



Effets de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970-80 sur les volumes marchands à l'échelle du Québec

Mathieu Bouchard¹, ing.f., Ph. D. et Isabelle Auger, stat. ASSQ, M. Sc.

Résumé

Une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clemens), TBE) est actuellement en progression au Québec. Une meilleure compréhension de l'effet des épidémies précédentes aidera à mieux anticiper les répercussions de l'épidémie actuelle. Dans cette étude, nous avons utilisé les placettes-échantillon permanentes et les cartes écoforestières pour analyser les effets de la dernière épidémie (1968-1992) sur la dynamique forestière et les changements dans les volumes ligneux dans l'ensemble de la province. Nous avons utilisé des mesures effectuées lors des 4 premiers inventaires décennaux (1970-1983, 1981-1994, 1991-2003 et 2001-2018), en nous concentrant sur les peuplements qui n'ont pas été affectés par des perturbations sévères autres que la TBE lors de cette période. Les résultats indiquent que le volume marchand brut de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) présent dans les strates vulnérables qui étaient matures au début de la dernière épidémie a chuté de 128,2 Mm³ entre le premier et le troisième inventaire, et de 104,8 Mm³ entre le premier et le quatrième inventaire. Toutefois, lorsque le volume total (toutes essences) est considéré, ces baisses n'ont été que de 57,8 Mm³ et de 4,6 Mm³, respectivement. Cette différence traduit une hausse compensatoire du volume marchand brut des essences non hôtes. Le volume cumulatif en épinettes a peu varié durant les mêmes périodes. Dans les années qui viennent, ce remplacement partiel du sapin baumier par des essences non hôtes à l'échelle de la province pourrait être consolidé par les effets cumulatifs de l'épidémie actuelle, des autres perturbations (coupe, brûlis) et des changements climatiques. Les décisions d'aménagement gagneraient à prendre en compte ces changements potentiels.

Mots-clés : aménagement forestier, dynamique forestière, perturbations naturelles, tordeuse des bourgeons de l'épinette, volume marchand brut

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein
Québec (Québec) G1P 3W8
Téléphone : 418 643-7994
Courriel : recherche.forestiery@mffp.gouv.qc.ca
Site Internet : www.mffp.gouv.qc.ca

Abstract

A spruce budworm (Choristoneura fumiferana (Clemens); SBW) outbreak is currently ongoing in Québec. A better understanding of the effect of past outbreaks could help to better anticipate the impacts of the current one. In this study, we used permanent plots and ecoforest maps to analyze the effects of the last outbreak (1968-1992) on forest dynamics and on the changes in wood volumes throughout the province. We used measurements taken during the first 4 decadal inventories (1970-1983, 1981-1994, 1991-2003 and 2001-2018), concentrating on the stands that had not been affected by severe disturbances other than the SBW during this period. Results indicate that balsam fir (Abies balsamea (L.) Mill.) gross merchantable volume in forest strata that were vulnerable at the beginning of the previous outbreak decreased by 128,2 Mm³ between the first and third measurements, and by 104,8 Mm³ between the first and fourth measurements. However, when total volume (all species) is considered, these decreases were only 57,8 Mm³ and 4,6 Mm³, respectively. This difference can be explained by a compensatory increase of the gross merchantable volume of non-host tree species. Spruce cumulative merchantable volume did not vary much during the same periods. In the coming years, the partial replacement of balsam fir by non-host species at the provincial scale could be consolidated by the cumulative effects of the current outbreak, other disturbances (harvesting, fire) and climate change. Forest management decisions should take these potential changes into account.

Keywords: forest dynamics, forest management, gross merchantable volume, natural disturbances, spruce budworm

¹ Correspondance : mathieu.bouchard@sf.ulaval.ca
Adresse actuelle : Département des sciences du bois et de la forêt,
Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique,
Pavillon Abitibi-Price, 2405, rue de la Terrasse, Université Laval,
Québec (Québec) Canada G1V 0A6.

1. Introduction

Depuis 2006, une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clemens), ci-après TBE) est en expansion sur le territoire québécois (MFFP 2020). Cette épidémie aura sans doute des effets importants sur les forêts subissant des défoliations. À court terme, ceux-ci pourraient inclure une forte mortalité chez les espèces hôtes, le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et les épinettes (*Picea spp.*). Il est connu que ces taux de mortalité tendent à être modulés par des facteurs comme la composition forestière du peuplement, l'âge des arbres ou le climat (MacLean 1980, Bergeron *et al.* 1995, Pothier *et al.* 2012). À plus long terme, la mortalité des essences hôtes crée des ouvertures dans le couvert dominant, ce qui augmente la disponibilité en lumière et la croissance des tiges qui survivent, tant chez les espèces hôtes que non hôtes. Lorsqu'elles sont suffisamment grandes, les trouées favorisent aussi le recrutement d'une végétation de sous-étage dont la composition peut varier. La croissance accrue des arbres survivants peut contribuer à reconstituer assez rapidement les volumes à la fin des épidémies, mais aussi, elle peut parfois mener à des changements de composition forestière qui peuvent persister pour des décennies (Bouchard *et al.* 2006).

Dans un contexte d'aménagement forestier, l'âge du peuplement au moment où sévit l'épidémie de TBE est déterminant pour la suite des choses. Les peuplements matures peuvent faire l'objet de coupes de récupération ou préventives, une stratégie qui peut aider à mitiger les répercussions d'une épidémie sur la possibilité forestière (Poulin et Paré 1982, BFEC 2015). Même si l'on perçoit généralement les peuplements immatures comme étant plus résistants aux défoliations, certaines études suggèrent qu'ils peuvent parfois subir une mortalité significative (MacLean 1980, Pothier *et al.* 2012). Lorsque c'est le cas, ces jeunes peuplements ne peuvent faire l'objet de coupes de récupération, car les tiges sont trop petites pour être récoltées et transformées efficacement. De plus, ils doivent parfois être remis en production, car contrairement aux peuplements matures, ils contiennent peu de régénération résineuse préétablie (Déry *et al.* 2000).

Dans la présente étude, nous avons examiné les effets à moyen terme de l'épidémie de TBE des années 1968-1992 de manière séparée pour les peuplements matures et immatures. Ces informations pourront guider la prise de décisions dans le contexte de l'épidémie actuelle. Les données d'inventaire écoforestier du ministère des Forêts, de la Faune

et des Parcs (MFFP) nous ont servi pour quantifier la dynamique forestière post-épidémique. Elles comprennent une cartographie des peuplements ainsi qu'un réseau de placettes permanentes établies au début de la dernière épidémie sur une grande partie du territoire forestier de la province. Nous avons utilisé ces informations pour documenter la dynamique forestière et les variations dans les volumes de bois pendant et après la fin des défoliations causées par la TBE, en vue de mieux anticiper les effets potentiels de la présente épidémie.

2. Matériel et méthodes

2.1. Sélection des placettes-échantillons permanentes

Les placettes-échantillons permanentes (PEP; MFFP 2014) sont d'une superficie de 400 m². Tous les arbres de plus de 9 cm de diamètre à une hauteur de 1,30 m (DHP) y sont numérotés et mesurés (MFFP 2016b). Les placettes, établies dès le début des années 1970, ont été remesurées en moyenne tous les 10 ans. Même si certaines d'entre elles ont été établies dans des peuplements qui avaient déjà commencé à être défoliés par la TBE au cours des années 1970, la mortalité était encore faible ou inexistante à ce moment. Rappelons que plus de 5 années de défoliation sont habituellement nécessaires avant que l'on commence à observer de la mortalité (MacLean 1980, Poulin et Paré 1982).

Nous avons utilisé certains critères pour sélectionner les placettes à analyser. En premier lieu, nous n'avons retenu que les placettes ayant été mesurées lors des 4 premiers programmes d'inventaire, afin de nous assurer que les changements dans la végétation entre les inventaires n'étaient pas causés par l'ajout ou le retrait de placettes ou d'un groupe de placettes. Nous avons aussi rejeté les placettes établies après 1979, celles dont la dernière mesure a été effectuée avant 2000, tout comme celles ayant subi des perturbations sévères ou partielles autres que la TBE durant l'intervalle (brûlis, chablis, coupe). Finalement, nous avons exclu les placettes situées en Basse-Côte-Nord (à l'est de 66° de longitude O.), une région très peu touchée par la TBE, mais affectée par une épidémie d'arpenteuse de la pruche (*Lambdina fiscellaria fiscellaria* (Guen.)) vers 1999-2000. Au total, les analyses ont porté sur 2 426 placettes (figure 1).

Les relevés aériens des défoliations pour quantifier la présence de la TBE permettent de dire qu'en moyenne, pour ces placettes, la première mesure a été effectuée 9 ans avant la dernière année de

défoliation; la seconde mesure a été prise 1 an avant cette défoliation, la troisième, 13 ans après et la quatrième, 23 ans après.

2.2. Catégorisation des placettes-échantillons permanentes

Les placettes ont été catégorisées selon 3 facteurs environnementaux généralement reconnus pour moduler l'effet des épidémies de TBE (Gagnon et Chabot 1991, Bergeron *et al.* 1995, MacLean et MacKinnon 1997). Le premier facteur est le groupement d'essences au premier inventaire (pré-épidémique), selon l'arbre de décision présenté à la figure 2. Le second facteur est l'âge du peuplement, selon 3 classes d'âges établies au moment du premier inventaire. Nous avons considéré comme « matures » les peuplements dont la classe d'âge était de 50 ans ou plus (stades de développement au premier inventaire : « mature », « mature régulier », « mature irrégulier », « mature étagé » et « jeune »). Cette classe comprend donc, en fait, à la fois des

peuplements matures et des peuplements jeunes, mais qui sont parfois très près d'être matures (Pelletier *et al.* 2007). Pour les classes d'âge de moins de 50 ans (stade de développement « régénération » ou absent), l'année de la perturbation n'était habituellement pas connue. Nous avons alors établi une valeur de surface terrière comme seuil pour séparer les placettes qui appartenaient au stade régénération ($< 7,5 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$) ou au stade intermédiaire ($> 7,5 \text{ m}^2\cdot\text{ha}^{-1}$). Le troisième facteur est le domaine bioclimatique (Saucier *et al.* 2009). L'influence des conditions de température sur la performance biologique de la TBE est bien connue; on sait notamment que l'insecte se développe moins rapidement sous un climat plus froid (Régnière *et al.* 2012). Dans les faits, l'intensité des épidémies suit un gradient nord-sud correspondant aux différents domaines bioclimatiques selon la latitude. Pour nos analyses, nous avons utilisé 3 regroupements de domaines bioclimatiques: le domaine de la pessière à mousses, ceux de la sapinière et ceux de l'érablière (figure 1).

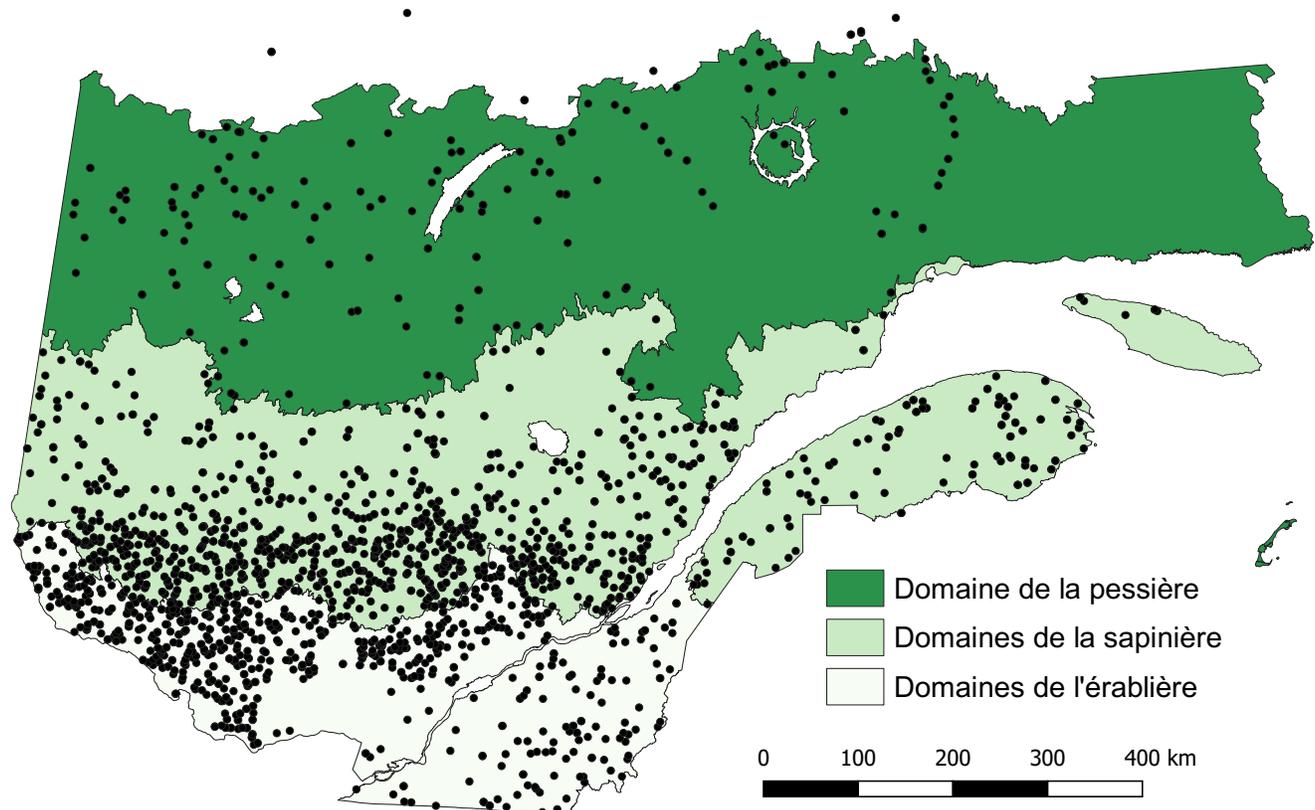


Figure 1. Carte de la répartition des placettes-échantillons permanentes utilisées pour évaluer l'effet de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la dynamique forestière dans le Québec méridional.

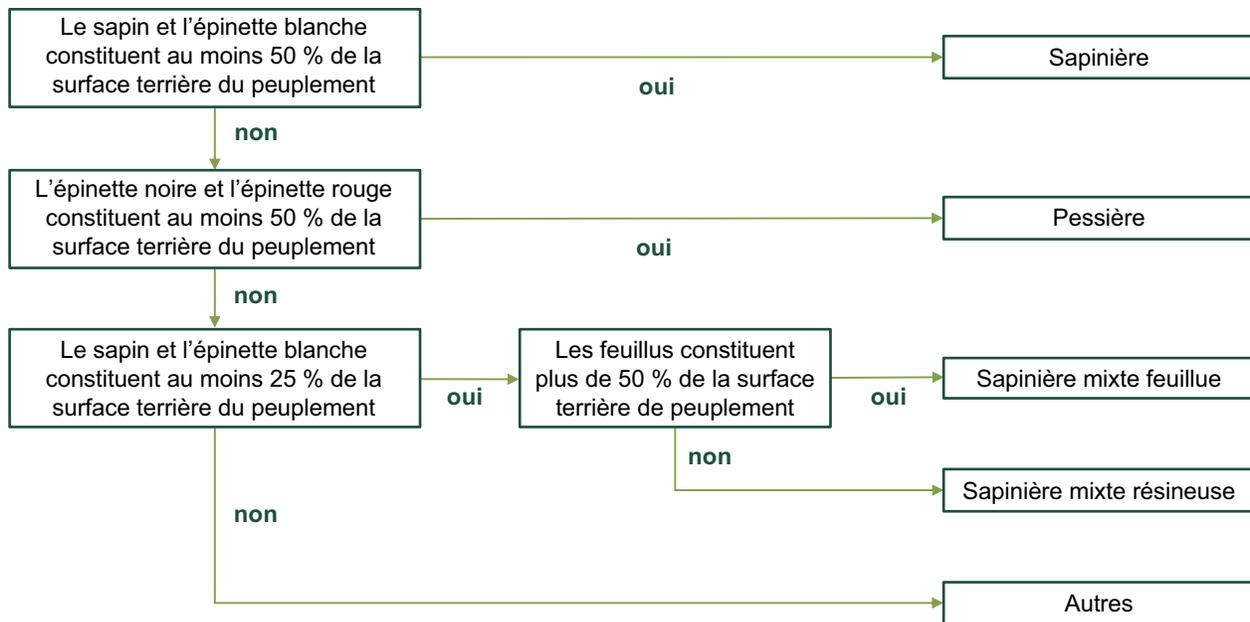


Figure 2. Arbre de décision utilisé pour déterminer les groupements d'essences à partir de la proportion de la surface terrière occupée par certaines essences dans une placette-échantillon permanente lors du premier inventaire écoforestier.

2.3. Utilisation de SIFORT pour calculer les superficies affectées

Les données de SIFORT (Système d'Information FORestière par Tesselle; Pelletier *et al.* 2007) nous ont servi pour estimer les superficies occupées par les principaux types forestiers avant, pendant et après la dernière épidémie de TBE. L'information de SIFORT est en fait dérivée des cartes écoforestières réalisées par photo-interprétation lors de chaque inventaire décennal. Elle permet de lier les variations temporelles dans les volumes marchands mesurés à partir des PEP et les superficies concernées.

Nous avons utilisé les groupements d'essences du premier inventaire pour constituer des strates qui correspondent approximativement aux catégories de composition en essences ayant servi pour classer les PEP. Nous avons établi ces correspondances au meilleur des connaissances, sachant que les groupements d'essences définis par photo-interprétation sont moins précis que ceux établis à partir de données dendrométriques. La clé permettant d'établir ces correspondances est présentée au tableau 1.

2.4. Analyse des données

Le volume marchand brut (VMB) de chaque placette a été estimé pour chacun des inventaires à partir de la hauteur des arbres avec la relation hauteur-diamètre

d'Auger (2016), puis avec le tarif de cubage de Fortin *et al.* (2007). Nous avons calculé le VMB pour l'ensemble des essences commerciales, pour le sapin baumier, pour les épinettes (épinette noire, épinette rouge et épinette blanche) et pour les autres essences commerciales (non hôtes). Nous avons ensuite calculé la moyenne du VMB des placettes par groupement d'essences, classe d'âge, regroupement de domaines bioclimatiques et inventaire. Seules les strates comprenant plus de 10 placettes sont présentées.

3. Résultats

3.1. Variations du volume dans les peuplements considérés comme matures

La figure 3 présente les changements dans le VMB des différentes essences dans les peuplements matures. Ces résultats indiquent qu'à l'échelle de la placette, la baisse du volume était plus importante chez le sapin baumier, dans les domaines bioclimatiques de la sapinière et dans les placettes dominées par le sapin. Les variations de VMB entre le premier et les troisième et quatrième inventaires sont présentées au tableau 2.

Les résultats montrent également une tendance à la hausse du VMB chez les essences non hôtes, et dans une moindre mesure, chez les épinettes (figure 3).

Tableau 1. Correspondance entre les groupements d'essences utilisés pour les placettes-échantillons permanentes (PEP; voir la figure 2) et les groupements d'essences cartographiques disponibles dans SIFORT au premier inventaire écoforestier (d'après Pelletier *et al.* 2007).

| Groupement d'essences – PEP | Groupement d'essences – SIFORT | |
|-----------------------------|--------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| | Code | Nom |
| Sapinière | S | sapinière |
| Sapinière mixte feuillue | FIS | feuillus d'essences intolérantes avec sapin |
| | BJR | bétulaie à bouleaux jaunes avec résineux |
| | BBR | bétulaie à bouleaux blancs et/ou gris avec résineux |
| | BJRR | bétulaie à bouleaux blancs et/ou gris avec résineux (résineux prédominants) |
| | SM | sapinière à mousse |
| | MSF | mélangés sur station sèche (feuillus prépondérants) |
| | FS | feuillus sur station sèche |
| | ERRS | éablière résineuse à prédominance de sapin |
| Sapinière mixte résineuse | ES | pessière à sapin et/ou épinette blanche |
| | SE | sapinière à épinette noire et/ou épinette rouge |
| | SC | sapinière à thuya |
| | SME | sapinière à mélèze |
| | SPB | sapinière à pin blanc et/ou pin rouge |
| | PBS | pinède à pin blanc et/ou pin rouge avec sapin et/ou épinette blanche |
| | MS | mélangés sur station sèche |
| | MSR | mélangés sur station sèche (résineux prépondérants) |
| | MES | mélèzin à sapin et/ou épinette blanche |
| | R | résineux |
| | CS | cédrière |
| Pessière | E | pessière |
| Autres | Autres | Autres |

Tableau 2. Variations du volume marchand brut (VMB) moyen entre le premier, le troisième et le quatrième inventaire, pour les groupements d'essences comportant une forte proportion de sapin (SAB), par regroupement de domaines bioclimatiques. Les variations sont indiquées pour l'ensemble des essences commerciales (VMB total) et pour le SAB considéré seul. Les pourcentages expriment la variation par rapport au premier inventaire.

| Groupement d'essences | Domaines bio-climatiques | VMB total (m ³ ·ha ⁻¹) | | | VMB du SAB (m ³ ·ha ⁻¹) | | |
|-----------------------|--------------------------|-----------------------------------------------|---------------------------|---------------------------|------------------------------------------------|---------------------------|---------------------------|
| | | 1 ^{er} inventaire | 3 ^e inventaire | 4 ^e inventaire | 1 ^{er} inventaire | 3 ^e inventaire | 4 ^e inventaire |
| Sapinière | Érablières | 108,0 | 110,1 (+2 %) | 124,3 (+15 %) | 52,7 | 26,7 (-49 %) | 29,8 (-43 %) |
| | Sapinières | 126,6 | 78,7 (-38 %) | 96,1 (-24 %) | 74,4 | 16,9 (-77 %) | 26,5 (-64 %) |
| | Pessière | 138,4 | 126,1 (-9 %) | 120,9 (-13 %) | 97,2 | 72,4 (-26 %) | 65,9 (-32 %) |
| Sapinière à feuillus | Érablières | 124,6 | 160,2 (+27 %) | 177,4 (+40 %) | 29,9 | 21,8 (-27 %) | 25,0 (-16 %) |
| | Sapinières | 133,8 | 139,3 (+4 %) | 152,7 (+14 %) | 33,3 | 14,6 (-56 %) | 25,4 (-24 %) |
| | Pessière | – | – | – | – | – | – |
| Sapinière à résineux | Érablières | 142,6 | 172,0 (+21 %) | 189,1 (+33 %) | 33,1 | 23,7 (-28 %) | 26,0 (-21 %) |
| | Sapinières | 135,3 | 130,3 (-4 %) | 145,6 (+8 %) | 35,9 | 11,3 (-69 %) | 18,8 (-48 %) |
| | Pessière | – | – | – | – | – | – |

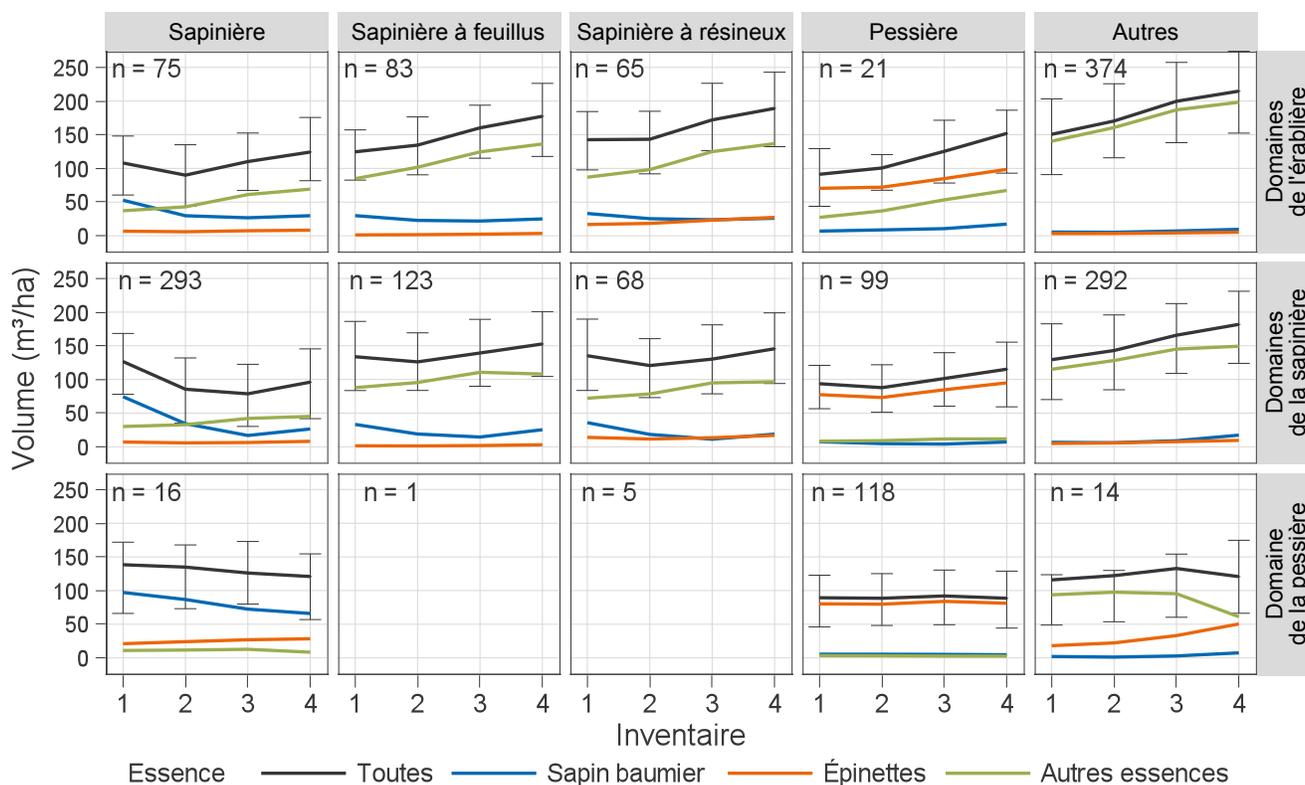


Figure 3. Changements dans le volume marchand brut moyen des différentes essences dans les placettes-échantillons permanentes installées dans des peuplements matures (âge ≥ 50 ans) au premier inventaire, dans 3 regroupements de domaines bioclimatiques et pour 5 groupements d'essences. Les barres d'erreur de la courbe du volume total (essence = toutes) délimitent l'intervalle entre le 20^e et le 80^e percentile; n = nombre total de placettes par strate.

Cette hausse est particulièrement notable dans les domaines de l'érablière et de la sapinière, mais moins évidente dans le domaine de la pessière. Dans les peuplements boréaux dominés par des essences non hôtes (groupement d'essences « Autres »), le volume des autres essences diminue. Cette baisse s'explique probablement par la succession des feuillus vers les résineux, phénomène fréquent dans les peuplements boréaux dominés par des essences pionnières comme le peuplier ou le bouleau (Bergeron 2000, Bouchard *et al.* 2008).

3.2. Variations du volume dans les peuplements immatures

La figure 4 présente les changements du VMB chez les différentes essences dans les peuplements considérés comme immatures. Seules les placettes présentes dans les domaines de la sapinière sont présentées, car leur nombre était jugé trop faible dans les autres domaines. Ceci reflète probablement le fait qu'au moment où les placettes ont été installées, les peuplements en régénération étaient peu abondants ou peu échantillonnés dans les domaines de la pessière et de l'érablière.

Les résultats suggèrent que les volumes en sapin ont stagné ou baissé pendant la période d'étude, particulièrement dans les PEP d'âge intermédiaire et dans les sapinières pures. Les volumes des épinettes et des essences non hôtes continuent généralement de croître durant et après la période épidémique. Il est important de noter que la figure 4 (tout comme la figure 3) présente des changements moyens lorsque les placettes sont regroupées, sans tenir compte du degré de défoliation ou de la mortalité spécifiquement attribuable à la TBE. La largeur des intervalles délimités par les 20^e et 80^e percentiles montre bien que des croissances beaucoup plus faibles que la moyenne ont été observées dans certaines placettes.

3.3. Effet sur le volume marchand brut à l'échelle de la province

Au total, un territoire de 35,9 Mha était inclus dans l'analyse, soit les territoires forestiers productifs ayant été inventoriés lors des 4 premiers programmes d'inventaire, tant en forêt publique qu'en forêt privée. De ce total, les peuplements considérés comme matures (≥ 50 ans) couvraient environ 28,9 Mha au premier inventaire. De cette superficie, 6,23 Mha

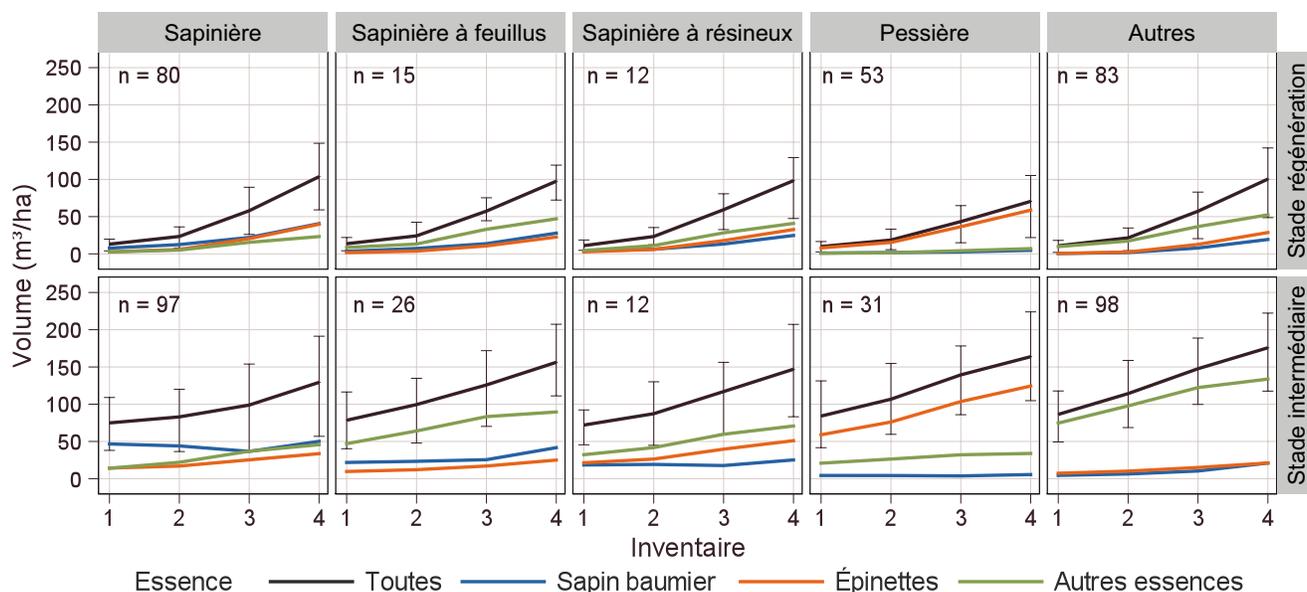


Figure 4. Changements dans le volume marchand brut moyen des différentes essences dans les placettes-échantillons permanentes installées dans des peuplements immatures (âge < 50 ans) de stade régénération (surface terrière < 7,5 m²·ha⁻¹) et de stade intermédiaire (surface terrière > 7,5 m²·ha⁻¹) au premier inventaire, dans les domaines bioclimatiques de la sapinière, pour 5 groupements d'essences. Les barres d'erreur de la courbe du volume total (essence = toutes) délimitent l'intervalle entre le 20^e et le 80^e percentile; n = nombre total de placettes par strate.

étaient couverts de peuplements considérés comme vulnérables ou modérément vulnérables (sapinières ou sapinières mixtes) à la TBE, 9,6 Mha étaient couverts de peuplements dominés par l'épinette noire, et le reste, par d'autres essences. Des 6,23 Mha de peuplements jugés vulnérables lors du premier inventaire, seulement 3,79 Mha étaient couverts de peuplements qui n'avaient pas encore

été touchés par des perturbations autres que la TBE au 4^e inventaire. Seules ces superficies ont été intégrées dans notre estimation des changements attribuables à la TBE à l'échelle de la province. Il est à noter que certaines superficies forestières exclues des forêts aménagées, comme les aires protégées ou les pentes fortes, sont incluses dans ce total.

Tableau 3. Estimation des superficies matures présentes au premier inventaire (SIFORT) et des changements de volume marchand brut (VMB) entre le 1^{er}, le 3^e et le 4^e inventaire (inv.) à l'échelle de la province, pour l'ensemble des essences commerciales (VMB total) et pour le SAB considéré seul.

| Groupement d'essences | Domaines bio-climatiques | Superficie (Mha) | | VMB total (Mm ³) | | VMB du SAB (Mm ³) | |
|-----------------------|--------------------------|----------------------|------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | | 1 ^{er} inv. | Superficie résiduelle* | 3 ^e - 1 ^{er} inv. | 4 ^e - 1 ^{er} inv. | 3 ^e - 1 ^{er} inv. | 4 ^e - 1 ^{er} inv. |
| Sapinière | Érablières | 0,43 | 0,28 | 0,6 | 4,6 | -7,3 | -6,4 |
| | Sapinières | 2,95 | 1,66 | -79,5 | -50,6 | -95,5 | -79,5 |
| | Pessière | 0,39 | 0,23 | -2,8 | -4,0 | -5,7 | -7,2 |
| Sapinière à feuillus | Érablières | 0,75 | 0,56 | 18,8 | 28,4 | -4,5 | -2,7 |
| | Sapinières | 0,45 | 0,31 | 1,7 | 5,9 | -5,8 | -2,4 |
| | Pessière | 0,21 | 0,12 | - | - | - | - |
| Sapinière à résineux | Érablières | 0,22 | 0,17 | 5,0 | 7,9 | -1,6 | -1,2 |
| | Sapinières | 0,54 | 0,32 | -1,6 | 3,3 | -7,9 | -5,4 |
| | Pessière | 0,29 | 0,14 | - | - | - | - |
| TOTAL | | 6,23 | 3,79 | -57,8 | -4,6 | -128,2 | -104,8 |

* Correspond à la superficie au 1^{er} inventaire, de laquelle ont été soustraites les superficies affectées par des perturbations sévères autres que la TBE (brûlis, coupe totale) lors des inventaires subséquents.

Le tableau 3 présente l'estimation des changements dans le VMB présent dans les strates vulnérables (sapinières et sapinières mixtes matures). Les résultats ne sont présentés que pour le 1^{er}, le 3^e et le 4^e inventaire, afin de simplifier les comparaisons entre le début et la fin de la période. Ces résultats indiquent qu'au 4^e inventaire, dans les peuplements n'ayant pas fait l'objet de récoltes, les volumes moyens perdus au moment de l'épidémie se sont presque entièrement reconstitués, du moins à l'échelle de la province. Une analyse plus fine indique un déficit de 79,5 Mm³ dans le volume de sapin baumier au 4^e inventaire dans la strate des sapinières pures en forêt mixte, soit la plus vulnérable. Bien qu'une hausse de 28,9 Mm³ du volume des autres essences ait partiellement compensé cette baisse, un écart de 50,6 Mm³ demeure pour cette strate.

4. Discussion

4.1. Effets à long terme de l'épidémie de TBE des années 1968-1992 sur les volumes ligneux

L'objectif principal de cette étude était de documenter l'évolution des volumes marchands à l'échelle de la province à la suite de la dernière épidémie de TBE. Il est important de préciser que ce type d'analyse rend difficile sinon impossible l'isolement complet de l'effet des défoliations sur les variations en volume. D'autres facteurs comme le climat, l'âge des arbres, la compétition pour les ressources ou la présence d'autres insectes et maladies ont pu engendrer de la mortalité ou des pertes de croissance chez les arbres. Néanmoins, puisque les peuplements fortement affectés par d'autres types de perturbations ont été exclus des analyses, une grande partie des baisses de volume des espèces hôtes dans ces placettes découle vraisemblablement d'un effet direct ou indirect de la TBE, particulièrement dans les domaines de la sapinière.

Dans ce travail, nous avons examiné plus en détail les variations de VMB dans les strates considérées comme vulnérables. Dans la portion du territoire occupée par des peuplements matures dans lesquels le sapin est peu abondant, la mortalité chez les essences hôtes est considérée comme trop faible (à l'échelle du peuplement) pour influencer significativement les décisions d'aménagement. Dans les strates vulnérables à la TBE, les résultats indiquent qu'environ 20 à 30 ans après la fin des défoliations (4^e inventaire), un déficit d'environ 104,8 Mm³ en sapin baumier est toujours présent, par rapport au

premier inventaire. L'analyse montre toutefois que cette baisse a été compensée presque totalement par une hausse du volume des espèces non hôtes. Cela vient confirmer les résultats d'analyses antérieures effectuées à l'échelle de la province (Duchesne et Ouimet 2008, MRNF 2009). Cette augmentation des essences non hôtes (principalement des feuillus) peut être attribuée à un accroissement du diamètre des tiges marchandes ayant survécu à l'épidémie et qui profitent probablement des ouvertures créées par la mortalité chez les essences hôtes (Bouchard *et al.* 2005). Par contre, dans les peuplements matures contenant plus de 50 % de sapin, les tiges survivantes n'étaient probablement pas assez nombreuses pour produire un accroissement rapide du volume après l'épidémie.

Advenant des dégâts trop importants de la TBE dans les jeunes peuplements, une remise en production pourrait devenir nécessaire. Notre analyse suggère que dans l'ensemble, les peuplements immatures, même s'ils sont dominés par le sapin, n'ont pas subi des taux de mortalité suffisants pour justifier une remise en production. En effet, l'accroissement des tiges d'espèces non hôtes a compensé la stagnation du VMB de sapin baumier (figure 4). La plus grande résistance des peuplements immatures à la TBE, par rapport aux peuplements matures, a déjà été observée à maintes reprises (MacLean 1980; Gagnon et Chabot 1991). Elle s'explique probablement par le fait que les jeunes arbres consacrent une portion moindre de leur budget énergétique au maintien de la biomasse existante, qu'ils sont plus résistants aux stress hydriques, et qu'ils peuvent être plus résilients au stress additionnel créé par les défoliations. Même si la proportion du VMB constituée de sapin baumier a fortement décliné dans ces peuplements, le VMB total a continué à croître, de sorte qu'une proportion importante de ces peuplements est probablement récoltable aujourd'hui (figure 4).

4.2. Variabilité dans la dynamique forestière post-épidémique

Il est important de préciser que nous documentons ici l'effet d'une épidémie de TBE sur des strates fortement regroupées (à l'échelle de domaines bioclimatiques). Les résultats sont des moyennes qui peuvent masquer une variabilité importante à l'échelle locale (voir les percentiles dans les figures 3 et 4). Par exemple, des variations spatiales dans l'intensité et la durée des défoliations (Pothier *et al.* 2012), elles-mêmes influencées par le climat ou la composition forestière (Bouchard *et al.* 2007, Bouchard et Auger 2014, Bognounou *et al.* 2017),

peuvent expliquer en partie la variabilité observée dans les baisses de volume chez les espèces hôtes à l'intérieur des strates très larges que nous avons utilisées. De plus, on sait que des variables locales associées à la station ou aux caractéristiques du peuplement (par exemple, la densité) influencent la vulnérabilité à la TBE (Bergeron *et al.* 1995, MacLean et MacKinnon 1997, Pothier *et al.* 2012, Bognounou *et al.* 2017).

Par ailleurs, la façon d'effectuer la stratification doit être prise en compte dans l'interprétation des résultats. La cartographie du premier inventaire, qui a servi de base pour les regroupements de strates, présente certaines limites de précision, par exemple quant aux groupements d'essences photo-interprétés et à la classe d'âge des peuplements. La superposition des tesselles SIFORT d'un inventaire à l'autre est imparfaite, elle aussi, ce qui peut générer du bruit dans les résultats (MFFP 2016a). De plus, nous n'avons pas effectué d'analyse fine pour nous assurer que les placettes utilisées provenant du premier inventaire avaient effectivement été établies avant que la mortalité attribuable à la TBE ne commence à s'installer. Cela a pu induire une sous-estimation de la mortalité dans certaines régions.

En somme, même si les effets de la dernière épidémie de TBE (1968-1992) peuvent servir de base empirique pour prévoir ceux de l'épidémie actuelle, il sera important de documenter les effets de l'épidémie en cours sur la dynamique forestière. En effet, des différences dans les régimes météorologiques, dans la composition forestière initiale ou même dans les communautés d'ennemis naturels durant la présente épidémie pourraient faire varier la durée et la sévérité des défoliations de même que leurs effets sur les espèces hôtes par rapport aux épidémies antérieures. Par exemple, les conséquences des défoliations dans les peuplements immatures devraient faire l'objet de suivis, même si ceux-ci ont été peu touchés lors de la dernière épidémie. Les changements climatiques pourraient à la fois favoriser le développement de la TBE dans la portion nordique de la forêt boréale, et en réduire les effets dans la portion sud de la province (Régnière *et al.* 2012). Certaines études suggèrent également que l'épinette noire sera davantage affectée lors des futures épidémies en raison d'un rapprochement phénologique avec le développement de la TBE au printemps (Pureswaran *et al.* 2015). Ces deux enjeux, liés à l'effet probable des changements climatiques, devront faire l'objet de suivis pendant l'épidémie actuelle et les épidémies futures.

5. Conclusion

Vézina (1985) a évalué que les baisses de volume chez les espèces hôtes occasionnées par l'épidémie de TBE de 1968-1992 se situaient entre 150 Mm³ et 238 Mm³, ce qui est supérieur à l'écart mesuré dans la présente étude (140 Mm³). Ces différences entre les études proviennent en partie de variations dans les méthodologies adoptées, comme notre choix d'exclure les superficies récoltées ou brûlées, de prendre en compte l'effet d'éclaircie ou d'inclure la forêt privée dans les compilations. Même si la baisse de volume paraît considérable, une analyse économique détaillée des répercussions de l'épidémie de TBE dépasse les objectifs du présent travail. Celle-ci demanderait de prendre en compte une multitude de facteurs qui varient localement, comme les contraintes d'accès au territoire durant et après l'épidémie, la structure d'âge des territoires et la demande exprimée par les industries de transformation (Poulin et Paré 1982, BFEC 2015). De façon générale, il n'existe probablement pas de relation linéaire entre les baisses en volume observées à la suite d'une épidémie de TBE et les répercussions économiques qui en découlent.

La récolte préventive et la coupe de récupération constituent des mesures importantes pour atténuer l'effet d'une épidémie de TBE sur les quantités de bois récoltées à long terme (possibilité forestière). Nos résultats confirment que les peuplements dominés par le sapin baumier devraient être visés en priorité par ces pratiques. Même si la mortalité des différentes espèces d'épinettes augmente en contexte épidémique (MacLean et MacKinnon 1997), leurs volumes semblent demeurer relativement stables à l'échelle de la strate. Ce constat nous porte à croire que sur une période de quelques décennies, la croissance et le recrutement compensent en bonne partie l'effet de la mortalité. La récolte préventive des peuplements dominés par les épinettes n'apparaît donc pas prioritaire, même dans le contexte d'une épidémie relativement sévère. Ce constat semble appuyé par les observations réalisées récemment sur la Côte-Nord durant l'épidémie actuelle (Bognounou *et al.* 2017, Fuentealba *et al.* 2019).

De 20 à 30 ans après la fin des défoliations, la croissance des tiges ayant survécu à l'épidémie est venue compenser en très grande partie la baisse observée dans les volumes de sapin baumier. Cette baisse de la proportion du volume en sapin est observée non seulement dans les strates matures, mais également dans les jeunes strates qui ont été affectées par l'épidémie. Tout porte à croire

que l'épidémie en cours depuis 2006 (MFFP, 2020) viendra consolider ce déclin dans le volume du sapin, principalement au profit des espèces non hôtes. Cette tendance pourrait venir accélérer l'enfeuillement auquel on s'attend dans un contexte de changements climatiques, en interaction avec d'autres perturbations comme la récolte forestière et les feux (Périé *et al.* 2014, Boulanger *et al.* 2017, Bouchard *et al.* 2019). Une augmentation de l'abondance des essences non hôtes, et particulièrement des feuillus, pourrait avoir des implications majeures pour l'approvisionnement des différents types d'industries de transformation au cours des prochaines décennies.

Remerciements

Cette étude a été effectuée dans le cadre du projet n° 142332131 de la Direction de la recherche forestière. Nous remercions Geneviève Lejeune pour ses commentaires sur une version préliminaire du manuscrit. Nos remerciements s'adressent également à Marie-Claude Lambert pour la révision scientifique, aux évaluateurs, ainsi qu'à Denise Tousignant, Alexandre Dallaire-Théroux et Maripierre Jalbert pour l'édition et la mise en page du document.

Références bibliographiques

- Auger, I., 2016. *Une nouvelle relation hauteur-diamètre tenant compte de l'influence de la station et du climat pour 27 essences commerciales du Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 146. 32 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Auger-Isabelle/Note146.pdf>
- Bergeron, Y., 2000. *Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest*. *Ecology* 81(6): 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., A. Leduc, C. Joyal et H. Morin, 1995. *Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec*. *Can. J. For. Res.* 25(8): 1375-1384. <https://doi.org/10.1139/x95-150>
- Bognounou, F., L. De Grandpré, D.S. Pureswaran et D. Kneeshaw, 2017. *Temporal variation in plant neighborhood effects on the defoliation of primary and secondary hosts by an insect pest*. *Ecosphere* 8(3): e01759. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1759>
- Bouchard, M. et I. Auger, 2014. *Influence of environmental factors and spatio-temporal covariates during the initial development of a spruce budworm outbreak*. *Landsc. Ecol.* 29(1): 111-126. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9966-x>
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron, 2005. *Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec*. *For. Ecol. Manage.* 204(2): 297-313. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.017>
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron, 2006. *Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests*. *Ecology* 87(9): 2319-2329. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2319:FDASS-B\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2319:FDASS-B]2.0.CO;2)
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et C. Messier, 2007. *Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Quebec*. *Can. J. For. Res.* 37(4): 763-772. <https://doi.org/10.1139/x06-278>
- Bouchard, M., D. Pothier et S. Gauthier, 2008. *Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec*. *Can. J. For. Res.* 38(6): 1621-1633. <https://doi.org/10.1139/x07-201>
- Bouchard, M., N. Aquilué, C. Périé et M.-C. Lambert, 2019. *Tree species persistence under warming conditions: A key driver of forest response to climate change*. *For. Ecol. Manage.* 442: 96-104. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.040>
- Boulanger, Y., A.R. Taylor, D.T. Price, D. Cyr, E. McGarrigle, W. Rammer, G. Sainte-Marie, A. Beaudoin, L. Guindon et N. Mansuy, 2017. *Climate change impacts on forest landscapes along the Canadian southern boreal forest transition zone*. *Landsc. Ecol.* 32(7): 1415-1431. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0421-7>
- [BFEC] Bureau du forestier en chef, 2015. *Sensibilité des possibilités forestières à la tordeuse des bourgeons de l'épinette et maximisation des investissements en protection*. Avis du Forestier en chef FEC-AVIS-08-2015. 15 p. <https://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2015/10/avis-ptbe-08-2015.pdf>
- Déry, S., L. Bélanger, S. Marchand et S. Côté, 2000. *Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Choristoneura fumiferana) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue*. *Can. J. For. Res.* 30(5): 801-816. <https://doi.org/10.1139/cjfr-30-5-801>

- Duchesne, L. et R. Ouimet, 2008. *Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada: 1970–2005*. For. Ecol. Manage. 255(7): 3001-3012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.008>
- Fortin, M., J. DeBlois, S. Bernier et G. Blais, 2007. *Mise au point d'un tarif de cubage général pour les forêts québécoises : une approche pour mieux évaluer l'incertitude associée aux prévisions*. For. Chron. 83(5): 754-765. <https://doi.org/10.5558/tfc83754-5>
- Fuentealba, A., A. Dupont, C. Hébert, R. Berthiaume, R. Quezada-García et É. Bauce, 2019. *Comparing the efficacy of various aerial spraying scenarios using Bacillus thuringiensis to protect trees from spruce budworm defoliation*. For. Ecol. Manage. 432: 1013-1021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.034>
- Gagnon, R.R. et M. Chabot, 1991. *Prévention des pertes de bois attribuables à la tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction des programmes forestiers. 8 p.
- MacLean, D.A., 1980. *Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion*. For. Chron. 56(5): 213-221. <https://doi.org/10.5558/tfc56213-5>
- MacLean, D.A. et W.E. MacKinnon, 1997. *Effects of stand and site characteristics on susceptibility and vulnerability of balsam fir and spruce to spruce budworm in New Brunswick*. Can. J. For. Res. 27(11): 1859-1871. <https://doi.org/10.1139/x97-146>
- [MFFP] Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2014. *Réseaux des placettes-échantillons permanentes du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers. 14 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/Reseaux-PEP.pdf>
- [MFFP] Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2016a. *Outil de prévision de la régénération naturelle par région écologique et végétation potentielle*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers. 132 p. https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/pdf/Outil_previson_regeneration_naturelle.pdf
- [MFFP] Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2016b. *Placettes-échantillons permanentes*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers. Norme d'inventaire écoforestier. 237 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/Norme-PEP.pdf>
- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2020. *Aires infestées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec en 2020*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la protection des forêts. 31 p. https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/fimaq/RA_TBE_2020.pdf
- [MRNF] Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009. *Portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers et Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 142 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/evolution-foret-publique.pdf>
- Pelletier, G., Y. Dumont et M. Bédard, 2007. *SIFORT : Système d'Information FORestière par Tesselle*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Manuel de l'utilisateur. 129 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/usager.pdf>
- Périé, C., S. de Blois, M. Lambert et N. Casajus, 2014. *Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces ligneuses au Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 173. 66 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Perie-Catherine/Memoire173.pdf>
- Pothier, D., J.-G. Elie, I. Auger, D. Mailly et M. Gaudreault, 2012. *Spruce budworm-caused mortality to balsam fir and black spruce in pure and mixed conifer stands*. For. Sci. 58(1): 24-33. <https://doi.org/10.5849/forsci.10-110>

- Poulin, H. et G. Paré, 1982. *Les aspects économiques de l'aménagement forestier en fonction de la tordeuse. Tome VI : Document synthèse*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche (Terres et Forêts). Mémoire de recherche forestière n° 78. 94 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/connais-sances/recherche/Memoire78.pdf>
- Pureswaran, D.S., L. De Grandpré, D. Paré, A. Taylor, M. Barrette, H. Morin, J. Régnière et D.D. Kneeshaw, 2015. *Climate-induced changes in host tree–insect phenology may drive ecological state-shift in boreal forests*. *Ecology* 96(6): 1480-1491. <https://doi.org/10.1890/13-2366.1>
- Régnière, J., R. St-Amant et P. Duval, 2012. *Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example*. *Biol. Invasions* 14(8): 1571-1586. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9918-1>
- Saucier, J., P. Grondin, A. Robitaille, J. Gosselin, C. Morneau, P. Richard, J. Brisson, L. Sirois, A. Leduc et H. Morin, 2009. « Écologie forestière ». Dans : *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (édit.), Manuel de foresterie*. Éditions MultiMondes, Montréal, QC. p 165-315.
- Vézina, S., 1985. *Mise à jour des volumes de mortalité dus à l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, année 1984*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service technique de l'aménagement. Rapport interne. 56 p.

La Direction de la recherche forestière a pour mandat de participer activement à l'orientation de la recherche et à l'amélioration de la pratique forestière au Québec, dans un contexte d'aménagement forestier durable, en réalisant des travaux de recherche scientifique appliquée. Elle développe de nouvelles connaissances, du savoir-faire et du matériel biologique et contribue à leur diffusion ou leur intégration au domaine de la pratique. Elle subventionne aussi des recherches en milieu universitaire, le plus souvent dans des créneaux complémentaires à ses propres travaux.

On peut citer ce texte en indiquant la référence.

Citation recommandée :

Bouchard, M. et I. Auger, 2021. *Effets de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette des années 1970-80 sur les volumes marchands à l'échelle du Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 156. 14 p.

ISSN 0834-4833

ISBN (PDF) : 978-2-550-88467-5

G.F.D.C. : 453 524.3(714)

L.C. : SB945.57 SD553

Dépôt légal 2021

Bibliothèque nationale du Québec

© 2021 Gouvernement du Québec

**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec 