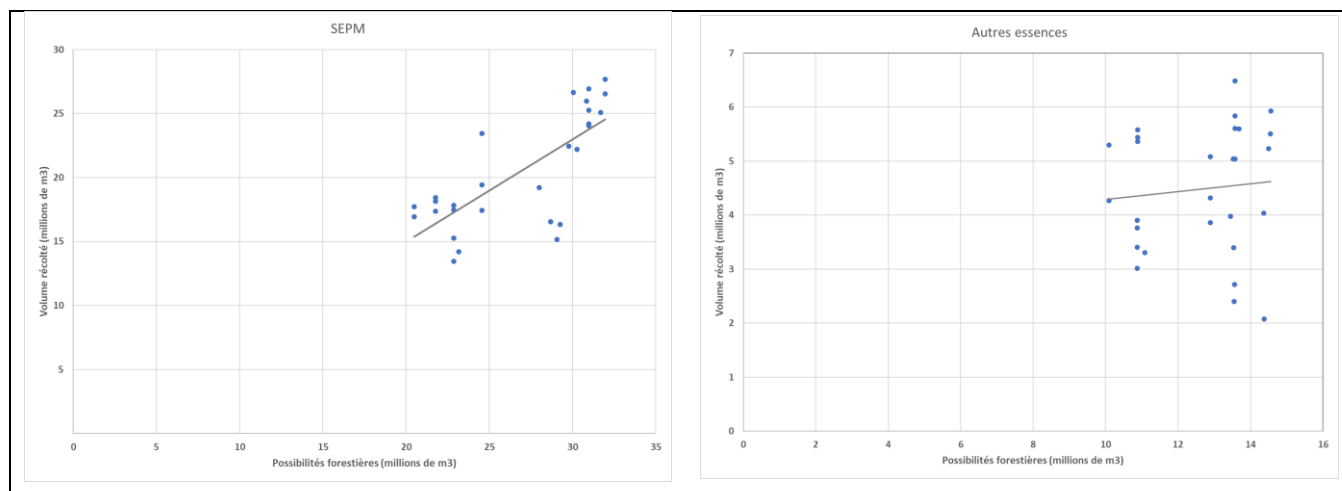
Figure 4-5 L'évolution des possibilités forestières et des volumes récoltés, SEPM vs autres essences, 1990-2017

4.2.1 GROUPE D'ESSENCE SEPM IMPACTÉ

La figure 4-6 reprend les données présentées à la figure 4-5, où les axes verticaux représentent le volume récolté, alors que les axes horizontaux représentent les possibilités forestières. Les lignes droites qui tracent la relation tendancielle entre ces deux variables indiquent leur degré de corrélation. En résumé, plus les points se regroupent le long de la droite, plus forte est

la corrélation. Ainsi, pour le groupe d'essence SEPM, on observe une forte corrélation entre la possibilité forestière et le volume récolté. Pour les autres essences, une telle corrélation n'est pas observée.

Statistiquement parlant, il est possible d'estimer cette corrélation à l'aide d'un modèle économétrique simple. L'annexe D présente les détails du modèle. Pour résumer, les résultats de l'estimation du modèle économétrique indiquent que pour 1 % de diminution de possibilités forestières du groupe d'essences SEPM, le volume récolté diminuerait de 0,98 %. Si notre estimation est robuste, un total de 718 milliers de m³ de SEPM aurait pu être récolté si les mesures de protection actuelles n'avaient pas été mises en place. Le scénario 3a ferait baisser la demande des SEPM de 430 milliers de m³ additionnels, alors que le scénario 3a la ferait augmenter de 301 milliers de m³ additionnels.



Source : WSP

Figure 4-6 Corrélation entre le volume récolté et les possibilités forestières, SEPM vs autres essences

4.2.2 AUTRES ESSENCES IMPACTÉES

Pour les autres essences, puisque l'approche statistique n'a pu être utilisée, WSP a adopté une approche basée sur le taux d'utilisation réel par types d'essences, en émettant l'hypothèse qu'à de faibles taux d'utilisation, les baisses de possibilité forestière causées par les mesures de protection auraient peu d'impact sur les volumes récoltés. Inversement, à de hauts taux d'utilisation, toutes baisses de possibilité forestière causées par les mesures de protection auraient un impact important sur les volumes récoltés. Cette hypothèse est expliquée en détail à l'annexe D.

De façon générale, l'impact potentiel de cette hypothèse sur les conclusions demeure relativement limité, car les « autres essences » n'occupent qu'une proportion très faible des territoires visés, et plusieurs de ces essences comptent un faible taux d'utilisation. Outre quelques situations plus spécifiques, les volumes disponibles pour les autres essences sont suffisamment abondants pour ne pas limiter le niveau d'approvisionnement de l'industrie forestière.

4.2.3 LIMITES DE L'ÉTUDE

Bien que la méthodologie proposée se base sur les données de qualité et de nos meilleures connaissances sur le secteur forestier, certaines limitations sont présentes, entre autres :

- Pour le groupe d'essence SEPM, le modèle économétrique peut surestimer ou sous-estimer l'impact sur le volume récolté en raison de l'omission de plusieurs facteurs qui influencent le volume de bois récolté, tels que les coûts d'exploitation forestière et les conjonctures économiques.
- Concernant les « autres essences », l'hypothèse sur la proportion de volumes de récolte impactés suivant une variation du volume des possibilités forestières n'est pas basée sur les données statistiques, mais plutôt sur nos meilleures connaissances du domaine forestier. En réalité, le pourcentage impacté sur le volume récolté peut être différent.
- Les multiplicateurs de retombées économiques directes et indirectes ont été estimés sur la base du MISQ, qui ignore la notion du temps ou la dynamique temporelle. De plus, le MISQ ne produit pas des retombées économiques régionales. Par conséquent, les résultats ne sont disponibles que pour l'ensemble de la province du Québec, et ensuite ventilés par région administrative selon la répartition du volume de bois récolté historique.
- Tout comme les résultats du MISQ, la présente étude ne produit pas les retombées économiques induites qui, par définition, sont les retombées économiques découlant des dépenses effectuées par les travailleurs embauchés, les premiers fournisseurs du secteur forestier et par les autres fournisseurs pour l'achat de biens et services divers (épicerie, soins et santé, loisirs, achat de biens durables, etc.). Selon l'ISQ, la raison principale évoquée est que l'incidence réelle provoquée par les effets induits dépend de nombreux facteurs qu'il est difficile de reproduire dans un modèle entrées-sorties statique. Par exemple, la structure de dépenses de nouveaux employés est différente de celle d'un travailleur régulier touchant des heures supplémentaires. Un autre exemple est qu'un projet peut toucher différents environnements économiques dans lesquels la structure économique varie considérablement d'une région à l'autre.
- Les résultats d'impacts économiques pour les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie ne sont pas attribuables uniquement aux mesures de protection du caribou, mais également à d'autres facteurs, tels que des mesures particulières d'aménagement forestier non reliées à la protection du caribou. Au moment de réaliser cette étude, il est impossible pour WSP d'isoler l'impact des mesures de protection du caribou des autres facteurs.

Conséquemment, les résultats évalués dans cette étude doivent être interprétés prudemment, comme étant des ordres de grandeur plutôt que des valeurs exactes ou absolues.

4.3 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS D'IMPACTS QUANTITATIFS

4.3.1 IMPACTS SUR LES VOLUMES CONSOMMÉS PAR L'INDUSTRIE FORESTIÈRE

En appliquant la méthodologie dictée au chapitre précédent, le tableau 4-4 présente la synthèse des impacts sur les volumes de bois récoltés par région pour chacun des trois scénarios de protection. Comme prévu, la majorité du volume récolté impacté serait principalement attribuable au SEPM, et ce, dans tous les scénarios analysés. L'impact sur les peupliers est relativement faible, de l'ordre de 1,4 %, de 2,6 % et de 0,6 % pour chacun des trois scénarios respectifs. L'impact sur le volume des autres essences de bois récoltés serait quasiment nul ou nul. Cette situation s'explique par le fait que les territoires visés par les scénarios de protection comptent peu de volumes « d'autres essences », qui sont par ailleurs relativement peu prisées dans ces régions.

Tableau 4-4 Volume annuel de récolte impacté par région, par essence de bois et par scénario (en milliers de m³)

Région	SEPM	Thuya	Pruche	Pins blanc et rouge	Peuplier	Bouleau à papier	Bouleau jaune	Érable	Autres	Total
Scénario 1										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	265	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	-0,03	0,0	0,0	273
Capitale-Nationale	57	0,0	0,0	0,2	-0,2	0,0	0,00	0,1	0,0	57
Abitibi-Témiscamingue	27	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,00	0,0	0,0	28
Côte-Nord	221	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	221
Nord-du-Québec	120	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	120
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	27	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,00	0,0	0,0	29
Total (k m³)	718	0,0	0,0	0,2	10,5	0,0	-0,03	0,1	0,0	729
Total (%)	99 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,4 %	0,0 %	0,0 %	0,01 %	0,0 %	100 %
Scénario 3a										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	-229	0,0	0,0	0,0	-0,9	0,0	-0,1	0,0	0,0	-230
Capitale-Nationale	-14	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	-13
Abitibi-Témiscamingue	-93	0,0	0,0	0,0	-6,6	0,0	0,0	0,0	0,0	-100
Côte-Nord	-195	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-195
Nord-du-Québec	11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	91	0,0	0,0	0,0	-2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	88
Total (k m³)	-430	0,0	0,0	0,0	-10,0	0,0	-0,1	0,1	0,0	-440
Total (%)	98 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	2,3 %	0,0 %	0,01 %	-0,01 %	0,0 %	100 %
Scénario 3b										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	115	0,0	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	119
Capitale-Nationale	57	0,0	0,0	0,2	-0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	57
Abitibi-Témiscamingue	27	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	28
Côte-Nord	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
Nord-du-Québec	11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	91	0,0	0,0	0,0	-2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	88
Total (k m³)	301	0,0	0,0	0,2	1,8	0,0	0,0	0,1	0,0	303
Total (%)	99 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,6 %	0,0 %	0,0 %	0,02 %	0,0 %	100 %

Source : Calculs de WSP

4.3.2 IMPACTS SUR LES INDICATEURS ÉCONOMIQUES

Sur la base des multiplicateurs de retombées économiques présentés au tableau 4-2 et du volume récolté impacté au tableau 4-4, les retombées économiques découlant des mesures de protection de caribous peuvent être calculées directement. La synthèse des résultats des impacts économiques annuels est présentée au tableau 4-5. La deuxième colonne du tableau reprend les informations du tableau 4-4 sur le volume récolté par région. Les colonnes suivantes présentent les impacts en matière d'emploi (direct et indirect) et en matière de valeur ajoutée (directe et indirecte), et ce, pour chacune des régions et pour chacun des scénarios à l'étude. Les impacts économiques en matière de la masse salariale, de revenus fiscaux, de contributions en parafiscalité ainsi que de redevances sont présentés à l'annexe C.

- Pour le scénario 1, bien que non envisagé par le MFFP, celui-ci est présenté afin d'évaluer l'ampleur de l'impact économique des mesures de protection du caribou forestier actuelles (scénario 2) par rapport à un scénario d'aménagement ne tenant pas compte de la protection du caribou forestier (scénario 1). Ainsi, l'interprétation des résultats générés par le scénario 1 peut être formulée de façon suivante : les mesures de protection actuellement en vigueur (scénario 2) auraient potentiellement contribué à diminuer les volumes de bois récoltés de 729 milliers de m³, toutes essences confondues. Cette diminution de volume récolté est traduite en une perte de 1 657 emplois à temps plein mesurés en années-personnes, dont 1 102 emplois directs et 555 emplois indirects. Ces emplois auraient contribué de l'ordre de 192 M\$ au PIB québécois sur la base annuelle, dont 127 M\$ directement et 65 M\$ indirectement. L'incidence la plus élevée sur les emplois serait causée par la réduction du volume dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, soit 623 années-personnes, comparativement à 501 pour la Côte-Nord et à 272 pour le Nord-du-Québec.

Quant au scénario 3a, au surplus des mesures actuelles de protection (scénario 2), la réduction de 440 milliers de m³ de bois récoltés au Québec retrancherait directement 666 emplois et indirectement 336 emplois, pour atteindre 1 001 emplois au total. De ce nombre, 522 des emplois perdus au Québec sont reliés à la baisse de volume récolté au Saguenay–Lac-Saint-Jean, 442 emplois perdus sont reliés à la baisse observée sur la Côte-Nord, 230 pour l'Abitibi-Témiscamingue et, finalement, 30 emplois perdus en province associés à la baisse de volume observée dans la région de la Capitale-Nationale. Toutefois, les régions du Bas-Saint-Laurent, de la Gaspésie et du Nord-du-Québec verront des retombées économiques positives sur leurs territoires, soit 199 emplois.

La baisse totale de la valeur ajoutée directe et indirecte découlant des mesures de protection proposées par le scénario 3a est évaluée à 116 M\$.

- Au niveau du scénario 3b, les impacts additionnels découlant des mesures de protection proposées sont relativement plus modestes que le scénario 2, avec une hausse de volumes récoltés de 303 milliers de m³. En effet, 688 emplois seraient créés par le scénario 3b, comparativement au scénario 2. Par conséquent, sa contribution au PIB québécois serait de 80 M\$.

Il est à noter que les impacts économiques pour les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie ne sont pas attribuables uniquement aux mesures de protection du caribou, mais également à d'autres facteurs, tels que les mesures d'aménagement forestier non reliées à la protection du caribou.

Tableau 4-5 Synthèse des résultats d'impacts économiques annuels des mesures de protection par région, emploi et valeur ajoutée (PIB) par rapport au scénario de référence

Région	Volume récolté impacté (m³ x1 000)	Emploi (années-personnes)			Valeur ajoutée (M\$/année)		
		Direct	Indirect	Total	Directe	Indirecte	Totale
Scénario 1							
Saguenay–Lac-Saint-Jean	273	414	209	623	47,6	24,5	72,1
Capitale-Nationale	57	87	44	131	10,0	5,2	15,2
Abitibi-Témiscamingue	28	42	21	64	4,9	2,5	7,4
Côte-Nord	221	333	168	501	38,3	19,7	58,0
Nord-du-Québec	120	180	91	272	20,8	10,7	31,5
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	29	45	23	67	5,1	2,7	7,8
Total	729	1 102	555	1 657	126,6	65,3	191,9
Scénario 3a							
Saguenay–Lac-Saint-Jean	-230	-347	-175	-522	-39,9	-20,6	-60,5
Capitale-Nationale	-13	-20	-10	-30	-2,3	-1,2	-3,5
Abitibi-Témiscamingue	-100	-153	-77	-230	-17,5	-9,0	-26,6
Côte-Nord	-195	-294	-148	-442	-33,8	-17,4	-51,2
Nord-du-Québec	11	16	8	24	1,8	1,0	2,8
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	88	132	67	199	15,2	7,8	23,1
Total	-440	-666	-336	-1 001	-76,5	-39,5	-115,9
Scénario 3b							
Saguenay–Lac-Saint-Jean	119	180	91	271	20,7	10,7	31,3
Capitale-Nationale	57	87	44	131	10,0	5,2	15,2
Abitibi-Témiscamingue	28	42	21	64	4,9	2,5	7,4
Côte-Nord	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Nord-du-Québec	11	16	8	24	1,8	1,0	2,8
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	88	132	67	199	15,2	7,8	23,1
Total	303	457	231	688	52,6	27,1	79,7

Source: WSP

Note: L'unité de mesure « années-personnes » représente le nombre d'emplois équivalents temps plein. Celle-ci correspond au produit entre l'unité de temps (ici l'année) et le nombre de personnes au travail pendant ce temps. 10 années-personnes représentent le travail que peut accomplir une personne pendant 10 ans, mais également le travail que peuvent accomplir 10 personnes pendant un an.

À la demande du MFFP, WSP a évalué les impacts économiques d'une situation hypothétique et peu probable dans laquelle la « possibilité forestière nette attribuable » des six régions à l'étude serait entièrement récoltée. Cela signifie que l'approche méthodologique pour l'estimation du volume de bois récolté présentée à la section 4.2 n'est plus applicable. Les résultats de cette évaluation sont présentés à l'annexe E.

5 IMPACTS QUALITATIFS DES MESURES DE PROTECTION

5.1 IMPACTS ANTICIPÉS SUR LA STRUCTURE INDUSTRIELLE EN PLACE

Tel que mentionné précédemment, la présente étude économique réalisée par WSP est de nature macro-économique à l'échelle des régions administratives et du Québec. En effet, cette étude ne constitue pas une étude financière spécifique à une usine de transformation et ne peut servir à établir des constats spécifiques en ce sens. Cependant, certains facteurs peuvent avoir des conséquences sur une ou des usines de transformation selon leur propre réalité. Outre l'incidence évidente sur les volumes d'approvisionnement, d'autres éléments peuvent avoir des incidences sur le milieu forestier. À cet effet, les éléments soulevés ci-dessous illustrent certaines conséquences possibles pour une usine.

COÛTS D'APPROVISIONNEMENT

De nombreux facteurs entrent en ligne de compte lorsqu'on parle de coûts d'approvisionnement des usines en matière ligneuse, notamment :

- coûts d'abattage;
- coûts de débardage;
- coûts de chargements et de déchargement;
- coûts de transport;
- coûts de planification et de gestion;
- coûts de construction et d'entretien de chemins;
- coûts des redevances forestières.

Un poste de coût important est les coûts de transport. En effet, un plan de protection du caribou pourrait faire augmenter ou réduire les coûts de transport. Plus précisément, la localisation des usines par rapport aux zones de protection du caribou aura une incidence en fonction de la distance usine-massif. Par exemple, dans le cas où une zone de protection du caribou serait à proximité d'une usine et donc à de faibles coûts de transport, ceci ferait augmenter son coût moyen d'approvisionnement. Au contraire, les massifs de protection situés très loin de l'usine pourraient engendrer une baisse du coût moyen d'approvisionnement. Ainsi, l'impact sur les coûts de transport sera variable selon la localisation de son usine et des zones où des contraintes à l'aménagement forestier se trouvent.

D'autres éléments des coûts pourraient être affectés en fonction des forêts protégées par des massifs ou par d'autres contraintes à l'aménagement forestier, tels que des coupes partielles, notamment les coûts d'abattage, les coûts de construction et d'entretien de chemins, etc.

INCIDENCE SUR LA RENTABILITÉ DES INVESTISSEMENTS DES USINES

Selon les scénarios retenus, une variation sur le volume d'approvisionnement pour une usine affectera la rentabilité liée aux dépenses en immobilisation et affectera ainsi sa rentabilité financière. En effet, une baisse de l'approvisionnement engendrera une hausse des coûts fixes par unité produite, alors qu'une hausse de l'approvisionnement risque d'engendrer une diminution des coûts fixes par unité produite.

FACTION DE TRAVAIL

Une baisse d'approvisionnement d'une usine donnée peut engendrer différentes conséquences pour celle-ci, notamment la fermeture d'une ou des factions de travail. En effet, en fonction de la capacité de production de chaque usine par quart de travail, les conséquences d'une même baisse d'approvisionnement peuvent être différentes d'une usine à l'autre. Même s'il est difficile de prédire les conséquences sur les factions de travail pour chaque usine, il demeure que pour les essences où le taux d'utilisation est élevé comme le groupe SEPM, le choix des scénarios aura sans aucun doute des conséquences sur des factions de travail, au global, étant reliées aux quantités de bois transformé. Ultimement, selon l'ampleur des baisses d'approvisionnement pour les usines, les conséquences sur des factions de travail pourraient également entraîner des consolidations d'usines. Au contraire, une hausse de la possibilité forestière pourrait amener une augmentation des factions de travail.

5.2 IMPACTS ANTICIPÉS SUR LE SECTEUR RÉCRÉOTOURISTIQUE

Tout d'abord, les scénarios élaborés par le MFFP ne permettent pas d'établir ou de mesurer avec exactitude les impacts réels sur le récréotourisme, que ce soit en termes de jours-activité ou en termes d'impacts économiques. La stratégie de protection du caribou élaborée par le MFFP ne prévoit pas pour l'instant les mesures restrictives particulières outre la surveillance hivernale des activités de motoneige hors-piste. En effet, les dépenses gouvernementales liées à de la surveillance héliportée ont été identifiées. Dans les scénarios prévus, aucune mesure restrictive n'a été identifiée pour des activités, telles que la randonnée pédestre, le ski hors-piste, le quad, la motoneige en sentier, le vélo de montagne, etc. Au niveau de la chasse et de la pêche, il a été prévu que des efforts de chasse et des mesures soient mis en place afin de faciliter la récolte sur le territoire dans le but de diminuer la densité d'originaux et ainsi de limiter les prédateurs de caribou. Ainsi, les chasseurs seront nécessaires afin de contrôler les populations d'originaux. Cependant, des stratégies seront mises en place afin d'assurer la fermeture et la remise en production de chemins forestiers. Bien que les détails ne soient pas connus pour le moment, la fermeture de chemins vise, notamment, des chemins tertiaires destinés à l'exploitation forestière, qui exclut généralement les chemins d'accès aux autres ressources. Ainsi, cette fermeture de chemins pourrait possiblement limiter l'accès au territoire en véhicule, notamment pour des activités de chasse et de pêche.

Au niveau récréotouristique, certaines régions sont plus actives que d'autres et varient selon les activités pratiquées. Entre autres, l'attrait des montagnes, retrouvées dans les régions de la Gaspésie et de Charlevoix, est indéniable pour la beauté des paysages et la variété des activités que l'on peut y pratiquer. Le tableau 5-1 indique l'importance qualitative de certaines activités récréotouristiques pour l'économie locale.

Tableau 5-1 Importance qualitative de certaines activités récréotouristiques par région pour l'économie locale

ACTIVITÉ	ABITIBI-TÉMISCAMINGUE (SUD-OUEST DE VAL-D'OR)	CAPITALE-NATIONALE (L'ÉTAPE - CHARLEVOIX)	CÔTE-NORD	BAS-SAINT-LAURENT – GASPÉSIE (MASSIF DES CHIC-CHOCES)	NORD-DU-QUÉBEC	SAGUENAY – LAC-SAINT-JEAN.
Motoneige en sentier	+++	+++	++	+++	++	+++
Motoneige Hors-piste	+	+	+	++	+	++
Quad (VTT)	++	++	++	++	++	++
Chasse / pêche / piégeage	++	+++	++	+++	++	++
Randonnée pédestre / raquette	++	+++	++	+++	++	++
Ski de fond /ski de randonnée	+	++	+	++	+	+

Source : WSP

PRATIQUE DE LA MOTONEIGE ET DU QUAD (VTT)

Selon le ministère des Transports du Québec (MTQ) (2022, site web), la pratique de la motoneige génère à elle seule plus de deux milliards de dollars (2 G\$) annuellement en retombées économiques (directes, indirectes et induites) au Québec¹¹. Pour les régions du Saguenay–Lac-Saint-Jean, de l’Abitibi-Témiscamingue et de la Gaspésie, cette activité génère des impacts économiques annuels respectifs de 112,5 millions de dollars (M\$), 52,3 M\$ et 41,8 M\$. Une proportion plus importante de ces retombées économiques est associée à la motoneige en sentier plutôt que hors-piste. La motoneige hors-piste gagne toutefois en popularité depuis quelques années et implique des dépenses supérieures par les utilisateurs et leurs guides. En effet, plusieurs entreprises de guide de motoneige hors-piste sont actives dans la région de la Gaspésie et du Saguenay–Lac-Saint-Jean (secteur des monts Valin) et fréquentent les territoires permis. La chaîne des monts Chic-Chocs dans la région de la Gaspésie est particulièrement réputée pour leurs conditions favorables. Il est à souligner, à cet effet, que les activités de motoneige hors-piste sont déjà interdites dans les parcs nationaux et réserves fauniques gérés par la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq) et dans les réserves écologiques. De plus, la motoneige hors-piste est pratiquement absente sur l’ensemble du territoire fréquenté par la harde de Charlevoix, dû au fait qu’elle est interdite sur les territoires gérés par la Sépaq. Ces secteurs sont également relativement près des centres urbains, comparativement aux territoires occupés par les hardes de Val-d’Or, du nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean, de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec.

Toujours selon le MTQ, la pratique du quad (VTT) génère annuellement, quant à elle, près de 1 G\$ en retombées économiques (directes, indirectes et induites) au Québec¹². Comme c’est le cas de la pratique de la motoneige hors-piste, la pratique du quad gagne en popularité au Québec, notamment grâce à l’augmentation de l’offre de service et à la disponibilité de véhicules plus performants.

¹¹ MTQ. 2022. https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/aide-finan/vehicules-hors-route/Pages/Vehicules-hors-route-programmes_assistance-financiere.aspx (Page web consultée le 21avril 2022)

¹² MTQ. 2022. <https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/aide-finan/vehicules-hors-route/Pages/ass-financiere-quads.aspx> (Page web consultée le 21avril 2022)

L'impact des mesures de protection du caribou sur la pratique de la motoneige et du VTT sera variable en fonction des mesures retenues et en fonction des régions. Par ailleurs, pour les territoires publics dits « libres de droits fauniques », une approche réglementaire pourrait s'avérer nécessaire afin de pouvoir encadrer certaines activités récréotouristiques comme la motoneige, le quad ou même la randonnée pédestre.

PRATIQUE DE LA CHASSE, DE LA PÊCHE ET DU PIÉGEAGE

Selon une étude réalisée par le Bureau d'études stratégiques et techniques en économique (BESTE) en 2018, les pratiques de la chasse, de la pêche et du piégeage ont généré près de 1 G\$ en retombées économiques (directes et indirectes) au Québec, soit respectivement 459,2 M\$, 473,4 M\$ et 13,6 M\$ pour chacune de ces activités¹³. Les détails de ces retombées, ventilées par région, sont présentés au tableau 5-2.

Tableau 5-2 Retombées économiques de la chasse, de la pêche et du piégeage par région (en milliers de dollars de 2018)

ACTIVITÉ	ABITIBI-TÉMISCAMINGUE	CAPITALE-NATIONALE	CÔTE-NORD	BAS-SAINT-LAURENT – GASPÉSIE	NORD-DU-QUÉBEC	SAGUENAY – LAC-SAINT-JEAN.
Chasse	38 718	34 777	21 938	61 736	8 296	42 261
Pêche	33 031	48 558	19 818	33 427	13 371	44 336
Piégeage	1 312	1 072	1 340	1 474	99	547
Total	73 061	84 407	43 096	96 637	21 766	87 144

Source : Bureau d'études stratégiques et techniques en économique (BESTE)

La chasse à l'orignal est l'activité qui entraîne le plus de retombées économiques, soit près de 192,0 M\$ par année à l'échelle du Québec, suivi par la chasse au petit gibier (127,6 M\$) et la chasse au cerf de Virginie (101,8 M\$). Ces trois types de chasses réunis représentent plus de 91 % des retombées économiques de tous les types de chasse confondus.

Par ailleurs, comme mentionné plus haut, parmi les solutions possiblement retenues pour protéger le caribou figurent les incitatifs de chasse à l'orignal. Il est reconnu que cet animal nuit à la pérennité des hardes de caribous en attirant une plus grande quantité de prédateurs sur le territoire. Les incitatifs à la chasse à l'orignal pourraient possiblement générer des retombées économiques supplémentaires. Cependant, cette mesure pourrait être limitée par la fermeture de chemins forestiers, une autre mesure réputée pour son efficacité dans la protection des caribous. L'accès au territoire favorise en effet la pratique de la chasse et il n'est pas possible d'évaluer l'effet combiné de ces deux mesures.

PRATIQUE DE LA RANDONNÉE PÉDESTRE, DE LA RAQUETTE, DU SKI DE FOND ET DU SKI DE RANDONNÉE

Les montagnes de la Gaspésie et celles de Charlevoix attirent une quantité considérable d'adeptes pour plusieurs activités de plein air. Par exemple, de nombreux randonneurs fréquentent le parc national des Grands-Jardins, dans la région de la Capitale-Nationale. Les randonneurs et skieurs hors-piste sont aussi nombreux à fréquenter la chaîne de montagnes des monts Chic-Chocs, qui se situe notamment dans le parc national de la Gaspésie et dans la réserve faunique des Chic-Chocs. Le massif montagneux des monts Valin, au Saguenay–Lac-Saint-Jean, est également très prisé pour la pratique de ces activités. L'importance relative des principales activités récréotouristiques est présentée au tableau 5-1, pour chacune des régions concernées par la présente étude.

¹³ B.E.S.T.E. 2020. Retombées économiques des activités de chasse, de pêche et de piégeage au Québec, 54 p

Depuis une dizaine d'années, les activités extérieures sont en popularité croissante. Ainsi, les deux tiers des Québécois pratiqueraient des activités de plein air à l'extérieur. Après le vélo sur route, les deux activités les plus populaires sont la randonnée pédestre et la raquette. Déjà en 2017, une étude de l'Université du Québec à Montréal (UQAM) concluait qu'au cours des trois années précédant ladite étude, respectivement 39 % et 23 % des Québécois ont pratiqué ces activités¹⁴. De plus, le ski de fond arrive au sixième rang avec un taux de participation de 13 %. Toujours selon cette étude, en 2016, la pratique d'activité physique en plein air (toutes catégories confondues) a contribué à une hauteur de 2,2 G\$ en retombées économiques (directes et indirectes) du Québec. Seulement au niveau des 24 parcs nationaux gérés de la Sépaq, les retombées économiques s'élevaient à 473,4 M\$ à l'échelle du Québec en 2019-2020¹⁵. Par exemple, au niveau des parcs nationaux de la Gaspésie, des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie et des Grands-Jardins, les retombées économiques (PIB) s'élevaient respectivement à 17,8 M\$, 12,3 M\$ et 10,2 M\$ en 2020.

Ainsi, l'impact économique des mesures de protection du caribou sur les activités récréotouristiques dépendra de plusieurs facteurs. Certaines restrictions dans un secteur particulier pourraient possiblement se refléter par une délocalisation de certaines activités dans un secteur voisin. Par exemple, certaines mesures pourraient prendre en considération l'utilisation d'un territoire spécifique par une harde de caribous à un moment précis de l'année. Ces mesures pourraient être assouplies ou levées dans des périodes qui ne sont pas fréquentées par l'animal. Ainsi, tel que mentionné, il est difficile de prévoir les impacts réels des mesures de protection du caribou sur les activités récréotouristiques sans avoir plus d'information sur les stratégies de mise en place de ces mesures au sein des différents scénarios envisagés.

¹⁴ Chaire de tourisme Transat ESG UQAM. 2017. Étude des clientèles, des lieux de pratique et des retombées économiques et sociales des activités physiques de plein air, 189 p
¹⁵ Sépaq. 2020. <https://www.newswire.ca/fr/news-releases/mesure-incitative-du-ministere-du-tourisme-du-quebec-la-sepaq-est-un-fier-partenaire-de-la-relance-844291124.htm>
(Page web consultée le 21 avril 2022)

6 DÉPENSES GOUVERNEMENTALES LIÉES AUX MESURES DE PROTECTION

Dans l'élaboration de la stratégie d'aménagement et de protection du caribou forestier et montagnard, le MFFP prévoit également mettre en place diverses mesures de protection du caribou. À cet effet, certaines mesures de protection visent davantage la contribution à la réhabilitation des habitats alors que d'autres visent des mesures de gestion faunique. Ces mesures de protection sont considérées, au niveau économique, comme étant des dépenses gouvernementales.

Au niveau de la méthodologie, WSP a colligé les budgets engagés et prévus par type de mesure, tel que déclaré par le MFFP dans les documents soumis à la Commission. De plus, à l'aide d'informations internes complémentaires fournies par le MFFP, WSP a projeté les budgets de dépenses gouvernementales selon les différentes mesures envisagées par le ministère pour chaque scénario sur un horizon de 50 ans, soit de 2023 à 2073 en tenant compte, entre autres, des ZHR retenues (tableau 6-3).

Ici, cet exercice budgétaire n'est pas basé sur des scénarios bien définis de mise en place des diverses mesures de protection, mais il s'agit davantage d'hypothèses budgétaires. Dans le cas présent, en l'absence de scénarios bien définis, WSP n'a pas été en mesure de valider les coûts unitaires des diverses mesures ni le nombre « d'unités » prévues pour chacune des mesures afin de valider les budgets présentés. Le mandat consistait plutôt à présenter le portrait de l'ensemble des dépenses gouvernementales au regard des différentes mesures de protection envisagées. Cet exercice budgétaire permettra à l'État d'avoir un ordre de grandeur des sommes requises pour mettre en œuvre le scénario qui aura été déterminé, à terme. Cependant, il est très important de noter que l'allocation des budgets pourrait varier, autant par type de mesure qu'au niveau du calendrier de réalisation. Ainsi, le niveau d'incertitude demeure élevé à moyen et à long terme. En effet, la temporalité des mesures de gestion proposées par le MFFP sera influencée notamment, par l'état de situation des populations, l'efficacité réelle des mesures retenues et la durée requise pour le retour à un taux de perturbation de l'habitat inférieur à 35 %. Ainsi, malgré l'exercice réalisé, il faut se rappeler que cet exercice budgétaire évoluera de façon dynamique dans le temps.

6.1 OBJECTIFS DES MESURES DE PROTECTION PRÉVUES

Aux fins de cet exercice budgétaire, seules les familles de mesures suivantes ont été considérées :

- arrosage BTK;
- démantèlement et reboisement de chemins;
- enclos de maternité / exclos sans prédateurs;
- gestion des proies alternatives;
- piégeage des prédateurs;
- réduction du dérangement;
- supplémentation.

Le démantèlement et la fermeture de chemin permettent, notamment, de rendre plus difficile le déplacement des prédateurs. La remise en production des parterres de coupe en essence résineuse permet, quant à elle, de fournir des habitats favorables aux caribous et de rendre, au passage, ceux-ci moins attrayants pour l’orignal ainsi que de restreindre l’intérêt des prédateurs.

Également, la TBE est un insecte ravageur qui s’attaque aux essences résineuses, notamment le sapin baumier et l’épinette blanche. Dans un tel contexte, la mort des peuplements favorisera la venue de peuplements feuillus, ce qui est défavorable au caribou forestier. Ainsi, l’arrosage contre la TBE est une mesure qui peut contribuer à protéger l’habitat du caribou forestier et montagnard. À ce niveau, il importe de mentionner que le montant prévu correspond seulement à l’investissement supplémentaire lié à la protection des habitats du caribou forestier, et non à ce qui est déjà prévu dans l’exercice régulier de protection des forêts. Ensuite, le contrôle des prédateurs est une mesure directe visant la survie des caribous par des activités de chasse et de piégeage. Dans le même ordre d’idées, le contrôle des proies alternatives (p. ex. l’orignal et le castor) est une autre mesure importante. En effet, moins il y a des proies potentielles, moins il y a un risque d’y avoir de prédateurs.

Le MFFP a également décidé, pour certaines hardes où il reste aujourd’hui moins de 40 individus, de créer des enclos de maternité ou des exclos contre les prédateurs de façon, notamment, à assurer la survie des faons. Dans ces dispositifs, de la surveillance sera requise de même que du déneigement afin d’assurer le bon déroulement de la mesure.

La supplémentation pourrait être requise afin d’éviter l’extinction de certaines populations par l’immigration d’individus de hardes en bonne santé vers une harde où le nombre est insuffisant pour en assurer leur survie. Finalement, la réduction du dérangement est une mesure mise de l’avant afin d’éviter de perturber le caribou, notamment en hiver. Pour ce faire, le MFFP, via les agents de protection de la faune, procède à des campagnes de surveillance héliportée, notamment dans les parcs nationaux et les réserves fauniques.

6.2 RÉSULTATS

6.2.1 DÉPENSES GOUVERNEMENTALES ENGAGÉES OU BUDGÉTÉES – HORIZON 2017-2023

Au niveau de la méthodologie, WSP a colligé les budgets engagés et prévus par type de mesure pour la période 2017-2023, comme déclaré par le MFFP dans les documents de la Commission et d’informations internes du MFFP. De plus, WSP a évalué les budgets de dépenses gouvernementales estimés par le MFFP, et a ventilé ceux-ci sur un horizon de 50 ans, soit de 2023 à 2073. En résumé, WSP a généré un tableau avec les sommes budgétées pour chaque type de mesure sur un horizon de temps de 50 ans. Certaines mesures s’appliquaient sur seulement 10 ans, alors que d’autres étaient récurrentes dans le temps. Ajoutons que les mesures de protection envisagées étaient variables selon chaque harde. À cet effet, les tableaux 6-1 et 6-2 illustrent les dépenses gouvernementales engagées ou planifiées pour l’horizon 2017-2023, respectivement par région administrative et par famille, de mesures de protection du caribou forestier et montagnard.

Tableau 6-1 Dépenses gouvernementales engagées ou planifiées pour l’horizon 2017-2023 par région administrative

RÉGION ADMINISTRATIVE	DÉPENSES ENGAGÉES OU PLANIFIÉES - 2017-2023 (M\$)
Saguenay-Lac-Saint-Jean	0,9
Capitale-Nationale	4,1
Abitibi-Témiscamingue	2,5
Bas-Saint-Laurent -Gaspésie	10,9
Total	18,4

Source : MFFP

Tableau 6-2 Dépenses gouvernementales réalisées ou budgétées pour l'horizon 2017-2023 par famille de mesures de protection

FAMILLE DE MESURES DE PROTECTION	DÉPENSES RÉALISÉES OU BUDGETÉES - 2017-2023 (M\$)
Arrosage BTK	2,4
Démantèlement et remise en production de chemin	3,7
Enclos/Exclos	9,5
Piégeage des prédateurs	1,3
Travaux sylvicoles	1,5
Total	18,4

Source : MFFP

6.2.2 DÉPENSES GOUVERNEMENTALES BUDGÉTÉES POUR UN HORIZON DE 50 ANS

À l'analyse des données, il a été constaté que certaines mesures sont optionnelles selon l'évolution de la situation, c'est notamment le cas pour le recours à des exclos sans prédateurs de grande taille. Également, la mesure « Démantèlement et reboisement de chemin » était présentée sous la forme d'une fourchette budgétaire. Ainsi, étant donné l'incertitude temporelle, certaines mesures optionnelles et d'autres de hauteurs variables, WSP a retenu l'approche de présenter les résultats selon une fourchette budgétaire intitulée « palier budgétaire inférieur » et « palier budgétaire supérieur ». Les budgets de dépenses gouvernementales varient selon les divers scénarios et concernent uniquement les régions et ZHR mentionnées au tableau 6-3.

Tableau 6-3 Application des mesures de protection de caribou sur 50 ans aux fins de l'exercice budgétaire¹⁶

Région administrative	ZHR	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3a	Scénario 3b
Abitibi-Témiscamingue	ZHR Val-d'Or	Non retenue	Retenue	Retenue	Non retenue
Saguenay-Lac-Saint-Jean	ZHR Allenou	Non retenue	Retenue	Retenue	Retenue
	ZHR Péribonka	Non retenue	Retenue	Retenue	Non retenue
	ZHR Pipmuacan	Non retenue	Retenue	Retenue	Non retenue
Capitale-Nationale	ZHR Charlevoix	Non retenue	Retenue	Retenue	Non retenue
Bas-Saint-Laurent – Gaspésie	ZHR Gaspésie	Non retenue	Retenue	Retenue	Retenue

Source : WSP

Le tableau 6-4 présente les résultats des dépenses gouvernementales sur un horizon de 50 ans, ventilé par région et par scénario. Pour le scénario 1, aucune mesure de protection n'est prévue; le budget de dépense est donc de 0 \$.

Pour les scénarios 2 et 3a, il a été convenu d'utiliser, aux fins du présent exercice d'analyse comparative, exactement les mêmes mesures pour les mêmes territoires; les résultats sont donc identiques. Si on analyse les résultats par région administrative pour la période à l'étude de 50 ans, la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean est la région ayant le plus important budget, soit entre 117,8 M\$ et 124,3 M\$, alors que le budget pour la région de la Capitale-Nationale se situe entre 33,9 M\$ et 54,6 M\$. Le budget de l'Abitibi-Témiscamingue se situe 21 M\$ et 54,1 M\$. Pour la région Bas-Saint-Laurent – Gaspésie le budget se situe de 49,8 M\$ à 82,4 M\$. Cette situation s'explique par la présence de trois ZHR sans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, alors que les autres régions n'ont qu'une seule ZHR.

À noter que certaines hardes fréquentant à la fois les régions administratives de la Côte-Nord et du Saguenay–Lac-Saint-Jean ont été compilées dans la région administrative du Saguenay–Lac-Saint-Jean. Si on s'intéresse à la moyenne annuelle, ceci

¹⁶ Les mesures de protection s'appliquent seulement pour les ZHR « retenues »

pourrait représenter un budget annuel moyen variant entre 4,4 M\$/an pour le palier inférieur à 6,3 M\$/an pour le palier supérieur. Cependant, il faut se rappeler que le budget peut varier d’une année à l’autre et, tel qu’expliqué précédemment, que cet exercice budgétaire évoluera de façon dynamique dans le temps en fonction, notamment, de l’efficacité réelle des mesures retenues et de la durée requise pour le retour à un taux de perturbation de l’habitat inférieur à 35 %.

Pour le scénario 3b, il s’agit exactement des mêmes mesures qu’aux scénarios 2 et 3a, mais simplement retenues pour la ZHR Allenou située au Saguenay-Lac-Saint-Jean, et la ZHR de la Gaspésie. Dans le cas présent, sur un horizon de 50 ans, le palier inférieur de budget de dépenses gouvernementales se situe à 75,7 M\$ et le palier supérieur se situe à 108,3 M\$.

En résumé, le tableau 6-4 présente les paliers inférieurs et supérieurs de budget de dépenses gouvernementales par région administrative pour chacun des scénarios à l’étude. Le tableau 6-5 présente, quant à lui, les paliers inférieurs et supérieurs de budget de dépenses gouvernementales moyennes annuelles par région administrative, pour chacun des scénarios à l’étude.

Tableau 6-4 Dépenses gouvernementales liées à la protection du caribou forestier et montagnard, sur un horizon de 50 ans, ventilées par région et scénario

Région administrative	Budget de dépenses gouvernementales sur une période de 50 ans					
	Scénario 1		Scénario 2 ou scénario 3a		Scénario 3b	
	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)
Saguenay-Lac-Saint-Jean	-	-	117,8	124,3	25,9	25,9
Capitale-Nationale	-	-	33,9	54,6	0,0	0,0
Abitibi-Témiscamingue	-	-	21,0	54,1	0,0	0,0
Bas-Saint-Laurent -Gaspésie	-	-	49,8	82,4	49,8	82,4
Total	-	-	222,4	315,5	75,7	108,3

Source : WSP

Tableau 6-5 Dépenses moyennes annuelles gouvernementales liées à la protection du caribou forestier et montagnard, évaluées à partir d’un horizon de 50 ans, ventilées par région et scénario

Région administrative	Budget de dépenses gouvernementales sur une période de 50 ans					
	Scénario 1		Scénario 2 ou scénario 3a		Scénario 3b	
	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)
Saguenay-Lac-Saint-Jean	-	-	2,4	2,5	0,5	0,5
Capitale-Nationale	-	-	0,7	1,1	0,0	0,0
Abitibi-Témiscamingue	-	-	0,4	1,1	0,0	0,0
Bas-Saint-Laurent -Gaspésie	-	-	1,0	1,6	1,0	1,6
Total	-	-	4,4	6,3	1,5	2,2

Source : WSP

Au niveau des différents types de mesures de protection, les dépenses pour les éléments suivants sont identiques pour le palier budgétaire inférieur ou supérieur :

- piégeage des prédateurs;
- gestion des proies alternatives;

- supplémentation;
- arrosage BTK;
- réduction du dérangement.

Pour les familles de mesures « enclos/exclos » et « démantèlement et reboisement de chemin », les résultats varient entre le palier inférieur et le palier supérieur. Tel que mentionné précédemment, le palier supérieur comprend le recours aux « enclos/exclos de grande taille », ce qui fait augmenter le budget considérablement. Également, pour « Démantèlement et reboisement de chemin », la fourchette supérieure de budget a été considérée.

Au niveau des résultats par type de mesures, le scénario 1, tel que mentionné précédemment, ne comporte aucune mesure de protection et est donc encore une fois à un budget de 0 \$.

Au niveau des scénarios 2 et 3a, le piégeage des prédateurs est la mesure où le budget est le plus élevé dans cet exercice, avec 124,3 M\$. Par la suite, le budget lié aux enclos et exclos varie entre 31,7 M\$ pour le palier inférieur et 104,3 M\$ pour le palier supérieur. En troisième lieu viennent le démantèlement et le reboisement de chemin, qui varie entre 46,0 M\$ pour le palier inférieur et 66,5 M\$ pour le palier supérieur. Finalement, les autres mesures représentent un budget au total 20,4 M\$.

Au niveau du scénario 3b, le budget sur un horizon de 50 ans lié au piégeage des prédateurs est de 38,2 M\$ et de 5,5 M\$ pour le démantèlement et le reboisement de chemins. Au niveau des enclos et exclos, le palier inférieur est de 15 M\$ et passe à 47,6 M\$ pour le palier supérieur. Les autres mesures totalisent un budget de 17 M\$. Il est à noter que pour la supplémentation, les dépenses pourraient être plus élevées puisque l'estimé budgétaire n'a pas encore été réalisé pour la harde de la Gaspésie.

Le tableau 6-6 présente les paliers inférieurs et supérieurs de budget de dépenses gouvernementales par type de mesure de protection.

Tableau 6-6 Dépenses gouvernementales liées à la protection du caribou forestier et montagnard, sur un horizon de 50 ans, ventilé par familles de mesures de protection

Famille de mesures de protection	Budget de dépenses gouvernementales sur une période de 50 ans					
	Scénario 1		Scénario 2 ou scénario 3a		Scénario 3b	
	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)	Palier inférieur (M\$)	Palier supérieur (M\$)
Piégeage des prédateurs			124,3	124,3	38,2	38,2
Démantèlement et reboisement de chemin			46,0	66,5	5,5	5,5
Enclos/exclos			31,7	104,3	15,0	47,6
Arrosage BTK			10,0	10,0	10,0	10,0
Réduction du dérangement			9,5	9,5	7,0	7,0
Gestion des proies alternatives			0,5	0,5	0,0	0,0
Supplémentation			0,4	0,4	0,0	0,0
Total	-	-	222,4	315,5	75,7	108,3

Source : WSP

7 CONCLUSION

La présente étude économique a été réalisée dans un contexte où une Commission indépendante sur les caribous forestiers et montagnards a été nommée et doit réaliser des audiences publiques auprès de la population. À terme, la Commission pourra éclairer le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs afin de développer une stratégie optimale de gestion adaptée de l'habitat du caribou sur les terres du domaine de l'État. Pour ce faire, le MFFP a développé deux scénarios théoriques et hypothétiques afin de susciter la réflexion des participants. Aux fins exclusives de comparaisons, WSP Canada Inc. (WSP) a analysé deux autres scénarios, soit le 1^{er} scénario étant sans mesure de protection, et le 2^e scénario étant la reconduction de la stratégie actuelle d'aménagement 2018-2023 qui agit à titre de « scénario de référence » aux fins des calculs.

La présente étude économique réalisée par WSP est donc la première à donner un regard neutre et indépendant sur les impacts des différents scénarios mis de l'avant. Malgré une disponibilité non exhaustive des données et une incertitude au niveau de la temporalité de la mise en œuvre des mesures de protection faunique, WSP a tout de même eu accès à suffisamment de données internes et externes afin d'être en mesure de quantifier les impacts économiques sur le secteur forestier. De plus, l'étude de WSP a permis d'illustrer les impacts potentiels sur le secteur récréotouristique et d'évaluer un palier budgétaire de dépenses gouvernementales liées à la protection du caribou forestier et montagnard.

Les résultats de cette étude portent sur l'ensemble des six régions du Québec visées par des mesures d'aménagement et de protection du caribou forestier, soit le Saguenay–Lac-Saint-Jean, la Capitale-Nationale, l'Abitibi-Témiscamingue, la Côte-Nord, le Nord-du-Québec ainsi que les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie.

En effet, le scénario 1 (scénario sans mesure de protection) élaboré à des fins de comparaison illustre un écart de 1 657 emplois directs et indirects et un écart sur la valeur ajoutée de 192 M\$ annuellement par rapport au scénario de référence (scénario 2 actuellement en vigueur). Autrement dit, le scénario 2 actuellement en vigueur aurait engendré une réduction de 1 657 emplois et diminué la valeur ajoutée (PIB) à l'échelle du Québec de l'ordre de 192 M\$.

Au niveau du scénario 3a (scénario consultatif révisé), par rapport au scénario de référence, celui-ci engendrerait une baisse supplémentaire de 1 001 emplois directs et indirects, et une baisse supplémentaire de la valeur ajoutée de 116 M\$ annuellement. Quant au scénario 3b, soit le scénario sans impact forestier additionnel par rapport au scénario de référence, celui-ci engendrerait une hausse de 688 emplois directs et indirects et une hausse de la valeur ajoutée de 80 M\$ annuellement par rapport au scénario actuellement en vigueur.

De manière générale, la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean serait la région dont les mesures de protection ont le plus d'impact. Les impacts sur les volumes récoltés dans cette région, liés au scénario actuellement en vigueur, représentent, à l'échelle du Québec, une perte de 623 emplois et une diminution de la valeur ajoutée de 72 M\$ annuellement. Si les mesures de protection proposées par le scénario 3a sont adoptées, une perte additionnelle de 522 emplois serait prévue. À l'inverse, le scénario 3b permettrait de créer 271 emplois additionnels.

En ce qui concerne les dépenses gouvernementales budgétées (engagées ou prévues) pour l'horizon 2017-2023, elles s'élèvent à 18,4 M\$. Le budget lié aux dépenses gouvernementales futures qui pourrait être requis pour mettre en œuvre les modalités envisagées pour la protection du caribou sur une période de 50 ans a été évalué pour les divers scénarios. Pour le scénario 1, le budget serait nul, car aucune mesure de protection n'est appliquée pour ce scénario, et ce, strictement à titre de comparaison pour le présent exercice. Au niveau des scénarios 2 et 3a, les budgets requis pour mettre en œuvre les mesures de protection du caribou ont été considérés égaux et pourraient varier entre 222 M\$ et 315 M\$. Finalement, pour le scénario 3b, les budgets requis pourraient varier entre 75 M\$ et 108 M\$.

Il est important de souligner que les budgets requis en dépenses gouvernementales pourraient varier selon la temporalité de la mise en œuvre des mesures de gestion proposées, qui sera elle-même influencée par l'état de situation des populations, l'efficacité réelle des mesures retenues et la durée requise pour le retour à un taux de perturbation de l'habitat inférieur à 35 %. Par conséquent, cet exercice budgétaire devra être revu de façon dynamique dans le temps, afin de demeurer valide.

Au niveau récréotouristique, certaines activités pourraient potentiellement être affectées par des mesures de protection du caribou. Bien que déjà proscrite sur des territoires connus, la pratique de certaines activités hivernales, comme la motoneige hors-piste, pourrait être appelée à être interdite ailleurs de façon ponctuelle selon la localisation des hardes, par exemple. Il pourrait en être de même pour des activités de randonnée pédestre et de ski hors-piste. Outre l'application de mesures venant contraindre directement la pratique de certaines activités, la fermeture de chemins forestiers pourrait limiter l'accès au territoire et ainsi affecter indirectement d'autres activités récréotouristiques, telles que le quad, la pratique des activités de chasse et de pêche, etc.

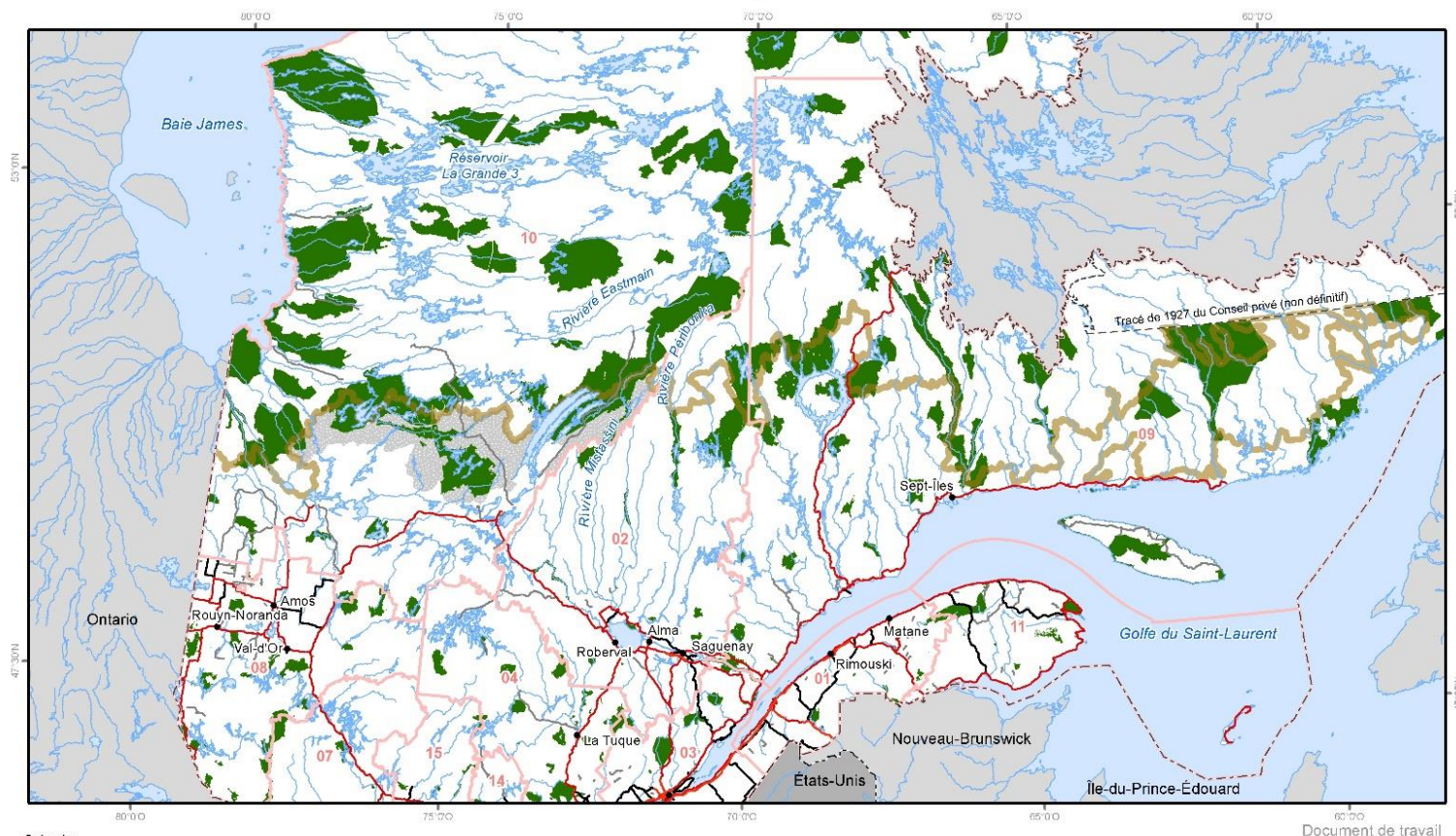
ANNEXE

A

CARTES
SCÉNARIO 1, 2, 3A ET 3B

Scénario 1

Scénarios à l'étude Scénario sans mesure de protection du caribou



Document de travail

Scénarios

- Scénario consultatif révisé
 - Scénario sans impact forestier additionnel
 - Scénario actuel
- ### Limites des territoires
- Aire protégée
 - Vaste espace propice (VEP)
 - Zone de connectivité
 - Zone d'habitats en restauration (ZHR)

Le secteur pour lequel les discussions sont en cours avec les Orl dans le contexte du chapitre 3 de La paix des braves.

Organisation territoriale

- Municipalité
- Route principale
- Frontière internationale
- Frontière interprovinciale
- Frontière Québec-Terre-Neuve-et-Labrador (cette frontière n'est pas définitive)
- Limite territoriale des forêts attribuables
- Région administrative forestière

Métadonnées

Projection cartographique: Conique conforme de Lambert

0 50 100 km

Sources

Fond cartographique
Infrastructures de transport
Donnée de projet

Organismes

MFPP
MFPP
MFPP

Année

2022
2022
2022

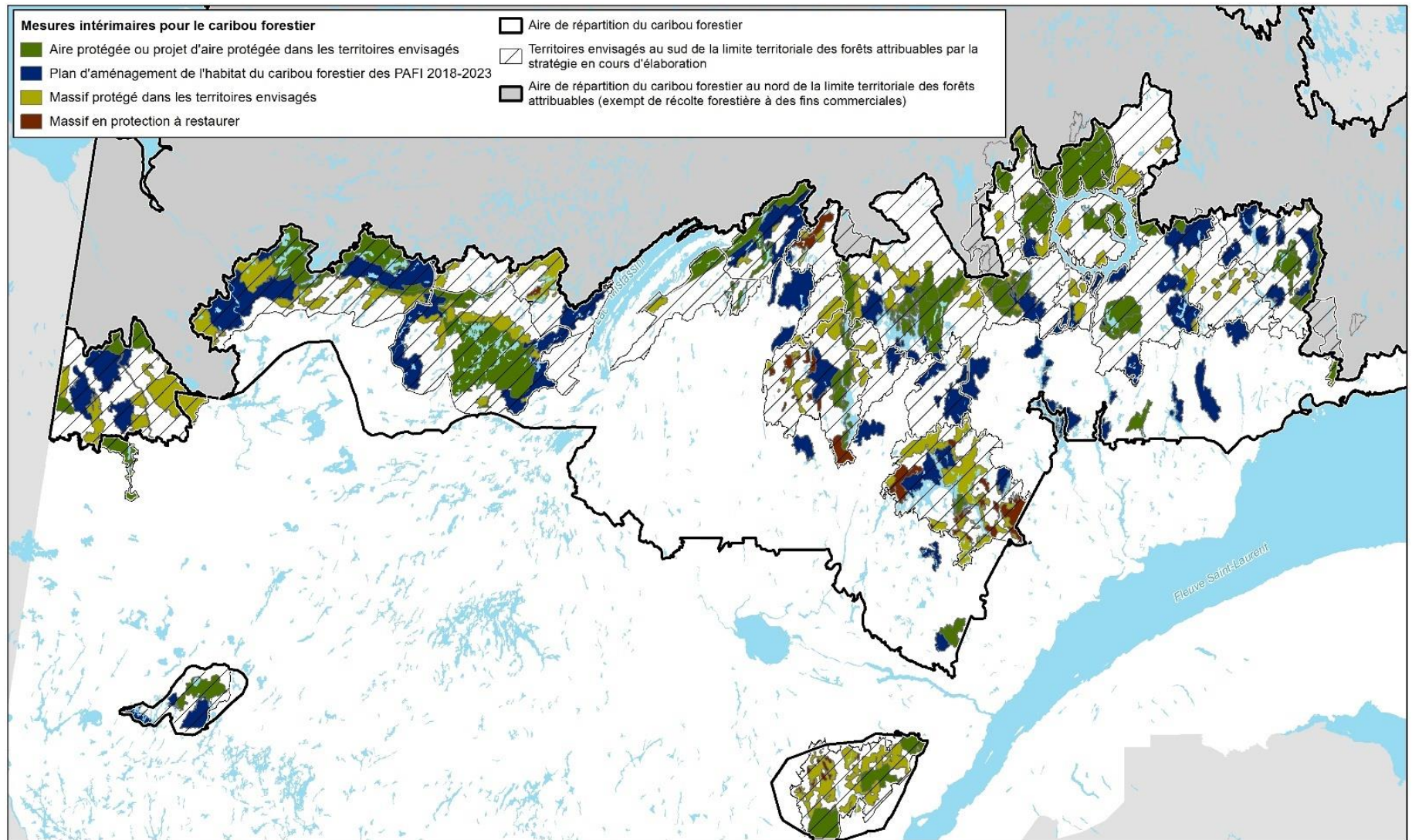
Réalisation

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers
Note: Le présent document n'a aucune portée légale
© Gouvernement du Québec, 2022

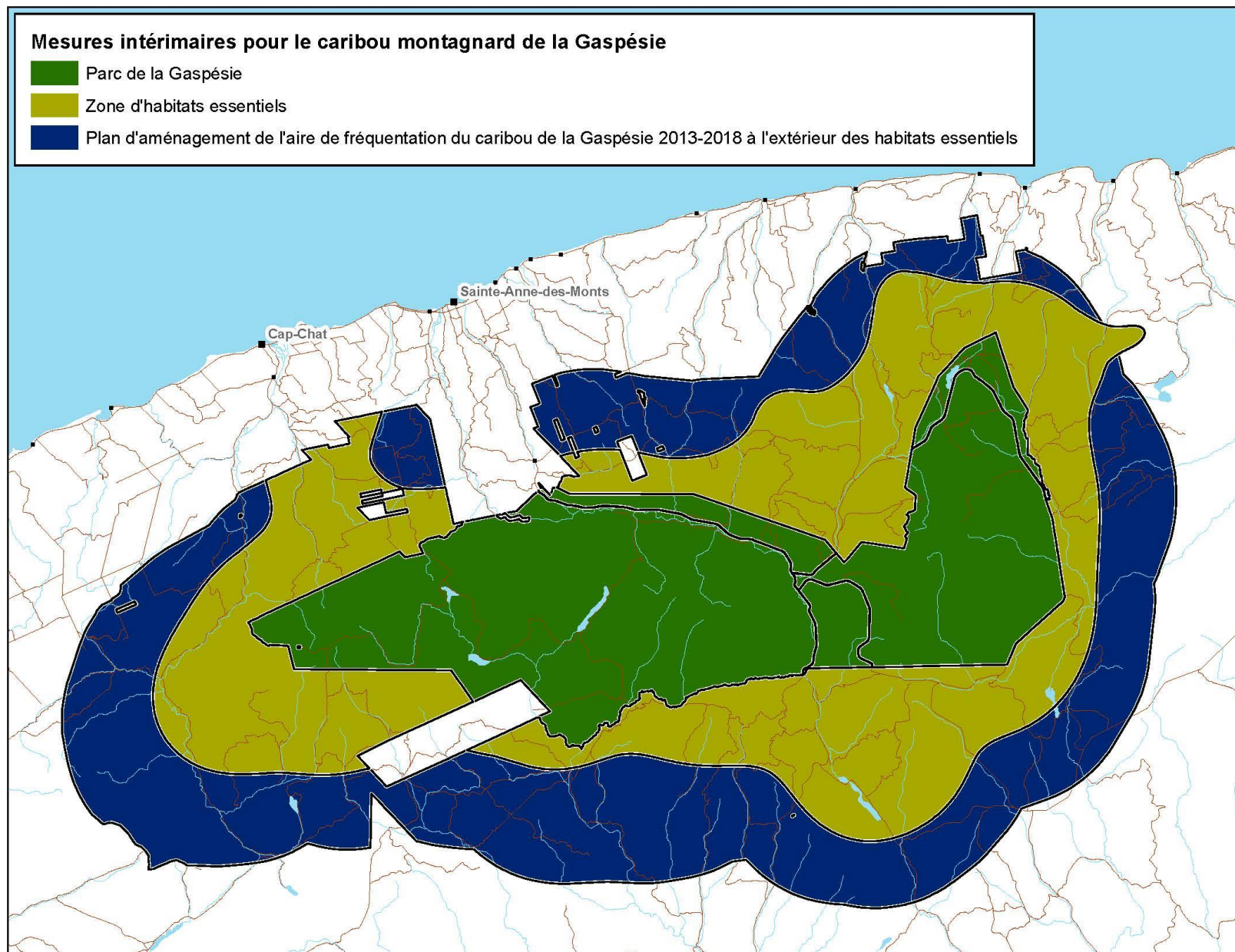
Forêts, Faune
et Parcs

Québec

Scénario 2 (caribou forestier)

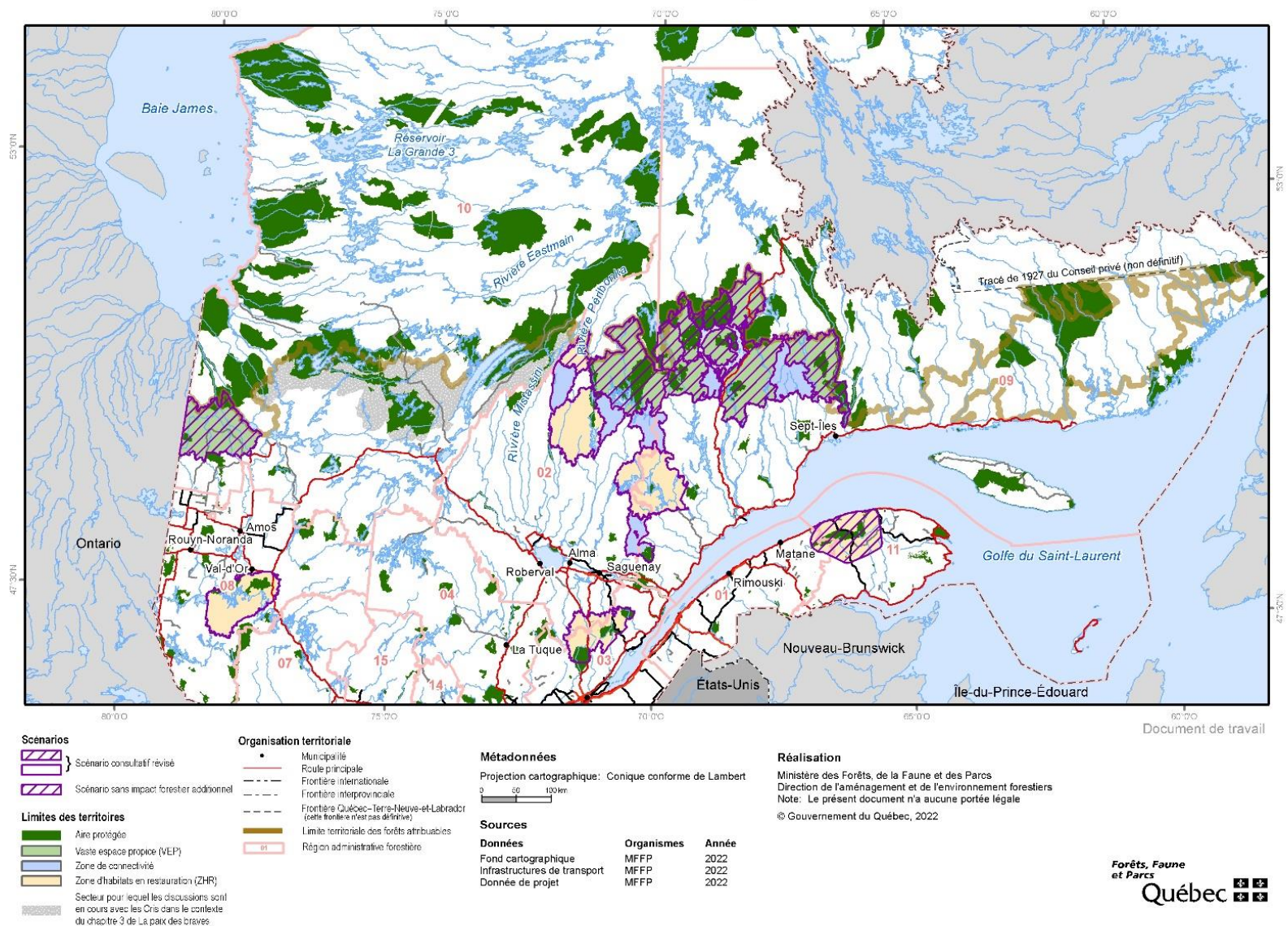


Scénario 2 (caribou montagnard)



Scénario 3a et scénario 3b

Scénarios à l'étude dans le cadre de la commission indépendante sur les caribous forestiers et montagnards
Scénario consultatif révisé et scénario sans impact forestier additionnel



Limite territoriale des forêts attribuables



ANNEXE

B

SOURCES DES DONNÉES DE
POSSIBILITÉ FORESTIÈRE POUR
CHAQUE SCÉNARIO ET UA

Région	UA	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3a	Scénario 3b
(01) Bas-Saint-Laurent	01272	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022
(02) Saguenay - Lac-Saint-Jean	02371	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats scénario 1
(02) Saguenay - Lac-Saint-Jean	02471	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022
(02) Saguenay Lac-Saint-Jean	02571	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022
(02) Saguenay Lac-Saint-Jean	02751	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022
(03) Capitale-Nationale	03772	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats scénario 1
(08) Abitibi	08351	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats scénario 1
(08) Abitibi	08152	Aucun impact évalué, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats scénario 2
(09) Côte-Nord	09351	Résultats BFEC 2018-2023, 01/11/2021	CPF 2018-2023	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022
(09) Côte-Nord	09352	Résultats BFEC 2018-2023, 01/11/2021	CPF 2018-2023	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022
(09) Côte-Nord	09471	Résultats BFEC 2018-2023, 01/11/2021	CPF 2018-2023	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022
(09) Côte-Nord	09551	Résultats BFEC 2018-2023, 01/11/2021	CPF 2018-2023	Aucun impact évalué 18/01/2022	Aucun impact évalué 18/01/2022
(09) Côte-Nord	09751	Résultats BFEC 2018-2023, 01/11/2021	CPF 2018-2023	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022	Résultats BFEC 2018-2023, 18/01/2022
(10) Nord-Du-Québec	02661	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Aucun impact évalué, 28/02/2022	Aucun impact évalué, 28/02/2022
(10) Nord-Du-Québec	02663	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Aucun impact évalué, 28/02/2022	Aucun impact évalué, 28/02/2022
(10) Nord-Du-Québec	02664	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Aucun impact évalué, 28/02/2022	Aucun impact évalué, 28/02/2022
(10) Nord-Du-Québec	02665	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Aucun impact évalué, 28/02/2022	Aucun impact évalué, 28/02/2022
(10) Nord-Du-Québec	08551	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats scénario 3a
(10) Nord-Du-Québec	08562	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats scénario 3a
(10) Nord-Du-Québec	08652	Aucun impact évalué, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats scénario 3a
(10) Nord-Du-Québec	08663	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Aucun impact évalué, 28/02/2022	Aucun impact évalué, 28/02/2022
(10) Nord-Du-Québec	08664	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Aucun impact évalué, 28/02/2022	Aucun impact évalué, 28/02/2022
(10) Nord-Du-Québec	08666	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	CPF 2023-2028	Aucun impact évalué, 28/02/2022	Aucun impact évalué, 28/02/2022
(11) Gaspésie-Îles-de-la-Madelaine	11161	Résultats BFEC 2023-2028, 10/03/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022
(11) Gaspésie	11262	Résultats BFEC 2023-2028, 10/03/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022
(11) Gaspésie	11263	Résultats BFEC 2023-2028, 10/03/2022	CPF 2023-2028	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022	Résultats BFEC 2023-2028, 28/02/2022

ANNEXE

C

INDICATEURS
ÉCONOMIQUES COMPLETS
POUR CHAQUE SCÉNARIO

Tableau C-1 Multiplicateurs de retombées économiques directes et indirectes par essence de bois, autres indicateurs économiques

Essence	Salaire et traitement avant impôts (\$/1000 m³)			Revenus fiscaux provinciaux (\$/1000 m³)			Revenus fiscaux fédéraux (\$/1000 m³)			Parafiscalité québécoise (RRQ, FSS, CNESST, RQAP) (\$/1000 m³)			Redevances par région administrative (\$/1000 m³)					
	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	R02	R03	R08	R09	R10	R1&R11
SEPM	89 142	39 261	128 403	10 707	5 180	15 887	7 060	3 036	10 096	16 000	16 000	32 000	16 000	16 000	16 000	16 000	16 000	32 000
Thuya	71 863	31 650	103 513	8 054	3 896	11 950	5 310	2 283	7 593	5 000	5 000	10 000	5 000	5 000	5 000	5 000	5 000	10 000
Pruche	158 494	69 805	228 299	18 538	8 969	27 507	11 560	4 971	16 531	5 000	5 000	10 000	5 000	5 000	5 000	5 000	5 000	5 770
Pins blanc et rouge	239 008	105 265	344 273	26 539	12 839	39 378	16 250	6 988	23 238	11 650	11 420	23 070	11 650	11 420	8 830	10 290	3 000	15 370
Peupliers	104 886	46 195	151 081	11 934	5 773	17 707	7 690	3 307	10 997	4 000	4 000	8 000	4 000	4 000	4 000	4 000	4 000	8 000
Bouleau à papier	161 436	71 100	232 536	18 722	9 058	27 780	11 870	5 104	16 974	3 740	4 180	7 920	3 740	4 180	4 110	4 050	4 390	7 220
Bouleau jaune	161 436	71 100	232 536	18 722	9 058	27 780	11 870	5 104	16 974	9 550	11 510	21 060	9 550	11 510	6 160	11 950	100	15 460
Érables	161 436	71 100	232 536	18 722	9 058	27 780	11 870	5 104	16 974	3 310	5 610	8 920	3 310	5 610	4 210	4 020	0	9 740
Autres feuillus durs	161 436	71 100	232 536	18 722	9 058	27 780	11 870	5 104	16 974	3 870	3 110	6 980	3 870	3 110	7 660	12 520	5 000	8 280

Source : MFFP

Tableau C-2 Synthèse des résultats d'impacts économiques annuels des mesures de protection par région, autres indicateurs économiques

Région	Salaire et traitement avant impôts (M\$)			Revenus fiscaux provinciaux (M\$)			Revenus fiscaux fédéraux (M\$)			Parafiscalité québécoise (RRQ, FSS, CNESST, RQAP) (M\$)			Redevances (M\$)
	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	
Scénario 1													
Saguenay–Lac-Saint-Jean	24,5	10,8	35,2	2,9	1,4	4,4	1,9	0,8	2,8	4,3	4,3	8,6	4,3
Capitale-Nationale	5,1	2,3	7,4	0,6	0,3	0,9	0,4	0,2	0,6	0,9	0,9	1,8	0,9
Abitibi-Témiscamingue	2,5	1,1	3,6	0,3	0,1	0,4	0,2	0,1	0,3	0,4	0,4	0,9	0,4
Côte-Nord	19,7	8,7	28,4	2,4	1,1	3,5	1,6	0,7	2,2	3,5	3,5	7,1	3,5
Nord-du-Québec	10,7	4,7	15,4	1,3	0,6	1,9	0,8	0,4	1,2	1,9	1,9	3,8	1,9
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	2,6	1,2	3,8	0,3	0,2	0,5	0,2	0,1	0,3	0,4	0,4	0,9	0,9
Total	65,1	28,7	93,8	7,8	3,8	11,6	5,2	2,2	7,4	11,5	11,5	23,1	12,0
Scénario 3a													
Saguenay–Lac-Saint-Jean	-20,5	-9,0	-29,6	-2,5	-1,2	-3,7	-1,6	-0,7	-2,3	-3,7	-3,7	-7,3	-3,7
Capitale-Nationale	-1,2	-0,5	-1,7	-0,1	-0,1	-0,2	-0,1	0,0	-0,1	-0,2	-0,2	-0,4	-0,2
Abitibi-Témiscamingue	-9,0	-4,0	-13,0	-1,1	-0,5	-1,6	-0,7	-0,3	-1,0	-1,5	-1,5	-3,0	-1,5
Côte-Nord	-17,4	-7,7	-25,0	-2,1	-1,0	-3,1	-1,4	-0,6	-2,0	-3,1	-3,1	-6,2	-3,1
Nord-du-Québec	0,9	0,4	1,4	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	7,8	3,4	11,3	0,9	0,5	1,4	0,6	0,3	0,9	1,4	1,4	2,9	2,9
Total	-39,4	-17,3	-56,7	-4,7	-2,3	-7,0	-3,1	-1,3	-4,4	-6,9	-6,9	-13,8	-5,5
Scénario 3b													
Saguenay–Lac-Saint-Jean	10,6	4,7	15,3	1,3	0,6	1,9	0,8	0,4	1,2	1,9	1,9	3,7	1,9
Capitale-Nationale	5,1	2,3	7,4	0,6	0,3	0,9	0,4	0,2	0,6	0,9	0,9	1,8	0,9
Abitibi-Témiscamingue	2,5	1,1	3,6	0,3	0,1	0,4	0,2	0,1	0,3	0,4	0,4	0,9	0,4
Côte-Nord	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nord-du-Québec	0,9	0,4	1,4	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	7,8	3,4	11,3	0,9	0,5	1,4	0,6	0,3	0,9	1,4	1,4	2,9	2,9
Total	27,1	11,9	39,0	3,2	1,6	4,8	2,1	0,9	3,1	4,8	4,8	9,6	6,3

Source : WSP

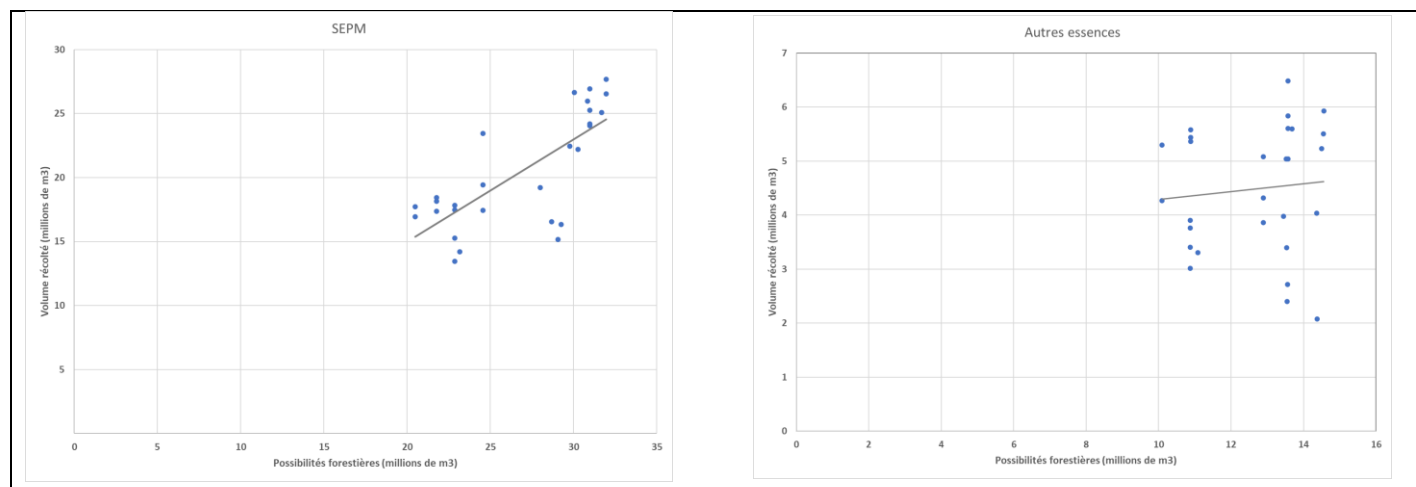
ANNEXE

D

**ÉTABLISSEMENT DU LIEN
ENTRE LES POSSIBILITÉS
FORESTIÈRES ET LE
VOLUME RÉCOLTÉ**

ANALYSE STATISTIQUE DE CORRÉLATION

Le degré de corrélation entre les possibilités forestières et le volume récolté peut être mesuré par la pente des droites présentées dans la figure D-1. Pour ce faire, on peut utiliser la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO) basée sur les 28 années d'observation de 1990 à 2017 pour les deux variables. Cependant, les distances entre les points et les lignes droites ont varié de façon importante en raison du peu nombre de points (28 seulement). Il a ainsi été préférable de transformer les deux axes verticaux et horizontaux en log naturel. Cette transformation a quelques avantages, soit de réduire les variabilités dans une corrélation et d'améliorer techniquement une estimation statistique.



Source : WSP

Figure D-1 Corrélation entre le volume récolté et les possibilités forestières, SEPM vs autres essences

On peut établir la relation entre le volume récolté et les possibilités forestières à l'aide du modèle économétrique simple présenté par l'équation suivante :

$$\text{Équation (1) : } \text{Log}(\text{Volume récolté}) = \alpha + \beta \times \text{Log}(\text{Possibilités forestières})$$

où α est le point de départ de la ligne droite dans la figure D-1 et β la pente de cette ligne. Le paramètre d'intérêt est le paramètre β . Mathématiquement, β n'est rien d'autre que l'élasticité de volume récolté par rapport aux possibilités forestières.

$$\begin{aligned} \text{Équation (2) : } \beta &= \frac{\partial \log(\text{Volume récolté})}{\partial \log(\text{Possibilité forestières})} \\ &= \text{Élasticité du volume récolté par rapport aux possibilités} \end{aligned}$$

Si le paramètre est positif, cela veut dire que pour 1 % d'augmentation de possibilités forestières, le volume récolté augmentera de β %. À l'inverse si le paramètre est négatif, cela veut dire que pour 1 % d'augmentation de possibilités forestières, le volume récolté diminuera de β %.

Les résultats d'estimation de l'équation (1) sont présentés au tableau D-1. Pour les SEPM, le paramètre β est positif et statistiquement significatif. Son R-carré de 0,501 signifie que 50,1 % de la variation du volume récolté est expliqué par la variation des possibilités forestières. Pour les autres essences, le paramètre β est positif, mais statistiquement non significatif. De plus, le R-carré de 0,001 est relativement trop faible. On ne peut donc pas rejeter l'hypothèse selon laquelle diminuer les possibilités des autres essences n'a pas d'impact sur leur volume récolté.

Tableau D-1 Résultats du modèle économétrique, SPEM vs autres essences

PARAMÈTRE	SEPM	AUTRES ESSENCES
α (t-student)	0,090 (0,03)	16,13 (12,7)
β (t-student)	0,978 (5,10)	0,014 (0,17)
R-carré	0,501	0,001
Nombre d'observations	28	28

Source : WSP

GROUPE D'ESSENCE SEPM

Le tableau D-2 démontre les étapes pour calculer l'impact des mesures de protection sur le volume de SEPM récolté au Québec, en utilisant le coefficient estimé de 0,978 pour β (tableau D-1).

Tableau D-2 Volume annuel de SEPM récolté impacté par région et par scénario

Étape	Variable	Unité	Valeur		
			Scénario 1	Scénario 3a	Scénario 3b
A	Possibilités forestières (PF) actuelles				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	m³/an	5 861	5 861	5 861
	Capitale-Nationale	m³/an	412	412	412
	Abitibi-Témiscamingue	m³/an	2 432	2 432	2 432
	Côte-Nord	m³/an	3 415	3 415	3 415
	Nord-du-Québec	m³/an	3 479	3 479	3 479
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	m³/an	2 313	2 313	2 313
	Total	m³/an	17 911	17 911	17 911
B	PF impactées par scénario				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	m³/an	323	-279	140
	Capitale-Nationale	m³/an	67	-16	67
	Abitibi-Témiscamingue	m³/an	35	-121	35
	Côte-Nord	m³/an	422	-373	0
	Nord-du-Québec	m³/an	151	13	13
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	m³/an	37	122	122
	Total	m³/an	1 035	-653	377
C=B/A	% des PF impactées				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	%	5, 5%	-4,8 %	2,4 %
	Capitale-Nationale	%	16,2 %	-3,9 %	16,2 %
	Abitibi-Témiscamingue	%	1,4 %	-5,0 %	1,4 %
	Côte-Nord	%	12,4 %	-10,9 %	0,0 %
	Nord-du-Québec	%	4,3 %	0,4 %	0,4 %
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	%	1,6 %	5,3 %	5,3 %
D	Élasticité des PF p.r. au volume récolté (VR), β	sans unité	0,978	0,978	0,978
E=C*D	% du VR impacté				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	%	5,4 %	-4,7%	2,3 %
	Capitale-Nationale	%	15,9 %	-3,8%	15,9 %
	Abitibi-Témiscamingue	%	1,4 %	-4,9%	1,4 %
	Côte-Nord	%	12,1 %	-10,7%	0,0 %
	Nord-du-Québec	%	4,2 %	0,4%	0,4 %
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	%	1,5 %	5,2%	5,2 %

Étape	Variable	Unité	Valeur		
			Scénario 1	Scénario 3a	Scénario 3b
F	VR actuel				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	m3/an	4 921	4 921	4 921
	Capitale-Nationale	m3/an	361	361	361
	Abitibi-Témiscamingue	m3/an	1 923	1 923	1 923
	Côte-Nord	m3/an	1 827	1 827	1 827
	Nord-du-Québec	m3/an	2 828	2 828	2 828
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	m3/an	1 764	1 764	1 764
	Total	m3/an	13 623	13 623	13 623
G=E*F	VR impacté				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	m3/an	265	-229	115
	Capitale-Nationale	m3/an	57	-14	57
	Abitibi-Témiscamingue	m3/an	27	-93	27
	Côte-Nord	m3/an	221	-195	0
	Nord-du-Québec	m3/an	120	11	11
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	m3/an	27	91	91
	Total	m3/an	718	-430	301

Source : WSP

* Le volume de bois récolté actuel (F) a été calculé en multipliant les possibilités de bois actuelles (A) par le taux d'utilisation réelle provinciale de 75,9 % pour le SEPM.

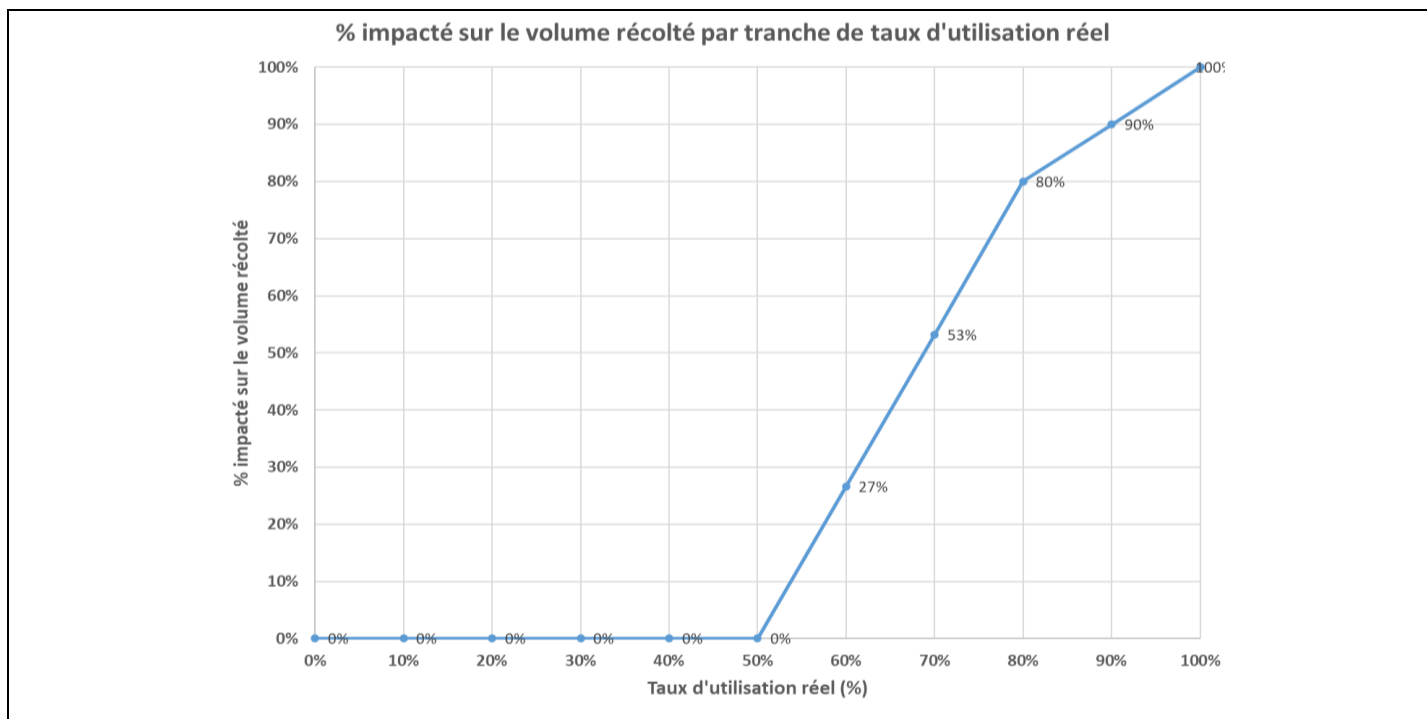
AUTRES ESSENCES

Pour les autres essences, puisque l'approche statistique n'a pu être utilisée, WSP a adopté une approche basée sur le taux d'utilisation réel par types d'essences, en émettant l'hypothèse qu'à de faibles taux d'utilisation, les baisses de possibilité forestière causées par les mesures de protection auraient peu d'impact sur les volumes récoltés, puisque les volumes disponibles sont suffisamment abondants pour ne pas limiter l'approvisionnement des usines. Inversement, à de hauts taux d'utilisation, toutes baisses de possibilité forestière causées par les mesures de protection auraient un impact important sur les volumes récoltés. Cette hypothèse est illustrée par la courbe bleue à la figure D-1. Ainsi :

- Pour les essences ayant un taux d'utilisation à 100 %, une baisse (hausse) de PF de 1 000 m³ entrainerait une baisse (hausse) de VR de 100 % x 1 000 = 1 000 m³ de bois;
- Pour les essences ayant un taux d'utilisation à 90 %, une baisse (hausse) de PF de 1 000 m³ entrainerait une baisse (hausse) de VR de 90 % x 1 000 = 900 m³ de bois;
- Pour les essences ayant un taux d'utilisation à 80 %, une baisse (hausse) de PF de 1 000 m³ entrainerait une baisse (hausse) de VR de 80 % x 1 000 = 800 m³ de bois;
- Pour les essences ayant un taux d'utilisation à 70 %, une baisse (hausse) de PF de 1 000 m³ entrainerait une baisse (hausse) de VR de 53 % x 1 000 = 530 m³ de bois;
- Pour les essences ayant un taux d'utilisation à 60 %, une baisse (hausse) de PF de 1 000 m³ entrainerait une baisse (hausse) de VR de 27 % x 1 000 = 270 m³ de bois;
- Pour les essences ayant un taux d'utilisation inférieur à 50 %, une baisse (hausse) de PF de 1 000 m³ n'entrainerait aucune baisse (hausse) de VR.

Cette hypothèse peut être illustrée par la courbe bleue dans la figure D-2.

Le tableau D-3 présente les étapes pour calculer l'impact des mesures de protection sur le volume de peupliers récoltés au Québec, en utilisant l'hypothèse présentée par la courbe bleue dans la figure D-1.



Source : WSP

Figure D-2 Pourcentage impacté sur le volume récolté par tranche de taux d'utilisation, autres essences

Tableau D-3 Volume récolté annuel impacté par région et par scénario, groupe d'essence peupliers

Étape	Variable	Unité	Valeur		
			Scénario 1	Scénario 3a	Scénario 3b
A	PF impactées				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	milliers de m³/an	20,7	-2,5	10,0
	Capitale-Nationale	milliers de m³/an	-0,9	0,8	-0,9
	Abitibi-Témiscamingue	milliers de m³/an	1,0	-7,7	1,0
	Côte-Nord	milliers de m³/an	12,5	-7,6	0,0
	Nord-du-Québec	milliers de m³/an	0,6	-0,2	-0,2
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	milliers de m³/an	13,1	-16,3	-16,3
B	TUR				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	%	64 %	64 %	64 %
	Capitale-Nationale	%	57 %	57 %	57 %
	Abitibi-Témiscamingue	%	86 %	86 %	86 %
	Côte-Nord	%	49 %	49 %	49 %
	Nord-du-Québec	%	16 %	16 %	16 %
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	%	56 %	56 %	56 %
C=f(B)*	% impacté sur le VR				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	%	37 %	37 %	37 %
	Capitale-Nationale	%	19 %	19 %	19 %
	Abitibi-Témiscamingue	%	86 %	86 %	86 %
	Côte-Nord	%	0 %	0 %	0 %
	Nord-du-Québec	%	0 %	0 %	0 %
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	%	16 %	16 %	16 %
D=A*C	VR impacté par région				
	Saguenay–Lac-Saint-Jean	milliers de m³/an	7,7	-0,9	3,7
	Capitale-Nationale	milliers de m³/an	-0,2	0,1	-0,2
	Abitibi-Témiscamingue	milliers de m³/an	0,9	-6,6	0,9
	Côte-Nord	milliers de m³/an	0,0	0,0	0,0
	Nord-du-Québec	milliers de m³/an	0,0	0,0	0,0
	Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	milliers de m³/an	2,1	-2,6	-2,6
	Total	milliers de m³/an	10,5	-10,0	1,8

Source: WSP

* Le pourcentage de volume récolté impacté (C) a été calculé en fonction de la courbe bleue de la figure D-2.

ANNEXE

E

**IMPACTS ÉCONOMIQUES
POTENTIELS LIÉS À LA
RÉCOLTE ENTIÈRE DE LA
POSSIBILITÉ FORESTIÈRE
NETTE ATTRIBUABLE**

Tableau E-1 Volume annuel de récolte impacté par région, par essence de bois et par scénario (en milliers de m³)

Région	SEPM	Thuya	Pruche	Pins blanc et rouge	Peuplier	Bouleau à papier	Bouleau jaune	Érable	Autres	Total
Scénario 1										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	296	0	-	-	19	6	-	-	-	321
Capitale-Nationale	61	0	-	-	(1)	6	-	-	-	66
Abitibi-Témiscamingue	29	0	-	-	1	2	-	-	-	33
Côte-Nord	371	0	-	-	11	17	-	-	-	399
Nord-du-Québec	135	-	-	-	1	4	-	-	-	140
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	32	14	-	-	12	(25)	-	-	-	33
Total (k m3)	922	15	-	-	42	10	-	-	-	990
Total (%)	93 %	2%	0 %	0 %	4 %	1 %	0 %	0 %	0 %	100 %
Scénario 3a										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	(257)	0	-	-	(2)	(12)	-	-	-	(271)
Capitale-Nationale	(14)	0	-	-	1	4	-	-	-	(10)
Abitibi-Témiscamingue	(101)	(3)	-	-	(7)	(22)	-	-	-	(131)
Côte-Nord	(332)	(0)	-	-	(7)	(16)	-	-	-	(355)
Nord-du-Québec	12	-	-	-	(0)	1	-	-	-	13
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	107	1	-	-	(15)	(3)	-	-	-	90
Total (k m3)	(585)	(2)	-	-	(30)	(48)	-	-	-	(665)
Total (%)	88 %	0 %	0 %	0 %	5 %	7 %	0 %	0 %	0 %	100 %
Scénario 3b										
Saguenay–Lac-Saint-Jean	128	0	-	-	9	14	-	-	-	151
Capitale-Nationale	61	0	-	-	(1)	6	-	-	-	66
Abitibi-Témiscamingue	29	0	-	-	1	2	-	-	-	33
Côte-Nord	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nord-du-Québec	12	-	-	-	(0)	1	-	-	-	13
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	107	1	-	-	(15)	(3)	-	-	-	90
Total (k m3)	336	2	-	-	(6)	20	-	-	-	352
Total (%)	96 %	1 %	0 %	0 %	-2 %	6 %	0 %	0 %	0 %	100 %

Source : WSP

Tableau E-2 Synthèse des résultats d'impacts économiques annuels des mesures de protection par région, emploi et valeur ajoutée (PIB)

Région	Volume récolté impacté (m³x1 000)	Emploi			Valeur ajoutée		
		(années-personnes)			(M\$/année)		
		Direct	Indirect	Total	Directe	Indirecte	Totale
Scénario 1							
Saguenay–Lac-Saint-Jean	321	498	251	749	57,0	29,4	86,4
Capitale-Nationale	66	107	54	161	12,2	6,3	18,5
Abitibi-Témiscamingue	33	52	26	79	5,9	3,1	9,0
Côte-Nord	399	628	317	944	71,7	37,0	108,8
Nord-du-Québec	140	217	109	326	24,8	12,8	37,6
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	33	18	9	27	2,1	1,1	3,2
Total	990	1519	766	2285	173,8	89,6	263,4
Scénario 3a							
Saguenay–Lac-Saint-Jean	-271	-427	-215	-642	-48,8	-25,2	-74,0
Capitale-Nationale	-10	-10	-5	-15	-1,2	-0,6	-1,8
Abitibi-Témiscamingue	-131	-230	-116	-346	-25,9	-13,4	-39,3
Côte-Nord	-355	-559	-282	-840	-63,9	-32,9	-96,8
Nord-du-Québec	13	21	11	32	2,4	1,3	3,7
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	90	126	63	189	14,6	7,5	22,1
Total	-665	-1078	-544	-1622	-122,8	-63,3	-186,1
Scénario 3b							
Saguenay–Lac-Saint-Jean	151	249	126	375	28,3	14,6	42,9
Capitale-Nationale	66	107	54	161	12,2	6,3	18,5
Abitibi-Témiscamingue	33	52	26	79	5,9	3,1	9,0
Côte-Nord	0	0	0	0	0,0	0,0	0,0
Nord-du-Québec	13	21	11	32	2,4	1,3	3,7
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	90	126	63	189	14,6	7,5	22,1
Total	352	556	280	836	63,5	32,7	96,2

Source : WSP

Tableau E-3 Synthèse des résultats d'impacts économiques annuels des mesures de protection par région, autres indicateurs économiques

Région	Salaire et traitement avant impôts (M\$)			Revenus fiscaux provinciaux (M\$)			Revenus fiscaux fédéraux (M\$)			Parafiscalité québécoise (RRQ, FSS, CNESST, RQAP) (M\$)			Redevances (M\$)
	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	Direct	Indirect	Total	
Scénario 1													
Saguenay–Lac-Saint-Jean	29,3	12,9	42,2	3,5	1,7	5,2	2,3	1,0	3,3	5,8	2,3	8,1	4,8
Capitale-Nationale	6,3	2,8	9,0	0,8	0,4	1,1	0,5	0,2	0,7	1,2	0,5	1,7	1,0
Abitibi-Témiscamingue	3,1	1,3	4,4	0,4	0,2	0,5	0,2	0,1	0,3	0,6	0,2	0,8	0,5
Côte-Nord	36,9	16,3	53,2	4,4	2,1	6,6	2,9	1,2	4,1	7,3	2,9	10,2	6,0
Nord-du-Québec	12,8	5,6	18,4	1,5	0,7	2,3	1,0	0,4	1,4	2,5	1,0	3,5	2,2
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	1,1	0,5	1,5	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,3	0,5
Total	89,4	39,4	128,8	10,7	5,2	15,9	7,0	3,0	10,1	17,8	6,9	24,7	15,1
Scénario 3a													
Saguenay–Lac-Saint-Jean	-25,1	-11,1	-36,2	-3,0	-1,5	-4,5	-2,0	-0,8	-2,8	-5,0	-1,9	-6,9	-4,2
Capitale-Nationale	-0,6	-0,3	-0,9	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	0,0	-0,2	-0,2
Abitibi-Témiscamingue	-13,3	-5,9	-19,2	-1,6	-0,8	-2,3	-1,0	-0,4	-1,5	-2,7	-1,0	-3,7	-1,7
Côte-Nord	-32,9	-14,5	-47,3	-3,9	-1,9	-5,8	-2,6	-1,1	-3,7	-6,5	-2,5	-9,1	-5,4
Nord-du-Québec	1,2	0,5	1,8	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	7,5	3,3	10,8	0,9	0,4	1,4	0,6	0,3	0,9	1,4	0,6	2,0	1,6
Total	-63,2	-27,8	-91,0	-7,5	-3,6	-11,2	-4,9	-2,1	-7,1	-12,6	-4,9	-17,5	-9,7
Scénario 3b													
Saguenay–Lac-Saint-Jean	14,6	6,4	21,0	1,7	0,8	2,6	1,1	0,5	1,6	2,9	1,1	4,1	2,1
Capitale-Nationale	6,3	2,8	9,0	0,8	0,4	1,1	0,5	0,2	0,7	1,2	0,5	1,7	1,0
Abitibi-Témiscamingue	3,1	1,3	4,4	0,4	0,2	0,5	0,2	0,1	0,3	0,6	0,2	0,8	0,5
Côte-Nord	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nord-du-Québec	1,2	0,5	1,8	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2	0,1	0,3	0,2
Bas-Saint-Laurent & Gaspésie	7,5	3,3	10,8	0,9	0,4	1,4	0,6	0,3	0,9	1,4	0,6	2,0	1,6
Total	32,7	14,4	47,0	3,9	1,9	5,8	2,6	1,1	3,7	6,5	2,5	9,0	5,4

Source : WSP

**La tordeuse des bourgeons de l'épinette et ses
impacts sur la forêt et le caribou forestier :
Revue de la littérature et méthode d'échantillonnage de la végétation**

53-54

¹*Département de Biologie, Faculté de Science et génie, Université Laval, Québec*

²*Département des sciences du bois et de la forêt, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Université Laval, Québec*

³*Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Québec*

Table des matières

Introduction	2
Facteurs influençant la répartition et la sévérité des épidémies et évolution dans le temps3	
Le climat.....	3
La composition forestière.....	4
La qualité du sol.....	5
Les ennemis naturels	5
Les autres perturbations forestières	6
L'augmentation probable de l'étendue et de la sévérité des épidémies au cours du XX ^e siècle et dans le futur	6
Conséquences des épidémies.....	7
La conséquence à court terme : la mort des arbres touchés.....	7
La dynamique de régénération forestière provoquée par une épidémie.....	7
La modification possible de la dynamique de succession du peuplement	9
Les conséquences sur les lichens.....	10
L'impact sur les autres perturbations.....	10
Les interventions pour limiter les épidémies de TBE ont-elles-mêmes des impacts sur la forêt	11
Utilisation et sélection de l'habitat par le caribou forestier et l'orignal	12
Alimentation et habitat du caribou	13
Alimentation et habitat de l'orignal	13
Impacts des interactions biotiques sur l'utilisation de l'habitat par le caribou	14
Impacts des perturbations autre que les épidémies d'insectes sur l'utilisation de l'habitat par le caribou	15
Impacts des modifications de l'habitat causées par la TBE sur le caribou	16
Méthode d'échantillonnage de la végétation et d'estimation des biomasses	18
Références.....	23

Introduction

La forêt québécoise subit régulièrement des perturbations, sous la forme d'incendies, de chablis ou d'épidémies d'insectes. Les activités humaines sont également un facteur majeur provoquant des perturbations de la forêt. Par exemple, la forêt subit des coupes forestières et elle est touchée par des incendies d'origine humaine. En 2021, dans la partie sud du Québec, 86% des feux de forêt était d'origine humaine, ce qui représente 17% de la superficie totale touchée par des incendies de forêt (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec, 2022). Les activités humaines provoquent aussi des perturbations de manières plus indirectes. Il a par exemple été montré sur différents endroits du globe que les changements climatiques augmentent l'intensité des feux de forêts (Flannigan, Stocks & Wotton, 2000; Abatzoglou & Williams, 2016; Abram *et al.*, 2021). Parmi les perturbations qui sont affectées par les activités humaines, on trouve également les maladies et les insectes ravageurs des forêts. Certains insectes sont introduits sur de nouveaux pays ou continents, souvent de manière non-intentionnelle par le biais des échanges mondiaux, et peuvent devenir ce que l'on appelle des espèces exotiques envahissantes. C'est le cas de la spongieuse européenne (*Lymantria dispar dispar*), introduite au Canada depuis l'Europe, qui s'attaque aux arbres feuillus. D'autres ravageurs déjà présents peuvent également voir leur aire de répartition s'étendre ou leurs impacts s'intensifier avec les activités humaines, grâce à des conditions climatiques plus favorables du fait des changements climatiques ou à des modifications de la composition forestière. C'est le cas de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*), le plus important ravageur des forêts de conifères d'Amérique du Nord (Fleming, 2000; MacLean, 2016), qui a touché plus de 122 000 km² de forêt au Québec en 2021 (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec, 2022). La limite nord de l'aire de répartition de cet insecte semble en effet s'étendre vers des latitudes plus élevées que précédemment, d'après les données disponibles sur l'épidémie en cours et les épidémies antérieures (Navarro *et al.*, 2018, et données du Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, Gouvernement du Québec).

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) est un papillon de nuit originaire d'Amérique du Nord, qui appartient à l'ordre des *Lepidoptera* et à la famille des *Tortricidae*. La tordeuse complète un cycle de vie complet par année (Hardy, 1979). La ponte a lieu entre juillet et le début août. Les larves cherchent assez rapidement un endroit protégé pour entrer en diapause pour l'hiver, jusqu'à la fin avril ou le début mai. Elles se transforment en chrysalides durant la deuxième moitié du mois de juin, puis le papillon émerge une dizaine de jours plus tard (Hardy, 1979). C'est entre la sortie de diapause et la transformation en chrysalide que l'insecte est le plus vorace et cause des problèmes. La plante hôte favorite de la TBE est le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), mais elle peut aussi s'attaquer à l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et, dans une moindre mesure, à l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) et à l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP). Ces degrés de sensibilité différents semblent être dus

en premier lieu à la synchronisation entre la phénologie de l'insecte et des arbres hôtes (Nealis & Régnière, 2004). Par exemple, le débourrement de l'épinette noire est plus tardif que pour les autres espèces. Les larves de TBE sortant de diapause ont alors tendance à changer d'arbre hôte (ce qu'elles peuvent faire activement sur de courtes distances, ou passivement par le vent sur de plus longues distance (Royama, 1984)), ou à mourir. En se nourrissant des fleurs et de leur pollen, des cônes, des bourgeons et des aiguilles (de l'année, mais aussi des années précédentes), la TBE provoque une défoliation des plantes infestées, ce qui provoque un ralentissement de la croissance puis la mort si l'épidémie se prolonge plusieurs années.

Les données disponibles sur les dernières décennies et les derniers siècles montrent que les infestations de TBE dans l'Est du Canada suivent des cycles d'infestation d'environ 30 à 40 ans (Blais, 1983; Royama, 1984; Jardon, Morin & Dutilleul, 2003; Boulanger & Arseneault, 2004; Bouchard, Kneeshaw & Bergeron, 2006; Bouchard & Pothier, 2010; Robert *et al.*, 2018), entrecoupés de phases dites endémiques, durant lesquelles la TBE est présente mais en faible densité. Ces cycles épidémiques sont synchronisées sur de grandes échelles spatiales (Williams & Liebhold, 2000; Boulanger & Arseneault, 2004), les épidémies survenant par exemple à peu près en même temps sur tout le centre et l'est du Québec. Depuis 2006, une nouvelle épidémie de TBE sévit, notamment au Québec. Cette épidémie serait d'une intensité moyenne assez élevée.

Facteurs influençant la répartition et la sévérité des épidémies et évolution dans le temps

Le climat

De nombreuses d'études ont cherché à expliquer la répartition spatiale de la TBE, ainsi que la longueur et l'intensité des épidémies, notamment pour comprendre comment les changements climatiques vont influencer la TBE (par exemple Candau & Fleming, 2011; Régnière, St-Amant & Duval, 2012; Gray, 2013). À grande échelle, ce sont des variables climatiques et la composition forestière qui semblent le plus influencer sa répartition (Candau & Fleming, 2011). Les températures ont différents effets physiologiques sur la TBE. Une température minimale est requise au printemps et en été pour que l'insecte complète son cycle de vie suffisamment vite et soit bien en diapause à l'arrivée de l'hiver (Blais, 1958; Lucuik, 1984; Lysyk, 1989). D'un autre côté, une température trop important chaude en hiver peut provoquer une surmortalité des larves due à une dépense d'énergie trop élevée (Han & Bauce, 1997). Les températures minimales au printemps et à l'été, ainsi que la température maximale en hiver, sont donc essentielles pour expliquer les limites de répartition de la TBE. Il a également été suggéré que des précipitations peu abondantes pouvaient favoriser les épidémies de TBE (Candau & Fleming, 2005), car cela peut affaiblir les arbres et les ennemis naturels du ravageur (Mattson & Haack, 1987), et car des

précipitations faibles l'année précédente stimulent la production de cônes chez les arbres hôtes, qui sont une source de nourriture (Bouchard, Régnière & Therrien, 2018b).

Les études de modélisation prévoient la montée vers le nord de la limite septentrionale de la distribution de la TBE avec les changements climatiques (Candau & Fleming, 2011; Régnière *et al.*, 2012). Leurs prévisions concernant la limite sud de l'aire de répartition sont moins convergentes, certaines prévoyant aussi une montée vers le nord, d'autres pas de réelle modification. Certains modèles climatiques prévoient également qu'un réchauffement climatique entraînera une augmentation globale de la sévérité et de la longueur des épidémies au Nord-Est de l'aire de répartition de la TBE, notamment dans la région de la Côte-Nord au Québec (Gray, 2008, 2013). De plus, des conditions climatiques défavorables à la végétation sur quelques années en amont d'une épidémie, i.e. des printemps plus frais et des été plus chauds que la moyenne, diminueraient la résistance des arbres face à l'insecte (De Grandpré *et al.*, 2019). Cependant, des résultats montrent bien qu'une température trop chaude au printemps et en été n'est pas optimale pour la TBE (Candau & Fleming, 2005; Bouchard & Auger, 2014). Ainsi la sévérité et la longueur des épidémies aura sans doute tendance à diminuer au Sud de l'aire de répartition actuelle de la TBE (Gray, 2013).

La dispersion des adultes (imagos) de la TBE est également un facteur important expliquant la survenue des épidémies et leur synchronisation spatiale (Williams & Liebhold, 2000; Régnière & Nealis, 2019). Les imagos TBE sont en effet capables de se disperser sur de longues distances grâce aux vents en altitude, jusqu'à plusieurs dizaines voire centaines de kilomètres en une nuit (Greenbank, Schaefer & Rainey, 1980). La dispersion dépend alors en grande partie de la météorologie, notamment de la direction et de la vitesse des vents horizontaux, de la présence de courants verticaux et des températures (Régnière *et al.*, 2019; Garcia *et al.*, 2022).

La composition forestière

La composition forestière est également un facteur essentiel expliquant la présence et l'impact de la TBE. Elle n'est en effet pas généraliste et s'attaque presque exclusivement au sapin baumier, à l'épinette blanche, à l'épinette noire et à l'épinette rouge (Hardy, 1979). Ainsi, à grande échelle, la composition forestière est un des facteurs expliquant les limites de répartition de la TBE, les peuplements dominants étant définis notamment par le climat et donc par la latitude (Régnière *et al.*, 2012).

La présence en grande densité des espèces hôtes, et en premier lieu du sapin baumier, est prépondérante pour expliquer la sévérité d'une épidémie (Bouchard *et al.*, 2006). Plus les peuplements sont dominés par les sapins, et dans une moindre mesure par les épinettes, plus le pourcentage de défoliation et de mortalité de ces arbres augmente (MacLean, 1980; Liu *et al.*, 2019) et plus les épidémies sont intenses (Robert *et al.*, 2018). À l'inverse, la présence de feuillus ralentit la dispersion de l'épidémie (Bouchard & Auger, 2014) et diminue la défoliation et la mortalité des espèces hôtes (Su, Needham & MacLean, 1996; MacKinnon & MacLean, 2003;

Campbell, MacLean & Bergeron, 2008). En effet, la présence de feuillus éloigne entre eux les arbres hôtes et favorise la présence des ennemis naturels de la TBE (Jactel, Brockerhoff & Duelli, 2005). En effet, les feuillus peuvent abriter des ennemis naturels de la TBE différents de ceux abriter par les conifères (comme d'autres espèces d'oiseaux insectivore), et Cappuccino *et al.* (1998) ont montré que le taux de parasitisme de la TBE, par des parasitoïdes des larves comme *Actia interrupta* ou par des Ichneumonidae parasitoïdes des pupes, augmente dans des peuplements diversifiés. Parmi des peuplements dominés par le sapin baumier, les plus mûres sont ceux impactés le plus fortement par la TBE (MacLean, 1980; Robert *et al.*, 2018; Leduc *et al.*, 2021). C'est d'ailleurs un des facteurs mis en avant pour expliquer la moindre sévérité de l'épidémie ayant touchée l'ouest du Québec autour de 1945 (Bouchard *et al.*, 2006), de nombreux peuplements de sapin ayant été décimés par l'épidémie de 1910 et étant donc encore en 1945 relativement immatures.

La qualité du sol

À l'échelle du site, la vulnérabilité des peuplements dépend également des caractéristiques du sol, notamment de son humidité. La mortalité des espèces hôtes est plus élevée sur des sols xériques ou humides que sur des sols mésiques (Archambault *et al.*, 1990; Dupont, Bélanger & Bousquet, 1991). En effet, les sapins baumiers sont généralement moins productifs et donc moins vigoureux sur des sols trop humides ou trop secs (Jurdant, 1968). Ils sont alors moins résistants et donc plus sensibles à la TBE.

Les ennemis naturels

Il a également été mis en avant que les épidémies d'insectes peuvent être contrôlées par les prédateurs (par exemple des oiseaux comme des parulines (Crawford & Jennings, 1989)), les parasites et les parasitoïdes (par exemple des hyménoptères comme *Apanteles fumiferanae* et *Synetaeris tenuifemur* (Miller & Renault, 1976)) de ces insectes (Liebhold, Haynes & Bjørnstad, 2012). La TBE fait en effet partie d'un réseau trophique complexe, et ses ennemis naturels sont responsables d'une grande part de sa mortalité, notamment en phase endémique (Miller & Renault, 1976). Dans un contexte de changement climatique, il est cependant assez difficile de prévoir l'évolution d'un tel réseau (Fleming & Candau, 1998). Même si cela a été suggéré par le passé (Royama, 1984), il n'est de plus pas évident que des variations de densité de ces ennemis naturels expliquent (seules) les épidémies de TBE et leur synchronisation spatiale et temporelle (Bouchard *et al.*, 2018a). Des facteurs climatiques, comme les températures et les précipitations, via leurs effets sur la phénologie de la TBE et de ses arbres hôtes (effet Moran (Moran, 1953)), semblent être de meilleurs candidats pour expliquer la survenue des épidémies et leur synchronisation (Bouchard *et al.*, 2018a, 2018b). En fin d'épidémie, les effets de la défoliation ont aussi probablement un effet négatif sur la survie des larves de TBE, comme la nourriture disponible est alors en plus faible quantité, participant ainsi à cette dynamique cyclique (Régnière

& Nealis, 2007). La dynamique de population de la TBE semble donc dépendre de nombreux facteurs, parmi lesquels le climat, la disponibilité en nourriture ou encore les ennemis naturels (Pureswaran *et al.*, 2016).

Les autres perturbations forestières

La TBE n'est pas la seule perturbation touchant les forêts de conifères d'Amérique du Nord. D'autres épidémies (Fleming, 2000), mais aussi les feux de forêts, les tempêtes à l'origine de chablis et les coupes forestières, touchent ces forêts et en modifient les peuplements. Même si elles n'agissent pas de la même façon et avec la même fréquence, ces perturbations ont pour conséquence principale de rajeunir les peuplements, influençant donc l'âge des peuplements et de la succession forestière (McRae *et al.*, 2001). Les premiers stades de la successions forestières sont dominés plutôt par des espèces pionnières, intolérantes à l'ombre, tels que des peupliers (*Populus* spp.) ou bouleaux (*Betula* spp.) ou des pins (*Pinus* spp.) (Bergeron, 2000; Lesieur, Gauthier & Bergeron, 2002) qui sont des espèces peu sensibles à la TBE. À l'inverse, le sapin baumier arrivent plus tard dans la succession forestière, et continue à croître avec le temps (Bergeron & Leduc, 1998; Bouchard, Pothier & Gauthier, 2008). Or, les peuplements matures dominés par des sapins baumiers sont très sensibles à la TBE (MacLean, 1980). Ainsi la modification des régimes de feu (Bergeron & Leduc, 1998; Bouchard & Pothier, 2008) ou des techniques de coupe peut mener à des changements dans la temporalité et l'intensité des épidémies de TBE, même si ce type de dynamiques prend du temps. Par exemple, Robert *et al.* (2018) ont montré que la fragmentation du paysage par les coupes forestières diminue la synchronisation spatiale des épidémies de TBE.

L'augmentation probable de l'étendue et de la sévérité des épidémies au cours du XX^e siècle et dans le futur

À partir des nombreux facteurs connus influençant la TBE, certains auteurs ont avancé des hypothèses pour expliquer une potentielle augmentation de l'intensité des épidémies de TBE dans l'est du Canada. En effet, il a été avancé que les épidémies de TBE ont été plus fréquentes et mieux synchronisées (donc plus intenses) au XX^e siècle qu'aux siècles précédents (Blais, 1983; Jardon *et al.*, 2003). Il faut cependant rester prudent, car d'autres travaux rejettent ces affirmations (Boulanger & Arseneault, 2004; Boulanger *et al.*, 2012). Dépendamment des régions étudiées, certains auteurs trouvent également une certaine progression dans l'intensité des épidémies au cours du XX^e siècle (Blais, 1983), ou au moins une plus grande sévérité de la dernière épidémie du XX^e siècle, autour de 1980 (Bouchard *et al.*, 2006; Navarro *et al.*, 2018). Cette logique semble se confirmer avec la plutôt forte intensité de l'épidémie sévissant depuis 2006 au Québec. Blais (1983) a suggéré que l'augmentation de l'intensité des épidémies qu'il observait au cours du XX^e siècle serait due à l'action humaine sur la forêt, qui favoriserait l'établissement de peuplements mûres de sapins baumiers et d'épinettes blanches, les deux

espèces les plus susceptibles à la TBE, par les techniques de coupe et la protection face aux incendies et aux épidémies d'insectes. Des auteurs ont cependant émis des doutes quant à cette hypothèse, certains n'ayant pas noté d'augmentation de la densité de sapins baumiers au cours du XX^e siècle (Bouchard & Pothier, 2010). Certains suggèrent plutôt que cette dynamique pourraient être dus à des facteurs climatiques, comme l'augmentation des sécheresses ou des températures à cause des changements climatiques (Fleming & Candau, 1998). Les études cherchant à prédire l'étendue et la sévérité future des épidémies de TBE s'intéressent ainsi principalement au climat. Elles tendent à prévoir une remontée vers le nord des épidémies (Candau & Fleming, 2011; Régnière *et al.*, 2012) ainsi qu'une augmentation de leur sévérité en Gaspésie et sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent (Gray, 2008, 2013).

Conséquences des épidémies

La conséquence à court terme : la mort des arbres touchés

La TBE est une des perturbations majeures des forêts de conifères en Amérique du Nord (Fleming, 2000; MacLean, 2016). Il est donc essentiel d'évaluer ses conséquences sur la forêt. Comme cela a déjà été évoqué, l'effet direct de la TBE à court terme est d'abord de provoquer la défoliation des espèces d'arbres hôtes (en premier lieu les plus mûres, Cotton-Gagnon *et al.*, 2018)). La défoliation est la plus forte pour le sapin baumier, puis, dans l'ordre, pour l'épinette blanche, l'épinette rouge et enfin l'épinette noire (Hennigar *et al.*, 2008). Cette défoliation conduit à la réduction de la croissance de ces arbres, augmentant avec le nombre d'années de suite de défoliation (MacLean, 2016), pouvant aller jusqu'à 90% de réduction de croissance du volume (Erdle & MacLean, 1999). Ultimement le sapin baumier succombe à une défoliation répétée trois à cinq ans de suite, tandis que l'épinette blanche et l'épinette rouge résiste cinq à sept ans et que l'épinette noire peut résister dix ans ou plus (Hardy, 1979). Dans les peuplements mûres de sapin baumier, cette mortalité peut atteindre des taux élevés de 70 à 100% d'arbres morts (MacLean, 1980). Il semblerait également que les épidémies de TBE soit corrélées à une augmentation de la mortalité des espèces non-hôtes à proximité d'arbres hôtes morts, mais les causes ne sont pas clairement définies (Bouchard, Kneeshaw & Bergeron, 2005). Cette mortalité des espèces hôtes et non-hôtes provoque, par exemple, une rupture dans la dynamique du carbone : certains peuplements qui étaient, avant épidémie, des puits de carbone, peuvent devenir des sources (Liu *et al.*, 2019).

La dynamique de régénération forestière provoquée par une épidémie

À plus long terme, la TBE a également un impact sur la succession forestière se mettant en place après un épisode épidémique. La dynamique de recolonisation dépend principalement de la composition forestière avant épidémie, de la sévérité de l'épidémie et des conditions

environnementales à l'emplacement à recoloniser. En effet, la composition forestière et l'état du peuplement avant l'épidémie conditionnent la banque de graines et de jeunes arbres présents et prêts à prendre la place des arbres morts (Bouchard *et al.*, 2005). Mais de la composition forestière et de la sévérité de l'épidémie dépendent aussi la place et la lumière nouvellement disponibles, ce qui peut grandement influencer la dynamique de succession qui va se mettre en place. Quand la sévérité est faible ou que le peuplement est mixte, une dynamique de « trouées de la canopée » se met en place, aux endroits où un arbre ou un groupe d'arbres sont morts. Si les trouées sont trop petites pour permettre une luminosité suffisante, ce sont des espèces tolérantes à l'ombre qui vont repousser, souvent des sapins baumiers et des épinettes blanches (Kneeshaw & Bergeron, 1998, 1999). Cette dynamique conduit finalement à de faibles modifications de la composition forestière (Fraver *et al.*, 2007). Quand les trouées sont suffisamment grandes, des espèces intolérantes à l'ombre, souvent des bouleaux et des peupliers faux-trembles, vont pouvoir prendre le dessus (Kneeshaw & Bergeron, 1998; Bouchard & Pothier, 2010), au moins du côté de la trouée le plus ensoleillé (Kneeshaw & Bergeron, 1999). L'augmentation de la taille des trouées favorise également la compétition par les espèces arbustives, qui peut défavoriser (Kneeshaw & Bergeron, 1998, 1999) ou non (Bouchard *et al.*, 2005) le sapin baumier. Des trouées suffisamment importantes dues à la TBE permettent donc de conserver la mixité des peuplements forestiers, même en absence d'incendie (Kneeshaw & Bergeron, 1999). La croissance des espèces non-hôtes peuvent ainsi être favorisée par les épidémies de TBE (Itter *et al.*, 2019; Boakye *et al.*, 2022).

Quand la sévérité est grande et que le peuplement est fortement dominé par des espèces hôtes, surtout le sapin baumier, on parle d'une dynamique de remplacement de peuplement. Contrairement à ce qui est observé pour une dynamique de trouées de la canopée, la disponibilité de lumière n'entraîne pas, le plus souvent, une domination de la régénération par les feuillus. Dans des peuplements originellement dominés par le sapin baumier, la régénération est plutôt dominée par les sapins baumiers également, remplaçant simplement ceux morts (Morin, 1994; Bouchard *et al.*, 2005), probablement car c'est l'espèce la plus présente en sous-étage et en graines dans ce type de peuplements. Ainsi Chagnon, Bouchard & Pothier (2022) mesurent une assez forte abondance des conifères dans la régénération après une épidémie de TBE dans un peuplement dominé par le sapin baumier. Cependant, ils détectent également une relation positive entre la sévérité de l'épidémie et l'abondance relative des arbres et arbustes feuillus dans la régénération. La régénération est toujours dominée par le sapin baumier, mais une épidémie intense, ouvrant davantage la canopée et offrant donc des conditions plus lumineuses, conduit alors tout de même à une augmentation de la végétation feuillue dans le peuplement.

D'autres facteurs sont à prendre en compte dans la dynamique de régénération, notamment les caractéristiques du sol. Par exemple, le sapin baumier et l'épinette blanche sont sensibles à la sécheresse, et ont donc besoin d'une certaine humidité dans le sol pour leur régénération (Kneeshaw & Bergeron, 1999; Bouchard, Kneeshaw & Messier, 2007). La pente,

dont dépendent l'exposition à la lumière et le drainage du sol, a également une importance capitale (Bouchard *et al.*, 2006). Ainsi, sur le haut d'une pente permettant un bon drainage et une bonne exposition au soleil, les feuillus vont prendre plus d'importance (Bouchard *et al.*, 2006).

Les facteurs influençant la régénération sont ainsi complexes et peuvent varier régionalement (Bouchard *et al.*, 2006, 2007; Bouchard & Pothier, 2010). Par exemple, même à l'intérieur de la Côte-Nord au Québec, la proportion de bouleaux à papier dans la régénération après l'épidémie des années 1980 diminue avec la latitude dans l'étude de Bouchard & Pothier (2010). Ils expliquent cela par le fait que l'épidémie a été plus sévère au sud, permettant une meilleure croissance des espèces intolérantes à l'ombre comme le bouleau à papier, mais aussi par l'écologie de cette espèce, qui est naturellement plus adapté au climat du sud de la région. Si l'on regarde cependant à grande échelle, il est possible de dire que la TBE permet la diversification des peuplements qui n'ont pas subi d'incendie depuis longtemps, complexifiant la simple succession d'espèces intolérantes à l'ombre vers des espèces longévives et tolérantes à l'ombre (Leduc *et al.*, 2021).

La modification possible de la dynamique de succession du peuplement

À long-terme, même si les espèces feuillues dominent souvent la régénération, la succession forestière n'est généralement pas fondamentalement modifiée, et tendra à revenir vers la situation avant épidémie, avec un retour des espèces hôtes (Leduc *et al.*, 2021). Ce n'est cependant pas toujours le cas. Il a, par exemple, été remarqué que le cèdre blanc peut tirer parti des épidémies de TBE (Kneeshaw & Bergeron, 1998, 1999; Bouchard *et al.*, 2006; Leduc *et al.*, 2021). Cette espèce, qui apparaît en fin de succession forestière, est peu sensible à la TBE. Avec les efforts déployés pour combattre les feux de forêt, la TBE devient la perturbation majeure des forêts boréales. La densité du cèdre augmente alors naturellement (Kneeshaw & Bergeron, 1998), d'autant plus qu'il serait moins sensible que le sapin baumier à la compétition avec les arbustes lors de la régénération (Kneeshaw & Bergeron, 1999). Plus globalement, il a été remarqué, à partir des jeunes arbres présents en sous-étage, que la présence de feuillus pourrait persister même longtemps après une épidémie (Bouchard *et al.*, 2006). Durant les dernières décennies, à cause de la conjonction de la mortalité due à la TBE et de conditions climatiques devenant moins favorables aux espèces hôtes qu'aux espèces non-hôtes, il semblerait que l'abondance des espèces de feuillus non-hôtes augmente, tandis que celle des espèces hôtes diminue (Duchesne & Ouimet, 2008; Boakye *et al.*, 2022).

Combinées à d'autres perturbations, notamment des incendies, les épidémies de TBE peuvent aussi conduire à des transitions de peuplement plus radicales. Girard, Payette & Gagnon (2008) notent ainsi une progression des pessières à lichen dans l'est du Canada au détriment de forêts plus denses, à cause de fortes perturbations dont la TBE et de conditions climatiques qui seraient moins favorables. Payette *et al.* (2000) notent eux que la combinaison d'épidémies de TBE et d'incendie peut provoquer la transition de la pessière à mousse vers la pessière à lichen.

Les conséquences sur les lichens

Très peu de travaux existent concernant les effets de la TBE sur les lichens. Chagnon, Bouchard & Pothier (2022) estiment que la couverture de lichen est plus faible dans les peuplements récemment touchés par une épidémie de TBE que dans des peuplements sains. L'amplitude de la diminution est cependant faible, entre 0.5 et 3%. Une étude sur un autre ravageur des forêts canadiennes, le dendroctone du pin ponderosa, confirme ces résultats, indiquant que peu de variations de la couverture de lichen ont été observées dans des peuplements touchés par cet insecte (Nobert *et al.*, 2020). Cela semble cohérent avec des travaux concernant des coupes forestières partielles, ce qui peut se rapprocher de l'effet sur la forêt d'une épidémie (au moins d'une épidémie légère ou en peuplement mixte), détectant peu de différence dans la couverture en lichen après de telles coupes comparativement à des peuplements non perturbés (Boudreault *et al.*, 2013).

En revanche, les effets d'autres perturbations sur les lichens ont été plus étudiés, notamment pour les feux de forêt et les coupes forestières. La comparaison avec les feux de forêt semble difficile, car les lichens sont directement et en grande majorité tués dans un incendie (Auclair, 1985). De même, pour les coupes forestières à blanc, la comparaison avec la TBE est délicate. Malgré des efforts considérables qui ont été faits pour limiter l'impact des engins forestiers sur le sol et donc sur les lichens terricoles, les coupes ont toujours quelques effets négatifs sur ces lichens. Par exemple, la couverture du sol des lichens du genre *Cladonia* diminue après une coupe autant que pour un incendie, mais leur biomasse reste plus élevée (Lafleur *et al.*, 2016). Les lichens arboricoles sont évidemment fortement impactés par la récolte d'arbres. Ainsi, les communautés de lichen sont différentes dans les forêts anciennes et dans les forêts ayant été coupées (Lesica *et al.*, 1991; Botting & Fredeen, 2006). Les tendances observées sont cependant intéressantes et sans doute pertinentes. La quantité de lichen est assez faible peu de temps après la perturbation, et elle augmente globalement avec l'âge des peuplements et donc le temps depuis la dernière perturbation (Johansson, 2008; Boudreault *et al.*, 2015; Greuel *et al.*, 2021), même si l'intensité et la linéarité de cette augmentation dépendent du peuplement et de la zone d'étude. Un plateau est parfois atteint assez rapidement, en moins de 20 ans (Nobert *et al.*, 2020), les perturbations pouvant stimuler la croissance du lichen (Boudreault *et al.*, 2013). Parfois, la quantité de lichen est maximale pour des peuplements de classe d'âge intermédiaire. (Boudreault, Bergeron & Coxson (2009) ont estimé, par exemple, que la biomasse de lichen épiphyte est la plus grande pour des peuplements âgés entre 100 et 200 ans.

L'impact sur les autres perturbations

En modifiant les peuplements et les conditions (humidité, espacement entre les arbres...), la TBE a également des impacts sur les autres perturbations de la forêt. Juste après le début d'une épidémie, la probabilité d'un début d'incendie est plus faible qu'à la normale (Stocks, 1987; James

et al., 2017), tandis que l'accumulation de matériel végétal mort augmente la probabilité d'un incendie sur une période allant environ de 3 ans après l'épidémie à 10 ans après l'épidémie (Stocks, 1987; Fleming, Candau & McAlpine, 2002; James *et al.*, 2017). La TBE cause également un accroissement de risque de chablis des arbres ayant survécu, avec un pic un peu plus de 10 ans après la fin de l'épidémie (Taylor & MacLean, 2009).

Les interventions pour limiter les épidémies de TBE ont-elles-mêmes des impacts sur la forêt

La TBE a également un impact économique négatif sur la filière bois, principalement en réduisant les volumes récoltables. Ainsi, les forestiers et les chercheurs cherchent depuis longtemps des moyens efficaces de limiter les épidémies. Ces méthodes peuvent être divisées en deux catégories, soit les méthodes indirectes et directes (Kneeshaw *et al.*, 2021).

Les méthodes indirectes correspondent à des techniques de gestion forestière rendant les peuplements moins sensibles à l'épidémie. Pour la TBE, cela correspond principalement à réduire la densité des espèces hôtes et à favoriser la diversité des peuplements (Jactel & Brockerhoff, 2007; Bognounou *et al.*, 2017). Le sapin baumier et les épinettes sont en effet moins touchés par la TBE lorsqu'ils sont en association avec des feuillus (Su *et al.*, 1996; Campbell *et al.*, 2008). Éviter la connectivité des peuplements dominés par des espèces hôtes permettrait également de lutter, à grande échelle, contre les épidémies (Robert *et al.*, 2018).

Les méthodes les plus employées face à la TBE sont cependant les méthodes directes. La technique la plus utilisée demeure la pulvérisation d'insecticide, de DDT (le dichlorodiphényltrichloroéthane) par le passé, et de tébufénozide (un composé chimique causant d'importantes perturbations hormonales chez la TBE) ou de *Btk* (une bactérie, *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*, s'attaquant au système digestif de la TBE) aujourd'hui (Johns *et al.*, 2019). Dans le passé, la pulvérisation se faisait sur de larges étendues (Kettela, 1975). Depuis plusieurs décennies cependant, on cherche à cibler les peuplements plus précisément et de manière plus réactive. Des scientifiques ont ainsi conseillé de cibler les peuplements à traiter en fonction de la densité de TBE dans les peuplements et de son impact les années précédentes, de la composition et de la vulnérabilité des peuplements et des conséquences attendues estimées sur les récoltes (MacLean *et al.*, 2001). Johns *et al.* (2019) propose une stratégie d'intervention précoce pour limiter les épidémies de TBE. L'objectif est que la mortalité supplémentaire induite par l'insecticide maintienne la densité de population de TBE en-dessous d'un « seuil d'irruption », au-delà duquel une dynamique épidémique s'enclencherait. Cela implique un suivi intensif de la densité de la TBE. Une expérience à grande échelle de 5 ans au Nouveau-Brunswick appliquant ce concept démontre des résultats positifs : il n'est généralement pas nécessaire d'arroser un peuplement deux années consécutives, et les niveaux d'infestation de TBE sont bien moindres au Nouveau-Brunswick qu'au Québec adjacent (Johns *et al.*, 2019). Au Québec, pour le moment, les traitements se font généralement quand l'infestation et la défoliation ont déjà débuté. Les

traitements sont efficaces pour limiter la défoliation et la mortalité dans un peuplement, réduisant la défoliation de plus de 50% dans presque tous les peuplements traités (Société de protection des forêts contre les insectes et maladies, 2022), mais ils doivent être maintenus durant toute la durée de l’infestation du peuplement (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec, 2016).

De telles mesures ne sont pas employées pour tous les peuplements, et même quand elles le sont, tous les arbres sont rarement sauvés. Afin de ne pas perdre le potentiel économique des arbres infestés qui sont morts ou qui vont mourir, des coupes de récupération sont souvent effectuées. Une coupe de récupération est une récolte d’arbres morts, mourants ou endommagés dans le but de récupérer au moins en partie leur valeur économique des arbres (Lindenmayer, Burton & Franklin, 2012). Si une coupe de récupération est effectuée, les conséquences de l’épidémie sur la forêt peuvent être amplifiées (Lindenmayer *et al.*, 2012). Par exemple, les lichens sont faiblement touchés après une épidémie de TBE sans mesure de gestion (Chagnon *et al.*, 2022). Néanmoins, en cas de coupe de récupération, les lichens peuvent finalement être perturbés plus amplement comme après une coupe forestière. Les coupes de récupération peuvent modifier les conséquences à long terme d’une épidémie. Il semble, par exemple, que la défoliation augmente sur les jeunes tiges en régénération d’épinette noire, mais pas sur les jeunes pieds en régénération de sapin baumier, après la récolte des arbres mûres touchés par l’épidémie (Cotton-Gagnon *et al.*, 2018). Ainsi, après une coupe de récupération, le sapin baumier peut prendre le dessus sur l’épinette noire dans des peuplements où ce n’était pas nécessairement le cas avant, modifiant le peuplement sur le long terme.

Utilisation et sélection de l’habitat par le caribou forestier et l’orignal

Le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou* (Gmelin)) et l’orignal (*Alces alces* (L.)) sont deux grands mammifères très largement répandus dans la forêt boréale canadienne. Ces deux espèces sont des maillons d’un réseau trophique incluant également la végétation dont elles se nourrissent dans la forêt et leurs prédateurs. Les populations de l’écotype forestier du caribou des bois (généralement appelé « caribou forestier ») sont désignées menacées en vertu de la Loi sur les espèces en péril au Canada (Gouvernement du Canada, 2023) et vulnérables en vertu de la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec (Gouvernement du Québec, 2023). Pour protéger le caribou forestier, il est donc essentiel de comprendre sa place au sein de son écosystème et comment des perturbations telles que la TBE peuvent l’impacter lui et les autres espèces avec lesquelles il interagit.

Alimentation et habitat du caribou

Le caribou est généralement considéré comme un herbivore spécialisé dans le broutage des lichens, terricoles (e.g. *Cladonia* spp.) et arboricoles (e.g. *Bryoria* spp.). Ces lichens constituent en effet une grande partie de son régime alimentaire (Thompson *et al.*, 2015; Webber *et al.*, 2022), principalement en hiver (Rominger & Oldemeyer, 1990; Heggberget, Gaare & Ball, 2002). Le caribou digère d'ailleurs particulièrement bien les lichens (Rominger & Robbins, 1996; Suttie & Webster, 1998). Cependant, il semblerait que le régime alimentaire du caribou soit bien plus diversifié qu'on ne le laisse souvent entendre (Bergerud, 1972; Denryter *et al.*, 2017). Les lichens sont généralement prépondérants dans son alimentation en hiver, mais leur proportion diminue au printemps et en été, parfois fortement (Denryter *et al.*, 2017; Webber *et al.*, 2022). En effet, les lichens sont riches en énergie et sont disponibles même l'hiver, ce qui permet au caribou de passer les durs mois d'hiver (Bergerud, 1972; Heggberget *et al.*, 2002). Cependant, ils sont faibles en certains éléments nutritionnels essentiels, comme les protéines. Pour subvenir à ses besoins, le caribou doit donc diversifier son alimentation au printemps et à l'été et, ainsi, refaire des réserves de qui sont notamment nécessaire pour la lactation (Barboza & Parker, 2008; Parker, Barboza & Gillingham, 2009). Ainsi, le caribou se nourrit aussi, parfois en grandes proportions, de plantes vasculaires, surtout des herbacées et des arbustes (par exemple, des saules (*Salix* spp.), des bouleaux (*Betula* spp.), des aulnes (*Alnus* spp.), d'espèces d'Ericacées du genre *Vaccinium* spp.) (Denryter *et al.*, 2017; Webber *et al.*, 2022). Même en hiver, le caribou ne se nourrit pas que de lichens, ajoutant des graminées et des arbustes quand ils sont encore disponibles, et même un peu de conifères (comme du sapin et de l'épinette) (Bergerud, 1972; Rominger & Oldemeyer, 1990; Heggberget *et al.*, 2002). Des disparités régionales assez importantes sont cependant observées (Webber *et al.*, 2022). Par exemple, dans l'est du Canada, il semblerait que les lichens restent dominants dans l'alimentation du caribou même au printemps et en été (Thompson *et al.*, 2015), ce qui n'est pas dans le cas dans l'ouest du Canada, où les plantes vasculaires prenant le dessus (Denryter *et al.*, 2017).

Ce régime alimentaire est associé à la sélection de peuplements riches en lichens (Johnson, Parker & Heard, 2000; Courtois *et al.*, 2004; Gagné, Mainguy & Fortin, 2016). D'une manière plus générale, le caribou forestier sélectionne les habitats composés de forêts ouvertes ou fermées dominées par les conifères, ainsi que les milieux ouverts dont les zones humides, surtout en hiver (Johnson *et al.*, 2002; Courtois *et al.*, 2004, 2008; Fortin *et al.*, 2008; Labadie *et al.*, 2021). En conséquence, il évite généralement les forêts dominées par les feuillus (Fortin *et al.*, 2008).

Alimentation et habitat de l'orignal

L'orignal se nourrit en très grande majorité de feuilles et de ramilles d'espèces d'arbres et d'arbustes feuillus. En fonction de la région et la disponibilité, les espèces de feuillus retrouvées en majorité dans le régime alimentaire de l'orignal sont des saules (*Salix* spp.), des bouleaux

(*Betula* spp.), des érables (*Acer* spp.), des aulnes (*Alnus* spp.), des peupliers (*Populus* spp.), des sorbiers (*Sorbus* spp.) et des cerisiers (*Prunus* spp.) (Joyal, 1976; Belovsky, 1981; Risenhoover, 1989; Dungan & Wright, 2005; Shively *et al.*, 2019). Des plantes herbacées et des plantes aquatiques peuvent compléter le régime alimentaire (Dungan & Wright, 2005; Shively *et al.*, 2019). En hiver, des conifères comme le sapin baumier ou la pruche du Canada prennent souvent une place importante dans le régime alimentaire de l'orignal (Joyal, 1976; Routledge & Roese, 2004).

Les milieux utilisés par l'orignal varient en fonction des saisons. Au printemps et en été, l'orignal utilise et sélectionne les zones proches de rivières et de points d'eau pour s'alimenter, et utilise les forêts mûres de conifères pour s'abriter de la chaleur et se cacher durant le jour (Jacqmain *et al.*, 2006, 2008; Bjørneraas *et al.*, 2011). En automne et en hiver, l'orignal utilise et sélectionne plutôt des peuplements mixtes. Plus précisément, il utilise et sélectionne des jeunes peuplements mixtes en automne, des peuplements mixtes de tout âge en hiver, puis il continue à utiliser spécifiquement des peuplements mixtes mûres au début du printemps (Jacqmain *et al.*, 2006, 2008; Bjørneraas *et al.*, 2011). À la fin de l'hiver, l'orignal sélectionne aussi des peuplements de sapins baumiers assez âgés, et des peuplements de sapins plus jeunes au printemps (Jacqmain *et al.*, 2008). L'orignal affectionne aussi les peuplements en régénération, quelques années après une perturbation, sa nourriture de prédilection y étant présente en quantité (Courtois, Ouellet & Gagné, 1998; Potvin & Courtois, 2004; Lord & Kielland, 2015). Ce comportement est observé que la perturbation soit d'origine naturelle, comme un incendie (Gillingham & Parker, 2008; Brown *et al.*, 2018) ou une épidémie de TBE (Labadie *et al.*, 2021), ou d'origine anthropique, comme une coupe forestière (Bjørneraas *et al.*, 2011; Gagné *et al.*, 2016).

Impacts des interactions biotiques sur l'utilisation de l'habitat par le caribou

Les interactions biotiques peuvent influencer le régime alimentaire et la sélection de l'habitat des espèces. Cela est le cas pour le caribou et l'orignal, deux ongulés herbivores dont les domaines vitaux peuvent se chevaucher. La compétition pour la ressource entre ces deux espèces est cependant faible, leur régime alimentaire et leurs milieux de prédilections étant bien différenciés (Jung, Stotyn & Czetwertynski, 2015).

En revanche, un facteur très important pour expliquer la sélection de l'habitat par le caribou est lié à la prédation. En effet, il semble que la nourriture ne soit généralement pas limitante pour les caribous, et que les populations soient plutôt contrôlées par des processus top-down, i.e. par la prédation (Courtois *et al.*, 2007). Le facteur de mortalité du caribou le plus important est ainsi la prédation, principalement par le loup (*Canis lupus*), mais aussi d'autres espèces comme l'ours noir (*Ursus americanus*) particulièrement pour les faons (Seip, 1992; Leblond *et al.*, 2016). Or, la présence de l'orignal influence le taux de prédation du caribou, par un processus appelé compétition apparente (James *et al.*, 2004; Fortin *et al.*, 2015). L'orignal étant une proie importante du loup (Seip, 1992), les loups ont tendance à sélectionner des

habitats sélectionnés aussi par l'original (James *et al.*, 2004). Ainsi si des caribous sont proches d'un milieu où les orignaux sont en grand nombre, ils ont également plus de probabilité de rencontrer des loups (Labadie *et al.*, 2021). Mais au-delà de ces effets comportementaux, par la sélection de l'habitat, il y a également des effets numériques. Les orignaux sont en plus grand nombre dans des zones qui leur sont favorables (Crête, 1989; Serrouya *et al.*, 2021), de sorte que les perturbations qui augmentent l'abondance des feuillus, peuvent résulter en l'accroissement de la population et de la densité d'orignaux (Serrouya *et al.*, 2021; Labadie *et al.*, 2021, 2022). Le loup répond généralement numériquement, la densité de loup étant plus élevée quand la densité d'orignaux est élevée également (Serrouya *et al.*, 2017, 2021). Les loups étant plus nombreux, les caribous de la zone subissent ainsi une pression de prédation supérieure, par ce simple effet numérique (Wittmer *et al.*, 2007; Serrouya *et al.*, 2017, 2021). Il a été montré que cette réponse numérique devrait avoir plus d'impact sur le caribou que la réponse comportementale (Labadie *et al.*, 2022; Vanlandeghem *et al.* 2021).

La prédation, notamment via la compétition apparente, est un facteur clé expliquant la sélection de l'habitat des caribous et leur régime alimentaire (Gustine *et al.*, 2006; Webber *et al.*, 2022). Le caribou tente d'éviter la prédation en sélectionnant des milieux différents de celui du loup et de l'original, tels que les peuplements mixtes, feuillus et/ou jeunes (James *et al.*, 2004; Gustine *et al.*, 2006; Courbin *et al.*, 2009, 2013). Les résultats de Webber *et al.*, 2022 indiquent que le caribou diversifie son alimentation en mangeant moins de lichens et plus de graminées et autres plantes vasculaires quand il y a peu d'autres ongulés dans son environnement, probablement car la diminution de l'intensité de la compétition apparente lui permet alors de se rendre dans des milieux avec de la nourriture plus diversifiée.

Impacts des perturbations autre que les épidémies d'insectes sur l'utilisation de l'habitat par le caribou

Contrairement à l'original, le caribou a tendance à éviter les perturbations, naturelles ou anthropiques. Il se trouve ainsi généralement en faible densité dans les zones perturbées, et ce plusieurs années voire décennies après la perturbation (Gustine & Parker, 2008; Fortin *et al.*, 2008).

Un premier élément expliquant cet évitement des zones perturbées par le caribou viendrait de l'impact des perturbations sur les ressources directement utilisées par le caribou. Une perturbation comme un incendie ou une coupe forestière modifie les conditions du peuplement, en particulier sa végétation. Notamment, la quantité de lichens diminue après un incendie (Auclair, 1985) ou une coupe (Boudreault *et al.*, 2015). Or, les lichens constituent une part importante du régime du caribou, comme nous l'avons vu plus tôt.

De plus, les perturbations influencent la prédation et la compétition apparente, comme nous l'avons évoqué plus tôt. La densité d'orignaux augmente souvent dans les années suivant une perturbation, attirant davantage de loups, puis augmentant la mortalité des caribous

(Courtois *et al.*, 2007; Labadie *et al.*, 2021). Suite à une perturbation, les caribous peuvent déplacer ou agrandir leur domaine vital, recherchant des ressources et évitant l'augmentation de la prédation par le loup. Ils se retrouvent alors dans un environnement moins connu où l'approvisionnement en ressources et l'évitement de la prédation deviennent moins efficaces (Faille *et al.*, 2010). L'évitement de la prédation du loup peut d'ailleurs conduire le caribou à s'exposer à d'autres risques de prédation, comme la prédation des faons par l'ours noir (Leblond *et al.*, 2016). Cependant, les caribous ne fuient pas complètement les espaces fragmentés, de sorte que, souvent, ils ne déplacent pas l'entièreté de leur domaine vital de départ (Faille *et al.*, 2010). La fragmentation de l'habitat créée par les perturbations diminue également l'éloignement entre les milieux sélectionnés par le caribou et ceux sélectionnés par l'orignal et le loup, augmentant les probabilités de rencontre (Courbin *et al.*, 2009). En effet, plus l'environnement est fragmenté, moins il y a de distance entre deux lisières. De plus, le loup semble plus efficace pour trouver ses proies dans les environnements fragmentés (Courbin *et al.*, 2014). Les routes, un des facteurs de la fragmentation, sont d'ailleurs généralement évitées par les caribous (Fortin *et al.*, 2008; Courbin *et al.*, 2009, 2013), notamment car elles sont utilisées par les loups afin d'augmenter leur taux de déplacement (Trombulak & Frissell, 2000; Dickie *et al.*, 2017).

Notons que l'effet négatif des perturbations sur le caribou n'est toutefois pas toujours remarqué. Dans certains environnements, les peuplements en régénération n'attirent pas d'autres ongulés, car l'enfeuillement des parterres de coupe est trop faible. Les perturbations ne provoquent alors pas de compétition apparente (Neufeld *et al.*, 2021). Ainsi, la diminution de l'enfeuillement des peuplements en régénération avec l'augmentation de la latitude, rapporté au Québec, devrait diminuer l'effet de la compétition apparente (Gagné *et al.*, 2016). D'ailleurs, les parterres de coupe ne constituent pas alors des points de rencontre pour l'orignal et le loup à hautes latitudes.

Impacts des modifications de l'habitat causées par la TBE sur le caribou

Une épidémie de TBE de forte intensité dans une forêt de conifères, surtout si elle est dominée par le sapin baumier, peut conduire à une modification du peuplement, vers un peuplement constitué de conifères en moyenne plus jeunes et de davantage de végétation feuillue qu'avant la perturbation (Bouchard *et al.*, 2007; Bouchard & Pothier, 2010; Chagnon *et al.*, 2022). Or, le caribou sélectionne particulièrement les forêts de conifères mûres et a tendance à éviter les peuplements en régénération et dominés par des feuillus.

Une épidémie de TBE rend donc en moyenne l'habitat moins attractif pour le caribou pour plusieurs raisons. Une épidémie de TBE réduit quelque peu la disponibilité de lichen, et on peut s'attendre à une diminution plus importante si elle est suivie d'une coupe de récupération.

Cependant nous avons aussi vu que le caribou possède un régime alimentaire qui peut être plus diversifié qu'on ne le pense, notamment au printemps et en été. Il pourrait se nourrir des arbustes feuillus ou des herbacées présents dans les peuplements en régénération. Ce serait donc pour éviter le risque de prédation, modulé par la compétition apparente, qu'il sélectionne des milieux dominés par des conifères et qu'il se nourrit en majorité de lichen, notamment en hiver (Webber *et al.*, 2022).

Il se trouve que les épidémies de TBE peuvent avoir un effet sur cette compétition apparente. Comme nous l'avons vu précédemment, une épidémie de TBE provoque l'augmentation d'une végétation qui profite à l'orignal (Chagnon *et al.*, 2022). Ainsi, comme pour d'autres perturbations telles que les incendies ou les coupes forestières, une épidémie de TBE peut augmenter l'intensité de la compétition apparente entre l'orignal et le caribou, défavorable au caribou à cause de l'augmentation de son taux de prédation par le loup. Labadie *et al.* (2021) ont ainsi montré que les caribous qui évitent moins les zones fortement touchées par une épidémie de TBE ont un taux de mortalité plus élevés. La végétation promue par une épidémie de TBE peut également attirer d'autres prédateurs du caribou, comme l'ours noir (Chagnon *et al.*, 2022), augmentant d'autant plus la prédation sur le caribou.

Les coupes de récupération exacerbent cette augmentation de la compétition apparente. Labadie *et al.* (2021) notent ainsi une augmentation plus forte de la densité d'originaux lorsque les peuplements touchés par la TBE sont coupés que s'ils ne le sont pas. Dans cette étude, les loups sélectionnent également fortement les peuplements ayant subi une épidémie puis une coupe de récupération. En conséquence, le risque de mortalité des caribous augmente davantage lorsqu'ils utilisent des peuplements impactés par la TBE puis coupés, que des peuplements ayant seulement été exposés à l'insecte.

L'impact de la TBE est donc assez négatif sur le caribou forestier. Dans le futur, il est attendu que la TBE s'étende vers le nord, et que la sévérité des épidémies augmente dans une grande partie de son aire de distribution. Dans de telles régions, l'impact négatif de la TBE risque donc d'augmenter avec le temps, et de s'ajouter aux pressions pesant déjà sur le caribou forestier.

Méthode d'échantillonnage de la végétation et d'estimation des biomasses

Au cours de l'été 2022, la nourriture de l'orignal et du caribou a été échantillonnée dans la région de la Côte-Nord du Québec, au Canada. Au total, 143 sites ont été sélectionnés et leur végétation a été échantillonnée. Ils étaient répartis entre 49°35' et 53°42' de latitude nord et entre 68°85' et 65°09' de longitude ouest, avec une distance linéaire de 510 km séparant les sites les plus distants. Cette étendue nous a permis d'échantillonner des peuplements dont certains ont été touchés par une épidémie de TBE selon différentes sévérités et dont la productivité primaire variait suivant l'important gradient latitudinal (> 4° de latitude). Les sites ont été choisis en effectuant un échantillonnage stratifié selon 10 types de peuplement : forêts feuillus et mixtes (14 sites), forêts fermées de conifères (17), forêts ouvertes de conifères (65), landes à lichens (1), forêts ayant subi un incendie il y a moins de 10 ans (11), entre 10 et 19 ans (7), 20 ans ou plus (7) et forêts ayant subi une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) il y a moins de 10 ans (5), entre 10 et 19 ans (10), 20 ans ou plus (6). Pour des raisons de logistique, seulement des peuplements se trouvant à moins de 300 m d'une route, principalement la route 389, ont été sélectionnés.

À chaque site d'échantillonnage, deux transects de 30 m se croisant au centre l'un de l'autre ont été tracés, l'un orienté nord-sud et l'autre orienté est-ouest (Fig. 1). Le pourcentage de couverture verticale de la canopée a été estimé avec un densiomètre sphérique convexe (24 carrés), à 7,5 m du centre du site, à chacun des points cardinaux. La proportion de la surface du sol couverte par les lichens terricoles et l'épaisseur du tapis de lichens ont été mesurées dans huit quadrats (0,25 m²) localisés le long des transects (six quadrats positionnés tous les 5 m sur le transect nord-sud et un quadrat à chaque extrémité du transect est-ouest). La biomasse des lichens terricoles (L_T , en kg/ha) a ensuite été estimée à l'aide de l'équation de Crête et al. (1990) :

$$L_T = \left(0,012(P_{L_T})^2 + 0,683(H_{L_T})^2\right) \times 40,$$

où P_{L_T} est la proportion du quadrat couverte de lichens terricoles, et H_{L_T} est la hauteur des lichens terrestres dans le quadrat.

Dans chaque site d'échantillonnage, un cercle de 30 m de diamètre centré sur la jonction des deux transects décrits plus haut a été tracé (Fig. 1). Quatre quadrants ont ainsi été formés dans le cercle, séparés par les transects. Dans chacun des quatre quadrants, un arbre a été choisi aléatoirement parmi ceux d'une hauteur moyenne (par rapport à l'ensemble des arbres du quadrat) pour évaluer la disponibilité de lichens arboricoles. Le nombre de thalles situés entre 0-1 m et entre 1-3 m ont été estimés sur ces arbres, avec une unité étant défini comme ayant 7 cm de long et 1 cm de large.

Pour estimer la biomasse de lichens arboricoles associée au nombre de thalles rapporté, une calibration a été réalisée entre le nombre de thalles et la biomasse de ces thalles. Les thalles

présents sur 46 arbres (strate : 0-3 m) de différents sites ont été dénombrés, collectés, séchés, puis pesés. Une relation linéaire a alors été établie entre le nombre de thalles et la biomasse des lichens arboricoles (Fig. 2). Par la suite, cette relation a donc été utilisée pour estimer la biomasse de lichen arboricole sur un arbre entre 0-1m et 1-3m à partir du nombre de thalles récoltés.

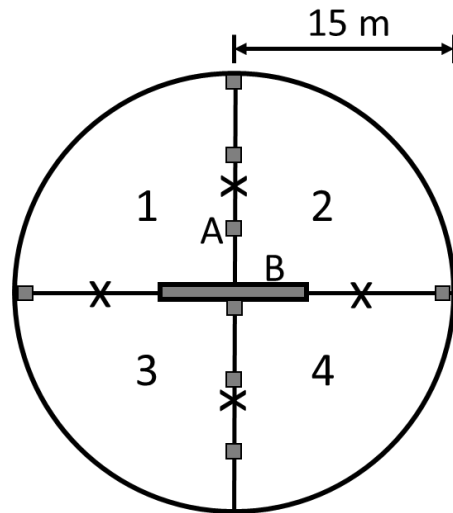


Figure 1 : Caractéristiques de la zone d'échantillonnage. La zone d'échantillonnage était inscrite dans un cercle de 15 m de rayon, traversé par un transect nord-sud et un transect est-ouest. (A) correspond à un des quadrats dans lequel la couverture et la hauteur de lichen ont été mesurées. (B) correspond à la zone d'échantillonnage de 1 x 10 m où les diamètres basaux de toutes les tiges appartenant à une des 17 espèces ligneuses étudiées ont été mesurées. Les numéros 1, 2, 3 et 4 correspondent au 4 quadrants de la zone d'échantillonnage, dans chacun desquels un arbre a été choisi pour compter son nombre de thalles de lichens arboricoles. Les quatre X placés sur les transects (deux sur chaque transect) correspondent aux emplacements de mesure de la couverture verticale de la canopée.

Dans une zone d'échantillonnage de 1 x 10 m au centre des deux transects de 30 m, les diamètres basaux des tiges de 17 espèces ligneuses communes et connues pour être broutées ont été mesurés (amélanchier, aulne, bouleau à papier, bouleau glanduleux, cerisier de Pennsylvanie, cerisier de Virginie, érable rouge, framboisier, gadellier glanduleux, mélèze spp., némopanthé mucroné, ostryer de Virginie, peuplier faux-tremble, saule spp., sapin baumier, sorbier d'Amérique, sureau à grappes, viornes à feuilles d'érable, voir Tableau 1). Il existe une relation entre la biomasse des ramilles des espèces ligneuses disponibles pour le broutage et le diamètre à la base (1 cm au-dessus du sol) de la tige de ces espèces. Visscher et al. (2006) ont établi ces relations pour la plupart des espèces ligneuses communes qui nous intéressent (Tableau 1). Ils ont récolté, séché et pesé les ramilles de plusieurs arbres ou arbustes pour chaque espèce, et mesuré le diamètre de la tige de ces arbres à leur base. Ils ont récolté les ramilles entre 0-3 m au-dessus du sol, ce qui correspond à la strate de broutement des ongulés. Ils ont ensuite donc pu trouver la meilleure relation pour chaque espèce entre le diamètre des tiges et la biomasse récoltée, permettant d'inférer par la suite la biomasse d'autres arbres ou arbustes à partir simplement du diamètre basal de leur tige. Ces relations avaient été établies pour des tiges dont le diamètre basal était ≤ 35 mm. Nous nous attendons à ce que, lorsque la tige devient de plus grande taille, la disponibilité de brout cesse d'augmenter, voire commence à diminuer. Nous avons donc associé la biomasse des tiges ayant un diamètre basal > 35 mm à la biomasse des tiges de 35 mm.

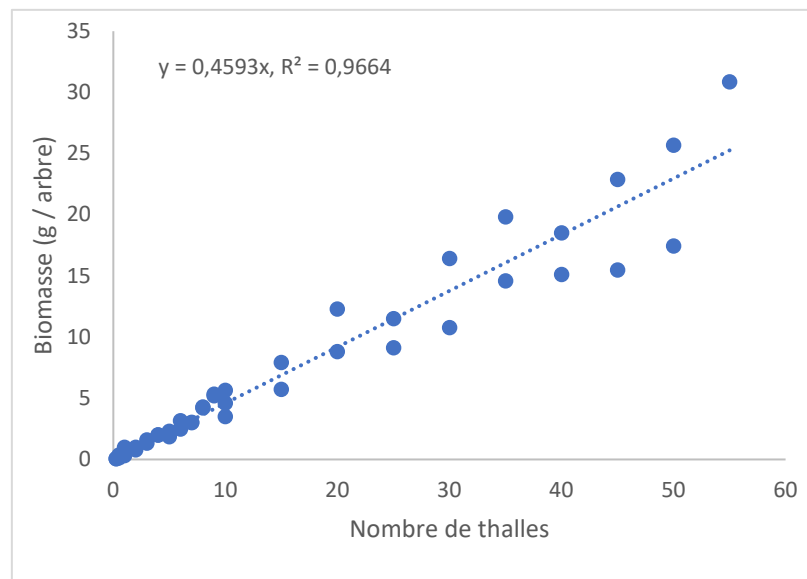


Figure 2 : Relation entre le nombre de thalles de lichen arboricole observé dans un arbre et la biomasse de lichen arboricole correspondante à ces thalles collectés et séchés. La droite de régression associée est représentée en pointillés bleus. L'équation de cette régression linéaire donne pente de valeur 0.4593 et une ordonnée à l'origine de 0. Le R^2 est de 0.9665.

Nous avons établi la relation pour le sapin baumier (*Abies balsamea*) à partir d'un échantillonnage sur le terrain. Pour 59 sapins, toutes les ramilles de < 7 mm situées de 0-3 m de

hauteur ont été collectées, séchées et pesées. Les diamètres à la base de la tige ont également été mesurés. Ensuite, la relation linéaire entre la biomasse et le diamètre basal a été établie (voir le Tableau 1. Une calibration sera faite au cours de l'été 2023 pour le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*) et le cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*).

Pour certaines des 17 espèces ligneuses échantillonnées, la relation n'est ni présente dans Visscher et al. (2006), ni définie dans notre étude. Cependant, ces espèces ne sont pas très abondantes sur la Côte-Nord d'après notre échantillonnage, et elles ne sont pas couramment utilisées par l'orignal et le caribou (Joyal, 1976; Belovsky, 1981; Thompson *et al.*, 2015; Denryter *et al.*, 2017; Shively *et al.*, 2019). Elles ne seront donc pas considérées dans l'analyse des données.

Tableau 1: Les 17 espèces ligneuses broutées communes échantillonnées. *a* et *b* correspondent aux coefficients utilisés pour estimer la biomasse de ramilles disponibles, avec cette équation : $Biomasse = ae^{bD}$ Ces relations sont tirées de Visscher et al. (2006), sauf pour le sapin baumier, le cerisier de Pennsylvanie et le cerisier de Virginie. La dernière colonne est le nombre de sites de présence par espèce, sur les 140 sites avec au moins un arbre.

Espèces (nom français)	Nom latin	Nom anglais	a	b	Nombre de sites de présence
Amélanchier	<i>Amelanchier</i> spp.	Amelanchier spp.	12.497	0.08	17
Aulne	<i>Alnus</i> spp.	Alder spp.	12.688	0.091	22
Bouleau à papier	<i>Betula papyrifera</i>	Paper birch	11.769	0.128	26
Bouleau glanduleux	<i>Betula glandulosa</i>	Dwarf birch	11.769	0.128	20
Cerisier de Pennsylvanie	<i>Prunus pensylvanica</i>	Pin cherry	?	?	9
Cerisier de Virginie	<i>Prunus virginiana</i>	Chokecherry	?	?	6
Erable rouge	<i>Acer rubrum</i>	Red maple			2
Framboisier	<i>Rubus idaeus</i>	Red raspberry	6.865	0.072	5
Gadellier glanduleux	<i>Ribes glandulosum</i>	Skunk currant	12.246	0.118	6
Mélèze spp.	<i>Larix</i> spp.	Larch spp.			2
Némopanthé mucroné	<i>Ilex mucronata</i>	Mountain holly			1
Ostryer de Virgine	<i>Ostrya virginiana</i>	American hophornbeam			1
Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i>	Trembling aspen	11.098	0.08	2
Saule spp.	<i>Salix</i> spp.	Willow spp.	1.075*	2.981*	10
Sapin baumier	<i>Abies balsamea</i>	Balsam fir	22.3653*	2.47826*	60
Sorbier d'Amérique	<i>Sorbus americana</i>	American mountain-ash	12.497	0.08	15
Sureau à grappes	<i>Sambucus racemosa</i>	Red elderberry			1
Viorne à feuille d'érable	<i>Viburnum acerifolium</i>	Maple leaf viburnum			4

* L'équation a plutôt la forme : $Biomasse = a + b \times \text{Diamètre basal}$

Références

- Abatzoglou J.T. & Williams A.P. (2016). Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **113**, 11770–11775. <https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>
- Abram N.J., Henley B.J., Sen Gupta A., Lippmann T.J.R., Clarke H., Dowdy A.J., *et al.* (2021). Connections of climate change and variability to large and extreme forest fires in southeast Australia. *Communications Earth & Environment* **2**, 1–17. <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00065-8>
- Archambault L., Gagnon R.R., Pelletier G., Chabot M. & Bélanger L. (1990). Influence du drainage et de la texture du dépôt sur la vulnérabilité du Sapin baumier et de l'Épinette blanche aux attaques de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette. *Canadian Journal of Forest Research* **20**, 750–756. <https://doi.org/10.1139/x90-099>
- Auclair A.N.D. (1985). Postfire regeneration of plant and soil organic pools in a Piceamariana–Cladoniastellaris ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* **15**, 279–291. <https://doi.org/10.1139/x85-046>
- Barboza P.S. & Parker K.L. (2008). Allocating Protein to Reproduction in Arctic Reindeer and Caribou. *Physiological and Biochemical Zoology* **81**, 835–855. <https://doi.org/10.1086/590414>
- Belovsky G.E. (1981). Food Plant Selection by a Generalist Herbivore: The Moose. *Ecology* **62**, 1020–1030. <https://doi.org/10.2307/1937001>
- Bergeron Y. (2000). Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* **81**, 1500–1516. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1500:SASDIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1500:SASDIT]2.0.CO;2)
- Bergeron Y. & Leduc A. (1998). Relationships between change in fire frequency and mortality due to spruce budworm outbreak in the southeastern Canadian boreal forest. *Journal of Vegetation Science* **9**, 492–500. <https://doi.org/10.2307/3237264>
- Bergerud A.T. (1972). Food habits of Newfoundland caribou. *The Journal of Wildlife Management* **36**, 913–923. <https://doi.org/10.2307/3799448>
- Bjørneraas K., Solberg E.J., Herfindal I., Moorter B.V., Rolandsen C.M., Tremblay J., *et al.* (2011). Moose Alces alces habitat use at multiple temporal scales in a human-altered landscape. *Wildlife Biology* **17**, 44–54. <https://doi.org/10.2981/10-073>
- Blais J.R. (1958). Effects of 1956 Spring and Summer Temperatures on Spruce Budworm Populations (*Choristoneura fumiferana* Clem.) in the Gaspé Peninsula¹. *The Canadian Entomologist* **90**, 354–361. <https://doi.org/10.4039/Ent90354-6>
- Blais J.R. (1983). Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **13**, 539–547. <https://doi.org/10.1139/x83-079>
- Boakye E.A., Houle D., Bergeron Y., Girardin M.P. & Drobyshev I. (2022). Insect defoliation modulates influence of climate on the growth of tree species in the boreal mixed forests of eastern Canada. *Ecology and Evolution* **12**, e8656. <https://doi.org/10.1002/ece3.8656>
- Bognounou F., De Grandpré L., Pureswaran D.S. & Kneeshaw D. (2017). Temporal variation in plant neighborhood effects on the defoliation of primary and secondary hosts by an insect pest. *Ecosphere* **8**, e01759. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1759>

- Botting R.S. & Fredeen A.L. (2006). Contrasting terrestrial lichen, liverwort, and moss diversity between old-growth and young second-growth forest on two soil textures in central British Columbia. *Canadian Journal of Botany* **84**, 120–132. <https://doi.org/10.1139/b05-146>
- Bouchard M. & Auger I. (2014). Influence of environmental factors and spatio-temporal covariates during the initial development of a spruce budworm outbreak. *Landscape Ecology* **29**, 111–126. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9966-x>
- Bouchard M., Kneeshaw D. & Bergeron Y. (2006). Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology* **87**, 2319–2329. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2319:FDASSB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2319:FDASSB]2.0.CO;2)
- Bouchard M., Kneeshaw D. & Bergeron Y. (2005). Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec. *Forest Ecology and Management* **204**, 297–313. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.017>
- Bouchard M., Kneeshaw D. & Messier C. (2007). Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **37**, 763–772. <https://doi.org/10.1139/X06-278>
- Bouchard M., Martel V., Régnière J., Therrien P. & Correia D.L.P. (2018a). Do natural enemies explain fluctuations in low-density spruce budworm populations? *Ecology* **99**, 2047–2057. <https://doi.org/10.1002/ecy.2417>
- Bouchard M. & Pothier D. (2008). Simulations of the effects of changes in mean fire return intervals on balsam fir abundance, and implications for spruce budworm outbreaks. *Ecological Modelling* **218**, 207–218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.07.001>
- Bouchard M. & Pothier D. (2010). Spatiotemporal variability in tree and stand mortality caused by spruce budworm outbreaks in eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **40**, 86–94. <https://doi.org/10.1139/X09-178>
- Bouchard M., Pothier D. & 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. <https://doi.org/10.1139/X07-201>
- Bouchard M., Régnière J. & Therrien P. (2018b). Bottom-up factors contribute to large-scale synchrony in spruce budworm populations. *Canadian Journal of Forest Research* **48**, 277–284. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0051>
- Boudreault C., Bergeron Y. & Coxson D. (2009). Factors controlling epiphytic lichen biomass during postfire succession in black spruce boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* **39**, 2168–2179. <https://doi.org/10.1139/X09-127>
- Boudreault C., Drapeau P., Bouchard M., St-Laurent M.-H., Imbeau L. & Bergeron Y. (2015). Contrasting responses of epiphytic and terricolous lichens to variations in forest characteristics in northern boreal ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* **45**, 595–606. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0529>
- Boudreault C., Zouaoui S., Drapeau P., Bergeron Y. & Stevenson S. (2013). Canopy openings created by partial cutting increase growth rates and maintain the cover of three *Cladonia* species in the Canadian boreal forest. *Forest Ecology and Management* **304**, 473–481. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.043>

- Boulanger Y. & Arseneault D. (2004). Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research* **34**, 1035–1043. <https://doi.org/10.1139/x03-269>
- Boulanger Y., Arseneault D., Morin H., Jardon Y., Bertrand P. & Dagneau C. (2012). Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years. *Canadian Journal of Forest Research* **42**, 1264–1276. <https://doi.org/10.1139/x2012-069>
- Brown C. I., Kielland K., Euskirchen E. s., Brinkman T. j., Ruess R. w. & Kellie K. a. (2018). Fire-mediated patterns of habitat use by male moose (*Alces alces*) in Alaska. *Canadian Journal of Zoology* **96**, 183–192. <https://doi.org/10.1139/cjz-2017-0069>
- Campbell E.M., MacLean D.A. & Bergeron Y. (2008). The Severity of Budworm-Caused Growth Reductions in Balsam Fir/Spruce Stands Varies with the Hardwood Content of Surrounding Forest Landscapes. *Forest Science* **54**, 195–205. <https://doi.org/10.1093/forestscience/54.2.195>
- Candau J.-N. & Fleming R.A. (2011). Forecasting the response of spruce budworm defoliation to climate change in Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* **41**, 1948–1960. <https://doi.org/10.1139/x11-134>
- Candau J.-N. & Fleming R.A. (2005). Landscape-scale spatial distribution of spruce budworm defoliation in relation to bioclimatic conditions. *Canadian Journal of Forest Research* **35**, 2218–2232. <https://doi.org/10.1139/x05-078>
- Cappuccino N., Lavertu D., Bergeron Y. & Régnière J. (1998). Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape. *Oecologia* **114**, 236–242. <https://doi.org/10.1007/s004420050441>
- Chagnon C., Bouchard M. & Pothier D. (2022). Impacts of spruce budworm defoliation on the habitat of woodland caribou, moose, and their main predators. *Ecology and Evolution* **12**, e8695. <https://doi.org/10.1002/ece3.8695>
- Cotton-Gagnon A., Simard M., De Grandpré L. & Kneeshaw D. (2018). Salvage logging during spruce budworm outbreaks increases defoliation of black spruce regeneration. *Forest Ecology and Management* **430**, 421–430. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.011>
- Courbin N., Fortin D., Dussault C. & Courtois R. (2009). Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence. *Landscape Ecology* **24**, 1375–1388. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9389-x>
- Courbin N., Fortin D., Dussault C. & Courtois R. (2014). Logging-induced changes in habitat network connectivity shape behavioral interactions in the wolf–caribou–moose system. *Ecological Monographs* **84**, 265–285. <https://doi.org/10.1890/12-2118.1>
- Courbin N., Fortin D., Dussault C., Fargeot V. & Courtois R. (2013). Multi-trophic resource selection function enlightens the behavioural game between wolves and their prey. *Journal of Animal Ecology* **82**, 1062–1071. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12093>
- Courtois R., Gingras A., Fortin D., Sebbane A., Rochette B. & Breton L. (2008). Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* **38**, 2837–2849. <https://doi.org/10.1139/X08-119>
- Courtois R., Ouellet J.-P., Breton L., Gingras A. & Dussault C. (2007). Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Écoscience* **14**, 491–498. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[491:EOFDOD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[491:EOFDOD]2.0.CO;2)

- Courtois R., Ouellet J.-P., Dussault C. & Gingras A. (2004). Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *The Forestry Chronicle* **80**, 598–607
- Courtois R., Ouellet J.-P. & Gagné B. (1998). Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose* **34**, 201–211
- Crawford H.S. & Jennings D.T. (1989). Predation by Birds on Spruce Budworm *Choristoneura fumiferana*: Functional, Numerical, and Total Responses. *Ecology* **70**, 152–163. <https://doi.org/10.2307/1938422>
- Crête M. (1989). Approximation of K carrying capacity for moose in eastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology* **67**, 373–380. <https://doi.org/10.1139/z89-055>
- Crête M., Morneau C. & Nault R. (1990). Biomasse et espèces de lichens terrestres disponibles pour le caribou dans le nord du Québec. *Canadian Journal of Botany* **68**, 2047–2053. <https://doi.org/10.1139/b90-268>
- De Grandpré L., Kneeshaw D.D., Perigon S., Boucher D., Marchand M., Pureswaran D., *et al.* (2019). Adverse climatic periods precede and amplify defoliator-induced tree mortality in eastern boreal North America. *Journal of Ecology* **107**, 452–467. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13012>
- Denryter K.A., Cook R.C., Cook J.G. & Parker K.L. (2017). Straight from the caribou's (*Rangifer tarandus*) mouth: detailed observations of tame caribou reveal new insights into summer–autumn diets. *Canadian Journal of Zoology* **95**, 81–94. <https://doi.org/10.1139/cjz-2016-0114>
- Dickie M., Serrouya R., McNay R.S. & Boutin S. (2017). Faster and farther: wolf movement on linear features and implications for hunting behaviour. *Journal of Applied Ecology* **54**, 253–263. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12732>
- Duchesne L. & Ouimet R. (2008). Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada: 1970–2005. *Forest Ecology and Management* **255**, 3001–3012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.008>
- Dungan J.D. & Wright R.G. (2005). Summer diet composition of moose in Rocky Mountain National Park, Colorado. , 41, 139–146. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose*
- Dupont A., Bélanger L. & Bousquet J. (1991). Relationships between balsam fir vulnerability to spruce budworm and ecological site conditions of fir stands in central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **21**, 1752–1759. <https://doi.org/10.1139/x91-242>
- Erdle T.A. & MacLean D.A. (1999). Stand growth model calibration for use in forest pest impact assessment. *The Forestry Chronicle* **75**, 141–152. <https://doi.org/10.5558/tfc75141-1>
- Faille G., Dussault C., Ouellet J.-P., Fortin D., Courtois R., St-Laurent M.-H., *et al.* (2010). Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? *Biological Conservation* **143**, 2840–2850. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.001>
- Flannigan M.D., Stocks B.J. & Wotton B.M. (2000). Climate change and forest fires. *Science of The Total Environment* **262**, 221–229. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00524-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00524-6)
- Fleming R.A. (2000). Climate change and insect disturbance regimes in Canada's boreal forests. *World Resource Review* **12**, 521–548
- Fleming R.A. & Candau J.-N. (1998). Influences of Climatic Change on Some Ecological Processes of an Insect Outbreak System in Canada's Boreal Forests and the Implications for

- Biodiversity. *Environmental Monitoring and Assessment* **49**, 235–249. <https://doi.org/10.1023/A:1005818108382>
- Fleming R.A., Candau J.-N. & McALPINE R.S. (2002). Landscape-Scale Analysis of Interactions between Insect Defoliation and Forest Fire in Central Canada
- Fortin D., Buono P.-L., Schmitz O.J., Courbin N., Losier C., St-Laurent M.-H., *et al.* (2015). A spatial theory for characterizing predator–multiprey interactions in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **282**, 20150973. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0973>
- Fortin D., Courtois R., Etcheverry P., Dussault C. & Gingras A. (2008). Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. *Journal of Applied Ecology* **45**, 1392–1400. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01542.x>
- Fraver S., Seymour R.S., Speer J.H. & White A.S. (2007). Dendrochronological reconstruction of spruce budworm outbreaks in northern Maine, USA. *Canadian Journal of Forest Research* **37**, 523–529. <https://doi.org/10.1139/X06-251>
- Gagné C., Mainguy J. & Fortin D. (2016). The impact of forest harvesting on caribou–moose–wolf interactions decreases along a latitudinal gradient. *Biological Conservation* **197**, 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.015>
- Garcia M., Sturtevant B.R., Saint-Amant R., Charney J.J., Delisle J., Boulanger Y., *et al.* (2022). Modeling weather-driven long-distance dispersal of spruce budworm moths (*Choristoneura fumiferana*). Part 1: Model description. *Agricultural and Forest Meteorology* **315**, 108815. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.108815>
- Gillingham M.P. & Parker K.L. (2008). Differential habitat selection by moose and elk in the Besa-Prophet area of northern British Columbia. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose* **44**, 41–63
- Girard F., Payette S. & Gagnon R. (2008). Rapid expansion of lichen woodlands within the closed-crown boreal forest zone over the last 50 years caused by stand disturbances in eastern Canada. *Journal of Biogeography* **35**, 529–537. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01816.x>
- Gouvernement du Canada (2023). Loi sur les espèces en péril. *Site web de la législation*
- Gouvernement du Québec (2023). Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables. *Gouvernement du Québec*
- Gray D.R. (2013). The influence of forest composition and climate on outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **43**, 1181–1195. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0240>
- Gray D.R. (2008). The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change* **87**, 361–383. <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9317-5>
- Greenbank D.O., Schaefer G.W. & Rainey R.C. (1980). Spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) moth flight and dispersal: new understanding from canopy observations, radar, and aircraft. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **112**, 1–49. <https://doi.org/10.4039/entm112110fv>

- Greuel R.J., Degré-Timmons G.É., Baltzer J.L., Johnstone J.F., McIntire E.J.B., Day N.J., *et al.* (2021). Predicting patterns of terrestrial lichen biomass recovery following boreal wildfires. *Ecosphere* **12**. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3481>
- Gustine D.D. & Parker K.L. (2008). Variation in the seasonal selection of resources by woodland caribou in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* **86**, 812–825. <https://doi.org/10.1139/Z08-047>
- Gustine D.D., Parker K.L., Lay R.J., Gillingham M.P. & Heard D.C. (2006). Interpreting resource selection at different scales for woodland caribou in Winter. *The Journal of Wildlife Management* **70**, 1601–1614. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2006\)70\[1601:IRSADS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70[1601:IRSADS]2.0.CO;2)
- Han E.-N. & Bauce E. (1997). Effects of Early Temperature Exposure on Diapause Development of Spruce Budworm (Lepidoptera: Tortricidae). *Environmental Entomology* **26**, 307–310. <https://doi.org/10.1093/ee/26.2.307>
- Hardy Y. (1979). Les recherches sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette. *Revue Forestière Française*, 217. <https://doi.org/10.4267/2042/21332>
- Heggberget T.M., Gaare E. & Ball J.P. (2002). Reindeer (*Rangifer tarandus*) and climate change: importance of winter forage. *Rangifer* **22**, 13–31
- Hennigar C.R., MacLean D.A., Quiring D.T. & Kershaw J.A. Jr. (2008). Differences in Spruce Budworm Defoliation among Balsam Fir and White, Red, and Black Spruce. *Forest Science* **54**, 158–166. <https://doi.org/10.1093/forestscience/54.2.158>
- Itter M.S., D'Orangeville L., Dawson A., Kneeshaw D., Duchesne L. & Finley A.O. (2019). Boreal tree growth exhibits decadal-scale ecological memory to drought and insect defoliation, but no negative response to their interaction. *Journal of Ecology* **107**, 1288–1301. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13087>
- Jacqmain H., Dussault C., Courtois R. & Bélanger L. (2008). Moose–habitat relationships: integrating local Cree native knowledge and scientific findings in northern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **38**, 3120–3132. <https://doi.org/10.1139/X08-128>
- Jacqmain H., Nadeau S., Bélanger L., Courtois R., Bouthillier L. & Dussault C. (2006). Valoriser les savoirs des Cris de Waswanipi sur l'original pour améliorer l'aménagement forestier de leurs territoires de chasse. *Recherches amérindiennes au Québec* **36**, 19–32
- Jactel H., Bockerhoff E. & Duelli P. (2005). A Test of the Biodiversity-Stability Theory: Meta-analysis of Tree Species Diversity Effects on Insect Pest Infestations, and Re-examination of Responsible Factors. In: *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. Ecological Studies, (Eds M. Scherer-Lorenzen, C. Körner & E.-D. Schulze), pp. 235–262. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Jactel H. & Bockerhoff E.G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* **10**, 835–848. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x>
- James A.R.C., Boutin S., Hebert D.M. & Rippin A.B. (2004). Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. *Journal of Wildlife Management* **68**, 799–809. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0799:SSOCFM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0799:SSOCFM]2.0.CO;2)
- James P.M.A., Robert L.-E., Wotton B.M., Martell D.L. & Fleming R.A. (2017). Lagged cumulative spruce budworm defoliation affects the risk of fire ignition in Ontario, Canada. *Ecological Applications* **27**, 532–544. <https://doi.org/10.1002/eap.1463>

- Jardon Y., Morin H. & Dutilleul P. (2003). Périodicité et synchronisme des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec. *Canadian Journal of Forest Research* **33**, 1947–1961. <https://doi.org/10.1139/x03-108>
- Johansson P. (2008). Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation* **141**, 1933–1944. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.013>
- Johns R.C., Bowden J.J., Carleton D.R., Cooke B.J., Edwards S., Emilson E.J.S., *et al.* (2019). A Conceptual Framework for the Spruce Budworm Early Intervention Strategy: Can Outbreaks be Stopped? *Forests* **10**, 910. <https://doi.org/10.3390/f10100910>
- Johnson C.J., Parker K.L. & Heard D.C. (2000). Feeding site selection by woodland caribou in north-central British Columbia. *Rangifer*, 158–172
- Johnson C.J., Parker K.L., Heard D.C. & Gillingham M.P. (2002). A multiscale behavioral approach to understanding the movements of woodland caribou. *Ecological Applications* **12**, 1840–1860
- Joyal R. (1976). Winter foods of moose in La Vérendrye Park, Québec: an evaluation of two browse survey methods. *Canadian Journal of Zoology* **54**, 1765–1770. <https://doi.org/10.1139/z76-205>
- Jung T.S., Stotyn S.A. & Czetwertynski S.M. (2015). Dietary overlap and potential competition in a dynamic ungulate community in Northwestern Canada. *The Journal of Wildlife Management* **79**, 1277–1285. <https://doi.org/10.1002/jwmg.946>
- Jurdant M. (1968). *Ecological Classification of Forest Lands: An Integrated Soil-vegetation-landform Approach*. Cornell University.
- Kettela E.G. (1975). Aerial spraying for protection of forests infested by spruce budworm. *The Forestry Chronicle* **51**, 141–142
- Kneeshaw D.D. & Bergeron Y. (1998). Canopy Gap Characteristics and Tree Replacement in the Southeastern Boreal Forest. *Ecology* **79**, 783–794. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[0783:CGCATR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[0783:CGCATR]2.0.CO;2)
- Kneeshaw D.D. & Bergeron Y. (1999). Spatial and temporal patterns of seedling and sapling recruitment within canopy gaps caused by spruce budworm. *Écoscience* **6**, 214–222. <https://doi.org/10.1080/11956860.1999.11682522>
- Kneeshaw D.D., Sturtevant B.R., DeGrandpé L., Doblas-Miranda E., James P.M.A., Tardif D., *et al.* (2021). The Vision of Managing for Pest-Resistant Landscapes: Realistic or Utopic? *Current Forestry Reports* **7**, 97–113. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00140-z>
- Labadie G., Hardy C., Boulanger Y., Vanlandeghem V., Hebblewhite M. & Fortin D. (2022). *Global change impacts a threatened species through alteration of predator-prey dynamics*. In Review.
- Labadie G., McLoughlin P.D., Hebblewhite M. & Fortin D. (2021). Insect-mediated apparent competition between mammals in a boreal food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**, e2022892118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2022892118>
- Lafleur B., Zouaoui S., Fenton N.J., Drapeau P. & Bergeron Y. (2016). Short-term response of Cladonia lichen communities to logging and fire in boreal forests. *Forest Ecology and Management* **372**, 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.007>

- Leblond M., Dussault C., Ouellet J.-P. & St-Laurent M.-H. (2016). Caribou avoiding wolves face increased predation by bears - Caught between Scylla and Charybdis. *Journal of Applied Ecology* **53**, 1078–1087. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12658>
- Leduc A., Leduc A., Kneeshaw D., Maleki K. & Bergeron Y. (2021). Advancing and reversing succession as a function of time since fire and insect outbreaks: An 18 year in situ remeasurement of changes in forest composition. *Journal of Vegetation Science* **32**, e12974. <https://doi.org/10.1111/jvs.12974>
- Lesica P., McCune B., Cooper S.V. & Hong W.S. (1991). Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. *Canadian Journal of Botany* **69**, 1745–1755. <https://doi.org/10.1139/b91-222>
- Lesieur D., Gauthier S. & Bergeron Y. (2002). Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **32**, 1996–2009. <https://doi.org/10.1139/x02-113>
- Liebholt A.M., Haynes K.J. & Bjørnstad O.N. (2012). Spatial synchrony of insect outbreaks. *Insect outbreaks revisited*, 113–125
- Lindenmayer D.B., Burton P.J. & Franklin J.F. (2012). *Salvage Logging and Its Ecological Consequences*. Island Press.
- Liu Z., Peng C., De Grandpré L., Candau J.-N., Work T., Huang C., *et al.* (2019). Simulation and Analysis of the Effect of a Spruce Budworm Outbreak on Carbon Dynamics in Boreal Forests of Quebec. *Ecosystems* **22**, 1838–1851. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00377-7>
- Lord R. & Kielland K. (2015). Effects of variable fire severity on forage production and foraging behavior of moose in winter. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose* **51**, 23–34
- Lucuik G.S. (1984). Effect of climatic factors on post-diapause emergence and survival of spruce budworm larvae (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist* **116**, 1077–1083. <https://doi.org/10.4039/Ent1161077-8>
- Lysyk T.J. (1989). Stochastic model of eastern spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) phenology on white spruce and balsam fir. *Journal of economic entomology*
- MacKinnon W.E. & MacLean D.A. (2003). The influence of forest and stand conditions on spruce budworm defoliation in New Brunswick, Canada. *Forest Science* **49**, 657–667. <https://doi.org/10.1093/forestscience/49.5.657>
- MacLean D.A. (2016). Impacts of insect outbreaks on tree mortality, productivity, and stand development. *The Canadian Entomologist* **148**, S138–S159. <https://doi.org/10.4039/tce.2015.24>
- MacLean D.A. (1980). Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *The Forestry Chronicle* **56**, 213–221. <https://doi.org/10.5558/tfc56213-5>
- MacLean D.A., Erdle T.A., MacKinnon W.E., Porter K.B., Beaton K.P., Cormier G., *et al.* (2001). The Spruce Budworm Decision Support System: forest protection planning to sustain long-term wood supply. *Canadian Journal of Forest Research* **31**, 1742–1757. <https://doi.org/10.1139/x01-102>

- Mattson W.J. & Haack R.A. (1987). The Role of Drought in Outbreaks of Plant-Eating Insects. *BioScience* **37**, 110–118. <https://doi.org/10.2307/1310365>
- McRae D.J., Duchesne L.C., Freedman B., Lynham T.J. & Woodley S. (2001). Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* **9**, 223–260. <https://doi.org/10.1139/a01-010>
- Miller C.A. & Renault T.R. (1976). Incidence of parasitoids attacking endemic spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) populations in New Brunswick. *The Canadian Entomologist* **108**, 1045–1052. <https://doi.org/10.4039/Ent1081045-10>
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec (2016). Analyse de la rentabilité économique des opérations de pulvérisations aériennes contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Gouvernement du Québec (2022). Insectes, maladies et feux dans les forêts du Québec en 2021
- Moran P. a. P. (1953). The statistical analysis of the Canadian Lynx cycle. *Australian Journal of Zoology* **1**, 291–298. <https://doi.org/10.1071/zo9530291>
- Morin H. (1994). Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the Boreal Zone of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **24**, 730–741. <https://doi.org/10.1139/x94-097>
- Navarro L., Morin H., Bergeron Y. & Girona M.M. (2018). Changes in Spatiotemporal Patterns of 20th Century Spruce Budworm Outbreaks in Eastern Canadian Boreal Forests. *Frontiers in Plant Science* **9**
- Nealis V.G. & Régnière J. (2004). Insect-host relationships influencing disturbance by the spruce budworm in a boreal mixedwood forest. *Canadian Journal of Forest Research* **34**, 1870–1882. <https://doi.org/10.1139/x04-061>
- Neufeld B.T., Superbie C., Greuel R.J., Perry T., Tomchuk P.A., Fortin D., *et al.* (2021). Disturbance-Mediated Apparent Competition Decouples in a Northern Boreal Caribou Range. *The Journal of Wildlife Management* **85**, 254–270. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21982>
- Nobert B.R., Larsen T.A., Pigeon K.E. & Finnegan L. (2020). Caribou in the cross-fire? Considering terrestrial lichen forage in the face of mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) expansion. *PLOS ONE* **15**, e0232248. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0232248>
- Parker K.L., Barboza P.S. & Gillingham M.P. (2009). Nutrition integrates environmental responses of ungulates. *Functional Ecology* **23**, 57–69. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01528.x>
- Payette S., Bhiry N., Delwaide A. & Simard M. (2000). Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. *Canadian Journal of Forest Research* **30**, 288–305. <https://doi.org/10.1139/x99-207>
- Potvin F. & Courtois R. (2004). Winter presence of moose in clear-cut black spruce landscapes: related to spatial pattern or to vegetation? *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose* **40**, 61–70
- Pureswaran D.S., Johns R., Heard S.B. & Quiring D. (2016). Paradigms in Eastern Spruce Budworm (Lepidoptera: Tortricidae) Population Ecology: A Century of Debate. *Environmental Entomology* **45**, 1333–1342. <https://doi.org/10.1093/ee/nvw103>

- Régnière J., Delisle J., Sturtevant B.R., Garcia M. & Saint-Amant R. (2019). Modeling Migratory Flight in the Spruce Budworm: Temperature Constraints. *Forests* **10**, 802. <https://doi.org/10.3390/f10090802>
- Régnière J. & Nealis V.G. (2019). Density Dependence of Egg Recruitment and Moth Dispersal in Spruce Budworms. *Forests* **10**, 706. <https://doi.org/10.3390/f10080706>
- Régnière J. & Nealis V.G. (2007). Ecological mechanisms of population change during outbreaks of the spruce budworm. *Ecological Entomology* **32**, 461–477. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2007.00888.x>
- Régnière J., St-Amant R. & Duval P. (2012). Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example. *Biological Invasions* **14**, 1571–1586. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9918-1>
- Risenhoover K.L. (1989). Composition and Quality of Moose Winter Diets in Interior Alaska. *The Journal of Wildlife Management* **53**, 568–577. <https://doi.org/10.2307/3809178>
- Robert L.-E., Sturtevant B.R., Cooke B.J., James P.M.A., Fortin M.-J., Townsend P.A., *et al.* (2018). Landscape host abundance and configuration regulate periodic outbreak behavior in spruce budworm *Choristoneura fumiferana*. *Ecography* **41**, 1556–1571. <https://doi.org/10.1111/ecog.03553>
- Rominger E.M. & Oldemeyer J.L. (1990). Early-winter diet of woodland caribou in relation to snow accumulation, Selkirk Mountains, British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* **68**, 2691–2694. <https://doi.org/10.1139/z90-372>
- Rominger E.M. & Robbins C.T. (1996). Generic preference and in-vivo digestibility of alectoroid arboreal lichens by woodland caribou. *Rangifer*, 379–380. <https://doi.org/10.7557/2.16.4.1280>
- Routledge R.G. & Roese J. (2004). Moose winter diet selection in central Ontario. *Alces: A Journal Devoted to the Biology and Management of Moose* **40**, 95–101
- Royama T. (1984). Population dynamics of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana*. *Ecological Monographs* **54**, 429–462. <https://doi.org/10.2307/1942595>
- Seip D.R. (1992). Factors limiting woodland caribou populations and their interrelationships with wolves and moose in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* **70**, 1494–1503. <https://doi.org/10.1139/z92-206>
- Serrouya R., Dickie M., Lamb C., van Oort H., Kelly A.P., DeMars C., *et al.* (2021). Trophic consequences of terrestrial eutrophication for a threatened ungulate. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **288**, 20202811. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2811>
- Serrouya R., McLellan B.N., van Oort H., Mowat G., Boutin S. & Byrne A. (2017). Experimental moose reduction lowers wolf density and stops decline of endangered caribou. *PeerJ* **5**. <https://doi.org/10.7717/peerj.3736>
- Shively R.D., Crouse J.A., Thompson D.P. & Barboza P.S. (2019). Is summer food intake a limiting factor for boreal browsers? Diet, temperature, and reproduction as drivers of consumption in female moose. *PLoS ONE* **14**, e0223617. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0223617>
- Société de protection des forêts contre les insectes et maladies G. (2022). Rapport de réalisation des travaux 2022

- Stocks B. (1987). Fire Potential in the Spruce Budworm-Damaged Forests of Ontario. *The Forestry Chronicle* **63**, 8–14. <https://doi.org/10.5558/tfc63008-1>
- Su Q., Needham T.D. & MacLean D.A. (1996). The influence of hardwood content on balsam fir defoliation by spruce budworm. *Canadian Journal of Forest Research* **26**, 1620–1628. <https://doi.org/10.1139/x26-182>
- Suttie J.M. & Webster J.R. (1998). Are arctic ungulates physiologically unique? *Rangifer* **18**, 99–118
- Taylor S.L. & MacLean D.A. (2009). Legacy of Insect Defoliators: Increased Wind-Related Mortality Two Decades After a Spruce Budworm Outbreak. *Forest Science* **55**, 256–267. <https://doi.org/10.1093/forestscience/55.3.256>
- Thompson I.D., Wiebe P.A., Mallon E., Rodgers A.R., Fryxell J.M., Baker J.A., *et al.* (2015). Factors influencing the seasonal diet selection by woodland caribou (*Rangifer tarandus tarandus*) in boreal forests in Ontario. *Canadian Journal of Zoology* **93**, 87–98. <https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0140>
- Trombulak S.C. & Frissell C.A. (2000). Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology* **14**, 18–30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- Visscher D.R., Merrill E.H., Fortin D. & Frair J.L. (2006). Estimating woody browse availability for ungulates at increasing snow depths. *Forest Ecology and Management* **222**, 348–354. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.035>
- Webber Q.M.R., Ferraro K.M., Hendrix J.G. & Vander Wal E. (2022). What do caribou eat? A review of the literature on caribou diet. *Canadian Journal of Zoology* **100**, 197–207. <https://doi.org/10.1139/cjz-2021-0162>
- Williams D.W. & Liebhold A.M. (2000). Spatial synchrony of spruce budworm outbreaks in Eastern North America. *Ecology* **81**, 2753–2766. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2753:SSOSBO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2753:SSOSBO]2.0.CO;2)
- Wittmer H.U., McClellan B.N., Serrouya R. & Apps C.D. (2007). Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology* **76**, 568–579. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01220.x>

Titre du projet

Impact des défoliations par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) et des arrosages d'insecticide biologique (*Bacillus thuringiensis* var *Kurstaki* [Btk]) sur l'habitat du caribou forestier.

Contexte

Les perturbations combinées de la coupe forestière et du feu seraient en partie responsables du déclin des populations du caribou forestier. Ces perturbations rajeunissent la forêt et deviennent plus propices à la présence proies alternatives qui sont suivies par un cortège de prédateurs. Depuis 2006, une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) sévit sur la Côte-Nord et s'est répandue à plusieurs régions du Québec. Cette épidémie a également le potentiel de rajeunir davantage la forêt et menace particulièrement l'habitat des caribous forestiers et montagnards sur la Côte-Nord et en Gaspésie. L'approfondissement des connaissances sur l'impact de la TBE sur l'habitat du caribou est essentiel pour élaborer la stratégie gouvernementale.

Dans le but de documenter l'impact de la TBE et des arrosages de Btk sur l'habitat du caribou forestier, le Secteur des forêts a interpellé l'Université Laval afin de lancer l'acquisition de connaissances relatives à cet enjeu. Les résultats de cette étude auront une incidence majeure sur les décisions des autorités du MFFP sur la gestion de l'habitat du caribou forestier.

Mandat

L'expertise de l'Université Laval, est sollicitée afin de fournir de nouvelles connaissances essentielles à la mise en œuvre de la stratégie pour les caribous forestiers et montagnards. À partir du dispositif expérimental établi par la SOPFIM sur la Côte-Nord en 2007 (avec arrosages au Btk à partir de 2010), ce projet vise à :

- 1) établir une relation entre la surface foliaire résiduelle des peuplements, résultant des défoliations causées par la TBE, et un gradient d'intensité d'application de l'insecticide biologique Btk;
- 2) caractériser l'abondance et la composition de la végétation de sous-bois en fonction des conditions de défoliation en mettant l'accent sur la régénération forestière et l'abondance des utilisées par le caribou forestier, ses prédateurs et leurs proies alternatives.

Les résultats de cette étude seront essentiels pour prévoir la composition des futurs peuplements forestiers à la suite d'une épidémie de TBE, de même que la rapidité avec laquelle ces peuplements se forment et modifient la qualité de l'habitat du caribou forestier, des proies alternatives et de leurs prédateurs. Ils viendront aussi préciser l'utilité des différentes modalités d'utilisation du Btk pour préserver l'habitat du caribou forestier.

Rapport d'étape

Le présent document correspond au **premier livrable** du contrat établi entre le MFFP et l'Université Laval, c'est-à-dire un rapport sommaire sur la campagne terrain de l'été 2021, incluant le plan d'échantillonnage des travaux d'inventaire de la végétation (Échéance : 30 novembre 2021). En raison du contexte de la pandémie de COVID-19, un avenant au contrat devra être préparé si les travaux d'inventaire ne peuvent être complétés dans les échéanciers prévus.

Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental établi par la SOPFIM comporte 19 blocs de 100 ha couvrant une partie appréciable de la Côte-Nord (Fig. 1). Ces 19 blocs sont composés de 4 répétitions de 5 traitements d'arrosage au Btk (aucun arrosage, arrosage aux 3 ans, aux 2 ans, à tous les ans, et uniquement après qu'on eut observé 50 % de défoliation, ce qui correspond à la stratégie utilisée par le MFFP) pour un total de 20 blocs. Toutefois, un bloc a été abandonné en cours de route parce qu'il a été épargné par les défoliations de la TBE, ce qui laisse 19 blocs. Dans chacun de ces blocs, 3 placettes échantillons de 400 m² ont été établis pour un total de 57 placettes échantillons. Toutes les mesures de l'été 2021 ont été prises dans ces 57 placettes échantillons.

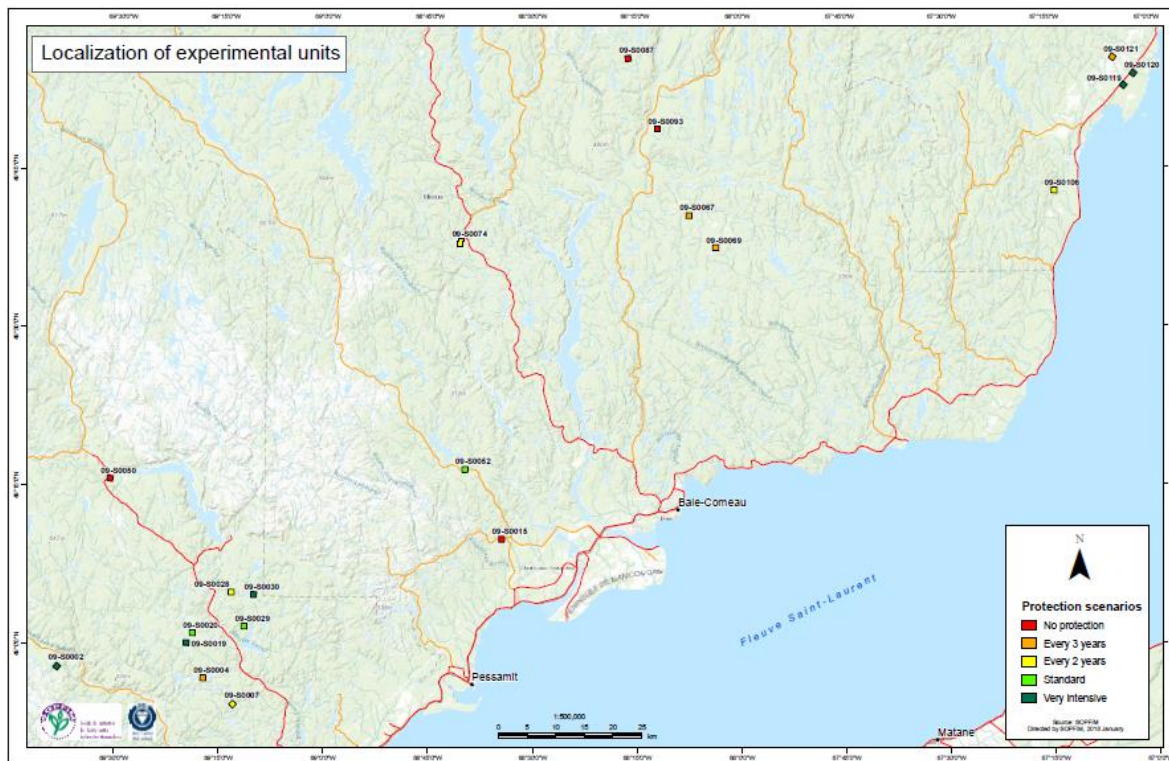


Figure 1 : Localisation des blocs de 100 ha dans la région de la Côte-Nord (Source : SOPFIM).

Estimation de la surface foliaire résiduelle des peuplements

Les travaux de terrain ont débuté pendant la semaine du 31 mai 2021, pendant une période où le débourrement de la végétation était très peu avancé. Nous avons profité des deux premières semaines de juin pour prendre des mesures qui nous permettront d'estimer la surface foliaire des espèces hôtes de la TBE dans chacune des placettes. En effet, puisque les feuilles des espèces caducifoliées étaient très peu ou pas du tout déployées, les mesures de lumière qui ont été prises ne concernaient que les espèces résineuses, essentiellement du sapin baumier et des épinettes noire et blanche.

Nous avons utilisé le système optique LAI-2200C (Li-Cor, Nebraska, USA) pour prendre des mesures de lumière au-dessus de la strate arbustive à 13 points répartis systématiquement dans chacune des 57 placettes échantillons (Fig. 2). Parallèlement à ces mesures sous le couvert, nous avons mesuré la lumière à découvert à l'aide d'un

capteur relié à un système d'acquisition automatique de données. De cette façon, nous pourrions calculer la proportion de la lumière incidente atteignant chaque point d'échantillonnage et, par ricochet, estimer la surface foliaire des peuplements à l'aide d'un algorithme mis au point par Li-Cor.

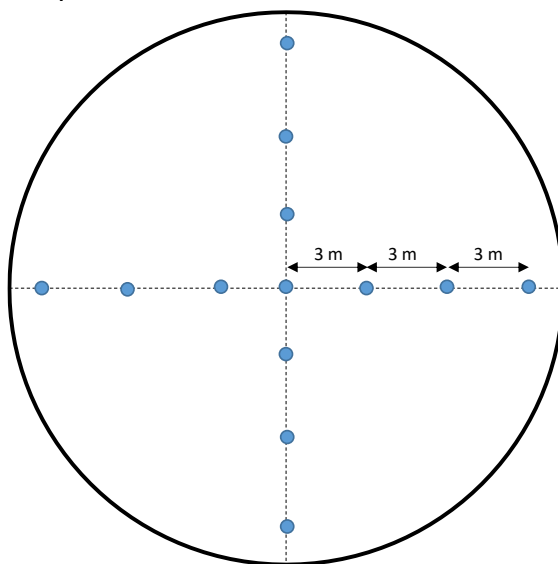


Figure 2 : Schéma de localisation des points de mesure de lumière sous le couvert dans une placette échantillon circulaire de 400 m².

Inventaire de la végétation de sous-bois

À partir de la mi-juin jusqu'à la fin de juillet 2021, nous sommes retournés dans les 57 placettes échantillons pour faire un inventaire de la végétation de sous-bois en établissant 12 micro-placettes circulaires d'une superficie de 1 m² (Fig. 3).

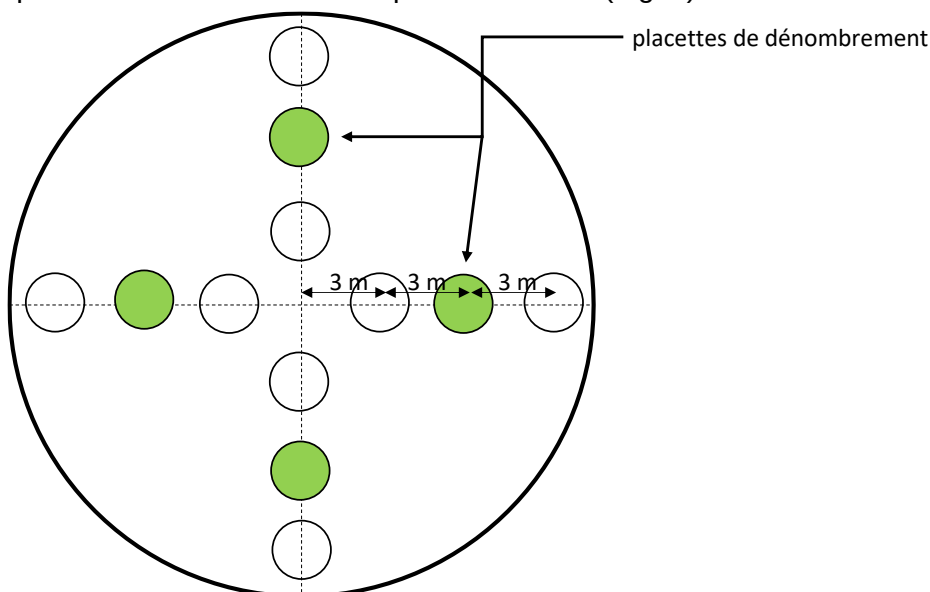


Figure 3 : Schéma de localisation des micro-placettes utilisés pour évaluer le pourcentage de recouvrement de chaque espèce identifiée et pour le dénombrement des semis et des gaules d'espèces d'arbre.

Cet inventaire de la végétation de sous-bois comprend deux parties. La première partie concerne une estimation du pourcentage de recouvrement de chaque espèce identifiée (par classe de 10 %) dans les 12 micro-placettes de 1 m². Les espèces identifiées incluent les espèces herbacées et arbustives alors que l'identification des mousses et les lichens terrestres s'est généralement limitée au genre. La deuxième partie concerne uniquement les semis et les gaules appartenant à des espèces d'arbre qui ont été dénombrés dans la 2^e micro-placette de chaque direction cardinale (les micro-placettes vertes de la Fig. 3). D'abord, chacune de ces 4 micro-placettes a été agrandie pour couvrir une superficie de 4 m². Par la suite, nous avons dénombré les semis d'arbre par espèce en tenant compte de deux classes de hauteur (15-60 cm et 60-130 cm) et nous avons dénombré les gaules par classe de 2 cm.

Inventaire des lichens arboricoles

En plus de l'inventaire de la végétation de sous-bois, nous avons aussi évalué la biomasse de lichens arboricoles présents sur 4 arbres (2 sapins et 2 épinettes) situés près du centre de la placette échantillon de 400 m². L'abondance de trois genres de lichen arboricole (*Usnea*, *Bryoria* et *Evernia*) a été évaluée dans la zone située entre 1 et 3 m de hauteur de chaque arbre à l'aide de mesures étalons, c'est-à-dire une quantité prédéterminée de lichens permettant d'évaluer rapidement leur abondance. La zone située entre 1 et 3 m de hauteur correspond à la zone accessible pour le caribou pendant la période hivernale. Nous avons donc dénombré le nombre de mesure étalon des lichens arboricoles appartenant aux trois genres sur chaque arbre. Ces mesures étalons ont ensuite été apportées au laboratoire à l'Université Laval où elles seront séchées et pesées, ce qui nous permettra d'estimer la biomasse de lichens arboricoles disponibles pour le caribou pour chacun des quatre arbres.

Inventaire des petits fruits

Les petits fruits font partie de la diète de l'ours noir qui peut faire de la prédation sur les jeunes caribous. Toutefois, la seule présence d'espèces porteuses de petits fruits n'est pas garante de la présence de petits fruits qui est souvent dépendante d'une disponibilité adéquate de lumière. Nous sommes donc retournés dans toutes les micro-placettes de 1 m² au début du mois d'août 2021 pour dénombrer les petits fruits appartenant à *Vaccinium* spp., *Rubus idaeus* et *Amelanchier* spp. qui sont les espèces les plus utilisées par l'ours noir. Ce décompte est généralement jugé suffisant pour déterminer le potentiel d'utilisation de la station par l'ours noir.

Demande de modifications au présent contrat

Les travaux de terrain effectués au cours de l'été 2021 se sont donc déroulés comme prévu. Par contre, la validation et l'analyse des données récoltées sont présentement en suspens parce que l'étudiant à la maîtrise qui a été recruté pour mener ce projet à bien, 53-54, a abandonné ses études de maîtrise au début du mois de novembre 2021. En effet, il vivait un épisode de dépression lié à des problèmes personnels et puisqu'il n'était pas vacciné contre la COVID-19, il a décidé de retourner en France avant que le passeport vaccinal devienne obligatoire pour prendre l'avion.

Nous nous sommes mis à la recherche d'une nouvelle personne pour entreprendre des études de maîtrise en lien avec le présent projet de recherche. Une personne s'est montrée intéressée à mener à bien le projet dans le cadre d'études de maîtrise. Il s'agit de

53-54 qui termine présentement un baccalauréat en biologie à l'Université de Montréal et qui sera disponible pour débiter sa maîtrise en mai 2022. Cette situation fait en sorte que le déroulement du projet sera suspendu jusqu'à cette date. À partir de ce moment, 53-54 pourra valider les données récoltées au cours de l'été 2021. Cette validation devrait mener à l'éventuelle découverte d'erreurs d'identification d'espèces ou de prises de mesure qui nécessiteront de planifier une petite campagne de terrain au cours de l'été 2022. Une telle campagne de terrain sera par ailleurs bénéfique pour la formation de 53-54 dans le cadre de ses études de deuxième cycle. De plus, 53-54 aimerait intégrer des éléments de biodiversité végétale au cours de l'analyse des données, ce qui donnera une plus-value aux résultats du projet. En conséquence, nous proposons d'ajouter à notre équipe de travail 53-54 qui est chercheuse à l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) et spécialiste de la biodiversité végétale tout en menant des recherches sur les relations entre les plantes et les herbivores. Elle sera étroitement impliquée dans l'encadrement de la nouvelle étudiante à la maîtrise, 53-54 .

Face à cette situation, nous demandons l'autorisation de modifier certains termes du contrat entre le MFFP et l'Université Laval sans, toutefois, modifier le montant forfaitaire prévu au contrat qui resterait le même :

- 1) Ajouter 53-54 à l'équipe de travail et y retirer 53-54 ;
- 2) Reporter d'un an l'échéance des deux derniers livrables prévus au contrat qui pourraient se lire comme suit :
 - rapport scientifique préliminaire sur les résultats de l'étude, incluant une revue de littérature complète (**Échéance : 28 février 2024**).
 - rapport scientifique final intégrant les commentaires du MFFP (**Échéance : 31 mars 2024**).
- 3) 23-24

53-54

Le 18 novembre 2021