



Ressources naturelles
Canada

Natural Resources
Canada

Évaluation des risques posés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans l'est du Canada

Édité par J.P. Brandt, K.B. Porter,
B.J. Cooke et T.A. Scarr

Canada



Ressources naturelles
Canada

Natural Resources
Canada

Évaluation des risques posés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans l'est du Canada

Édité par J.P. Brandt, K.B. Porter,
B.J. Cooke et T.A. Scarr

Canada

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre de l'Énergie et des Ressources naturelles, 2026

No de cat. : Fo4-264/2025F-PDF
ISBN 978-0-660-77579-1

Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts
580, rue Booth
Ottawa (Ontario) K1A 0E4

Une version électronique de ce rapport est disponible à partir du Dépôt ouvert des sciences et technologie (DOST) de RNCAN : <https://ostrnrcan-dostrncan.canada.ca>

This publication is available in English under the title: An assessment of risks posed by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) in eastern Canada

Crédits photographiques : première page, Ressources naturelles Canada.

ATS : 613-996-4397 (Appareil de télécommunication pour sourds)

Le contenu de cette publication peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques, mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par Ressources naturelles Canada, et que la reproduction n'a pas été faite en association avec Ressources naturelles Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont interdites, sauf avec la permission écrite de Ressources naturelles Canada. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec Ressources naturelles Canada à copyright-droitdauteur@nrcan-rncan.gc.ca.

Table des matières

Introduction et objectifs	10
Objectifs.....	11
Renseignements généraux.....	12
Infestations antérieures.....	12
Mesure de lutte du passé.....	13
Situation et gestion actuelle de l'infestation	14
Processus et champ d'application de l'analyse des risques.....	15
Ce que nous savons et ne savons pas sur la TBE.....	17
Dynamique des populations et infestations	17
ÉA 1 : Les infestations de TBE sont périodiques et les mécanismes d'irruption de la population sont bien maîtrisés (par B.J. Cooke, J. Régnière et J.-N. Candau)	17
ÉA 2 : Les irruptions de population de TBE sont évitables (par B.J. Cooke, J. Régnière et J.N. Candau).....	20
ÉA 3 : La dispersion sur de longues distances des papillons de la TBE est un facteur important dans les infestations (par B.J. Cooke, J. Régnière et J.-N. Candau).....	23
Conséquences des changements climatiques.....	27
ÉA 4 : Les changements climatiques modifient la distribution, l'échelle et l'intensité des infestations de TBE dans les forêts de l'est du Canada (par A.D. Roe, D.S. Pureswaran, J.J. Bowden, J. Régnière, E.R.D. Moise et V. Martel)	27
Interaction avec le feu.....	32
ÉA 5 : Les infestations de TBE augmentent le risque d'incendie de forêt (par L.M. Johnston et Y. Boulanger).....	32
Impacts des infestations	36
ÉA 6 : Les infestations de TBE peuvent avoir un impact négatif sur les valeurs marchandes et non marchandes des forêts (par D.W. McKenney, E.S. Hope et V. Lantz).....	36
ÉA 7 : L'intégrité de l'écosystème est généralement résiliente aux infestations naturelles de TBE, mais celles-ci modifient les propriétés à des échelles temporelles et spatiales plus courtes (par L.A. Venier, M. Stastny, C.B. Edge et J.J. Bowden)	38
ÉA 8 : Les infestations de TBE affecteront de manière considérable les services culturels d'importance critique pour les collectivités rurales et autochtones dans les zones gérées et protégées (par J.J. Bowden, D. Churchill, C.C. Sponarski et M. Stastny).....	44
Mesure de lutte — Outils de surveillance	49
ÉA 9 : Les méthodes et intensités de surveillance actuelles sont adéquates pour une lutte efficace contre la TBE (par R.C. Johns, D. Carleton et J.P. Brandt).....	49
Mesure de lutte — Stratégie d'intervention précoce (SIP)	57
ÉA 10 : Certains éléments et principes essentiels de la SIP doivent être inclus pour une approche réussie de la lutte contre la TBE (par R.C. Johns, J.J. Bowden et E.R.D. Moise)	57
ÉA 11 : L'application soutenue de la SIP à court terme (environ 5 années supplémentaires) réduira l'impact à long terme de la TBE dans le Canada atlantique (par J.J. Bowden, E.R.D. Moise et R.C. Johns).....	59

ÉA 12 : De multiples approches de lutte sont nécessaires pour réduire le risque de TBE dans différentes juridictions où il existe différents objectifs de lutte et contextes forestiers (par J.J. Bowden, E.R.D. Moise et R.C. Johns).....	60
Mesure de lutte — Stratégie de protection du feuillage.....	63
ÉA 13 : Une stratégie de protection du feuillage peut réduire les impacts de la TBE, mais ne modifiera pas de manière considérable la période, la durée ou les lieux de l’infestation (par B.J. Cooke, P. Therrien et L. Morneau)	63
Mesure de lutte — Coupe préventive (réorientée et accélérée) et coupe de récupération.....	65
ÉA 14 : La coupe préventive et la coupe de récupération représentent d’autres approches de lutte contre la TBE (par B.J. Cooke, P. Therrien, L. Morneau et J.P. Brandt)	65
ÉA 15 : Toutes les options de traitement insecticide de la TBE ont un certain impact sur les organismes non ciblés (par V. Martel, J.J. Bowden et E.R.D. Moise)	69
Caractérisation du risque.....	72
Probabilité d’occurrence	72
Où se produiront les infestations et quand?	72
Quelles mesures peuvent être prises (ou sont prises) pour les prévenir ou minimiser leur probabilité d’occurrence?.....	72
Conséquences de l’occurrence	73
Quelles seront les conséquences des infestations de TBE sur les forêts d’épinettes et de sapins?.....	73
Quelle influence les activités d’atténuation auront-elles sur les conséquences des infestations?.....	75
Risques découlant de l’interaction avec les changements climatiques	75
Niveaux de risque	75
Conclusions	78
Remerciements.....	81
Ouvrages cités	83

Liste des figures

Figure 1. Étendue de la défoliation par la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est du Canada en 2021.....15

Figure 2. Cartes de l'indice de croissance des populations de tordeuses des bourgeons de l'épinette en fonction du pourcentage de couvert forestier de la plante hôte dans A. les conditions climatiques actuelles (1971 à 2000) et B. les conditions climatiques futures (2041 à 2070) (modification d'après Régnière et al., 2012). Marge nord de la foresterie commerciale et limites approximatives de la surveillance de la santé des forêts indiquées en rouge (d'après McKenney et al., 2016).....27

Figure 3. Images de peuplements endommagés par la TBE utilisés pour des brûlages expérimentaux de 1976 à 1982 sur la rivière Aubinadong, en Ontario : (a) et (b) montrent les peuplements mixtes avec des sapins baumiers et des épinettes morts dans le sous-étage ainsi que le couvert dominant mixte suranné, (c) et (d) décrivent le comportement typique d'un feu de cime dans le type de combustible « M3 — Forêt mixte à sapins baumiers morts, sans feuilles » (toutes les photos proviennent de la diapotheque de recherche sur les incendies du Centre de foresterie des Grands Lacs).....33

Figure 4. Carte des superficies brûlées par des incendies de forêt (données de la Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada, Ressources naturelles Canada) et de l'étendue des infestations modérées et graves de TBE pour la période 1980 à 2020 (Système d'information de la Stratégie de lutte contre les ravageurs, Ressources naturelles Canada, Centre de foresterie de l'Atlantique). Il convient de noter que certaines provinces ne disposent pas de données sur les perturbations pour plusieurs années, et que la superficie brûlée peut exclure de nombreux petits incendies (par exemple, certaines provinces ne signalent que les incendies de plus de 200 hectares). 35

Figure 5. Un cadre conceptuel pour la SIP illustrant les relations entre ses différentes composantes.....57

Figure 6. Évolution de la composition des espèces d'arbres entre 1984 et 2019 (adapté de Hermosilla et al., 2022). Des polygones ont été ajoutés pour indiquer les grandes zones où l'on observe des changements importants dans les espèces, notamment en ce qui concerne la tordeuse des bourgeons de l'épinette. 74

Figure 7. Matrice des risques montrant a) le niveau de risque pour chaque province au cours des 10 à 15 prochaines années compte tenu de la stratégie ou des mesures de lutte prévues, et b) l'effet relatif des deux principales stratégies de lutte contre la TBE sur le niveau de risque.....77

Liste des tableaux

Tableau 1 – Partie 1 : Résumé des techniques de surveillance pour les différents stades de vie de la TBE utilisées pour répondre aux besoins d’information pour la gestion et l’étude (échantillonnage des œufs, deuxième stade larvaire, larve de grande taille). Modifié et mis à jour pour la stratégie de protection du feuillage et la nouvelle stratégie d’intervention précoce à partir des informations présentées par Sanders (1980) et Dorais et Kettela (1982) et des commentaires d’anciens et d’actuels responsables provinciaux de la lutte contre les ravageurs (communication personnelle, Pierre Therrien, Dan Rowlinson, Dan Lavigne, Nelson Carter).**49**

Tableau 1 – Partie 2 : Résumé des techniques de surveillance pour les différents stades de vie de la TBE utilisées pour répondre aux besoins d’information pour la gestion et l’étude (pupe, adultes, défoliation, mortalité, dépérissement de la cime ou bris des arbres). Modifié et mis à jour pour la stratégie de protection du feuillage et la nouvelle stratégie d’intervention précoce à partir des informations présentées par Sanders (1980) et Dorais et Kettela (1982) et des commentaires d’anciens et d’actuels responsables provinciaux de la lutte contre les ravageurs (communication personnelle, Pierre Therrien, Dan Rowlinson, Dan Lavigne, Nelson Carter).**52**

Tableau 2 : De nombreuses incertitudes ont été identifiées au cours du processus d’évaluation des risques liés aux infestations de TBE. Les éléments suivants, classés par ordre de priorité, doivent être pris en compte pour réduire les incertitudes liées aux énoncés affirmatifs discutés et examinés dans le cadre de ce processus. Les éléments supplémentaires nécessitant de la recherche plus approfondie pour les énoncés affirmatifs individuels sont énumérés dans le rapport complet.....**80**

Introduction et objectifs

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* [Clem.]; ci-après dénommée TBE) est un insecte indigène qui habite la majeure partie de l'Amérique du Nord boréale et hémiboréale¹ à l'est des montagnes Rocheuses où se trouvent ses hôtes (Harvey, 1985; Nealis, 2016). C'est l'insecte forestier le plus répandu et le plus destructeur des forêts d'épinettes et de sapins au Canada (Rose et Lindquist, 1985; Hall et Moody, 1994; Nealis, 2016). Des infestations périodiques provoquent une défoliation importante qui entraîne une réduction de la capacité photosynthétique des arbres, ce qui se traduit finalement par une perte de croissance, une destruction de la cime et une mortalité des arbres (Elliott, 1960; Batzer, 1973; Howse et al., 1980; Gross, 1985). Ces impacts peuvent entraîner des pertes importantes de ressources ligneuses et non ligneuses, affectant non seulement l'industrie forestière et les collectivités dépendantes de la forêt, mais aussi les loisirs, les espèces sauvages, et la séquestration du carbone (Prebble, 1975; Dymond et al., 2010; Hennigar et MacLean, 2010; Chang et al., 2012). Les infestations récurrentes de TBE constituent une perturbation naturelle majeure dans l'est de l'Amérique du Nord et ont des influences importantes sur les adaptations évolutives de nombreuses espèces indigènes (Venier et Holmes, 2010).

La sensibilité et la vulnérabilité² varient selon les espèces d'arbres hôtes et les peuplements forestiers. Le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) ont à peu près la même vulnérabilité à la TBE (Mattson et al., 1991; Nealis et Régnière, 2004). L'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) et l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.]) sont quant à elles moins vulnérables. Ces différences de vulnérabilité s'expliquent le mieux par la synchronisation de la phénologie des arbres et des insectes (Nealis et Régnière, 2004; Hennigar et al., 2008; Régnière

et Nealis, 2018). Les teneurs en eau et en azote du sapin baumier, ainsi que la souplesse des aiguilles, sont maximales au moment du débourrement, qui correspond étroitement à l'émergence des larves hivernantes de deuxième stade de la TBE (L2) (Mattson et al., 1983, 1991; MacLean et MacKinnon, 1997). L'épinette blanche est moins bien synchronisée avec la TBE, son débourrement ayant lieu environ quatre jours plus tard que celle du sapin baumier (Greenbank, 1963), et la teneur en azote est plus faible que celle du sapin baumier (Mattson et al., 1983). Les épinettes rouges et noires sont moins adaptées, car le débourrement a lieu environ 13 jours plus tard que celui du sapin baumier (Greenbank, 1963), ce qui signifie qu'il n'y a pas de nouveau feuillage succulent dont les larves de TBE peuvent se nourrir lorsqu'elles émergent sur ces hôtes, ce qui diminue le taux de survie des larves (Blais, 1957; Heron, 1965; Hennigar et al., 2008). Le sapin baumier est également plus vulnérable que les autres épinettes, car il porte moins de feuillage et les larves de TBE se nourrissent à la fois des nouvelles et des anciennes aiguilles (Mattson, 1985). Ainsi, plus la proportion de sapins baumiers est élevée dans un peuplement donné, plus les impacts de la TBE sont importants (Blum et Maclean, 1985; MacLean et MacKinnon, 1997).

La TBE étant un insecte nuisible et préoccupant sur le plan économique, elle fait l'objet de recherches approfondies depuis plus de 100 ans au Canada et aux États-Unis. Le cycle de vie de l'insecte est bien connu et décrit par Rose et Lindquist (1985), le département américain de l'Agriculture (1985), et Johnson et Lyon (1988). Au cours de la période 1970 à 1995, les gouvernements canadien et américain se sont associés et ont collaboré dans le cadre du très productif programme Canada-États-Unis sur les TBE (CANUSA). Cette collaboration a donné lieu à de nombreuses publications scientifiques et techniques sur la TBE et la tordeuse occidentale de l'épinette (*Choristoneura occidentalis* [Freeman]). Parmi les publications les plus notables, citons les rapports intitulés *Spruce Budworms Handbook: Managing the Spruce Budworm in Eastern North America*, publié en 1984 (Schmitt et al., 1984), et *Recent advances in spruce budworms research*, publié en 1985 (Sanders

¹Voir Brandt (2009) pour la définition de boréal et hémiboréal en Amérique du Nord.

²La sensibilité d'un hôte ou d'une forêt est définie comme la probabilité que l'hôte ou la forêt soit attaqué par la TBE; la vulnérabilité est la probabilité que des dommages, tels que la réduction de la croissance et la mortalité des arbres, résultent de la défoliation par la TBE (Blum et MacLean, 1985).

et al., 1985). Ce dernier rapport comprenait plus de 100 articles sur divers aspects de la biologie et de la lutte contre la TBE et de la tordeuse occidentale de l'épinette.

Objectifs

Ce rapport vise à caractériser les risques posés par les infestations de TBE à un large éventail de valeurs forestières (par exemple, les produits ligneux et non ligneux, le commerce et l'accès aux marchés, le risque d'incendie et d'autres biens et services forestiers). Pour ce faire, nous avons (i) intégré les connaissances les plus récentes sur la biologie, l'écologie et la gestion de la TBE; (ii) évalué notre confiance dans ces connaissances; (iii) décelé les lacunes et (iv) défini les priorités de recherche

qui permettront de réduire l'incertitude. Ces quatre derniers éléments faisaient partie d'une analyse de risque à plusieurs volets (voir détails ci-dessous). Notre travail n'est pas une revue systématique, mais plutôt une synthèse des connaissances par des experts, avec l'appui de la littérature et d'une revue externe. En fin de compte, ce rapport se veut une référence pour les responsables de la lutte contre les ravageurs forestiers dans l'élaboration de stratégies contemporaines de lutte contre la TBE et pour fournir un contexte aux décideurs et aux responsables politiques dont les objectifs sont de minimiser ou d'atténuer les risques liés aux infestations de TBE. Le rapport a également pour but d'aider les gestionnaires de la recherche et les chercheurs à déterminer les domaines d'investigation qui permettront de combler les lacunes en matière de connaissances et de réduire l'incertitude qui prévaut.

Renseignements généraux

Infestations antérieures

Des relevés datant de plusieurs centaines d'années indiquent que des infestations de TBE ont régulièrement défolié de vastes superficies de forêts (Boulanger et Arseneault, 2004; Boulanger et al., 2012; Montagna et al., 2006); tous les 30 à 40 ans dans l'est du Canada (Boulanger et Arseneault, 2004; Jardon et al., 2003). Les infestations persistent généralement pendant 10 ans ou plus. Au cours du XX^e siècle, l'est de l'Amérique du Nord a connu trois grandes infestations de TBE avec quelques variations régionales : vers 1910 à 1920, 1939 à 1958 et 1970 à 1995 (Kettela, 1983; Hall et al., 1998). Au Canada, la dernière grande infestation a atteint son pic dans les années 1970, avec une défoliation modérée à grave affectant plus de 50 millions d'hectares de forêt (voir les rapports sur les situations régionales, Armstrong et Ives, 1995). Armstrong et Ives (1995) et les rapports nationaux de l'ancien Relevé des insectes et maladies des arbres réalisée par le Service canadien des forêts (1970 à 1995; par exemple, Sterner et Davidson, 1981; Kondo et Taylor, 1984) fournissent des détails, résumés ci-dessous, sur l'infestation de 1970 à 1995 à laquelle chaque province de l'est du Canada a été confrontée, ainsi que sur les activités de protection des forêts menées, le plus souvent sous la forme d'épandages aériens d'insecticides. Toutefois, ces activités ont été plus ou moins importantes et ont sans aucun doute influencé l'ampleur de la défoliation et les estimations de la mortalité présentées ci-dessous, province par province.

La Nouvelle-Écosse a connu une défoliation à partir de 1968. Au plus fort de cette infestation, en 1976, une défoliation modérée à grave a touché 1,2 million d'hectares sur l'île du Cap-Breton et dans des poches des comtés de la partie continentale du nord de la province. Cette infestation a disparu à la fin des années 1980. L'épisode de TBE le plus important et le plus dévastateur jamais enregistré dans les Maritimes s'est produit sur l'île du Cap-Breton au cours de cette période. Les populations étaient extrêmement élevées, si bien qu'à la fin de l'infestation, seuls 10 % des sapins baumiers des Hautes terres du Cap-Breton avaient survécu, et 6 % dans les basses terres.

Le Nouveau-Brunswick a également connu une infestation au cours de la même période que la Nouvelle-Écosse et a atteint un pic de 3,5 millions d'hectares de défoliation modérée à grave au milieu des années 1970. Pratiquement toutes les forêts vulnérables de la province ont été gravement attaquées au cours de la période de trois ans (1973 à 1975).

Les populations de TBE de l'Île-du-Prince-Édouard ont également été importantes, avec des défoliations modérées à grave, pendant la majeure partie des années 1970 et jusqu'au début des années 1980. Bien que la plupart de ces défoliations se soient produites dans des parcelles éparses, entre 1975 et 1978 et à nouveau en 1981, une défoliation généralisée a affecté pratiquement tous les peuplements de sapins baumiers et d'épinettes sur l'ensemble de l'île. Une grande partie des sapins baumiers ont subi des défoliations répétées et sont morts au cours de cette infestation, et les épinettes, fragilisées par la défoliation provoquée par la TBE, ont ensuite été attaquées et tuées par le dendroctone de l'épinette (*Dendroctonus rufipennis* [Kirby]).

La TBE est également devenue un ravageur forestier préoccupant d'un point de vue économique à Terre-Neuve-et-Labrador lorsqu'une défoliation a commencé à se manifester en 1971 et s'est poursuivie jusqu'en 1988 environ. L'ampleur de l'infestation, l'intensité de la défoliation et le degré de mortalité des arbres étaient historiquement sans précédent sur l'île de Terre-Neuve. Avant 1970, seules quelques infestations relativement localisées avaient été enregistrées, et elles avaient duré à peine quelques années et n'avaient pas provoqué de mortalité notable des arbres. Entre 1971 et 1974, l'infestation s'est étendue à l'ensemble de l'île d'ouest en est. L'intensité de la consommation du sapin baumier et de l'épinette blanche par l'insecte est devenue extrême de 1976 à 1978, provoquant 1,3 million d'hectares de défoliation modérée à grave. La mortalité du sapin baumier et de l'épinette au cours de l'infestation a représenté 15 % du stock de résineux de l'île.

La TBE est l'insecte le plus dommageable pour les forêts de conifères du Québec. Les premiers arpentages faisant état d'une défoliation au cours de l'infestation précédente datent de 1968. Comme les trois infestations du début

du XX^e siècle, elle a débuté dans l'ouest de la province. De grandes zones de défoliation sont apparues dans le Bas-Saint-Laurent en 1970 et en Gaspésie en 1972. L'infestation a atteint son pic en 1975, lorsque les zones de défoliation modérée couvraient plus de 28 millions d'hectares. Au milieu des années 1980, l'infestation s'est résorbée, entraînant la mort de 12,9 millions d'hectares d'arbres, principalement des sapins baumiers.

La TBE est également l'insecte forestier le plus destructeur en Ontario. L'infestation précédente a débuté en 1967 et s'est poursuivie jusqu'en 1996. À la fin des années 1960, trois infestations régionales distinctes et discrètes du point de vue de leur étendue se sont déclenchées dans les vastes zones géographiques du nord-ouest, du lac Nipigon et du nord-est de l'Ontario (Candau et al., 1998). Globalement, les infestations de TBE se sont interrompues et propagées rapidement de la fin des années 1960 à 1980, année où l'infestation a atteint un pic de 18,8 millions d'hectares. Après ce pic, la superficie totale touchée par l'infestation est tombée à 8,7 millions d'hectares en 1984, est remontée à 12,3 millions d'hectares en 1985, puis a continué à diminuer en 1986 et 1987 pour atteindre 7,2 millions d'hectares. La superficie brute de la mortalité des arbres s'élevait à un peu plus de 14 millions d'hectares en 1987.

Mesure de lutte du passé

Des ressources considérables ont été consacrées à la lutte contre la TBE. Prebble (1975) a publié une étude approfondie de l'histoire de la recherche sur les produits et la technologie, ainsi que sur la lutte opérationnelle contre la TBE et d'autres insectes forestiers, pour la période allant de 1927 à 1973. D'autres recherches sur la TBE et d'autres insectes forestiers au cours de la période 1973 à 1988 sont rapportés par Armstrong et Ives (1995). Nous présentons ici un résumé pour situer le contexte. Les tentatives de lutte contre le ravageur forestier ont commencé au début du XX^e siècle. La plupart des travaux initiaux se sont concentrés sur les parasites et les prédateurs (McGugan et Coppel, 1962; Wallace, 1995). Des insecticides chimiques ont été appliqués par voie aérienne à titre expérimental en Ontario et en Nouvelle-Écosse à partir de la fin des années 1920, mais ce n'est qu'après la Seconde Guerre mondiale que des insecticides chimiques (DDT, un composé organochloré persistant) ont commencé à être appliqués de manière opérationnelle sur de vastes zones forestières par voie aérienne (Nigam, 1975). Dans les années 1960, les

conséquences négatives du DDT sur l'environnement ont conduit à l'adoption de composés organophosphorés et de carbamates non persistants (Nigam, 1975). Au cours de la même période et jusque dans les années 1970, des recherches ont été menées pour développer et tester la bactérie *Bacillus thuringiensis* (Bt) en tant qu'insecticide (Cameron, 1975; Morris et al., 1975), ainsi que des régulateurs de croissance des insectes (Outram, 1975; Retnakaran, 1995), ceux-ci ayant abouti à l'utilisation du tébufénozide (Sundaram et al., 1996). Au fur et à mesure de l'évolution des insecticides et des techniques de pulvérisation, et à mesure que la recherche scientifique permettait de mieux comprendre la dynamique des populations de TBE et les impacts environnementaux des différents produits et méthodes de lutte, les diverses stratégies employées contre la TBE se sont également adaptées. Ces dernières stratégies comprenaient le contrôle des populations, la protection du feuillage et, enfin, le contrôle préventif ou proactif ou l'intervention précoce (Prebble, 1975; Baskerville, 1976; Kettela, 1995a, 1995b; Hartling, 2000; Johns et al., 2019). Les chercheurs ont également examiné l'efficacité de certaines de ces stratégies en ciblant différents stades de vie de l'insecte. Les premières stratégies se sont concentrées sans succès sur le contrôle des populations en ciblant les larves se nourrissant du feuillage (Miller et Kettela, 1975) ou les papillons (Kettela, 1995a). Par la suite, et jusqu'à aujourd'hui, la protection du feuillage a été mise en œuvre sur des zones beaucoup plus restreintes en appliquant des insecticides uniquement sur les peuplements hôtes de grande valeur et en ciblant les larves se nourrissant du feuillage. La « stratégie de protection du feuillage » est considérée comme réactive et vise à maintenir en vie les arbres défoliés jusqu'à ce que l'infestation se résorbe ou que les arbres soient récoltés. Une stratégie préventive, proactive ou d'intervention précoce (SIP) est conçue pour supprimer les populations à faible densité avant qu'elles n'atteignent le seuil d'infestation et ne provoquent une défoliation importante. Bien que cette dernière stratégie ait été tentée à plusieurs reprises en Ontario, au Québec et en Alberta (voir Hartling, 2000), ce n'est qu'après avoir récemment affiné notre compréhension de la dynamique des populations que la structure actuelle de la SIP a véritablement pris forme. Dans sa forme expérimentale actuelle, la SIP comprend un grand nombre de parcelles de surveillance et une détection précoce des zones où les populations sont faibles, mais en augmentation. Ces zones sont alors ciblées par l'application d'insecticides (à base de Bt ou de tébufénozide) afin d'empêcher les populations de dépasser le seuil d'irruption qui conduit aux infestations (Johns et al., 2019; MacLean et al., 2019). La présente

SIP tente de maximiser les avantages en prévenant les infestations et donc de minimiser les conséquences négatives potentielles. Toutefois, son applicabilité à des zones plus vastes où des infestations de TBE surviennent demeure incertaine.

Situation et gestion actuelle de l'infestation

L'infestation actuelle de TBE dans l'est du Canada a commencé dans la région de la Côte-Nord au Québec en 2006, première année depuis 1991 où plus de 50 000 hectares ont été défoliés. En 2021, l'infestation actuelle est encore principalement concentrée au Québec, mais les populations de l'insecte ont récemment augmenté au cours des dernières années sur l'île de Terre-Neuve et en Ontario (figure 1). Les populations du Nouveau-Brunswick ont jusqu'à présent été maintenues sous contrôle grâce à la mise en œuvre expérimentale de la SIP depuis 2014, et la même approche est tentée dans l'ouest de l'île de Terre-Neuve. Cependant, les populations de TBE à Terre-Neuve sont périodiquement renforcées par d'importants afflux de papillons immigrants résultant de la dispersion sur de longues distances depuis le Québec, et la biogéographie unique de l'île peut représenter un défi pour la gestion de la TBE dans cette province. L'applicabilité de la SIP au-delà de 2026, c'est-à-dire après la fin de l'expérimentation actuelle, ainsi que sur des superficies plus vastes touchées par des infestations de TBE, n'a pas encore été testée. Il est probable que des questions clés demeureront sans réponse à la fin de l'expérience. L'Ontario (depuis 2020) et le Québec (depuis 2009) emploient la stratégie de protection du feuillage plus conventionnel. En 2021, le Québec a traité 742 000 hectares de forêts touchées par la TBE dans cinq régions. Dans le nord-est de l'Ontario, en 2020, la

province a mis en œuvre une stratégie de protection du feuillage pour la première fois depuis 1991, traitant plus de 55 000 hectares de forêts touchées. L'Ontario a traité un peu moins de 54 000 hectares en 2021. Le programme de traitement de l'Ontario devrait se poursuivre et prendre de l'ampleur au cours des prochaines années en raison de l'expansion probable de l'infestation de TBE. La défoliation causée par la TBE s'est également produite dans les États américains adjacents au Canada : Le Minnesota, où 150 000 hectares ont été défoliés en 2021, et le Maine, où moins de 1 000 hectares ont été défoliés la même année.

Bien que l'épandage aérien d'insecticides ait été une méthode importante de lutte contre les infestations de TBE depuis les années 1950, les autorités forestières du Canada ont mis en œuvre une variété d'options de lutte pour tenter de minimiser les impacts négatifs d'une infestation de TBE (par exemple, Cuff et Walker, 1985). Les options et leur application ont continué à évoluer au fur et à mesure que les paradigmes de l'aménagement forestier changeaient. Outre la stratégie de protection du feuillage et la SIP, les approches sylvicoles offrent une autre série d'options aux aménagistes forestiers lorsqu'ils sont confrontés à une infestation de TBE. Ces approches permettent d'atténuer l'impact des infestations au niveau local sans pour autant réduire les risques plus généraux. Elles comprennent (i) l'abattage préventif et l'abattage accéléré des peuplements hôtes susceptibles d'être défoliés ou endommagés par la TBE, et (ii) la coupe de récupération, c'est-à-dire l'abattage des arbres morts, mourants ou en voie de détérioration avant que la fibre des arbres concernés ne perde sa valeur économique. Une autre option à la disposition des aménagistes forestiers consiste à ne rien faire, c'est-à-dire à laisser l'infestation suivre son cours sans intervenir. Le choix d'une option d'intervention dépend en grande partie des objectifs précis d'aménagement forestier pour un peuplement ou une zone donnée.

Processus et champ d'application de l'analyse des risques

Le risque est le produit de la probabilité d'occurrence d'un événement et des conséquences attendues de son occurrence. L'analyse des risques peut être définie au sens large comme comprenant l'évaluation des risques, la réponse aux risques et la communication sur les risques (Hodge, 2015; Nealis, 2015). L'évaluation des risques et la réponse sont des facettes de l'analyse qui sont fondées sur la connaissance. Elles répondent aux questions « que savons-nous? », « qu'est-ce que cela signifie? » et « que devons-nous faire? » (Nealis, 2015). Dans le contexte de la lutte contre les ravageurs forestiers, l'évaluation des risques est une analyse de la probabilité qu'un événement se produise (par exemple, une infestation d'une espèce indigène ou l'introduction d'une espèce non indigène), de la propagation et de l'étendue de cet événement

(par exemple, quelle zone géographique pourrait être affectée) et de l'impact de cet événement sur les valeurs forestières (par exemple, les produits ligneux et non ligneux, le commerce et l'accès aux marchés, le risque d'incendie et d'autres avantages pour la forêt). La réponse au risque est une évaluation des options de gestion (par exemple, la sylviculture, le contrôle direct de la population et les mesures réglementaires). La communication sur les risques transmet les renseignements aux décideurs au sein des agences de gestion des ressources naturelles, aux personnes responsables de la mise en œuvre des mesures d'intervention au sein de l'organisation et aux partenaires, collaborateurs, intervenants et peuples autochtones.

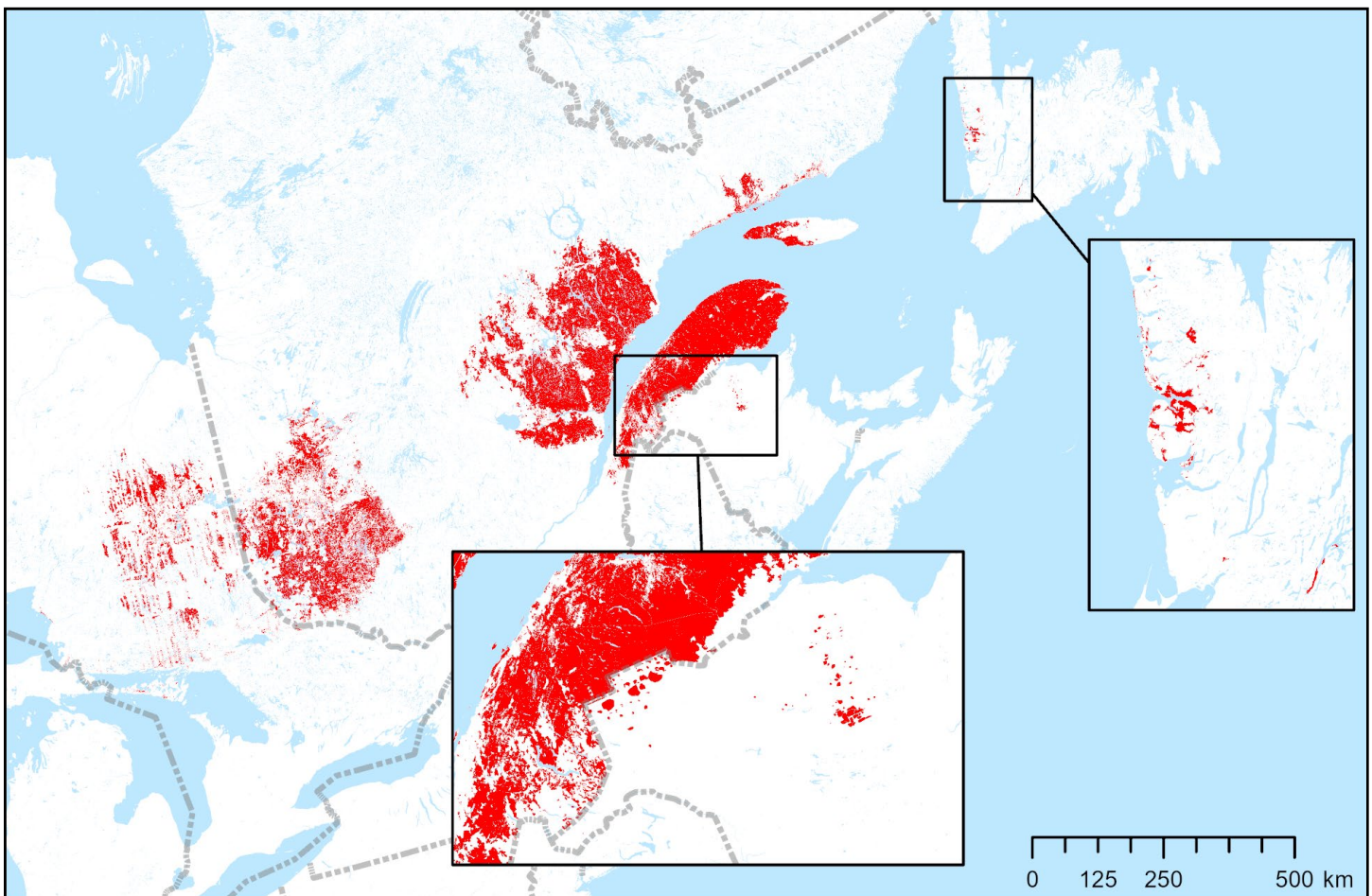


Figure 1. Étendue de la défoliation par la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est du Canada en 2021.

L'évaluation des risques décrite dans le présent rapport se conforme au cadre d'analyse des risques développé par le Groupe de travail sur les ravageurs forestiers du Conseil canadien des ministres des forêts en soutien à la Stratégie nationale de lutte contre les ravageurs forestiers (Hodge, 2015; Nealis, 2015). Des énoncés affirmatifs provocateurs sont utilisés dans un atelier de scientifiques et d'experts en gestion des ravageurs forestiers pour susciter des discussions sur les éléments probants scientifiques et les avis d'experts afin de synthétiser les connaissances pertinentes et de déceler les lacunes. Pour chaque énoncé ou sujet, les incertitudes associées et les recherches nécessaires pour réduire le niveau d'incertitude sont déterminées. En fin de compte, ces données et incertitudes sont intégrées afin d'évaluer leur signification en matière de risque phytosanitaire particulier. Il s'agit d'une approche intégrative et adaptative, dans laquelle les nouvelles connaissances, les incertitudes et les réponses appropriées sont régulièrement réévaluées à mesure que de nouvelles données deviennent disponibles. Une précédente évaluation des risques liés à la TBE a été réalisée en 2011 (Nealis, 2011).

L'état actuel des infestations de TBE et l'augmentation des populations dans l'est du Canada, ainsi que les données scientifiques récemment publiées et non publiées, la mise à l'essai de nouvelles approches de lutte potentielles et les nouveaux besoins en matière de recherche qui en découlent ont amené Ressources naturelles Canada à entreprendre une nouvelle analyse des risques. L'objectif global de cette évaluation des risques est de réaliser une analyse du risque posé par les infestations de TBE dans l'est du Canada (Ontario et vers l'est) au cours des 10 à 15 prochaines années, et des effets de la lutte contre le ravageur. L'analyse met en évidence les différences entre les juridictions dans le secteur forestier, les valeurs menacées par les infestations et la lutte contre celles-ci, ainsi que la compréhension actuelle de l'écologie de la TBE.

Des chercheurs et des experts de la communauté de la lutte contre les ravageurs forestiers ont été invités à participer un atelier de quatre séances de trois heures animées par le personnel de Ressources naturelles Canada. L'atelier comprenait une discussion sur les données probantes, l'incertitude et les moyens de réduire l'incertitude pour plusieurs sujets liés à la TBE. À la suite

de l'atelier, les chercheurs et les responsables de la lutte contre les ravageurs participants ont été invités à former des équipes de rédaction pour préparer les sections du rapport d'évaluation des risques. En s'appuyant sur les notes prises lors de l'atelier et en intégrant des renseignements supplémentaires, publiés ou non, ainsi que des connaissances d'experts pour combler les lacunes, les équipes ont été chargées de réaliser une synthèse du sujet qui leur avait été assigné. Les sujets sont basés sur un ou plusieurs énoncés affirmatifs (ÉA) et les synthèses sont alimentées par une discussion sur les éléments probants qui soutiennent ou réfutent l'affirmation, suivie par des évaluations de l'incertitude³ concernant les connaissances pertinentes pour le sujet. Les énoncés affirmatifs 1 à 3 concernent la dynamique des populations et les infestations de TBE. L'énoncé affirmatif 4 concerne les conséquences attendues des changements climatiques sur la TBE. L'énoncé affirmatif 5 porte sur l'interaction entre les infestations de TBE et les incendies. Les énoncés affirmatifs 6 à 8 concernent les impacts des infestations. Les énoncés affirmatifs 9 à 14 portent sur divers aspects de la gestion de la TBE, notamment la surveillance, la SIP, la stratégie de protection du feuillage, la coupe préventive et la coupe de récupération. L'énoncé affirmatif 15 porte sur les impacts de la lutte contre la TBE sur les espèces non ciblées. Veuillez noter qu'il y a nécessairement des chevauchements entre les ÉA parce que les équipes de rédaction ont travaillé de manière indépendante et parce qu'il existe des liens entre les thèmes dans les différents ÉA.

³Une faible incertitude indique que les données probantes et des données scientifiques sont applicables localement, cohérentes et complètes, et que la variabilité attendue ne modifiera pas la validité de l'énoncé ou de l'affirmation.

Une incertitude modérée indique a) que l'énoncé est étayé par des données probantes préliminaires qui pourraient réduire l'incertitude de manière importante ou b) qu'il existe une variabilité inhérente qui pourrait modifier de manière considérable l'ampleur de l'énoncé/affirmation, mais pas sa véracité.

Une incertitude élevée indique que des données probantes et des données scientifiques manquent, ne sont pas applicables localement ou sont incohérentes et que la variabilité attendue pourrait modifier la validité de l'énoncé ou de l'affirmation.

Ce que nous savons et ne savons pas sur la TBE

Dynamique des populations et infestations

ÉA 1 : Les infestations de TBE sont périodiques et les mécanismes d'irruption de la population sont bien maîtrisés (par B.J. Cooke, J. Régnière et J.-N. Candau)

Éléments probants

Points clés

- Des infestations périodiques étendues ont été observées sur plusieurs siècles dans les archives dendroécologiques et sur plusieurs millénaires dans les archives paléoécologiques.
- Il existe des variations spatiales importantes dans le comportement des infestations, dont certaines semblent être attribuables à des variations spatiales du climat et de la structure forestière, bien que la plupart des variations de périodicité, d'intensité et de durée demeurent inexpliquées.
- Le phénomène de formation des épices n'est pas une simple anomalie historique, mais a été une caractéristique importante dans le déclenchement précoce du cycle actuel des infestations dans le nord du Québec. La première phase du début du cycle de population est marquée par une période de recrutement positif lié à la densité, due à un meilleur succès de l'accouplement avec l'augmentation de la densité au fil du temps.
- Bien que les infestations graves de TBE entraînent la mortalité des arbres, dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'insecte, le cycle d'infestation se termine par une simple perte de croissance et une mortalité minimale des arbres.
- Un large éventail d'ennemis naturels induisent des cycles de population périodiques. Les interactions entre la TBE et les ennemis naturels ne sont cependant pas simples et sont probablement influencées par des facteurs environnementaux, notamment la composition de la forêt et son influence non seulement sur la communauté d'ennemis naturels affectant

la TBE, mais aussi sur leurs propres prédateurs et leurs autres hôtes.

Détails

La TBE fait partie intégrante de l'écologie des forêts boréales et hémiboréales dans la majeure partie de l'aire de répartition de ses hôtes, et des infestations étendues ont été observées pendant plusieurs siècles dans les archives dendroécologiques (Boulanger et Arseneault, 2004; Boulanger et al., 2012), et sur plusieurs millénaires dans les archives paléoécologiques (Simard et al., 2006). La persistance à long terme de la TBE et la coexistence avec ses principales espèces d'arbres hôtes suggèrent un certain degré de stabilité et de résilience au niveau de l'écosystème, même s'il existe un niveau de destruction et d'impact économique, parfois intolérable, au niveau des peuplements ou des bassins hydrographiques (Chang et al., 2012b) (voir la section Impacts des infestations, ÉA 6 et ÉA 7).

L'intervalle d'apparition le plus souvent signalé est de l'ordre de 30 à 40 ans (par exemple, Jardon et al., 2003), et l'insecte est bien connu pour ses infestations synchronisées à l'échelle régionale (Royama, 1984; Peltonen et al., 2002) qui provoquent un déclin généralisé des hôtes dans de vastes zones (MacLean, 1980). Toutefois, l'on a observé des fréquences d'infestations et des échelles spatiales de synchronisation très variées dans différentes parties de l'aire de répartition étendue de l'insecte (par exemple, Williams et Liebhold, 2000; Robert et al., 2012).

Malgré la récurrence quasi périodique des infestations, il est difficile d'établir des prévisions, car le comportement des infestations varie considérablement d'un endroit à l'autre (Candau et al., 1998; Gray et MacKinnon, 2006). Une partie de la variation spatiale de l'intensité des infestations semble être attribuable aux variations spatiales du climat et de la structure forestière (Candau et Fleming, 2005; Gray, 2008, 2013). La plupart des variations de périodicité, d'intensité et de durée ne semblent toutefois pas avoir d'explication claire (Robert et al., 2018; Cooke et al., 2024).

Les mécanismes qui sous-tendent le déclenchement et la fin des cycles d'infestations font l'objet de recherches en écologie des populations depuis des décennies. Les cycles de la TBE étant lents, les données sur la population s'accumulent lentement. Sturtevant et al. (2015) ont passé en revue de manière exhaustive 15 modèles différents d'infestations de TBE en forêt et ont retracé l'évolution de

la pensée concernant les causes du cycle d'infestations de TBE et ses déviations par rapport à un comportement strictement périodique.

Hardy et al. (1983) ont souligné l'importance des épïcêtres focaux en tant que sources précoces d'infestations à grande échelle. Le même processus a été suggéré par Candau et al. (1998) pour expliquer les schémas de défoliation en Ontario au cours de la dernière infestation. Bouchard et Auger (2014) ont montré que le phénomène de formation des épïcêtres n'est pas une simple anomalie historique, mais a été une caractéristique importante dans le déclenchement précoce du cycle actuel des infestations dans le nord du Québec. Pureswaran et al. (2016), dans une revue complète, ont montré que la première phase du début du cycle de population est marquée par une période de recrutement positif liée à la densité, causée par un meilleur succès de l'accouplement avec l'augmentation de la densité au fil du temps, une source évidente de comportement caractérisé par des irrptions au-delà du comportement de cycle lent souvent cité. Ce processus pourrait bien expliquer le schéma historique selon lequel les infestations sont déclenchées à partir d'épïcêtres focaux.

On pourrait s'attendre à ce que l'effondrement du cycle de population de TBE soit rendu nécessaire par l'effondrement de la forêt. Dans la majeure partie de l'aire de répartition de l'insecte, cependant, le cycle de l'infestation se termine sans qu'il y ait de mortalité à grande échelle des arbres. Les éléments probants de ce qui cause la fin de l'infestation sont largement anecdotiques et doivent donc être étayés par des observations supplémentaires. Les observations fragmentaires suivantes vont dans ce sens :

1. Des études sur les schémas de défoliation des infestations au Québec suggèrent que les infestations se présentent sous trois formes principales : légère, modérée et grave (Gray et al., 2000). Une autre cause que la mortalité du peuplement doit être à l'origine de la fin du cycle de l'infestation dans les peuplements qui ne subissent qu'une défoliation légère pendant une courte durée. L'une des limites ici est que les études sur les schémas de défoliation ne contiennent pas de données sur la survie.
2. Les reconstructions des infestations historiques de la TBE à partir des anneaux de croissance sont réalisées à partir des tiges ayant survécu aux infestations. Sans survivants aux infestations, il ne serait pas possible de réaliser des études sur les anneaux de croissance des arbres. Les peuplements ne présentant qu'une mortalité partielle sont précisément recherchés pour l'échantillonnage, car ils constituent une source

idéale de données historiques abondantes sur les infestations. Toutes les régions du Canada ont fait l'objet d'une reconstitution des anneaux de croissance des arbres lors des infestations de TBE. Au Québec, Navarro et al. (2018) ont suggéré que les trois derniers cycles d'infestations de TBE au XX^e siècle ont touché 40 %, 30 %, puis 50 à 70 % des tiges. Ici, le terme « touché » fait référence à une perte de croissance importante, brutale et durable des tiges survivantes. À plus de 1 000 kilomètres à l'ouest, dans le Minnesota et le nord-ouest de l'Ontario, Robert et al. (2018) ont constaté un schéma identique. Environ la moitié des tiges survivantes dans un cycle d'infestation donné ne présente aucun signe évident de défoliation importante. Cela implique que les infestations en général doivent être terminées par autre chose que la destruction des peuplements. En se basant sur les trois mêmes cycles d'infestation du XX^e siècle, Berguet et al. (2021) ont démontré que dans un tiers du Québec, le cycle d'infestation sera considérablement plus court que dans les deux autres tiers. Ici, les infestations ne se terminent pas par la disparition des peuplements.

3. L'épinette n'est pas aussi vulnérable que le sapin baumier à la mortalité due à la défoliation (Blais, 1981; MacLean et al., 1984; Ostaff et MacLean, 1989), et les peuplements purs d'épinettes blanches de l'est et de l'ouest du Canada survivent mieux que les peuplements purs de sapins du Nouveau-Brunswick. Dans ces peuplements d'épinettes de l'ouest, les infestations se terminent souvent sans qu'il y ait une forte mortalité. L'épinette rouge (dont la répartition est limitée à l'est de l'Amérique du Nord) et l'épinette blanche vivent jusqu'à des centaines d'années et, en raison de leur résistance, sont les espèces préférées pour reconstituer les infestations de TBE. Un exemple extrême : dans le système de la tordeuse occidentale de l'épinette, cette dernière tue rarement ses arbres hôtes, qui sont des douglas verts (*Pseudotsuga menziesii*) à la longévité exceptionnelle. Les infestations de tordeuse occidentale de l'épinette se répètent de manière persistante, attaquant le même arbre toutes les quelques décennies pendant des siècles (Swetnam et Lynch, 1989). Il est raisonnable de supposer que les mêmes facteurs affectant la tordeuse occidentale de l'épinette interviennent également dans le cas de la TBE (Nealis, 2016). Il ne s'agit pas d'un élément probant définitif, mais d'un élément probant suggestif.

4. Le fait que les infestations dans les peuplements et les paysages d'épinette blanche se terminent souvent avant la disparition du peuplement n'implique pas que le facteur de destruction ne dépende pas de la disponibilité du feuillage; cela pourrait en effet être le cas. Cependant, il reste à démontrer qu'une forte défoliation ou une mortalité partielle (par exemple, moins de 50 %) pourrait à elle seule déclencher un facteur de mortalité ou d'émigration non déterminé jusqu'à présent. La quantification de cette question reste un objectif de recherche valable.

Royama (1984) a soutenu que la présence de nombreux ennemis naturels est à la fois nécessaire et suffisante pour induire un comportement périodique de la population. Il a également souligné que l'interaction entre la TBE et ses ennemis naturels n'était pas simple, mais qu'elle était probablement influencée par des facteurs environnementaux, notamment la composition de la forêt et son influence non seulement sur la communauté d'ennemis naturels affectant la TBE, mais aussi sur leurs propres prédateurs et leurs autres hôtes. Cette affirmation est étayée par des études de longue durée sur l'écologie du réseau trophique de la TBE (Eveleigh et al., 2007).

La majeure partie des recherches sur la TBE a été menée à une époque où le climat était relativement stable, entre les années 1950 et le début des années 2000. Un thème commun tout au long de cette période a été le rôle des conditions météorologiques rigoureuses de l'hiver et du printemps dans l'obtention de faibles taux de survie affectant les propriétés cyclables à court terme. Comme le climat s'est sensiblement réchauffé au cours des deux dernières décennies, les études ont de plus en plus désigné le climat comme un facteur clé dans le déplacement vers le nord de l'activité de la TBE (Candau et Fleming, 2011; Régnière et al., 2012; Berguet et al., 2021) (voir également la section Conséquences des changements climatiques, ÉA 4).

En outre, la surveillance de la population de TBE et du réseau trophique est coûteuse. Par conséquent, notre capacité à faire des prévisions quantitatives de l'impact à l'horizon de 10 à 15 ans se heurte à une limite pratique difficile à franchir. Trop d'éléments du réseau trophique de la TBE peuvent changer trop rapidement pour que l'on puisse dire grand-chose de plus que ce qui pourrait se passer après un an ou deux. Dans un système complexe comme celui de la TBE, où il existe de nombreuses parties en interaction, chacune vulnérable aux perturbations, l'incertitude se propage en cascade dans le système en raison des nombreuses interdépendances (Dukes et al., 2009; Boulanger et al., 2016).

Incertitude

1. Le niveau global d'incertitude concernant la dynamique des populations de TBE est faible par rapport aux besoins des aménagistes forestiers souhaitant mettre en œuvre une stratégie de protection du feuillage. Ce faible niveau d'incertitude en matière de connaissances n'équivaut cependant pas à un faible niveau d'incertitude prédictive dans le contexte des prévisions. Le niveau modérément élevé d'incertitude dans les prévisions, que la plupart des aménagistes forestiers trouveraient tolérable, devient intolérable lorsqu'il est comparé à certaines des exigences les plus pointues des aménagistes forestiers qui mettent en œuvre des politiques de prévention des infestations. Ces aménagistes voudront savoir avec une bonne précision à quelle densité se situe le seuil d'apparition des infestations instables. Ils voudront également savoir comment le seuil évolue dans le temps et dans l'espace et comment il est le produit des circonstances écologiques et climatiques. L'incertitude sur ces fonctions et paramètres est modérément élevée.
2. Une incertitude modérément élevée sur la manière dont les changements climatiques pourraient affecter les catégories précises d'ennemis naturels (spécialistes, semi-spécialistes, semi-généralistes et généralistes), entraînant une dynamique de déséquilibre non stationnaire, indépendamment de leur rôle perçu dans le cycle d'un climat historiquement stable.
3. Une incertitude modérément élevée quant aux effets des changements dans la composition des forêts, qu'ils soient naturels ou anthropiques, sur les communautés d'ennemis naturels. Cette incertitude aurait une incidence sur les prévisions concernant le comportement futur des infestations en réponse aux changements de la structure forestière causés par la coupe de récupération ou les incendies de forêt, par exemple (voir ÉA 5 et ÉA 14). Cette incertitude est aggravée par les mystérieuses présences et absences d'ennemis naturels qui semblent être associés tour à tour à des populations qui refusent de se reproduire ou qui s'effondrent.
4. Une faible incertitude quant au fait que les infestations de TBE se reproduisent périodiquement.
5. Une faible incertitude quant au fait que les infestations ont tendance à démarrer à partir d'épicentres focaux, mais qu'il est difficile de prévoir à quelle vitesse les populations se

multiplieront et se propageront à partir de ces épïcètres et où elles se trouveront lors d'une future infestation.

6. Une faible incertitude quant au fait que les cycles d'infestations ont tendance à couvrir de vastes zones lorsqu'ils s'étendent sur une ou deux décennies, mais qu'il est difficile de prédire l'étendue d'une infestation donnée.
7. Une faible incertitude règne quant aux causes des irrptions et des cycles de la population de TBE, et pourtant la prévision de la croissance et de la propagation d'infestations données est limitée en raison du manque de données sur l'état du réseau trophique de la TBE dans l'espace et dans le temps. L'incertitude des prévisions augmente relativement vite à mesure que l'horizon temporel souhaité pour les prévisions s'allonge.

Réduire l'incertitude

1. Réaliser des études rigoureuses, solidement ancrées dans la littérature sur l'écologie de la TBE et fondées sur des hypothèses précises sur les mécanismes par lesquels les changements de la structure forestière et du climat dans le temps et l'espace, sont susceptibles d'influencer la dynamique d'irruption et de cycle. Le plus grand mystère des infestations de TBE reste la cause fondamentale du « cycle » de la population et des variations inexplicablement importantes de l'amplitude du cycle.
2. Réaliser des études portant sur l'écologie fondamentale des populations et des communautés de TBE. Bien que les forces dites « descendantes » des ennemis naturels puissent jouer un rôle déterminant dans le cycle, les forces dites « ascendantes », telles que la floraison des plantes et les conditions météorologiques, peuvent jouer un rôle dans la détermination du comportement du cycle (Bouchard et al., 2018a).
3. Déterminer les mécanismes d'irruption des populations endémiques. Plutôt que de mettre fin à la recherche lorsque la TBE devient endémique, c'est le contraire qui devrait se produire.
4. Effectuer une modélisation spatiale synthétique afin d'élaborer des scénarios politiques qui peuvent contribuer à la planification de l'aménagement forestier à long terme, y compris des approches sylvicoles pour l'atténuation des dommages. La modélisation spatiale épidémiologique peut

également contribuer à l'élaboration d'hypothèses plus exhaustives concernant les échelles spatiales auxquelles les irrptions sont ou ne sont pas évitables.

ÉA 2 : Les irrptions de population de TBE sont évitables (par B.J. Cooke, J. Régnière et J.N. Candau)

Éléments probants

Points clés

- La thèse principale de l'approche d'intervention précoce en matière de gestion des populations est qu'il existe un seuil instable d'irruption de populations à faible densité en deçà duquel l'application d'insecticides peut influencer la croissance des populations. Des données récentes suggèrent que le seuil d'irruption existe, qu'il est instable et qu'il se produit à environ trois à cinq larves L4 par branche ou à un niveau de population comparable de sept L2 par branche.
- Si le seuil d'irruption dérive en raison de la croissance de la forêt au fil du temps, il devient plus difficile de répondre à la question de savoir si la prévention est possible. La prévention peut être possible à court terme, mais ce résultat peut finir par devenir irréalisable à mesure que le seuil est dépassé. De même, s'il existe une propension au cycle induite par les interactions avec les ennemis naturels, la capacité de prévention peut diminuer à mesure que les ennemis naturels se raréfient, ce qui entraîne une pression insurmontable sur les taux de croissance de la population de TBE.
- L'apparition de l'infestation actuelle de TBE au Québec a permis de recueillir de nouvelles données sur le rôle des ennemis naturels dans l'évolution des populations au-delà des niveaux endémiques. Jusqu'à présent, rien n'indique que la communauté d'ennemis naturels s'est appauvrie, bien qu'il y ait eu 2 décennies de faibles densités de TBE entre la disparition de la dernière infestation et le début de l'infestation actuelle en 2006. La mise en œuvre de la SIP au Nouveau-Brunswick a réussi à limiter la croissance de la population dans toute la province, et aucun élément probant ne démontre que les ennemis naturels se sont retirés et ont ainsi perdu leur effet régulateur sur les populations de TBE.

- La capacité à prévenir l'irruption de la population de TBE est une question pratique d'échelle et d'économie. En effet, une irruption qui peut être évitée au niveau de l'arbre, du peuplement ou de l'épicentre peut ne pas l'être au niveau du paysage, car il peut y avoir des obstacles économiques, réglementaires ou logistiques à la mise en œuvre d'un programme d'intervention à plus grande échelle. La prévention nécessite une détection précoce continue, et les difficultés logistiques et économiques liées à la détection précoce peuvent constituer un obstacle considérable à la poursuite de la mise en œuvre de la SIP. Les mesures envisageables pour une petite province fortement dépendante du bois peuvent s'avérer irréalisables d'un point de vue pratique et économique pour des provinces plus importantes.
- Les irruptions localisées de population au niveau de l'arbre, du peuplement ou du bassin hydrologique peuvent être indéfiniment évitées. Les infestations à grande échelle et à l'échelle régionale peuvent être évitées pendant un certain temps, mais il reste à voir si l'approche peut être appliquée à long terme. À grande échelle, le comportement cyclique peut éclipser tout comportement local caractérisé par les irruptions.

Détails

Johns et al. (2019) ont défini un cadre écologique pour l'évaluation de la faisabilité d'un ensemble de stratégies de lutte contre les infestations de TBE. À une extrémité du spectre se trouvent les aménagistes forestiers qui peuvent tolérer certaines pertes de bois et s'intéressent principalement à l'atténuation des dommages les plus graves attendus au cours d'un cycle d'infestation de 20 ans. Communément appelée « stratégie de protection du feuillage », il s'agit d'une stratégie « réactive », dans le cadre de laquelle l'intervention n'a lieu que lorsque des éléments indiquent que les seuils de tolérance au risque sont susceptibles d'être dépassés. Dans ce cas, l'intervention est limitée aux zones où le risque de pertes (le plus souvent économiques) est imminent. À l'autre extrémité du spectre, où la tolérance au risque est beaucoup plus faible, se trouve la « stratégie d'intervention précoce » (SIP) proactive, qui consiste en une détection précoce agressive et une suppression de la population avant qu'une irruption ne se produise, avec les risques de croissance et de propagation de la population que cela implique.

La thèse principale de la SIP pour la gestion des populations est qu'il existe un seuil instable d'irruption de populations à faible densité en dessous duquel les populations en croissance peuvent être poussées, par une intervention (par exemple application d'insecticide), si jamais elles dépassent ce seuil d'irruption (Johns et al.,

2019). Si les populations locales se retrouvent en dessous de ce seuil, elles peuvent évoluer soit vers l'extinction locale, soit vers l'endémie locale, en fonction de l'existence d'un état d'équilibre endémique stable à plus faible densité. Dans ce cadre, le processus d'irruption est « rapide », se produisant sur une échelle de temps de quelques années seulement, et l'intervention est précoce ou rapide, soit en maintenant une population en dessous du seuil d'irruption, soit en la ramenant en dessous du seuil d'irruption dès que celui-ci est dépassé.

Des données récentes suggèrent que le seuil d'irruption est instable et qu'il se produit à environ trois à cinq larves L4 par branche (Régnière et al., 2019a) ou un niveau de population comparable de sept L2 par branche (Johns et al., 2019). Dans le concept moderne, le processus de croissance caractérisé par les irruptions n'est pas motivé uniquement par l'absence de pression des prédateurs, comme l'ont imaginé Ludwig et al. (1978), mais aussi par l'amélioration du succès de l'accouplement, comme l'expliquent Pureswaran et al. (2016). Ce processus, décrit par Régnière et al. (2013), serait également influencée par la hauteur et l'âge des arbres, à travers la densité du feuillage, ce qui correspond à peu près à la vision de Holling, de sorte que les agrégations de population conduisant à des irruptions et à des épicentres sont plus susceptibles de se produire dans des peuplements d'épinettes blanches surannés, y compris des peuplements reliques ayant survécu à des infestations de TBE.

Si le seuil d'irruption instable existe et est statique, les infestations sont, en théorie, évitables. Toutefois, si le seuil d'interruption dérive en raison, par exemple, de la croissance de la forêt au fil du temps, il est plus difficile de répondre à la question. La prévention peut être possible à court terme, mais ce résultat peut finir par devenir irréalisable à mesure que le seuil est dépassé. De même, s'il existe une propension au cycle induite par les interactions avec les ennemis naturels, la capacité de prévention peut diminuer à mesure que les ennemis naturels se raréfient, ce qui entraîne une pression insurmontable sur les taux de croissance de la population de TBE. La question cruciale est donc de savoir si cette pression à la hausse est en fait insurmontable, ou du moins dans quelles conditions.

Deux éléments probants indiquent que la rétroaction différée des ennemis naturels spécialistes doit jouer un rôle dans le cycle de l'infestation, même s'il est limité. Le premier est la périodicité des irruptions. Bien que la fréquence et l'amplitude des irruptions varient dans l'espace et dans le temps, la périodicité est suffisamment marquée pour que toutes les études à long terme et à grande échelle aboutissent à un résultat semblable : les infestations se produisent tous les 26 à 40 ans. Le second est que les infestations TBE se disparaissent souvent avant d'avoir détruit tous les hôtes du peuplement. Un

élément autre que la disponibilité de l'hôte doit être à l'origine de ces disparitions.

L'étude de Sturtevant et al. (2015) illustre l'évolution de la pensée sur la dynamique de la population de TBE et discute des données qui sous-tendent l'évolution de la pensée des années 1970 à aujourd'hui. À la suite des monographies définitives de Royama (1984, 1992), la plupart des données probantes soutiennent l'idée d'un cycle de population robuste, un scénario dans lequel il n'y a pas d'irruption. Il n'y a qu'un cycle, dont la dynamique est si forte qu'il n'y a pas grand-chose à faire pour infléchir la trajectoire cyclique de la population. Cette interprétation représentait une rupture révolutionnaire par rapport à l'interprétation antérieure de Ludwig et al. (1978), selon laquelle le système n'est pas sujet à des cycles induits par des ennemis naturels, mais que toutes les infestations commencent et se terminent avec le cycle de la forêt.

L'apparition d'une nouvelle infestation de TBE au Québec, au début des années 2000, a toutefois permis de recueillir de nouvelles données sur le rôle des ennemis naturels dans l'évolution des populations au-delà des niveaux endémiques. Jusqu'à présent, rien n'indique un appauvrissement de la communauté des ennemis naturels, malgré deux décennies de faibles densités de TBE (Bouchard et al., 2018b). Entre-temps, la mise en œuvre de la SIP au Nouveau-Brunswick a réussi à limiter la croissance de la population à l'échelle de toute la province, sans que les ennemis naturels se désintéressent et relâchent ainsi leur emprise sur les populations de TBE. Régnière et Nealis (2019a) ont suggéré que le rôle des ennemis naturels est loin d'être aussi important que le suggère Royama (1984). En effet, selon l'interprétation de Régnière et Nealis, si les ennemis naturels jouent un rôle dans la génération de rétroactions différées en fonction de la densité, qui induisent des cycles dans les modèles théoriques simples, ce rôle est affaibli par des forces encore inexpliquées. Cela pourrait inclure, par exemple, un rôle important joué par la riche communauté d'hyperparasites qui attaque les parasitoïdes de la TBE (Eveleigh et al., 2007). Il s'agit d'un domaine de recherche active en cours.

Aujourd'hui, il est clair que les interprétations de Ludwig et al. (1978) et de Royama (1984) ne sont pas satisfaisantes, et que la vérité pourrait bien se trouver entre les deux, sous la forme d'une proposition hybride (Sturtevant et al., 2015). Plus nous accumulons de données au XXI^e siècle, plus le consensus revient à l'idée que la partie du processus d'infestation caractérisée par les irrptions peut dominer la composante cyclique. Si le nouveau consensus émergent est correct, il confirme l'idée que les irrptions qui dominent le cycle d'infestation pourraient être entièrement évitables.

Deux autres sources de données provenant d'autres systèmes permettent d'encadrer cette réflexion. Tout

d'abord, le modèle du comportement des infestations caractérisé les irrptions a de nombreux précédents dans la vaste littérature sur le dendroctone du pin ponderosa (*Dendroctonus ponderosae*, Hopkins), dans laquelle on pense que les ennemis naturels jouent un rôle limité dans l'apparition et la disparition des infestations (Powell et Bentz, 2014; Duncan et al., 2015). Ensuite, à l'autre extrémité du spectre, dans d'autres systèmes de lépidoptères forestiers où le cycle est plus régulier et mieux synchronisé, se produisant tous les 9 à 13 ans, les infestations ne durent que 1 à 3 ans, et le rôle des ennemis naturels spécialistes dans l'induction du cycle est beaucoup plus clair (Myers et Cory, 2013). L'hypothèse de travail consensuelle est que le système de la TBE est un système hybride se situant quelque part entre ces deux extrêmes.

La prévention de l'irruption des populations de TBE est également une question pratique d'échelle et d'économie (voir la section Mesure de lutte — Stratégie d'intervention précoce, ÉA 10 et 11). Une irrution qui peut être évitée au niveau de l'arbre, du peuplement ou de l'épicentre peut ne pas l'être au niveau du paysage, car il peut y avoir des obstacles économiques, réglementaires ou logistiques (y compris un manque d'accès ou un accès inefficace dans de vastes zones géographiques) à l'élargissement d'un programme d'intervention (c'est-à-dire des juridictions ou des régions où le coût, la résistance ou l'impossibilité de pulvériser des insecticides sur une grande surface sont prohibitifs). La prévention nécessite une détection précoce continue, et les difficultés logistiques et économiques de la détection précoce (un programme annuel continu de surveillance à l'aide de pièges à phéromones, et l'échantillonnage des branches pour les jeunes larves) peuvent, pour certaines opérations d'aménagement forestier, constituer un obstacle redoutable à la poursuite de la mise en œuvre de la SIP. Les opérations réalisables dans une petite province très dépendante du bois comme le Nouveau-Brunswick peuvent s'avérer pratiquement et économiquement irréalisables pour des économies plus diversifiées dans des provinces plus grandes comme le Québec ou l'Ontario où les infestations touchent des superficies beaucoup plus vastes. Ces questions sont examinées plus en détail dans les études exhaustives de Johns et al. (2019) et Régnière et al. (2019a).

En résumé, les irrptions localisées de population au niveau de l'arbre, du peuplement ou du bassin hydrologique peuvent être indéfiniment évitées. Les infestations à grande échelle et à l'échelle régionale peuvent être évitées pendant un certain temps (MacLean et al., 2019), mais il reste à voir si l'approche peut être appliquée à long terme. À l'échelle de régions de la taille de l'Ontario ou du Québec, le comportement cycliste peut éclipser tous les comportements caractérisés par les irrptions locaux, mais les éléments probants de

cette proposition, autrefois considérée comme solide, s'affaiblissent progressivement avec le temps.

Incertitude

1. Grande incertitude quant à l'échelle spatiale à laquelle ce comportement caractérisé par les irrptions et cette proposition de prévention s'appliquent. Il est probable que la faisabilité de la prévention diminue à mesure que le cycle de la population à l'échelle de la zone augmente dans les régions environnantes. Le niveau d'incertitude quant à la possibilité de prévenir les irrptions de population de TBE est faible aux échelles spatiales les plus petites, mais modéré à l'échelle du paysage.
2. Nous estimons que la prévention des infestations pourrait être possible dans des régions de la taille du Nouveau-Brunswick, de la côte nord du Québec ou de l'île de Terre-Neuve, mais il s'agit d'un domaine où l'incertitude est modérément élevée et sur lequel la recherche doit se pencher de toute urgence. À des échelles spatiales plus grandes, c'est-à-dire dans des régions dont la taille est bien supérieure à celle du Nouveau-Brunswick, comme l'Ontario ou le Québec, l'incertitude retombe à un niveau modéré, car les éléments probants en faveur de la possibilité de prévention passent d'un niveau fortement positif à un niveau insuffisant pour pouvoir être évalués. Les éléments probants sont jugés insuffisants, car (a) l'évolution de nos connaissances sur la robustesse de la composante cyclique du comportement des foyers nous amène à rejeter une proposition que nous avons jugée convaincante, et (b) les obstacles à une intervention à cette échelle sont hypothétiques et impliquent une certaine expérience passée en matière de contraintes logistiques et économiques.
3. Le niveau d'incertitude concernant la dynamique des populations de TBE est faible par rapport aux besoins de la plupart d'aménagistes forestiers. Cependant, le niveau d'incertitude peut être considéré comme plus élevé par rapport aux exigences de certains aménagistes forestiers. Par exemple, la mise en œuvre d'une SIP nécessite davantage de données et une meilleure compréhension des seuils et de leur évolution dans le temps et l'espace que les approches traditionnelles de lutte contre les ravageurs.
4. Une faible incertitude quant à l'idée d'un seuil d'irruption instable au-delà duquel les populations de TBE se multiplient et en deçà duquel les populations de TBE diminuent jusqu'à devenir endémiques. L'incertitude est plus grande quant à l'estimation de ce seuil et à la manière dont il peut varier dans

l'espace et le temps, ainsi que dans le contexte écologique et climatique.

5. Une faible incertitude quant au fait que les obstacles à une intervention à grande échelle deviennent nombreux et omniprésents à mesure que la superficie de la zone touchée augmente, et que la capacité à réprimer les populations devient plus difficile lorsque les seuils d'irruption sont franchis.

Réduire l'incertitude

1. Quantifier avec plus de précision les facteurs affectant l'écologie des populations de TBE autour des seuils critiques qui déterminent le moment où les populations de TBE peuvent atteindre des niveaux d'infestation.
2. Caractériser et quantifier les mécanismes comportementaux et les impacts de la dispersion des papillons sur la propagation et la disparition des infestations, en fonction des conditions climatiques et de la structure forestière.
3. Caractériser les facteurs affectant la transition entre les épcentres et les infestations à grande échelle à l'aide d'une modélisation spatiale synthétique et d'une validation. Une grande partie de notre « compréhension » provient de l'écologie théorique, et non des mesures menées sur le terrain. Il s'agit d'un domaine de recherche urgent si nous voulons prévoir les risques liés à la TBE à l'horizon de 10 à 15 ans.
4. Développer une technologie de télédétection visant à détecter les défoliations de faible ampleur causées par la TBE.
5. Quantifier l'influence de la structure du peuplement, en particulier la densité du feuillage (par hectare), sur la dynamique de la population de TBE.

ÉA 3 : La dispersion sur de longues distances des papillons de la TBE est un facteur important dans les infestations (par B.J. Cooke, J. Régnière et J.-N. Candau)

Éléments probants

Points clés

- La dispersion de la TBE se produit à des échelles spatiales très variées, allant de quelques mètres à des centaines de kilomètres.
- La compréhension des facteurs environnementaux affectant la dispersion sur de longues distances s'est

considérablement améliorée, grâce aux observations de vols de dispersion depuis la canopée et aux observations radar du transport atmosphérique.

- Les modèles mécanistes de dispersion des papillons indiquent qu'une grande partie de la dispersion des papillons est due au vent et que, par conséquent, la direction et la vitesse du vent jouent un rôle essentiel dans la détermination des trajectoires de vol des papillons.
- La dispersion pourrait avoir un effet sur le cycle et la propagation de deux manières principales. Tout d'abord, les événements d'immigration peuvent déclencher une croissance et une propagation par irruption. Pour que cela se produise, il faut que la population réceptrice soit déjà proche du seuil d'irruption. Ensuite, les immigrations entre populations voisines peuvent conduire à une synchronisation des cycles en réduisant le délai entre des populations dont les cycles sont par ailleurs indépendants.
- Dans certains cas, l'arrivée de papillons de la TBE du Québec a coïncidé avec l'établissement de nouvelles populations et l'apparition d'épicentres. Par ailleurs, il est important de souligner que tous les événements d'immigration ne se traduisent pas par une expansion de l'infestation à la source ou par une irruption à la destination d'accueil des immigrants. La propension aux irruptions dues à la dispersion semble donc dépendre de facteurs régissant la dynamique de cycles au niveau du lieu de destination.

Détails

Depuis des décennies, il est connu que la dispersion de la TBE se produit à des échelles spatiales très variées, allant de quelques mètres à des centaines de kilomètres, et les premières observations de vols de papillons immigrants sur de longues distances remontent à une époque aussi lointaine que celle où les archives ont été conservées (revue par Blais, 1953). Au cours du précédent cycle d'infestation des années 1970, la compréhension des facteurs environnementaux affectant la dispersion sur de longues distances s'est considérablement améliorée, grâce aux observations de vols de dispersion depuis la canopée et aux observations radar du transport atmosphérique (Greenbank et al., 1980). Royama (1984) a démontré que la plus grande source de variation dans la survie de la génération de TBE à un moment donné est le rapport entre tous les œufs et les papillons locaux, qui est déterminé principalement par le gain ou la perte nette de papillons femelles par l'immigration ou l'émigration.

En raison de la complexité et de la difficulté d'effectuer des observations quantitatives directes de la dispersion

des papillons, les conclusions sur le rôle de la dispersion des papillons adultes dans la dynamique des populations de la TBE reposent sur le contraste entre les observations réelles et la compréhension modélisée de tous les autres facteurs contribuant à cette dynamique. La capacité d'évaluer l'hypothèse de la dispersion sur de longues distances est donc limitée par la qualité des modèles utilisés dans le contraste et des données disponibles pour la validation des modèles.

Les premiers modèles du rôle de la dispersion de la TBE dans la dynamique des populations prenaient en compte l'influence probable de la dispersion par diffusion simple sur l'amplitude du cycle (Royama, 1979) et la synchronisation (Régnière et Lysyk, 1995). Cependant, des modèles mécanistes de dispersion des papillons plus récents indiquent qu'une grande partie (pas la totalité) de la dispersion des papillons est due au vent et que, par conséquent, la direction et la vitesse du vent jouent un rôle essentiel dans la détermination des trajectoires de vol des papillons (Sturtevant et al., 2013; Régnière et al., 2019b, c; Garcia et al., 2022). Cette constatation est cohérente avec les conclusions de Royama (1984) selon lesquelles la dispersion est la principale cause du caractère aléatoire des fluctuations de la population à un moment donné. Les modèles mécanistes de population spatiale les plus avancés suggèrent que la dispersion interagit avec la croissance de la population pour produire un ensemble complexe d'effets (résumé dans Cooke et al., 2007; Sturtevant et al., 2015).

Dans certains cas, comme sur l'île de Terre-Neuve, l'arrivée de papillons de TBE du Québec a coïncidé avec l'établissement de nouvelles populations et l'apparition d'épicentres (Rhainds et al., 2019). Par ailleurs, il est important de souligner que tous les événements immigratoires d'advection ne se traduisent pas par une expansion de l'infestation à la source ou par une irruption à la destination d'accueil des immigrants (Sturtevant et al., 2013; Régnière, données non publiées). La propension aux irruptions dues à la dispersion semble donc dépendre de facteurs régissant la dynamique de cycles au niveau du lieu de destination. James et al. (2015) ont démontré qu'au début d'un cycle d'infestation de TBE, la métapopulation a une structure génétique disparate qui est relativement peu mélangée, mais que lorsque l'irruption focale se transforme en un cycle d'infestation à grande échelle, la structure génétique de la population s'homogénéise grâce à la dispersion. Ce constat est cohérent avec la proposition selon laquelle la dispersion dépend de la densité, comme évoqué pour la première fois par Royama (1979), puis démontré par Régnière et Nealis (2019a). Tout processus qui dépend fortement de la densité va influencer le cycle de la population et la dynamique spatiale de la propagation des infestations.

Chaque année, de nouvelles données s'accumulent et fournissent plus de détails sur les principaux facteurs affectant la propension à voler, notamment celle des papillons femelles (Rhainds, 2015; Dargent et al., 2023), point qui reste la plus grande lacune dans l'amélioration de notre capacité à modéliser l'effet de la dispersion sur la production de vagues d'irruption itinérantes et de cycles synchronisés sur des milliers de kilomètres.

En somme, la dispersion pourrait avoir des effets sur le cycle et la propagation de deux manières principales. Tout d'abord, les événements immigratoires peuvent déclencher une croissance et une propagation par irruptions. Pour que cela se produise, il faut que la population réceptrice soit déjà proche du seuil d'irruption. Ensuite, les immigrations entre populations voisines peuvent conduire à une synchronisation des cycles en réduisant le délai entre des populations dont les cycles sont par ailleurs indépendants. Nous affirmons qu'il n'est pas possible de comprendre le schéma spatial des infestations de TBE sans comprendre et inclure la dispersion des femelles gravides dans les nombreux autres facteurs affectant l'irruptivité locale et le cycle.

Dans la mesure où les conditions météorologiques sont aléatoires d'une année à l'autre, les prévisions à plus long terme (où les prévisions annuelles très variables, agrégées, convergent vers les champs de vents dominants) peuvent être plus fiables. Toutefois, à l'inverse, les prévisions relatives à la population deviennent de moins en moins fiables à mesure que l'horizon temporel augmente (voir la section Dynamique des populations et infestations, ÉA 1). Ceci est important, car la propagation est la conséquence de l'interaction entre la croissance et la dispersion. Si l'exactitude des prévisions diminue pour l'une et augmente pour l'autre, il en résulte une incertitude inéluctable pour tous les horizons temporels de prévision. Par conséquent, nous concluons qu'il existe généralement une grande incertitude quant à la capacité de prévoir les phénomènes démographiques liés à la dispersion.

Incertitude

1. Grande incertitude quant à notre capacité à réaliser une simulation précise et en temps réel (ou à effectuer des prévisions rétrospectives) de la dispersion sur de longues distances à partir de données météorologiques. Cependant, cette incertitude s'estompe rapidement à mesure que de nouvelles connaissances sur les facteurs environnementaux influençant la dispersion sont acquises et que la disponibilité de produits de données météorologiques bien définies augmente.
2. Grande incertitude quant à notre capacité à détecter les « points chauds » (lieux où la densité de TBE est proche du seuil d'irruption), mais la modélisation de

la dispersion en temps quasi réel pendant la saison de vol ou peu après pourrait réduire l'incertitude en indiquant les zones où les papillons immigrants porteurs d'œufs ont pu atterrir.

3. Les vols sur de longues distances de papillons immigrants dépendent des conditions météorologiques saisonnières et des conditions météorologiques pendant l'émergence et le vol des papillons adultes, et il est donc impossible de faire des prévisions longtermes à l'avance. Les prévisions météorologiques à moyen terme (un an à l'avance, par exemple) sont donc très incertaines et il est peu probable que cette incertitude puisse être réduite.
4. Il existe généralement une grande incertitude quant à la capacité de prévoir les phénomènes démographiques liés à la dispersion, tels que les irruptions ou les vagues de déplacement, qui sont le produit de la dispersion et de la croissance non linéaire de la population.
5. En raison de la capacité limitée d'anticiper ou de prévoir avec précision le comportement des populations et les immigrations à longue distance à l'horizon de 10 à 15 ans, les prévisions concernant les impacts au cours de cette période sont très incertaines. En d'autres termes, il sera toujours nécessaire de modéliser des scénarios d'impact et de recourir à une gestion adaptative lorsque les observations s'écartent d'un scénario supposé à un autre.
6. Faible incertitude quant au fait que la dispersion sur de longues distances des papillons femelles est un facteur important affectant à la fois la propagation par irruptions des infestations à partir des épicentres et la synchronisation des cycles.

Réduire l'incertitude

1. Lancer des recherches écophysiologiques sur les facteurs régissant le décollage et la capacité à poursuivre le vol afin d'améliorer la prévision de la première partie du vol. Des besoins semblables existent pour le pliage des ailes et la descente, suivis par le comportement de choix de l'hôte, en particulier pour le vol de nuit et lorsque les papillons sont contraints de descendre en raison de fronts de tempête convectifs.
2. Améliorer les modèles de dispersion (y compris les noyaux généralisés dérivés d'ensembles de résultats de modèles de simulation basés sur les individus) afin d'inclure des facteurs locaux/

régionaux tels que la topographie et les effets de la brise de mer et passer d'un modèle de trajectoire à un modèle de dispersion (c'est-à-dire d'un modèle basé sur les individus à un modèle basé sur les concentrations) pour une meilleure résolution spatiale et temporelle.

3. Améliorer la compréhension des différences entre les papillons mâles et femelles dans tous les aspects du comportement de vol.
4. Améliorer la capacité de surveillance par observation grâce à une meilleure intégration des différents outils de surveillance (pièges à phéromones traditionnels et automatisés, pièges lumineux et radars) afin de tester les modèles de vol prédictifs.
5. Développer des méthodes améliorées pour distinguer les populations résidentes des immigrants (par exemple, le dépistage par isotopes stables).

Conséquences des changements climatiques

ÉA 4 : Les changements climatiques modifient la distribution, l'échelle et l'intensité des infestations de TBE dans les forêts de l'est du Canada (par A.D. Roe, D.S. Pureswaran, J.J. Bowden, J. Régnière, E.R.D. Moise et V. Martel)

Éléments probants

Points clés

- Les changements climatiques modifieront les régimes thermiques, la variabilité ainsi que la fréquence et la durée des phénomènes météorologiques extrêmes dans l'aire de répartition de la TBE.
- La TBE est sensible aux conditions climatiques et ces conditions déterminent les limites de son aire de répartition.
- La synchronisation avec les plantes hôtes dépend de la température et est essentielle pour la survie de la TBE.
- La TBE abrite une communauté diversifiée d'ennemis naturels, qui sont également sensibles aux conditions climatiques.

- Les infestations de TBE se sont récemment étendues vers le nord, touchant des forêts d'épinette noire non exposées, situées au nord des zones où des infestations s'étaient déclarées par le passé.

Détails

La TBE est sensible aux conditions climatiques, la température, les précipitations et le vent jouant tous un rôle dans la fréquence, la durée, la gravité et la synchronisation des infestations (Régnière et al., 2012; Gray, 2008, 2013; Pureswaran et al., 2016; Williams et Liebhold, 1997). Les changements climatiques modifient déjà et modifieront encore les régimes thermiques, les conditions moyennes et les variations climatiques, y compris la fréquence et la durée des événements extrêmes. La température annuelle moyenne dans les régions nordiques des forêts boréales de l'Est pourrait augmenter de 3 à 6 °C au cours des 20 à 50 prochaines années (Ouranos, 2015), exposant ainsi les populations de TBE et les communautés de la forêt boréale à de nouvelles conditions climatiques. Ces changements auront des effets sur la dynamique des infestations chez les insectes démontrant des comportements caractérisés par les irruptions tels que la TBE (Ekholm et al., 2020; Fleming et Volney, 1995; Lehmann et al., 2020; van Asch et Visser, 2007). Ces changements seront toutefois difficiles à prévoir (Pureswaran et al., 2018).

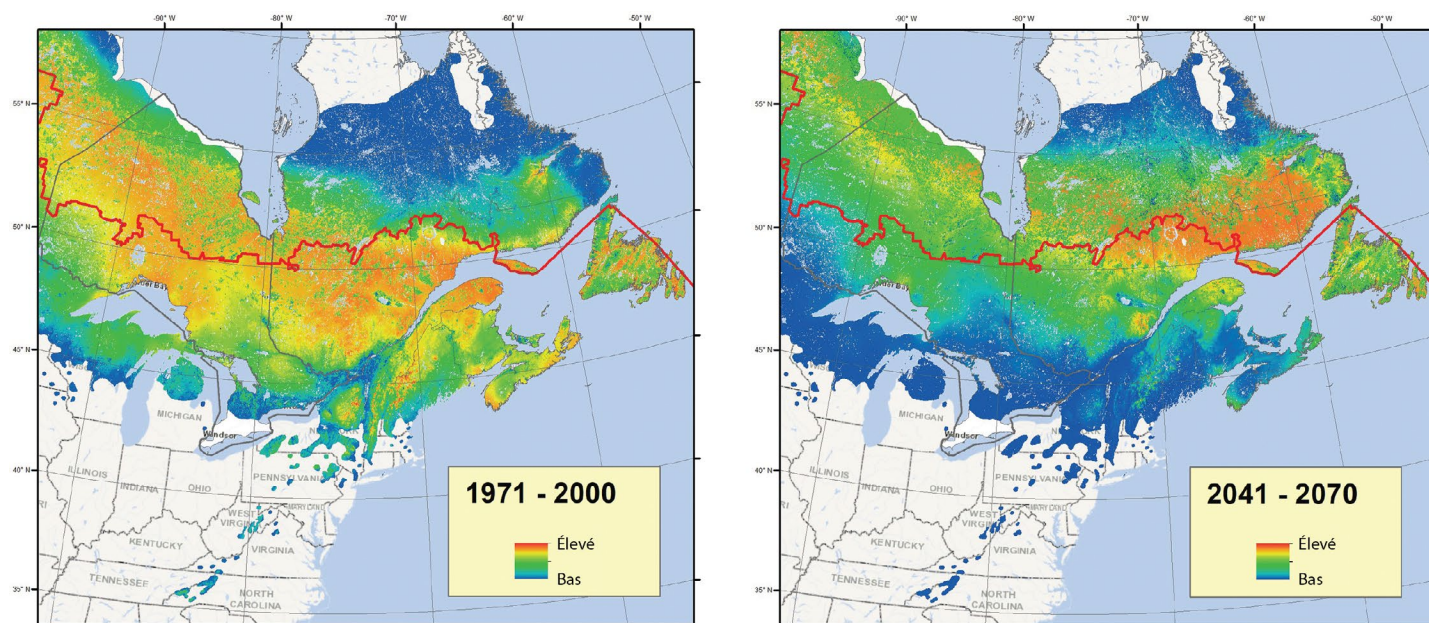


Figure 2. Cartes de l'indice de croissance des populations de tordeuses des bourgeons de l'épinette en fonction du pourcentage de couvert forestier de la plante hôte dans A. les conditions climatiques actuelles (1971 à 2000) et B. les conditions climatiques futures (2041 à 2070) (modification d'après Régnière et al., 2012). Marge nord de la foresterie commerciale et limites approximatives de la surveillance de la santé des forêts indiquées en rouge (d'après McKenney et al., 2016).

Le cycle de vie de la TBE est optimisé pour une plage thermique particulière (Régnière et Nealis, 2007, 2008) et les changements climatiques devrait déplacer cette zone optimale vers le nord (figure 2; Régnière et al., 2012; Candau et Fleming, 2011; Pureswaran et al., 2015). Les limites nord et sud de la TBE sont principalement déterminées par la température. Au nord, le temps de développement (Régnière et al., 2012) et la tolérance au froid (Gray, 2008; Marshall et Sinclair, 2015; Butterson et al., 2021) limitent les populations de TBE. La durée de la saison de croissance permet de déterminer si la TBE peut achever son cycle de vie et entrer dans sa phase de tolérance au froid avant l'arrivée de l'hiver. Des saisons plus longues permettraient à la TBE de s'établir dans des habitats situés à des latitudes et des altitudes plus élevées (Régnière et al., 2012; Régnière et Nealis, 2019b). Des hivers plus chauds devraient réduire la mortalité hivernale dans les régions au nord et améliorer le succès du recrutement au printemps (Gray, 2008). Ces changements de répartition devraient se produire au cours des 50 prochaines années (Régnière et al., 2012; Gray, 2008); cependant, les infestations actuelles de TBE au Québec se produisent déjà plus au nord que ce qui avait été observé auparavant (Pureswaran et al., 2015) et provoquent la défoliation et la mortalité dans les forêts d'épinettes noires qui n'ont pas été exposées auparavant aux perturbations causées par la TBE (Bognounou et al., 2017; Jacques Duval, communication personnelle). Il est donc impératif d'améliorer notre compréhension de la réaction écophysiological de la TBE aux changements climatiques, ainsi que des interactions entre la TBE et les arbres hôtes, afin de se préparer à de nouvelles dynamiques futures.

Les larves de la TBE survivent à l'hiver dans un état de développement suspendu appelé diapause (Han et Bauce, 1993; Marshall et Roe, 2021). Elles entrent dans cet état à la fin de l'été et ne reprennent leur développement que lorsque les températures printanières déclenchent leur émergence (Régnière, 1990). L'induction et la fin de la diapause sont des stades déterminants du cycle biologique pour la persistance à long terme des populations d'insectes (Marshall et Roe, 2021) et sont souvent influencées par les températures hivernales (Lehmann et al., 2017). Les TBE en diapause sont bien adaptées pour survivre aux basses températures hivernales grâce à la conversion de leurs réserves d'énergie en cryoprotecteurs. Ces mêmes réserves sont cependant essentielles à la reprise du développement larvaire au printemps et les larves subissent une forte mortalité avant l'émergence lorsque les températures

printanières sont élevées, probablement en raison d'un épuisement énergétique (Han et Bauce, 1998; Nealis et Régnière, 2016). Dans des conditions climatiques passées, la mortalité hivernale ne semblait pas varier d'une année à l'autre dans le nord-est de l'Ontario ou le centre du Québec (Régnière, 1990; Régnière et Duval, 1998) ni contribuer de manière significative à la dynamique des populations (Régnière et Nealis, 2008). De nouvelles conditions climatiques pourraient toutefois modifier cette dynamique. Les changements climatiques sont plus prononcés en hiver, en particulier en haute altitude (Price et al., 2013; Marshall et al., 2020), ce qui contraint les populations de TBE à faire face à des températures élevées et à une variabilité accrue (par exemple, Liu et Zhang, 2020; MacQuarrie et al., 2019). Bien que des hivers plus chauds puissent améliorer la survie en hiver à la limite nord de l'aire de répartition (Régnière et al., 2012), l'impact sur les populations de TBE sera variable dans l'espace et dans le temps. Ainsi, nous prévoyons une augmentation de la mortalité et une réduction du recrutement au printemps le long de la limite sud de l'aire de répartition de la TBE, car les températures plus élevées pendant l'hiver et la variabilité accrue entraînent un appauvrissement énergétique plus important pendant la diapause (Régnière et al., 2012; Nealis et Régnière, 2016; Roe et al., 2024), bien que certains modèles ne prévoient aucun changement dans la limite sud de l'aire de répartition de l'infestation (Candau et Fleming, 2011; Gray, 2013). Ces populations peuvent également être plus sensibles aux épisodes de froid extrême en raison de l'épuisement de leurs réserves d'énergie, ce qui aggrave les effets du climat sur la survie. Les températures extrêmes et la variabilité peuvent interagir pour produire des effets létaux ou sublétaux qui diminuent la performance globale de la population (Marshall et Sinclair, 2015; Marshall et al., 2020). En fin de compte, on ne sait pas avec certitude si la TBE hivernante est résistante à ces changements climatiques et si ceux-ci auront un impact sur l'ampleur et l'intensité des infestations de TBE aux limites nord et sud de l'aire de répartition actuelle (Candau et Fleming, 2008; Diamond et Yilmaz, 2018; Gray, 2008; Régnière et al., 2012).

Au cours des 70 dernières années, les températures ont augmenté de manière considérable dans l'aire de répartition de la TBE, la plus forte augmentation se produisant en été (+0,21 °C par décennie), suivi du printemps (+0,17 °C par décennie) et de l'automne (+0,12 °C par décennie) (Boulanger et al., 2024). Par conséquent, les pics d'abondance des stades L2 et L4 ont eu lieu jusqu'à plus de 20 jours plus tôt en 2022 par rapport à 1951, notamment dans la partie ouest de son

aire de répartition. Ces changements ont entraîné une expansion notable vers le nord des conditions climatiques favorables à la TBE au cours de cette période (Boulanger et al., 2024), avec des taux de reproduction plus élevés dans les régions du nord. En revanche, les zones sud de son aire de répartition connaissent une augmentation de la mortalité hivernale simulée en raison de la hausse des températures (Roe et al., 2024). Les taux de croissance optimaux se sont donc déplacés vers le nord de plus de 68 kilomètres en moyenne, ce déplacement dépassant 200 kilomètres dans les régions les plus à l'est de son aire de répartition (Boulanger et al., 2024). De tels changements spatiaux récents dans l'adéquation du climat de la TBE pourraient expliquer la localisation plutôt vers le nord de l'infestation actuelle dans l'est du Canada. Cela signifie également que les effets des changements climatiques sur la dynamique de la TBE ne sont pas à venir : ils sont déjà là.

En effet, le déplacement vers le nord des populations de TBE expose les forêts d'épinettes noires à un risque accru de défoliation et de mortalité (Pureswaran et al., 2015; Bognounou et al., 2017). Par le passé, les foyers initiaux de l'infestation prenaient naissance dans les forêts du sud et se déplaçaient vers le nord vers la fin de l'infestation, avec un impact relativement faible sur les forêts d'épinettes noires. Cependant, l'infestation actuelle au Québec a débuté plus au nord, région où l'épinette noire est dominante ou codominante avec le sapin baumier (Bouchard et Auger, 2014; Pureswaran et al., 2015). La température contrôle étroitement la phénologie de la TBE et de ses arbres hôtes (Portalier et al., 2022). La sortie de la diapause est déclenchée par les températures printanières et se produit avant le débourrement de ses plantes hôtes. La synchronisation avec la fenêtre phénologique de chaque hôte affecte fortement l'aptitude des populations de TBE (Nealis et Régnière, 2004; Régnière et Nealis, 2018; Portalier et al., 2024). Le débourrement de l'épinette noire est généralement plus tardif que celui des autres plantes hôtes, ce qui entraîne une forte mortalité des larves des premiers stades, et protège généralement cette plante d'une forte défoliation en raison du décalage phénologique (Nealis et Régnière, 2004). Les hausses de température liées aux changements climatiques peuvent modifier le calendrier de ces événements, en déplaçant la fenêtre phénologique et en créant une plus grande synchronisation entre la TBE et l'épinette noire (Pureswaran et al., 2019). Lorsque la phénologie est synchronisée, la survie de la TBE est la même sur l'épinette noire que sur le sapin baumier, et l'on s'attend donc à ce que l'épinette noire abrite des populations

plus importantes de TBE dans ces circonstances (Fuentealba et al., 2017, 2018; Bellemin-Noël et al., 2021). L'impact écologique d'une défoliation importante causée par la TBE sur les écosystèmes dominés par l'épinette noire dans de nouvelles conditions climatiques n'est pas connu. La succession forestière consécutive à la mortalité de l'épinette noire dépendrait de la proportion d'espèces de sapins et de feuillus, de la récurrence des incendies et des schémas de régénération qui pourraient transformer la forêt en peuplements mixtes plus productifs ou en zones arbustives à éricacées moins productives (Pureswaran et al., 2015). La transformation de l'habitat pourrait avoir des effets en cascade sur les niveaux trophiques supérieurs, y compris sur le caribou boréal (Labadie et al., 2021).

Le système de la TBE abrite une communauté diversifiée d'ennemis naturels (Eveleigh et al., 2007). L'impact des changements climatiques sur les interactions entre les membres de ces communautés est multiple et écologiquement complexe (Fleming et Volney, 1995; Volney et Fleming, 2000, 2007). La température a un effet sur le temps de développement et donc la phénologie de tous les insectes, y compris les parasitoïdes. Les parasitoïdes multivoltins produisent plus d'une génération par an et doivent être synchronisés avec plusieurs espèces hôtes au cours de l'année. Les changements climatiques modifieront le calendrier phénologique de ces interactions, entraînant des effets en cascade imprévus dans l'ensemble du système. Cependant, les modèles prédisent que, comme pour la TBE, les changements climatiques entraîneront un déplacement vers le nord d'au moins deux espèces multivoltines de parasitoïdes des larves de la TBE, *Tranosema rostrale* et *Meteorus trachynotus* (Régnière et al., 2020, 2021), ce qui leur permet de suivre les changements de répartition de leur hôte. À l'inverse, l'aire de répartition sud de ces parasitoïdes devrait devenir moins favorable. Bien que tous les membres de la communauté de la TBE soient affectés par les changements climatiques, ces changements ne seront pas uniformes en matière d'ampleur ou de direction entre les espèces. L'impact de ces perturbations sur les communautés pourrait se traduire par des interactions tritrophiques nouvelles ou modifiées, en particulier au fur et à mesure que la TBE s'étend aux forêts nordiques. La capacité des parasitoïdes et d'autres ennemis naturels à contrôler les populations de TBE et à modifier leur dynamique dans les forêts du nord doit faire l'objet d'une étude plus approfondie (voir également la section Dynamique des populations et infestations, ÉA 1 et 2).

La température affecte également les parasitoïdes de manière indirecte en modifiant la réponse immunitaire de leurs hôtes. *Tranosema rostrale* présente un taux de mortalité plus élevé en raison de la réponse immunitaire de l'insecte lorsqu'il est soumis à des températures élevées (Seehausen et al., 2017). Cette mortalité a été attribuée à la combinaison d'une expression réduite des gènes du polydnavirus injectés par la mère lors de l'oviposition et d'une expression accrue des gènes de l'immunité chez la TBE (Seehausen et al., 2018). La plante hôte est également connue pour influencer la réponse immunitaire des insectes herbivores (Vogelweith et al., 2011). Par conséquent, l'impact de la température sur la performance des parasitoïdes pourrait dépendre de la plante hôte, mais là encore, cette interaction n'est pas bien comprise.

Dans l'infestation actuelle au Québec, nous observons une expansion de l'aire de répartition des populations de TBE vers le nord. Au cours des prochaines décennies, les changements climatiques et son impact sur les populations de TBE augmenteront, de même que l'incertitude des effets directs, indirects et en cascade sur l'ensemble du système de la TBE. Des données de base essentielles sont nécessaires au sujet des réponses écophysiologiques au climat, tant chez la TBE qu'au sein de la communauté biologique concernée, afin de comprendre comment le système réagira aux conditions environnementales futures, ainsi que les mécanismes écologiques complexes qui sous-tendent cette réponse. Les données empiriques normalisées obtenues par le biais d'une surveillance à long terme sont essentielles pour comprendre l'impact des fluctuations et des changements climatiques sur les populations d'insectes en raison de la complexité des effets à différentes échelles temporelles et spatiales (Halsch et al., 2021). Les efforts de surveillance actuels se concentrent sur les forêts commerciales des régions du sud de la forêt boréale, régions qui présentent actuellement un risque élevé d'infestations de TBE. Pour se préparer à un avenir marqué par de nouvelles conditions climatiques, il est toutefois nécessaire de disposer de données de base qui nous permettront de prédire l'ampleur des changements aux limites de l'aire de répartition et de réduire l'incertitude des modèles de dynamique des populations.

Incertainitude

1. Grande incertitude quant à la vulnérabilité des forêts d'épinettes noires aux perturbations causées par la TBE sous l'effet des changements climatiques et aux conséquences qui en découlent, avec une incertitude

modérée à faible quant au déplacement vers le nord d'un régime climatique plus favorable à la TBE.

2. Grande incertitude quant à la manière dont les changements climatiques influenceront la dynamique des populations de TBE par le biais du contrôle exercé par les ennemis naturels et d'autres facteurs de mortalité.
3. Grande incertitude quant à l'impact des changements climatiques sur la synchronisation entre les parasitoïdes, leurs hôtes (y compris la TBE) et la plante hôte.
4. Incertitude modérée quant aux limites thermiques de la TBE pendant la diapause (automne, hiver, printemps), en particulier avec l'augmentation de la fréquence des événements météorologiques extrêmes.
5. Incertitude modérée quant à l'impact de la hausse des températures ou des événements extrêmes sur les populations de TBE à la limite sud de l'espèce.
6. Incertitude modérée quant à l'impact direct des changements climatiques sur les plantes hôtes de la TBE.
7. Faible incertitude quant à l'expansion des populations de TBE vers le nord dans les forêts dominées par l'épinette noire.
8. Faible incertitude quant au fait que les changements climatiques augmenteront la probabilité et la fréquence des infestations de TBE dans le nord et les diminueront dans le sud.
9. Faible incertitude quant aux exigences thermiques pour la croissance et le développement de la TBE.
10. Faible incertitude quant au fait que des températures plus élevées augmentent la réponse immunitaire de la TBE, et donc les taux de mortalité chez certains parasitoïdes.

Réduire l'incertitude

1. Quantifier l'impact de la température (moyenne, variabilité) sur la survie, la physiologie et le cycle de vie de la TBE, en particulier aux limites de l'aire de répartition, dans des conditions climatiques futures.
2. Caractériser les perturbations causées par la TBE dans les forêts d'épinettes noires dans des conditions climatiques futures et quantifier les impacts.
3. Améliorer la surveillance dans les régions nordiques, au-delà des forêts aménagées, afin de mesurer l'évolution des populations de TBE et leur

impact sur la croissance et la survie des arbres hôtes, ainsi que sur la succession forestière.

4. Quantifier l'impact de la température sur le temps de développement de différentes espèces de parasitoïdes de la TBE et de leurs principaux hôtes de substitution, et développer des modèles de prédiction pour la performance et la distribution des parasitoïdes de la TBE dans différents scénarios de changements climatiques.
5. Quantifier l'interaction entre la température et les arbres hôtes sur la réponse immunitaire de la TBE et la survie des parasitoïdes.
6. Améliorer la capacité à prévoir la phénologie du débourrement et l'émergence des L2 de la TBE afin de prédire les changements dans la synchronisation phénologique et le risque de défoliation.

Interaction avec le feu

ÉA 5 : Les infestations de TBE augmentent le risque d'incendie de forêt (par L.M. Johnston et Y. Boulanger)

Éléments probants

Points clés

- Les incendies et les infestations de TBE sont deux perturbations courantes dans une grande partie de l'est du Canada, et elles sont liées à la fois directement et indirectement l'une à l'autre.
- Les dommages causés par la TBE peuvent entraîner une accumulation de combustible à brûler, et les modifications de la distribution physique du combustible peuvent augmenter considérablement le risque d'incendie au niveau du peuplement et, dans certaines conditions, peuvent produire un comportement extrême d'un incendie.
- Il semble y avoir un décalage temporel des effets de la TBE sur la disponibilité du combustible avec un pic survenant plusieurs années après la fin de l'épisode de défoliation, créant ainsi une « fenêtre de possibilité » pour un risque accru d'incendie.
- Cette relation est liée à de nombreux aspects et peut être modifiée par les conditions météorologiques ou climatiques, la composition des peuplements, les régimes de feux, la suppression des incendies et la dynamique des combustibles ou des peuplements, qui changent de manière saisonnière ou graduelle avec le temps.
- Une meilleure compréhension de la relation entre la TBE et les incendies sera d'autant plus essentielle à l'avenir, compte tenu des dynamiques changeantes auxquelles la TBE, ses hôtes et les incendies font face en raison des changements climatiques.

Détails

De nombreux travaux ont été réalisés pour déterminer si les infestations de TBE peuvent augmenter le risque d'incendie de forêt dans l'est du Canada. Les dommages causés par la TBE peuvent entraîner une accumulation de combustible favorisant le déclenchement des incendies (Brassard et Chen, 2006; Watt et al., 2018; Watt et al., 2020; Sato et al., 2023). Outre l'augmentation de la quantité de combustible sec disponible, les modifications de la distribution physique du combustible (en particulier,

la continuité verticale du combustible) peuvent accroître considérablement le risque d'incendie au niveau du peuplement (Stocks, 1987). Ces changements liés au combustible peuvent affecter les deux principales composantes du risque d'incendie (probabilité et impacts). Il semble y avoir un décalage temporel des effets de la TBE sur la disponibilité du combustible avec un pic survenant plusieurs années après la fin de l'épisode de défoliation, créant ainsi une « fenêtre de possibilité » pour un risque accru d'incendie (Stocks, 1987; Fleming et al., 2002; James et al., 2017; Watt et al., 2020). Il a été démontré que ces dynamiques varient selon l'espace. Fleming et al. (2002) ont mis en évidence un effet longitudinal sur le temps écoulé entre l'apparition de l'infestation et la survenue de l'incendie. En fait, dans certaines régions où l'activité du feu est limitée (c'est-à-dire les climats plus humides), le taux de décomposition induit par le climat peut dépasser l'accumulation de combustible, éliminant ainsi la période de risque accru d'incendie (Péch, 1993).

Le comportement du feu⁴ dans les peuplements affectés par la TBE a été étudié de manière empirique lors d'une série de brûlages expérimentaux en Ontario entre 1976 et 1982, comme décrit dans Stocks (1987). Ces incendies ont été allumés dans des parcelles de forêts mixtes composées principalement de sapins baumiers morts et d'épinettes noires partiellement défoliés (figures 3a et 3b). En fin de compte, la consommation de combustible et le comportement du feu observés dans ces expériences ont constitué la base de deux « types de combustible » dans la Méthode canadienne d'évaluation des dangers d'incendie de forêt, qui fournit des estimations quantitatives du comportement du feu à utiliser dans la lutte opérationnelle contre les incendies (Groupe de travail sur les dangers d'incendie de Forêts Canada, 1992; Wotton et al., 2009). Le type de combustible « M-3 forêt mixte à sapins baumiers morts, sans feuilles » est dérivé de brûlages effectués au printemps, avant que la feuillaison des feuillus ne réduise le danger lié au combustible. Ces incendies présentaient un comportement extrême marqué par la transition rapide de l'ignition du sol à un feu de cime intense, une propagation fulgurante, l'éjection des matériaux en combustion et le déclenchement du feu disséminé bien au-delà de la zone initiale ainsi qu'une consommation très élevée de combustible (figures 3c et 3d). Les brûlages d'été effectués après la feuillaison

⁴Le comportement du feu est la façon dont « ...les combustibles s'enflamment, les flammes se développent et le feu se propage ou réagit en fonction de facteurs tels que les combustibles, la topographie et les conditions météorologiques » (Centre interservices des feux de forêt du Canada, 2021).

des feuillus (« M-4 forêt mixte à sapins baumiers morts, avec feuilles ») ont montré un comportement du feu plus limité. Les parcelles récemment touchées par la TBE (c'est-à-dire depuis moins de quatre ans) n'ont pas réussi à maintenir la propagation du feu. Toutefois, après quatre à cinq ans d'accumulation de combustibles, on a constaté qu'une parcelle a pu maintenir la propagation du feu et a brûlé avec une très forte intensité. Tout comme les autres brûlages de printemps, même ce brûlage d'été a présenté un niveau d'intensité de feu supérieur au seuil de contrôle possible (Stocks, 1987; Hirsch et Martell, 1996). Ce comportement extrême du feu et la volonté de rétablir les peuplements touchés ont incité McRae

(1986) à mettre au point des méthodes pour raser les peuplements touchés et les brûler comme rémanents. Dans les peuplements endommagés par la TBE, le comportement du feu pourrait être beaucoup plus extrême que celui observé en dehors de l'est du Canada avec le dendroctone du pin ponderosa (Perrakis et al., 2014) et la tordeuse occidentale de l'épinette (Hummel et Agee, 2003). Cette intensité accrue est probablement due à la continuité verticale des combustibles (c'est-à-dire les « combustibles étagés ») résultant des dommages causés par la TBE (Perrakis et al., 2014; Watt et al., 2018).

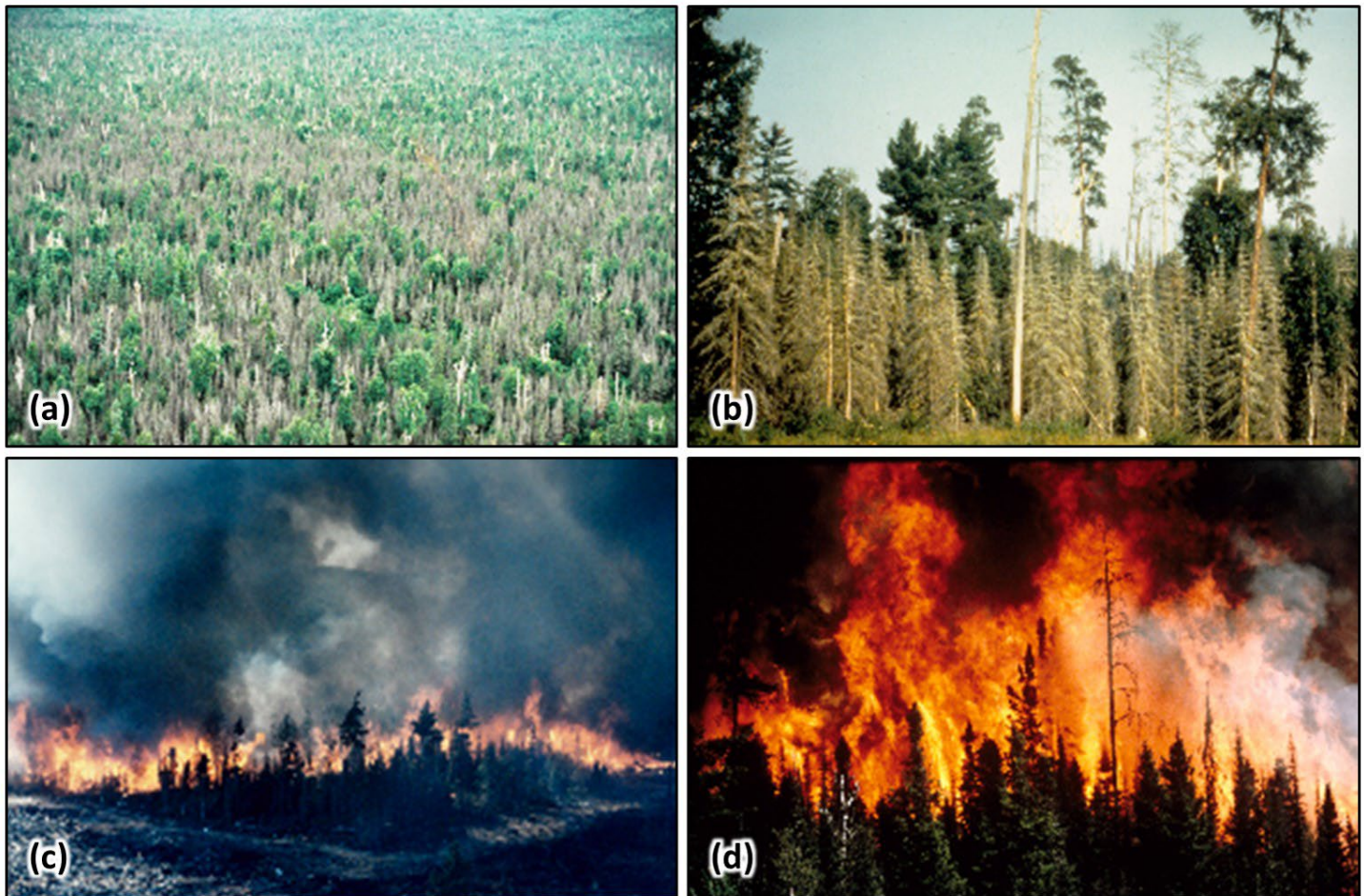


Figure 3. Images de peuplements endommagés par la TBE utilisés pour des brûlages expérimentaux de 1976 à 1982 sur la rivière Aubinadong, en Ontario : (a) et (b) montrent les peuplements mixtes avec des sapins baumiers et des épinettes morts dans le sous-étage ainsi que le couvert dominant mixte suranné, (c) et (d) décrivent le comportement typique d'un feu de cime dans le type de combustible « M3 — Forêt mixte à sapins baumiers morts, sans feuilles » (toutes les photos proviennent de la diapotheque de recherche sur les incendies du Centre de foresterie des Grands Lacs).

Le comportement du feu influence le risque d'incendie de forêt, un comportement extrême augmentant à la fois la probabilité et l'impact des incendies. Cependant, le risque d'incendie est influencé par de nombreux facteurs et de nombreuses mesures peuvent être étudiées pour

caractériser le risque (Johnston et al., 2020). Les effets des infestations d'insectes sur des variables telles que le déclenchement des incendies, la superficie brûlée, le nombre d'incendies, la taille des incendies et la sévérité du feu ont été étudiés, mais avec ce large éventail de

variables (ainsi que des échelles spatiales et temporelles différentes), ces études n'ont pas abouti à un consensus sur le sujet (James et al., 2017; Watt et al., 2020). Fleming et al. (2002) ont étudié la proportion des surfaces brûlées dans les régions de l'Ontario qui avaient subi des dommages causés par la TBE entre 1941 et 1996 (comme décrit par Candau et al., 1998). Ils ont constaté que les régions où les dommages surviennent à une fréquence modérée (9 à 11 ans au total) ont connu une proportion plus élevée de superficie brûlée par de grands incendies. Ils suggèrent que la suppression agressive des incendies permet de limiter leur activité dans les zones où ils sont moins fréquents, généralement situées à proximité des régions urbaines. D'autres travaux ont montré qu'il existe une forte probabilité d'interaction entre la TBE et les incendies dans une grande partie de l'Ontario, cette interaction dépendant de l'humidité du climat et de la fréquence de la défoliation (Candau et al., 2018). Dans ces zones, il a été constaté que les dommages causés par la TBE favorisaient les grands incendies qui s'ensuivaient. Cette interaction semble être géographiquement limitée par le climat et la composition des peuplements, mais aussi possiblement par l'activité des incendies (modifiée par le climat ou les actions de suppression des feux). Les effets des infestations de TBE sur le déclenchement des incendies par la foudre ont également été étudiés; James et al. (2017) ont étudié deux régions de l'Ontario ravagées par la TBE et ont constaté que la probabilité de déclenchement pouvait soit augmenter, soit diminuer, en fonction de l'échelle temporelle, de l'écorégion et de la saison (printemps ou été). Il existait notamment un effet temporel évident : une défoliation récente diminuait la probabilité de déclenchement, mais après plusieurs années d'accumulation de combustible (comme cela a également été discuté dans Stocks, 1987 et Fleming et al., 2002), la probabilité de déclenchement augmentait (James et al., 2017).

Les incendies et les infestations de TBE sont deux perturbations courantes dans une grande partie de l'est du Canada (figure 4). Elles sont liées à la fois directement et indirectement entre elles, mais aussi à d'autres perturbations telles que les dommages causés par les

tempêtes, la sécheresse, ainsi que d'autres insectes nuisibles ou agents pathogènes (Bouchard et al., 2006; Boulanger et al., 2013; Gray, 2013; Buma, 2015; Navarro et al., 2018). Les incendies peuvent également affecter la vulnérabilité aux infestations de TBE, notamment en freinant la régénération à court et moyen terme des hôtes les plus vulnérables, c'est-à-dire le sapin baumier (Bergeron et Leduc, 1998; Bouchard et Pothier, 2008), avec des interactions hétérogènes à travers la mosaïque paysagère d'âges des peuplements, d'histoires de perturbations et de conditions forestières (Brassard et Chen, 2006). Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour comprendre ces interactions et l'importance de la manière dont la relation entre la TBE et les incendies peut être influencée par une variété de facteurs et de conditions locales. Compte tenu du rôle déterminant du climat et des conditions météorologiques dans ces interactions, ainsi que de la grande diversité des combustibles disponibles selon le climat (voir, par exemple, les résultats de Péché, 1993 et de Stocks, 1987), il est probable que la relation entre les incendies et la TBE devienne plus complexe et dynamique sous l'effet des changements climatiques (voir la section Conséquences des changements climatiques, ÉA 4).

Les outils de télédétection et la poursuite des efforts visant à caractériser les impacts de la TBE et des incendies permettront d'améliorer les outils qui intègrent ces deux perturbations (par exemple, la cartographie des types de combustibles; Guindon et al., 2014; Simpson, 2014). Face aux nombreux défis que posent la lutte contre les incendies et la foresterie, la réduction des incertitudes et l'amélioration de la compréhension des risques pour les valeurs forestières et les collectivités sont essentielles à la réussite de la lutte et de la planification (Boulanger et al., 2016; Johnston et al., 2020). Une meilleure compréhension sera d'autant plus cruciale à l'avenir étant donné les changements de dynamique auxquelles la TBE (Fleming et Candau, 1998; Candau et Fleming, 2011; Régnière et al., 2012; Boulanger et al., 2016; Boucher et al., 2018), ses hôtes (Boulanger et Puidevall, 2021) et les incendies (Wang et al., 2017; Wotton et al., 2017) sont confrontés en raison des changements climatiques.

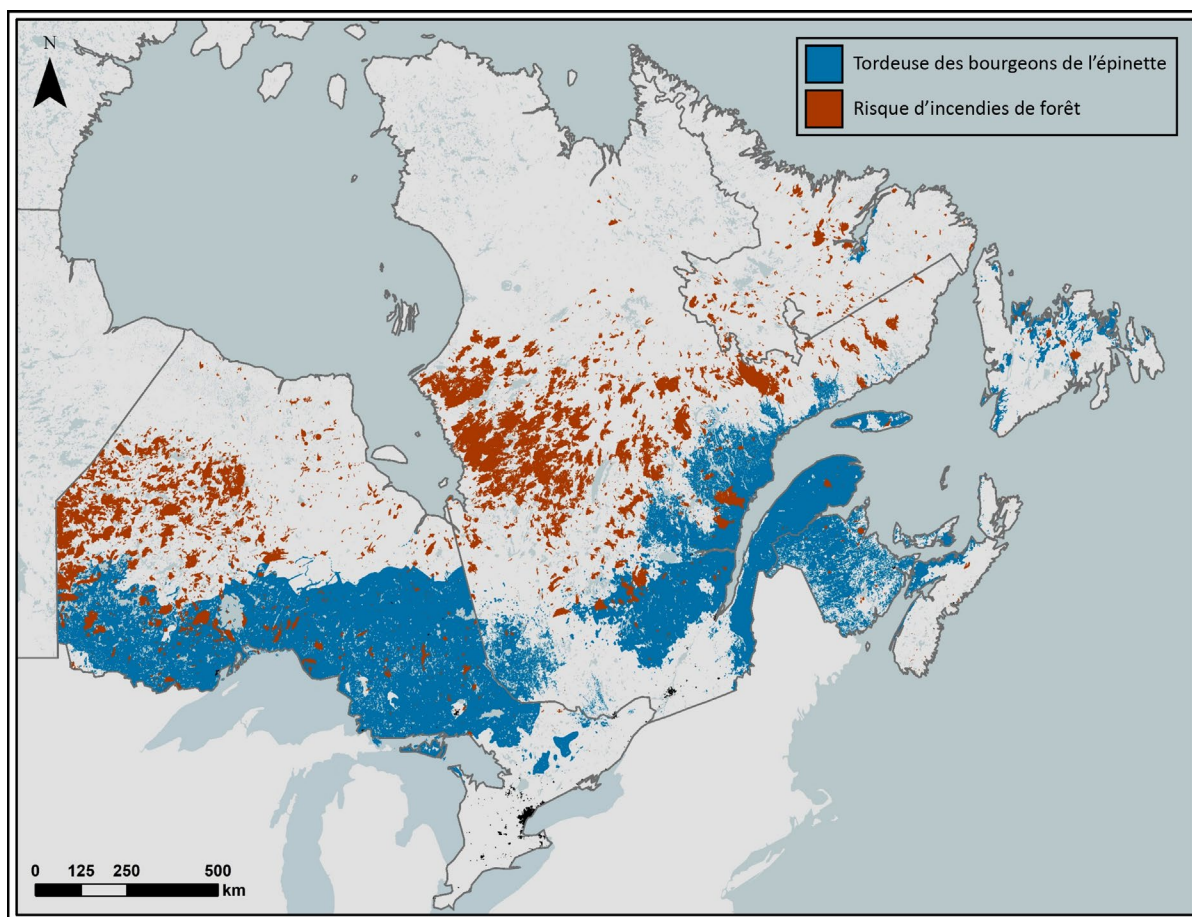


Figure 4. Carte des superficies brûlées par des incendies de forêt (données de la Base nationale de données sur les feux de forêt du Canada, Ressources naturelles Canada) et de l'étendue des infestations modérées et graves de TBE pour la période 1980 à 2020 (Système d'information de la Stratégie de lutte contre les ravageurs, Ressources naturelles Canada, Centre de foresterie de l'Atlantique). Il convient de noter que certaines provinces ne disposent pas de données sur les perturbations pour plusieurs années, et que la superficie brûlée peut exclure de nombreux petits incendies (par exemple, certaines provinces ne signalent que les incendies de plus de 200 hectares).

Incertitude

1. Grande incertitude quant à la manière dont le risque d'incendie de forêt est influencé à l'échelle du paysage en fonction de la gravité et de la fréquence des incendies, et quant à l'impact des échelles spatiales et temporelles sur le contrôle de ces relations.
2. Incertitude modérée sur le fait que les peuplements touchés par la TBE peuvent avoir une probabilité plus élevée d'incendie de forêt.
3. Faible incertitude quant à la capacité de la TBE à accentuer le comportement des incendies de forêt (c'est-à-dire feu disséminant extrême, propagation et intensité) et dépassent les limites de la lutte contre les incendies.
4. Faible incertitude quant à la capacité de la TBE à modifier les combustibles disponibles pour un incendie de forêt.

Réduire l'incertitude

1. Améliorer la caractérisation des types de combustibles liés à la TBE et intégrer ces types de combustibles dans les outils opérationnels et les cartes de combustibles grâce à la recherche empirique et à la surveillance.
2. Évaluer la façon dont les mesures des incendies de forêt sont affectées par les dommages causés par la TBE et les implications des impacts sur le risque d'incendie.
3. Étudier les interactions cumulatives et à différentes échelles entre la TBE et les incendies, ainsi que la manière dont le climat et la lutte contre les incendies modifient ces interactions au fil du temps.
4. Proposer des mesures de réduction des risques (par exemple, des coupe-feux, modification du combustible), en incluant l'évaluation des impacts de la coupe de récupération sur le risque d'incendie dans les peuplements touchés par la TBE.

Impacts des infestations

ÉA 6 : Les infestations de TBE peuvent avoir un impact négatif sur les valeurs marchandes et non marchandes des forêts (par D.W. McKenney, E.S. Hope et V. Lantz)

Éléments probants

Points clés

- Les infestations de TBE réduisent l'approvisionnement disponible en fibres de sapin et d'épinette commercialisables dans les forêts touchées, entraînant des impacts économiques en aval (par exemple, modification de l'approvisionnement en produits d'épinette) et en amont (par exemple, répercussions sur la récolte des peuplements).
- D'un point de vue économique, la lutte contre la TBE devrait être envisagée lorsque les avantages des efforts de lutte dépassent les coûts associés.
- Les considérations économiques devraient inclure la dynamique des populations de ravageurs, les valeurs marchandes, les stratégies de traitement réalisables, la programmation de la coupe, la hiérarchisation des peuplements optimaux et les avantages écosystémiques liés aux régions forestières touchées.
- Les considérations économiques peuvent être élargies pour inclure des valeurs non marchandes, telles que les services écosystémiques, la séquestration du carbone et la fourniture d'habitats. Ces valeurs non marchandes peuvent apporter un soutien supplémentaire à la lutte contre la TBE. La quantification des valeurs non marchandes est un processus continu, dont la validité et la fiabilité sont très incertaines.

Détails

Les perturbations forestières font partie intégrante des écosystèmes forestiers du Canada. Les pertes annuelles de volume attribuées aux insectes sont estimées à environ la moitié du volume annuel de récolte à l'échelle nationale (Hall et Moody, 1994; Mushakhian et al., 2020), ce qui met en évidence l'impact des ravageurs forestiers sur l'approvisionnement en fibres. Les forêts de sapins et d'épinettes représentent une grande partie des fibres utilisées par l'industrie des produits du bois au Canada (Ressources naturelles Canada, 2020). Ainsi, la défoliation et la mortalité éventuelle causées par les infestations

de TBE peuvent entraîner des pertes importantes d'approvisionnement en fibres, affectant les usines ainsi que les valeurs environnementales, sociales et non ligneuses associées à ces forêts (MacLean, 1985; Chang et al., 2012b). Les pertes varient en fonction de la proportion des différentes espèces hôtes dans les peuplements touchés (différences de sensibilité et de vulnérabilité) et les impacts sur les différentes usines dépendront en partie des espèces hôtes utilisées et des produits fabriqués. La défoliation répétée des aiguilles sur les pousses annuelles réduit la croissance et conduit souvent à la mortalité des arbres hôtes après plusieurs années de défoliation consécutive (Blais, 1981; MacLean et Ostaff, 1989). La mortalité du sapin baumier de 75 à 100 % commence généralement après cinq ans de défoliation grave et celle de l'épinette blanche de 10 à 25 % après six ou sept ans de défoliation (Belyea, 1952; Blais, 1958; Elliott, 1960; Batzer, 1973; Howse et al., 1980; Blais, 1981). Les impacts des infestations de TBE sur l'approvisionnement en fibres sont sans doute les plus pertinents d'un point de vue économique, bien que les efforts futurs visant à évaluer le carbone séquestré dans les forêts touchées par la TBE puissent révéler des impacts économiques plus importants (voir la section Impact des infestations — Séquestration du carbone, ÉA 7 D, pour une discussion sur l'état actuel de la quantification du carbone provenant des infestations de l'insecte).

Il existe de multiples méthodes et programmes (épandage aérien d'insecticides, coupe de récupération, reprogrammation de la récolte, SIP, etc.) pour limiter les pertes liées à la TBE. D'un point de vue économique, la principale question est de savoir si les coûts des efforts de lutte sont justifiés et si les avantages de cette lutte excèdent les coûts. La réponse doit se fonder sur la connaissance de la dynamique des populations de ravageurs, de la dynamique des peuplements, des impacts sur les valeurs des ressources et de l'ensemble des stratégies de traitement disponibles (Fox et al., 1997). L'évaluation de l'impact économique de la TBE sur l'approvisionnement en fibres disponible est importante à de multiples échelles, étant donné que les infestations peuvent s'étendre des peuplements individuels à de vastes paysages. La conceptualisation des impacts économiques de la TBE de cette manière ouvre la voie à des investissements dans des interventions de lutte, allant de l'échelle du peuplement à celle de la forêt, et met l'accent sur la notion de seuils et de niveaux d'investissement optimaux. L'approche de la lutte contre la TBE basée sur des seuils économiques permet de comparer les avantages présumés de cette lutte (pertes

commerciales et non commerciales évitées) aux coûts de mise en œuvre d'une méthode ou d'un programme de lutte particulier (Fox et al., 1997).

La littérature sur la TBE contient plusieurs évaluations des impacts économiques ainsi que des analyses coûts-avantages liées à l'insecte et à la lutte contre celui-ci. L'accent est souvent mis sur la problématique de la planification des récoltes, c'est-à-dire quels peuplements récolter et à quel moment (par exemple, MacLean et al., 2001, 2002; Mushakhian et al., 2020). Les recherches publiées sur la lutte optimale soulignent la nécessité de privilégier les peuplements forestiers de grande valeur et vulnérables, de planifier de manière adéquate et de surveiller suffisamment la TBE (par exemple, Hennigar et al., 2013). En effet, en l'absence de mesures de lutte contre la TBE, on s'attendait à une diminution des volumes de récolte au Nouveau-Brunswick de 13 à 27 %, ce qui entraînerait des pertes de droits de coupe allant de 178 à 273 millions de dollars, selon la gravité de l'infestation (Liu et al., 2019a). En étendant l'analyse au-delà du secteur forestier, Liu et al. (2019a) estiment des pertes économiques nationales allant de 24,6 à 35,3 milliards de dollars, soulignant l'ampleur possible de l'impact des infestations de TBE sur la valeur marchande en l'absence de mesures d'atténuation. Les interventions peuvent réduire l'ampleur des infestations de TBE et les effets économiques en aval en maintenant des volumes de récolte relativement stables à court terme, et éventuellement à long terme si la SIP s'avère efficace (Liu et al., 2019a). Cependant, les programmes traditionnels (par exemple, l'application d'insecticides et la replanification des coupes pour anticiper l'arrivée de la TBE) finiront par entraîner une diminution de l'approvisionnement en fibres à long terme (Hennigar et al., 2007; Slaney et al., 2010; Chang et al., 2012a). Hennigar et al. (2013) ont conclu qu'en dépit des mesures de lutte contre la TBE et d'atténuation des pertes, les niveaux de récolte pourraient diminuer de plus de 10 % sur une période de 25 ans à la suite d'une infestation de TBE.

Quelle que soit l'ampleur de l'infestation, l'approvisionnement en fibres d'épinette et de sapin commercialisables dans les forêts touchées diminuera à long terme à mesure que la TBE défoliera et finira par tuer les stocks de bois (MacLean et al., 2002; Hennigar et al., 2007, 2013). L'interdépendance des pertes de fibres entre les peuplements est un facteur clé, car les peuplements partiellement touchés par la TBE peuvent ne plus contenir un volume suffisant pour rendre la récolte

économiquement rentable (c'est-à-dire que récolter un volume réduit n'est plus profitable) (MacLean et al., 2002). Les chercheurs ont également mentionné des impacts sur d'autres secteurs liés à la forêt, notamment les loisirs et le tourisme, qui peuvent affecter le calcul des coûts et des avantages (Chang et al., 2012b), mais plus encore en ce qui concerne la séquestration du carbone (Slaney et al., 2009). Les mesures de lutte contre la TBE susciteront un intérêt accru avec l'émergence et l'utilisation des marchés du carbone (voir la section Impacts des infestations — Séquestration du carbone, ÉA 7 D). Les impacts de la TBE sur les services écosystémiques non marchands, tels que les habitats fauniques, la quantité ou la qualité de l'eau, sont difficiles à quantifier tant en matière de valeur biophysique et de valeur pour l'humain. Toutefois, des travaux de recherche de plus en plus nombreux dans ce domaine cherchent à déterminer la volonté du public de payer pour des programmes qui atténuent les effets négatifs de la TBE et préservent ainsi les services écosystémiques touchés par ce ravageur (Chang et al., 2011; Chang et al., 2012b). Chang et al. (2011) ont eu recours à une enquête d'évaluation contingente pour déterminer qu'au Nouveau-Brunswick, les ménages seraient prêts à payer entre 14,3 et 20,8 millions de dollars par an pour des mesures de contrôle de la TBE. Il n'existe aucun indicateur simple et sans équivoque capable de fournir des orientations économiques normatives (c'est-à-dire prescriptives) concernant les compromis entre différents services écosystémiques. La demande et la valeur du bois sur pied, qui varient bien entendu dans l'espace et dans le temps, jouent un rôle déterminant. En fin de compte, l'intensité, l'ampleur et l'évolution spatio-temporelle des infestations, en ce qui concerne la mortalité ou la croissance à l'échelle des peuplements et de la forêt, influenceront l'avis des intervenants sur les efforts de lutte et les compromis acceptables (Chang et al., 2009).

Incertitude

1. Incertitude modérée quant aux interactions (compromis) entre l'approvisionnement en bois, le carbone et la TBE ainsi que les efforts de lutte optimaux à des échelles spatiales allant de moyennes à grandes.
2. Incertitude modérée quant à l'impact de la TBE sur les compromis et la réponse optimale concernant les valeurs non marchandes et les graves infestations de TBE (par exemple le carbone, la disponibilité et la qualité des habitats, l'eau, le risque d'incendie).
3. Faible incertitude quant à l'impact négatif global que la TBE aura sur l'approvisionnement en fibres à long

terme dans les peuplements d'épinettes et de sapins de l'Est, bien que les schémas spatiaux et les décisions précises des unités d'aménagement forestier soient inconnus jusqu'à ce que des infestations se produisent.

Réduire l'incertitude

1. Optimiser les mesures de gestion du bois dans les régions où l'approvisionnement en bois est excédentaire afin de mieux comprendre les niveaux et les zones nécessaires à la lutte contre la TBE.
 2. Améliorer les connaissances sur les attitudes, les préférences, la volonté de payer et les coûts des solutions de lutte contre la TBE. Ces connaissances permettraient de déterminer et de justifier les programmes de lutte contre la TBE et de sensibiliser le public, les intervenants directement concernés et les peuples autochtones aux options, aux possibilités et aux compromis possibles.
 3. Mieux quantifier les mesures ou indices biophysiques et leurs valeurs non marchandes afin de faciliter les analyses de compromis dans la lutte contre la TBE, dans le cadre de l'approvisionnement en bois et d'autres outils de planification de l'aménagement forestier.
 4. Mieux comprendre la nature dynamique (dans le temps) et les schémas spatiaux des compromis entre les valeurs marchandes et non marchandes avec différentes mesures de lutte contre la TBE (notamment au niveau des peuplements ciblés).
 5. Intégrer des scénarios de changements climatiques à court et moyen terme dans les analyses de compromis susmentionnées, tant pour les impacts sur la valeur marchande que non marchande.
- Les changements anthropiques (par exemple, les changements climatiques, la récolte, l'introduction d'espèces non indigènes et la coupe de récupération après la TBE) peuvent interagir avec des perturbations naturelles telles que la TBE déplaçant le système en dehors de sa plage de variation naturelle et entraînant des effets considérables sur la biodiversité, le cycle des nutriments et la séquestration du carbone.
 - L'abondance de larves de la TBE lors des infestations fait vivre l'ensemble de la communauté aviaire, tandis que l'accumulation de bois mort résultant de la mortalité des arbres favorise les insectes saproxyliques, qui contribuent à la décomposition et au cycle des nutriments, et constituent une ressource alimentaire essentielle pour les oiseaux et les mammifères. La coupe de récupération après une infestation de TBE réduit la quantité de bois mort frais, ce qui modifie la communauté d'insectes saproxyliques et réduit les possibilités de recherche de nourriture et de nidification pour les glaneurs d'écorce et les oiseaux qui nichent dans les cavités.
 - À travers une série de changements liés à la défoliation causée par la TBE, notamment la chute de litière, l'ouverture du couvert, la croissance et la mortalité des arbres, les débris ligneux grossiers ainsi que la dynamique des peuplements, les infestations ont des conséquences importantes sur les processus biogéochimiques dans les forêts touchées, à différentes échelles de temps.
 - Une baisse de la production nette de l'écosystème (PNE) peut transformer les forêts boréales de puits de carbone en sources de carbone après les infestations de TBE. Cependant, certains modèles ont révélé une tendance à la reprise rapide de la PNE annuelle si la défoliation était réduite, ce qui suggère que les forêts touchées peuvent redevenir un puits de carbone plus rapidement si l'intensité et la durée de la défoliation ne sont pas graves et prolongées.

ÉA 7 : L'intégrité de l'écosystème est généralement résiliente aux infestations naturelles de TBE, mais celles-ci modifient les propriétés à des échelles temporelles et spatiales plus courtes (par L.A. Venier, M. Stastny, C.B. Edge et J.J. Bowden)

Éléments probants

Points clés

- Les infestations de TBE constituent une perturbation naturelle majeure dans de vastes régions du Canada et la suppression des infestations à l'échelle régionale devrait éliminer ou réduire l'empreinte

Détails

Intégrité de l'écosystème

Les infestations de TBE constituent une perturbation naturelle importante dans de vastes zones de forêts mixtes et de forêts d'épinettes et de sapins dans les régions boréales et hémiboréales du Canada (Navarro et al., 2018). Dans l'aire de répartition historique de ces infestations, les écosystèmes forestiers sont le produit, en partie, de la dynamique caractérisée par les irrptions de la TBE (Brandt et al., 2013), notamment la biodiversité, la régénération et la productivité, les cycles biogéochimiques et la configuration des paysages forestiers. Cette perturbation naturelle contribue à la définition de l'intégrité de l'écosystème en façonnant et en préservant les forêts, plutôt qu'en l'affectant. Le paradigme d'aménagement des écosystèmes forestiers le plus largement accepté vise à maintenir les processus écologiques en reproduisant les perturbations naturelles (Niemelä, 1999; Spence, 2001; Burton et al., 2006; Gauthier et al., 2009). C'est pourquoi les infestations de TBE non atténuées ne constituent pas nécessairement un risque pour le bon fonctionnement de ces forêts et les services écosystémiques qu'elles fournissent si elles se produisent dans les limites naturelles des dynamiques spatio-temporelles et de la gravité.

Les changements anthropiques peuvent interagir avec les perturbations naturelles pour déplacer un système en dehors de sa plage de variation naturelle (Landres et al., 1999; Keane et al., 2009). Tout d'abord, on s'attend à ce que les changements climatiques entraînent des infestations de TBE plus au nord (figure 2; Régnière et al., 2012; Pureswaran et al., 2015). La défoliation se produit maintenant plus au nord du Québec qu'auparavant (Bognounou et al., 2017), comme d'autres défoliateurs boréaux à comportement caractérisé par les irrptions dont les infestations se déplacent vers le nord (par exemple, Jepsen et al., 2008). À l'inverse, les régions du sud pourraient devenir moins adaptées d'un point de vue climatique pour maintenir les populations de TBE nécessaires au déclenchement d'infestations (voir la section Conséquences des changements climatiques, ÉA 4). Deuxièmement, l'aménagement forestier passé et actuel a considérablement modifié la composition et la structure des forêts (Noseworthy et Beckley, 2020) ainsi que la répartition des arbres hôtes. La récolte favorise généralement le sapin, tandis que les infestations de TBE favorisent l'épinette dans le paysage (Kneeshaw et al., 2022, Belle-Isle et Kneeshaw, 2007). Les changements

d'attributs forestiers au niveau du paysage peuvent en partie expliquer l'augmentation de l'intensité des infestations de TBE lors du dernier cycle (c'est-à-dire « l'hypothèse sylvicole »; Robert et al., 2012, 2018; MacLean, 2015; Navarro et al., 2018; Cooke et al., 2024). Troisièmement, l'introduction d'espèces non indigènes pourrait interagir avec les infestations de TBE. À titre d'exemple, la recherche de jeunes pousses après une infestation par les orignaux (*Alces alces*), une espèce non indigène sur l'île de Terre-Neuve, peut entraver le recrutement du sapin baumier, entraînant des impacts à long terme sur la régénération et la composition des peuplements (Gosse et al., 2011). Les espèces exotiques envahissantes des forêts qui comprennent les insectes se nourrissant des arbres (par exemple, Lovett et al., 2016), comme le longicorne brun de l'épinette (*Tetropium fuscum*), représentent des menaces supplémentaires pour la croissance et la survie des arbres qui pourraient exacerber les impacts de la TBE (MacDonnell et al., 2020). Quatrièmement, les interventions après la TBE, telles que la coupe de récupération, peuvent modifier des composantes de l'écosystème telles que la disponibilité du bois mort, le cycle des nutriments et la succession (Lindenmayer et al., 2008). Dans leur globalité, ces changements anthropiques sont susceptibles d'accroître l'incertitude quant à la résilience des écosystèmes forestiers face aux infestations de TBE, tant à court qu'à long terme. En outre, l'intégrité de l'écosystème est considérée sur de longues périodes (une génération d'arbres ou plus), mais les infestations affectent temporairement (à court terme) les caractéristiques et les services de l'écosystème, notamment à l'échelle locale. Par rapport à la durée de vie des personnes, certains de ces impacts peuvent être importants, même s'ils se situent dans la plage de variabilité naturelle et doivent être pris en compte dans toute évaluation des risques.

Propriétés, fonctions et services des écosystèmes lors des infestations de TBE

A. Dynamique des peuplements

En tant que perturbation forestière majeure, les infestations de TBE influencent les trajectoires de succession des peuplements par leurs impacts sur la croissance et la mortalité des arbres (Blais, 1983; Bouchard et al., 2006; Martin et al., 2019), avec des effets en cascade sur de nombreux aspects de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes maintenus par ces peuplements. Inversement, la gravité de la défoliation et le degré de mortalité des arbres sont influencés par la composition et la structure du peuplement

(MacLean, 1980; Berguet et al., 2021), ce qui se traduit par une forte hétérogénéité spatiale, en particulier dans les forêts mixtes. La suppression des infestations à l'échelle régionale devrait éliminer ou réduire l'empreinte naturelle et périodique des infestations de TBE non seulement sur la structure par âge, la composition et la régénération des peuplements individuels, mais aussi sur l'hétérogénéité de la forêt au niveau du paysage, avec des conséquences encore peu connues sur les écosystèmes forestiers. Bien que la coupe de récupération vise à atténuer les impacts sur l'approvisionnement en bois d'œuvre, il a également été démontré qu'elle accroît la défoliation causée par la TBE sur la régénération de l'épinette (Cotton-Gagnon et al., 2018) (voir aussi la section Mesure de lutte — Coupe préventive (réorientée et accélérée) et coupe de récupération, ÉA 14).

Les infestations de TBE ont longtemps été une composante indissociable de la dynamique forestière. Les peuplements sont généralement résilients à long terme, bien que les effets immédiats sur la succession et l'écologie puissent être marqués et varier en fonction des caractéristiques des peuplements avant l'infestation (Sanchez-Pinillos et al., 2019). La mortalité généralisée du sapin baumier et, dans une moindre mesure, de l'épinette peut initialement convertir les peuplements de résineux en peuplements mixtes (Virgin et MacLean, 2017). Ces trajectoires de succession peuvent toutefois être modélées par l'aménagement des peuplements ou, dans certaines régions, interagir avec le broutage sévère des orignaux (Leroux et al., 2021). Certaines parties de la forêt boréale, qui ont récemment commencé à être touchées par de nouvelles infestations, pourraient passer de forêts dominées par des épinettes noires à des habitats plus ouverts (Pureswaran et al., 2015), avec des effets importants sur la biodiversité, le cycle des nutriments et la séquestration du carbone. En revanche, les forêts boréales d'épinettes ayant connu des infestations de TBE présentent un fort degré de résilience (Sanchez-Pinillos et al., 2019), bien que les changements climatiques engendrent un degré d'incertitude considérable (voir la section Conséquences des changements climatiques, ÉA 4). Dans une grande partie des forêts d'épinettes et de sapins aménagées, le rôle naturel de la TBE dans la dynamique des peuplements, l'éclaircie et la régénération s'est atténué en raison de l'intensification de l'aménagement forestier et de la coupe de récupération. Ces facteurs doivent être pris en compte conjointement lors de l'évaluation des impacts des infestations et de la lutte contre celles-ci sur les communautés écologiques et les processus écosystémiques.

B. Biodiversité

Bien que la biodiversité ne soit pas un service écosystémique en soi, elle sous-tend et peut être utilisée comme indicateur de la structure, du fonctionnement, de la résilience et, en fin de compte, de l'intégrité des services écosystémiques fournis par les forêts (Brockhoff et al., 2017). La biodiversité cumulative d'une forêt représente l'ensemble des services de soutien et de régulation tels que la lutte naturelle contre les ravageurs, le cycle des nutriments, la séquestration du carbone, la purification de l'eau et la pollinisation. Il existe peu de données permettant d'examiner les réponses de la biodiversité à une infestation de TBE. Nous examinons ici les réactions plus générales de la biodiversité pour les groupes taxonomiques pour lesquels des données sont disponibles.

L'une des réponses les plus connues de la biodiversité à la TBE est la croissance des populations au sein de la communauté aviaire forestière. Une augmentation à court terme (1 à 5 ans) du nombre d'oiseaux forestiers débute avant la défoliation évidente et se prolonge sur plusieurs années, probablement en raison d'une disponibilité accrue de nourriture sous la forme de TBE aux cinquième et sixième stades larvaires ainsi qu'au stade de pupes (Mook, 1963; Venier et al., 2009; Venier et Holmes, 2010; Germain et al., 2021; Moisan Perrier et al., 2021). Il existe des éléments probants d'une réponse numérique à l'échelle de la communauté ainsi que de changements dans le comportement de recherche de nourriture pour profiter du nombre important de TBE (Venier et Holmes, 2010). En outre, on observe de très fortes augmentations à court terme chez quelques espèces liées à la TBE (paruline à poitrine baie, *Setophaga castanea*; paruline du Tennessee, *Oreothlypis peregrine*; et paruline du Cap May, *Setophaga tigrina*) (Venier et al., 2009, 2011; Venier et Holmes, 2010; Moisan Perrier et al., 2021; Germain et al., 2021), tant à l'échelle locale que régionale (Drever et al., 2018). Bien que l'on ne sache pas exactement quelle est l'importance de ces pics de population d'oiseaux pour la dynamique et la viabilité à long terme des populations, le déclin constant des trois espèces liées à la TBE au cours de la période entre les infestations, de 1990 à 2010 (USGS <https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/>, en anglais seulement), suggère que les infestations pourraient jouer un rôle dans le maintien de la viabilité à long terme de ces populations. Les infestations de TBE entraînent également une altération importante de l'habitat des oiseaux (Holmes et al., 2009; Venier et Holmes, 2010). Même si la défoliation et la mortalité des arbres réduisent le feuillage disponible pour l'alimentation, les sites de nidification pour les oiseaux qui nichent dans le couvert et la protection contre

la prédation, l'augmentation temporaire du bois mort qui en résulte peut offrir des possibilités d'alimentation et de nidification aux glaneurs d'écorce et aux animaux qui nichent dans les cavités, tels que les pics (Vaillancourt et al., 2008; Venier et Holmes, 2010; Craig et al., 2019).

En raison de leur impact sur la mortalité du couvert et des arbres, les infestations de TBE entraînent des changements dans la végétation de sous-bois et la biodiversité qui y est associée. En comparant la régénération de la végétation du sous-bois après une coupe, un incendie et une infestation de TBE, l'on a constaté que la coupe de bois favorisait l'expansion rapide des grands arbustes, tandis que la TBE entraînait une diminution du couvert arbustif en raison d'une ouverture plus lente du couvert et de la rétention d'arbres non hôtes (Kemball et al., 2005) par rapport à la TBE. L'importante couverture arbustive après la coupe a donné lieu à des peuplements plus homogènes et moins diversifiés que lors de perturbations naturelles, ce qui a entraîné des conséquences négatives sur le recrutement des conifères ainsi que sur la composition et la productivité futures des peuplements.

L'accumulation de bois mort favorise également la présence naturelle du groupe de coléoptères saproxyliques qui contribuent à la décomposition du bois mort et au cycle des nutriments, et qui constituent une source de nourriture essentielle pour les oiseaux et les mammifères (Ulyshen, 2016). Les coupes de récupération qui résultent de la mortalité des peuplements due à la TBE réduisent considérablement la quantité de bois mort frais, ce qui modifie la communauté d'insectes saproxyliques (Norvez et al., 2013). En Scandinavie, où la forêt boréale a été gérée de manière intensive (Niemelä, 1999; Stenbacka et al., 2010), la quantité de bois mort a considérablement diminué, ce qui a entraîné des répercussions importantes sur de nombreux organismes saproxyliques (Kaila et al., 1997; Grove, 2002; Stenbacka et al., 2010). La coupe de récupération modifie la complexité structurelle des peuplements, le fonctionnement de l'écosystème ainsi que la structure des communautés végétales et animales (Belle-Isle et Kneeshaw, 2007; Lindenmayer et al., 2008; Cobb et al., 2010; Leverkus et al., 2021; McNie et al., 2023). Une méta-analyse des effets de la coupe de récupération sur la biodiversité de 24 groupes d'espèces a montré que les espèces saproxyliques étaient particulièrement affectées (Thorn et al., 2018). La diversité des coléoptères forestiers à plus grande échelle peut être améliorée par une plus grande hétérogénéité des arbres hôtes lorsqu'ils sont traités avec des insecticides biologiques comme le *Btk* (*Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*) (Wayland et al., 2015).

Certaines espèces, notamment les espèces en péril, ainsi que les espèces importantes du point de vue économique, culturel ou environnemental présentes dans les forêts sujettes aux infestations de TBE, posent un problème particulier. En effet, bien qu'elles soient adaptées à ces perturbations, nombre de ces espèces sont déjà confrontées à un nombre important de menaces principalement anthropiques qui, individuellement et cumulativement, ont amené leurs populations à la limite ou en dessous des niveaux d'autosuffisance. L'impact supplémentaire de la modification de l'habitat résultant d'une infestation généralisée de TBE peut réduire les populations locales ou régionales et compromettre la connectivité des habitats essentiels. Une intervention ciblée visant à prévenir le déclin de l'habitat causé par la TBE pourrait être nécessaire pour préserver les populations d'espèces des forêts d'épinettes et de sapins matures. Par exemple, les espèces de poissons d'eau froide qui revêtent une importance économique et écologique (comme le saumon atlantique, *Salmo salar*, et l'omble de fontaine, *Salvelinus fontinalis*) sont particulièrement sensibles aux changements de la qualité et de la température de l'eau. La mortalité des peuplements causée par une infestation de TBE, ou la coupe de récupération à grande échelle en réponse à cette infestation, peut augmenter la température de l'eau et la sédimentation, ce qui affecte leur habitat. Un autre exemple est la grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*), une espèce menacée au Canada qui se reproduit dans les forêts de conifères denses, jeunes et de haute altitude qui se régénèrent après avoir été perturbées (Sprugel, 1976; Nixon et al., 2001; Townsend et al., 2020b). L'espèce a une aire de répartition limitée et est menacée par les activités qui réduisent la densité des tiges (par exemple, l'éclaircie précommerciale) et l'augmentation des feuillus, prévue par les changements climatiques (Environnement et Changement climatique Canada, 2020 b). Une infestation de TBE entraînant la disparition simultanée de jeunes et denses forêts de conifères dans l'ensemble de l'aire de répartition limitée de l'espèce pourrait mettre en péril l'ensemble de son habitat de reproduction. Inversement, la suppression de cette perturbation naturelle de la TBE, qui remplace le peuplement, pourrait réduire la disponibilité de forêts denses et en régénération à l'avenir.

C. Cycle des nutriments

À travers une série de changements liés à la défoliation causée par la TBE, notamment la chute de litière, l'ouverture du couvert, la croissance et la mortalité des arbres, les débris ligneux grossiers ainsi que la dynamique des peuplements, les infestations ont des conséquences importantes sur les processus biogéochimiques

dans les forêts mixtes et boréales, à court et à long terme. Pourtant, ces effets ont été étonnamment peu étudiés jusqu'à récemment et représentent une lacune majeure dans notre compréhension de la manière dont ce défoliateur emblématique affecte les flux de nutriments, le carbone du sol, la fonction microbienne dans la rhizosphère et le cycle hydrologique. La plupart de nos connaissances actuelles sur les conséquences biogéochimiques des infestations d'insectes proviennent d'autres défoliateurs (par exemple, Lovett et al., 2002; Grüning et al., 2017) et des scolytes (notamment le dendroctone du pin ponderosa, par exemple Edburg et al., 2012), ces derniers diffèrent de la TBE sur plusieurs aspects essentiels y compris la possibilité de prévenir une infestation grâce à la SIP. On sait cependant que les infestations de TBE entraînent une augmentation du lessivage des nutriments (Houle et al., 2009) et, au moins dans le cas de la tordeuse occidentale de l'épinette, la chimie des précipitations au sol et l'absorption de l'azote et du phosphore (Arango et al., 2019). Plus récemment, une étude menée dans les forêts boréales du Québec (De Grandpré et al., 2022) a révélé que l'augmentation des flux de nutriments et de leur absorption dans les peuplements touchés par l'infestation entraînait une amélioration de la qualité nutritionnelle du feuillage des arbres hôtes survivants, avec des implications pour les rétroactions ascendantes de l'écosystème influençant la dynamique des populations de TBE.

On sait relativement peu de choses sur les réponses microbiennes et mycorhiziennes à la défoliation causée par la TBE, bien qu'elles soient probablement à l'origine des changements les plus immédiats de la décomposition et de la minéralisation des nutriments, avec des effets en cascade sur d'autres processus écosystémiques, y compris la séquestration du carbone (Lovett et al., 2002). Les changements dans l'environnement abiotique du sol et la composition des peuplements dus à la mortalité des arbres, en particulier l'augmentation de la proportion de feuillus, devraient entraîner des modifications majeures de la dynamique des nutriments. Cependant, ces effets peuvent être considérablement altérés par l'élimination de la biomasse, y compris la coupe de récupération (Thiffault et al., 2011, mais voir Martineau et al., 2020). Nous avons également peu de connaissances sur la façon dont les impacts de la TBE sur les processus biogéochimiques dans les sols forestiers se répercutent en cascade sur la chimie de l'eau et les réseaux trophiques des cours d'eau et des lacs forestiers, bien que les recherches menées sur d'autres espèces d'insectes en expansion suggèrent que les défoliateurs forestiers peuvent être des facteurs

importants du cycle des nutriments dans les écosystèmes aquatiques (Woodman et al., 2021). À plus long terme, les changements climatiques devraient également accroître l'incertitude liée à de nombreux processus biogéochimiques, en particulier pour les forêts boréales.

D. Séquestration du carbone

Les forêts jouent un rôle essentiel dans le cycle mondial du carbone, en le stockant et en le libérant dans un équilibre dynamique. Les infestations de TBE peuvent avoir des effets considérables sur le bilan du carbone des forêts, notamment par des dommages aux tissus photosynthétiques (aiguilles), une réduction de la croissance des arbres et une augmentation de leur mortalité (Kurz et al., 2008; Dymond et al., 2010; Liu et al., 2018). La recherche indique un manque de méthodes précises pour la quantification du bilan de carbone en ce qui concerne les perturbations causées par les insectes (Liu et al., 2018). Le modèle du bilan du carbone du secteur forestier canadien (MBC-SFC3) a été utilisé pour simuler et prévoir la dynamique du carbone de l'écosystème affecté par les perturbations causées par la TBE (Kurz et al., 2008; Hennigar et MacLean, 2010). Ces études ont montré qu'une baisse de la PNE peut transformer les forêts boréales de puits de carbone en sources de carbone après les infestations de TBE. Cependant, le MBC-SFC3 étant un modèle empirique plutôt qu'un modèle basé sur les processus, sa capacité à prévoir les résultats futurs dans de nouvelles conditions s'en trouve limitée. Des travaux sont en cours sur un modèle hybride (TRIPLEX-Insect) qui utilise des approches empiriques et mécanistes pour quantifier la mortalité forestière et la séquestration du carbone en réponse aux infestations de TBE à l'échelle du peuplement et de la région (Liu et al., 2018, 2019 b, 2020). Le modèle TRIPLEX-Insect prédit une conversion potentielle des forêts de puits en sources de carbone en cas de perturbation par la TBE. Cependant, une tendance à la reprise rapide de la PNE annuelle a été observée lorsque la défoliation était réduite, ce qui suggère que les forêts touchées pourraient redevenir des puits de carbone plus rapidement si l'intensité et la durée de la défoliation ne sont ni graves ni prolongées. Par ailleurs, le modèle TRIPLEX-Insect a été utilisé pour l'analyse quantitative des effets de l'infestation de TBE et des traitements *Btk* sur la dynamique du carbone dans les forêts de sapins baumiers, d'épinettes et les forêts mixtes d'épinettes et de sapins (Liu et al., 2019b, 2020). Il a montré que les traitements peuvent être efficaces pour maintenir le carbone dans les forêts de conifères pendant les perturbations liées à la TBE, mais que leur efficacité dépend de l'espèce hôte et du stade de l'infestation. Plus

récemment, le modèle TRIPLEX a été utilisé pour évaluer différents scénarios de protection du feuillage et la SIP, pour des estimations de la dynamique du carbone (Liu et al., 2022). Cet outil sera essentiel pour examiner les compromis liés à la lutte contre la TBE en ce qui concerne les services écosystémiques.

Les forêts de conifères et les forêts mixtes des régions boréales et tempérées représentent une part importante de la capacité mondiale de stockage du carbone dans les sols (Lal, 2005), l'étage dominant ne représentant que 15 % du stockage de carbone dans les forêts (Malhi et al., 1999). En raison de leur importance économique pour l'industrie forestière, les réductions du volume de bois et de la croissance dues à la défoliation causée par la TBE sont facilement quantifiables (Dymond et al., 2010), et il a été démontré que l'atténuation de l'impact de la TBE par la coupe de récupération augmentait les émissions nettes de carbone pendant au moins 10 à 20 ans (Gunn et al., 2020). En revanche, il existe peu de connaissances sur le devenir des stocks de carbone forestier stockés dans les racines et les sols en cas d'infestations de TBE. Cette dynamique du carbone est influencée par le biote du sol, en particulier les ectomycorhizes qui relient la séquestration du carbone et le cycle des nutriments (Clemmensen et al., 2013). La défoliation causée par la TBE devrait modifier l'interaction complexe des flux en augmentant les apports de carbone dans le sol par le biais des excréments d'insectes et de la chute de litière, tout en réduisant les apports de photosynthétats aux ectomycorhizes. Elle devrait également accroître la respiration due à une décomposition plus rapide dans des sols plus chauds sous un couvert forestier éclairci. Cependant, des études sont à peine entamées sur l'évolution de ces flux et sur le rôle du biote du sol dans cette influence. Des études de modélisation ont montré que les infestations de TBE transforment les forêts touchées de puits de carbone en sources (Dymond et al., 2010; Liu et al., 2019b). Toutefois, la contribution des réponses microbiennes du sol au stockage régional du carbone reste négligée. Cette lacune pourrait s'avérer cruciale pour la prévision précise des bilans de carbone et des stratégies d'atténuation dans le cadre des changements climatiques, en particulier dans les régions boréales où les vastes réservoirs de carbone du sol n'avaient pas été touchés auparavant par les infestations de TBE, ainsi que pour établir des liens entre les cycles du carbone, les autres processus écosystémiques et l'aménagement forestier.

Incertitude

1. Grande incertitude quant à la manière dont les réponses des écosystèmes forestiers en cas d'infestation de TBE interagissent avec les effets cumulés des changements climatiques, de l'aménagement forestier intensif et des espèces introduites.
2. Grande incertitude quant au fait que les changements de l'hétérogénéité du paysage et de l'aménagement forestier ont considérablement augmenté l'étendue et la gravité des infestations de TBE et, par conséquent, réduit l'offre d'habitats dans les forêts matures.
3. Grande incertitude quant à la résilience des espèces en péril présentes dans les forêts touchées par des infestations de TBE ou par la coupe de récupération.
4. Incertitude modérée quant à la contribution et aux réponses des biotes du sol qui influencent la séquestration du carbone et le cycle des nutriments face à la TBE, en particulier dans les zones où de nouvelles infestations sont apparues.
5. Incertitude modérée quant à la résilience des forêts face à une infestation de TBE dans l'aire de répartition actuelle de la TBE, à grande échelle (régionale) et à long terme (sur plusieurs générations d'arbres).
6. Incertitude modérée quant à la manière dont les écosystèmes réagiront à la coupe de récupération après une infestation de TBE.
7. Faible incertitude quant aux changements à court terme des services écosystémiques, mais incertitude modérée quant aux changements à long terme et aux zones d'apparition des nouvelles infestations.

8. Faible incertitude quant au fait que la biodiversité change en réponse à l'infestation de TBE d'une manière généralement considérée comme naturelle dans la majeure partie de l'aire de répartition de la TBE.
9. Faible incertitude quant au fait que les infestations de TBE entraîneront de nouvelles conditions d'habitat et la perturbation des processus écosystémiques dans les zones situées au nord des infestations actuelles de TBE du fait des changements climatiques.
10. Faible incertitude quant au fait qu'une infestation de TBE génère des accumulations de bois mort qui maintiennent les communautés saproxyliques et la biodiversité de certains groupes (par exemple, les communautés d'oiseaux).
5. Évaluer l'impact des récents changements dans la répartition et la dynamique des infestations dans le contexte des changements climatiques sur les réponses des écosystèmes à la TBE.
6. Caractériser le biote du sol, les flux de carbone et de nutriments et les réponses des cours d'eau à la défoliation et à la mortalité des arbres.
7. Déterminer l'interaction entre les espèces introduites et la TBE pour façonner la dynamique des peuplements après l'infestation.

ÉA 8 : Les infestations de TBE affecteront de manière considérable les services culturels d'importance critique pour les collectivités rurales et autochtones dans les zones gérées et protégées (par J.J. Bowden, D. Churchill, C.C. Sponarski et M. Stastny)

Réduire l'incertitude

Les connaissances sur les infestations antérieures et les changements qui en résultent pour les services écosystémiques (Mook, 1963; Norvez et al., 2013) peuvent fournir un cadre permettant la formulation des hypothèses sur les effets et les risques futurs. Des recherches sur les futurs impacts potentiels sont nécessaires en utilisant les données actuelles sur la composition des forêts ainsi que les prévisions de succession selon les scénarios de changements climatiques (Taylor et al., 2017). Elles devraient examiner les changements dans les aspects spatio-temporels des perturbations et de la régénération de l'écosystème. Les objectifs de recherche suivants privilégient les lacunes en matière de connaissances afin d'améliorer notre compréhension de la façon dont les forêts et les services écosystémiques qu'elles fournissent répondent aux infestations de TBE.

1. Quantifier les impacts à long terme de la suppression des infestations de TBE sur les écosystèmes forestiers ayant évolué sous un régime de perturbation lié à la TBE dans le contexte des changements climatiques.
2. Évaluer l'évolution de la gravité et de l'étendue spatiale des infestations de TBE dues aux perturbations anthropiques, notamment les changements climatiques, l'aménagement forestière et les espèces introduites.
3. Quantifier les effets combinés des espèces non indigènes et de la TBE sur la mortalité ou la susceptibilité des arbres.
4. Quantifier les effets des infestations de TBE sur un large éventail de biodiversité tout au long de l'étendue spatiale et du cycle temporel d'une infestation, avec et sans coupe de récupération.
5. Les forêts fournissent une multitude de services écosystémiques culturels qui sont souvent négligés ou insuffisamment pris en compte dans les évaluations écologiques et économiques de l'impact de la TBE.
6. Ces services sont d'une importance capitale pour les collectivités autochtones et autres collectivités rurales et isolées qui vivent dans les régions qui subissent ou ont récemment commencé à subir des perturbations dues à la TBE ou à proximité de celles-ci, ainsi que pour les autres Canadiens qui visitent ces régions à des fins récréatives.
7. Les collectivités rurales et éloignées représentent près de 20 % de la population du Canada et près de 30 % du PIB du pays, en grande partie grâce aux ressources naturelles.
8. Les perturbations forestières causées par les insectes, parfois aggravées par les changements climatiques, peuvent altérer les écosystèmes forestiers et la façon dont les gens interagissent avec les paysages ruraux.
9. Les infestations de TBE peuvent changer d'intensité ou de répartition géographique en raison de facteurs anthropiques tels que les changements climatiques, et les aires protégées qui n'ont pas connu ce niveau de perturbation auparavant peuvent également être touchées. Dans ces zones, la cascade d'effets écologiques déclenchée par les nouvelles infestations est plus difficile à prévoir, mais elle

Éléments probants

Points clés

pourrait entraîner des conséquences plus graves ou plus durables sur les services culturels.

Détails

On sait que les infestations de TBE affectent les services d'approvisionnement (par exemple, le bois; MacLean et al., 2002) ainsi que les services de régulation et de soutien (par exemple, la séquestration du carbone et le cycle des nutriments; Dymond et al., 2010; Arango et al., 2019) fournis par les forêts. Par ailleurs, parce que ces services sont plus facilement quantifiables (Brockerhoff et al., 2017; Binder et al., 2017), ils ont tendance à faire l'objet principal des évaluations des risques liés aux ravageurs forestiers. Cependant, les forêts fournissent une multitude de services écosystémiques culturels qui sont souvent négligés ou insuffisamment pris en compte dans les évaluations écologiques et économiques de l'impact de la TBE. La distinction entre ce que l'on appelle traditionnellement les produits forestiers non ligneux non-consommateurs (Davidson-Hunt et al., 2001) et les services qui impliquent une composante tangible, mais d'une valeur culturelle (par exemple, la chasse, les aliments sauvages) brouillent les frontières entre l'approvisionnement et les valeurs culturelles pour les collectivités rurales et isolées. Cette complexité met en évidence certains des défis à la prise en compte adéquate du rôle que jouent les services écosystémiques culturels dans la valeur socio-économique des forêts (voir la section Impacts des infestations, ÉA 6), ainsi qu'à la prise en considération de la diversité des intervenants, des peuples autochtones et de leurs valeurs. À titre d'exemple, les services écosystémiques culturels peuvent également être considérés comme « ... les avantages non matériels que les populations tirent des écosystèmes à travers l'enrichissement spirituel, le développement cognitif, la réflexion, les loisirs et les expériences esthétiques ... » (Alcamo et al., 2003). Malheureusement, en raison de leur caractère intrinsèquement intangible, certains de ces services sont plus difficiles à quantifier que d'autres (Alcamo et al., 2003; Binder et al., 2017). Ils sont cependant mesurables (Hernández-Morcillo et al., 2013). Pourtant, ces services sont d'une importance incommensurable pour les collectivités autochtones et les autres collectivités rurales et isolées (par exemple, Burger et al., 2008; Duchesne et Wetzal, 2002; Morzillo et al., 2015; Lyver et al., 2017) qui vivent dans les régions qui subissent ou ont récemment commencé à subir des perturbations dues à la TBE ou à proximité de celles-ci, ainsi que pour les autres Canadiens qui visitent ces régions à des fins récréatives. Il est donc impératif de prendre en compte l'importance qu'ils revêtent pour les

différents intervenants et les peuples autochtones, ainsi que les risques et les incertitudes liés à leur préservation en cas d'infestations de TBE. Dans cette section, nous mettons en évidence trois sources distinctes de services écosystémiques culturels, à savoir les collectivités rurales et isolées en général, les collectivités autochtones et les aires protégées.

Les collectivités rurales et éloignées représentent près de 20 % de la population canadienne et près de 30 % du PIB du Canada (Infrastructure Canada, 2019), en grande partie grâce aux ressources naturelles (Vodden et Cunsolo, 2021). Ces ressources naturelles sont le moteur des économies rurales et isolées, mais elles constituent également la base des services écosystémiques culturels dont dépendent ces collectivités et qui attirent les visiteurs par le biais du tourisme et des activités récréatives de plein air. Les paysages forestiers sont des espaces culturels importants qui favorisent la qualité de vie et procurent aux membres des collectivités rurales et éloignées un sentiment d'appartenance et de connexion à la terre (Vodden et Cunsolo, 2021). Cependant, les populations urbaines éloignées qui peuvent visiter ces régions à des fins récréatives partagent également certains de ces avantages et de ces valeurs. Les activités telles que la chasse constituent un secteur économique important de ces régions (par exemple, Condon et Adamowicz, 1993), assurent la sécurité alimentaire locale, soutiennent le tourisme et contribuent à l'identité culturelle régionale (par exemple, ministère de l'Environnement et de la Conservation, 2015).

Les perturbations forestières causées par les insectes, parfois aggravées par les changements climatiques, peuvent sérieusement altérer les écosystèmes forestiers et la manière dont les populations interagissent avec les paysages ruraux (par exemple, McFarlane et Witson, 2007; Jansson et al., 2015). Ces impacts peuvent avoir des conséquences importantes pour certaines personnes. À titre d'exemple, la mortalité des arbres provoquée par des infestations de défoliateurs indigènes tels que la TBE au Canada (Labadie et al., 2021) et les géomètres en Norvège (Jepsen et al., 2013) peuvent favoriser un bon habitat de succession précoce pour les orignaux (Labadie et al., 2021), une espèce très prisée pour la chasse. Cependant, ces infestations peuvent également entraîner des cascades d'effets écologiques qui provoquent le déclin d'espèces culturelles importantes telles que le caribou (Jepsen et al., 2013; Serrouya et al., 2017; Labadie et al., 2021). Par conséquent, il pourrait être nécessaire de prendre en compte différents intervenants, les peuples autochtones et les valeurs socio-économiques

afin d'anticiper la manière dont une infestation de TBE ou, à l'inverse, son atténuation, pourrait avoir des répercussions sur les services culturels locaux ou régionaux. Ces perspectives rurales ont des implications pour les économies locales et la fourniture de biens et de services culturels et écologiques (Jansson et al., 2015).

Les peuples autochtones font partie des collectivités rurales et isolées du Canada et, depuis des millénaires, les forêts représentent des lieux spirituels et récréatifs importants (Lewis et Sheppard, 2005; Marquina-Márquez et al., 2016). Les collectivités et les gouvernements autochtones possèdent une riche histoire locale, porteuse d'un savoir précieux (Davidson-Hunt et O'Flaherty, 2007; Asselin, 2015). L'utilisation de ces connaissances locales est essentielle pour comprendre les interactions entre les personnes et les ressources, et, en fin de compte, pour développer des solutions naturelles efficaces (y compris des programmes de traitement pour la lutte contre la TBE). Bien que les peuples autochtones dépendent traditionnellement des services écosystémiques fournis par les forêts (Duchesne et Wetzel, 2002), ils sont aussi de plus en plus des partenaires économiques et des associés du secteur forestier grâce à l'aménagement forestier durable (National Aboriginal Forestry Association, 2021; Ressources naturelles Canada, 2021). Cependant, les systèmes d'aménagement forestier sont souvent axés sur l'approvisionnement en bois et sur l'industrie, ce qui peut créer des obstacles à l'intégration et à la valorisation adéquate des valeurs forestières autochtones ou des services écosystémiques (Bélisle et Asselin, 2021; Caverley, 2009).

Tout au long de l'histoire, la TBE a été le principal agent de perturbation naturelle façonnant la structure et le fonctionnement des forêts de sapins et d'épinettes de l'est du Canada. Malgré cela, le manque de documentation reflétant une perspective autochtone sur cette perturbation et son importance pour les services culturels constitue un obstacle majeur à l'intégration des savoirs naturalisés dans la lutte éclairée contre les infestations de TBE. Récemment, cette préoccupation a été mise en évidence et incluse en tant que recommandation clé dans un rapport du Comité permanent des ressources naturelles (2019) de la Chambre des communes. Le peuple autochtone du nord de la Fennoscandie, les Samis, quant à lui, rapporte de précieux faits sur l'herbivorisme des forêts de bouleaux de montagne par des géomètres indigènes à comportement caractérisé par les irrptions et les rennes (par exemple, Vuojala-Magga et Turunen, 2015). Ces connaissances profondément ancrées dans le

territoire reposent sur des siècles d'interactions qui influencent non seulement la fourniture de services (par exemple, le bois), mais aussi la distance que les Samis devaient parcourir pour faire pâturer leurs rennes après une défoliation grave dans les zones touchées par des infestations. Ces perturbations des moyens de subsistance étaient temporaires, durant entre quatre et dix ans. Au cours des dernières décennies, cependant, les Samis décrivent l'impact grandissant des infestations au-delà de leur répartition historique comme une « mort biologique » et un « poison » pour la terre (Vuojala-Magga et Turunen, 2015). Cette description met en évidence la manière dont les changements climatiques, les pratiques humaines traditionnelles et les défoliateurs à comportement caractérisé par les irrptions peuvent interagir pour affecter profondément le paysage culturel d'une région soumise à des changements d'écosystème, mais elle souligne également la nécessité d'une meilleure information sur les perspectives autochtones au Canada.

Au Canada, les aires protégées visent à préserver des écosystèmes uniques, elles sont donc principalement situées dans les régions rurales et éloignées du pays (Environnement et Changement climatique Canada, 2020a). Outre leur rôle dans la préservation du patrimoine naturel du Canada, de son intégrité écologique et de ses habitats, les aires protégées favorisent le tourisme régional et fournissent d'importants services culturels tels que des actifs récréatifs (Scott et Lemieux, 2007). Ces aires ont souvent des mandats uniques en ce qui concerne l'autorisation des perturbations naturelles visant à maintenir l'intégrité de l'écosystème, telles que les infestations de défoliateurs indigènes (par exemple, Parcs Canada, 2021). Les aires protégées peuvent donc être exclues des programmes de lutte contre les ravageurs forestiers, même si ces décisions peuvent avoir des implications en matière d'efficacité pour la lutte régionale contre les ravageurs de la TBE, en particulier dans le cadre de la SIP. En cas d'infestations non atténuées, on peut s'attendre à ce que les dommages et la mortalité généralisés des arbres causés par la TBE aient un impact négatif sur les activités récréatives dans les aires protégées. En effet, les changements climatiques peuvent entraîner des infestations d'insectes qui peuvent à leur tour réduire l'utilisation des aires de récréation telles que les terrains de camping, provoquant ainsi des conséquences économiques (Ayres et Lombardero, 2000). À court et à moyen terme, les conséquences sur la fourniture de services culturels peuvent être directes (par exemple, fermeture de sentiers et de terrains de camping en raison du risque de chute d'arbres et des

préoccupations liées à la responsabilité, ainsi que la baisse de la fréquentation liée à la modification esthétique du paysage) ou indirectes (par exemple, diminution du tourisme dans les collectivités environnantes). Les infestations de TBE peuvent changer d'intensité ou de répartition géographique en raison de facteurs anthropiques tels que les changements climatiques, et les aires protégées qui n'ont pas connu ce niveau de perturbation auparavant peuvent également être touchées. Dans ces zones, la cascade d'effets écologiques déclenchée par les nouvelles infestations est plus difficile à prévoir, mais elle pourrait entraîner des conséquences plus graves ou plus durables sur les services culturels. Enfin, les aires protégées ont un mandat et une valeur culturelle uniques qui peuvent justifier des considérations particulières en matière d'aménagement, comparativement aux vastes étendues de forêts boréales non aménagées de l'Est du Canada, où la présence de bois non commercialisable justifie l'adoption de la stratégie par défaut de « non-intervention ».

Face aux changements anthropiques, les collectivités autochtones, rurales et isolées jouent un rôle important dans la compréhension et la définition des objectifs d'aménagement forestier durable, y compris ceux qui prennent explicitement en compte ou donnent la priorité aux services écosystémiques culturels. Les changements climatiques affectent et continueront d'affecter les paysages forestiers, notamment en modifiant la fréquence, la répartition et la gravité des infestations d'insectes (Price et al., 2013). Les perturbations causées par les insectes sous l'effet des changements climatiques représentent la voie de perturbation la plus fréquemment signalée dans les écosystèmes forestiers, une tendance qui devrait se poursuivre (Seidl et al., 2017) et évoluer géographiquement. L'expansion géographique récente des défoliateurs forestiers à comportement irruptif dans les forêts boréales pose de nouveaux défis aux collectivités qui n'étaient pas affectées par ces perturbations (Jepsen et al., 2013; Pureswaran et al., 2015). À mesure que les pressions sur l'intégrité et le maintien des services d'approvisionnement et de régulation/soutien augmentent face aux infestations de TBE dans un contexte de changements climatiques, les services culturels dont dépendent les collectivités rurales et éloignées sont également menacés. En effet, les taux de croissance des populations de TBE devraient augmenter de façon considérable aux latitudes nord selon les scénarios climatiques futurs (voir la section Conséquences des changements climatiques, ÉA 4), exposant ainsi de nouvelles

régions à des perturbations sans précédent causées par ce défoliateur à comportement caractérisé par les irruptions. L'intensité et la répartition des infestations de TBE évoluant sous l'effet des changements climatiques, les conséquences pour les écosystèmes forestiers et leur biodiversité peuvent se répercuter en cascade sur les services écosystémiques culturels, tels que les espèces importantes sur le plan culturel (par exemple, le caribou), ce qui pourrait nécessiter des mesures d'atténuation ciblées. La contribution des peuples autochtones est essentielle pour mettre au point avec succès des solutions naturelles (Townsend et al., 2020a) aux perturbations forestières liées aux changements climatiques. Enfin, les aires protégées vulnérables à la TBE sont particulièrement sensibles aux impacts des changements climatiques, car elles comprennent souvent des écosystèmes situés à des extrêmes climatiques (par exemple, haute altitude ou latitude) et restreints dans l'espace (Gonzalez et al., 2018). De plus, les écosystèmes qui ne sont plus en équilibre avec les conditions climatiques actuelles peuvent alors évoluer, sous l'effet des perturbations, vers un nouvel état totalement différent de celui qui prévalait auparavant. Alors que les changements climatiques continuent de menacer l'intégrité des services écosystémiques, il est essentiel pour les collectivités rurales et isolées, y compris les collectivités autochtones, de bien comprendre les conséquences potentielles et les implications des perturbations forestières à grande échelle sur les valeurs culturelles et les ressources présentes dans le paysage.

Incertitude

- 1.** Grande incertitude quant à la quantification des services culturels particuliers fournis aux collectivités rurales et autochtones.
- 2.** Grande incertitude quant à la manière dont les changements climatiques interagiront avec les infestations de TBE pour affecter les services culturels fournis par les forêts.
- 3.** Grande incertitude dans la perception des défoliateurs forestiers à comportement caractérisé par les irruptions par les collectivités autochtones.
- 4.** Incertitude modérée quant à l'impact négatif des infestations de TBE non atténuées sur les services culturels.
- 5.** Incertitude modérée quant à la manière dont les collectivités autochtones perçoivent les programmes de traitement (c'est-à-dire les applications aériennes d'insecticides).

6. Incertitude modérée quant à l'intégrité à court terme des services culturels fournis par les aires protégées en cas d'infestations de TBE.

Réduire l'incertitude

1. Recenser les perspectives ou retracer l'histoire des peuples autochtones en ce qui concerne les insectes forestiers à comportement caractérisé par les irrptions et leur rôle dans les services écosystémiques.
2. Échanger et co-crée des connaissances sur les valeurs forestières des peuples autochtones et des collectivités isolées touchées par les insectes forestiers à comportement caractérisé par les irrptions (et à la lumière des changements climatiques). Examiner les différences inhérentes entre les intervenants et les peuples autochtones en ce qui concerne la valeur et la gestion des fonctions écologiques et des services écosystémiques fournis par les forêts.
3. Améliorer la compréhension des services culturels affectés, ou favorisés, par les infestations de TBE ou leur prévention, en particulier dans les collectivités rurales et isolées.
4. Quantifier et déterminer la valeur des services écosystémiques culturels particuliers fournis aux collectivités rurales et isolées.
5. Comprendre comment les changements climatiques interagiront avec les infestations de TBE pour influencer la disponibilité des services culturels.
6. Évaluer l'impact de la TBE sur les aires protégées et les services culturels qu'elles fournissent.

Mesure de lutte – Outils de surveillance

ÉA 9 : Les méthodes et intensités de surveillance actuelles sont adéquates pour une lutte efficace contre la TBE (par R.C. Johns, D. Carleton et J.P. Brandt)

Éléments probants

Points clés

- Pour la stratégie de protection du feuillage, les techniques de surveillance actuelles répondent aux besoins des provinces en matière de lutte contre la TBE et sont utilisées depuis plusieurs décennies par ces provinces.
- Pour la SIP, la surveillance intensive des densités de L2 a permis la détection efficace et la suppression ultérieure des « points chauds » dans le Canada atlantique.

Détails

La SIP et la stratégie de protection du feuillage utilisent les mêmes indicateurs pour évaluer la densité de la population de TBE, y compris la densité des larves de deuxième stade en hiver (L2), la

défoliation et les captures par pièges à phéromones (voir le tableau 1 pour un résumé des techniques de surveillance de la TBE applicables à la fois à la lutte contre les ravageurs et à la recherche). Pour la stratégie de protection du feuillage, les techniques de surveillance actuelles répondent aux besoins des provinces en matière de lutte contre la TBE et sont utilisées depuis plusieurs décennies par ces provinces. Dans le cadre de la stratégie de protection du feuillage, les estimations annuelles de la défoliation antérieure permettent de déterminer les peuplements vulnérables à la mortalité des arbres si aucune protection n'est mise en place. Des évaluations ultérieures de la densité des L2 sont ensuite utilisées pour mieux repérer les endroits à protéger. Les seuils utilisés pour la stratégie de protection du feuillage tendent à varier quelque peu d'une province à l'autre, mais privilégient généralement les peuplements présentant plusieurs années de défoliation grave (environ 95 %) et des densités de L2 susceptibles de causer des dommages comparables l'année suivante. En outre, la stratégie de protection du feuillage est souvent axée sur l'aménagement des peuplements et des plantations matures et de grande valeur qui seront bientôt exploités, en accordant une priorité moindre aux zones qui ne présentent pas d'importance commerciale. Enfin, l'intensité de la surveillance est bien moindre que celle requise pour une SIP.

Tableau 1 – Partie 1 : Résumé des techniques de surveillance pour les différents stades de vie de la TBE utilisées pour répondre aux besoins d'information pour la gestion et l'étude (échantillonnage des œufs, deuxième stade larvaire, larve de grande taille). Modifié et mis à jour pour la stratégie de protection du feuillage et la nouvelle stratégie d'intervention précoce à partir des informations présentées par Sanders (1980) et Dorais et Kettela (1982) et des commentaires d'anciens et d'actuels responsables provinciaux de la lutte contre les ravageurs (communication personnelle, Pierre Therrien, Dan Rowlinson, Dan Lavigne, Nelson Carter).

Tableau 1 - Partie 1	Échantillonnage des œufs	Deuxième stade larvaire	Larve de grande taille
Référence(s) principale(s)	Morris (1954, 1955); Webb et al. (1956); Prebble (1975)	Miller et McDougall (1968); Miller et al. (1971); Miller et Kettela (1972); Hartling (1994, 2000); O'Shea (2004)	Atwood (1944); Morris (1955); Régnière et Sanders (1983); Régnière et al. (1989)
Objet	Prévoir les populations de l'année suivante et les niveaux de défoliation attendus. Suivi des tendances démographiques sur le plan numérique et spatial. Préparation de cartes pour illustrer l'étendue et la gravité de l'infestation et pour identifier les zones à protéger.	Prévoir les populations de l'année suivante et les niveaux de défoliation attendus. Suivi des tendances démographiques sur le plan numérique et spatial. Préparation de cartes pour illustrer l'étendue et la gravité de l'infestation et pour identifier les zones à protéger.	Évaluer l'efficacité des insecticides ou développer des tables de survie. Cette méthode n'est pas utilisée comme méthode opérationnelle standard d'étude des populations, mais des dénombrements sont effectués dans le cadre des évaluations des populations avant et après la pulvérisation afin de déterminer l'efficacité ou la mortalité larvaire due au traitement insecticide (dénombrement des pupes de stade L6).

Tableau 1 - Partie 1	Échantillonnage des œufs	Deuxième stade larvaire	Larve de grande taille
Unité d'échantillonnage et intensité d'échantillonnage	Une branche entière à partir de la mi-cime d'un arbre hôte dominant ou codominant. Données exprimées en nombre de masses d'œufs par dix mètres carrés de feuillage (à l'origine par cent pieds carrés). Différentes méthodes de détermination de la surface du feuillage ont évolué dans différentes parties du Canada (voir Sanders 1980), mais en général il s'agit de la longueur de la branche de l'extrémité à la dernière branche vivante la plus proche du tronc de l'arbre (= L) x la largeur (= W) à 1/2 L ou la largeur maximale de la branche. Le nombre de placettes dans une zone donnée varie en fonction de l'objectif de l'enquête et de la juridiction : une placette par 50 000 hectares pour les relevés étendus en Ontario; ou de une placette par 10 000 hectares en Nouvelle-Écosse à une placette par 1 000 hectares en Ontario pour les zones de traitement potentiel. L'échantillonnage séquentiel détermine l'intensité de l'échantillonnage à l'intérieur d'une parcelle. Dans la pratique, l'échantillonnage séquentiel réel (c'est-à-dire le fait de revenir sur les placettes pour échantillonner davantage d'arbres) n'a pas été rigoureusement suivi en raison de considérations pragmatiques et de son coût. En utilisant le tableau séquentiel, le dénombrement des masses d'œufs pouvait être arrêté lorsque le nombre de masses d'œufs se situait dans les catégories « faible » ou « élevé » (et que le dénombrement était enregistré); lorsque le dénombrement ne se situait pas dans l'une ou l'autre de ces catégories et qu'il était indiqué de poursuivre l'échantillonnage, les masses d'œufs étaient classées dans la catégorie « moyen ».	Une branche entière prélevée au milieu de la cime d'un arbre hôte dominant ou codominant est utilisée partout, sauf au Québec, où une pointe de branche de 45 centimètres constitue l'unité d'échantillonnage. Un total de trois branches par espèce d'arbre et par parcelle est collecté au Québec, dans les Maritimes et à Terre-Neuve, et un minimum de dix en Ontario. Les données sont exprimées en nombre de larves de deuxième stade par unité de surface de branche (la longueur multipliée par la largeur) de dix mètres carrés. Les références fournissent des relations entre la variance et la moyenne afin de déterminer le nombre d'échantillons requis pour un niveau de précision donné. Selon la juridiction, les données sont également exprimées en nombre moyen de larves par branche.	L'extrémité d'une branche de 45 centimètres à partir du milieu de la cime de l'arbre hôte est actuellement utilisée. Au départ, l'extrémité de la branche de 45 centimètres était utilisée pour les études approfondies et la branche entière était utilisée pour les études intensives. Les références fournissent des relations variance-moyenne pour déterminer le nombre d'échantillons requis pour un niveau de précision donné, ou un échantillonnage séquentiel peut également être utilisé. Les estimations de population avant et après la pulvérisation ont été exprimées en nombre de larves par branches ou en nombre de larves par tiges. Ce dernier chiffre a été utilisé lorsque les estimations de défoliation ont été faites à l'aide de la méthode de Fettes.
Résumé	Cette technique a été largement utilisée pendant l'infestation des années 1950 jusqu'à ce qu'elle soit remplacée par l'enquête sur les L2 dans les années 1980 (c. 1985). Les infestations de sapins baumiers sont classées, sur la base d'un échantillonnage séquentiel des œufs effectué sur une seule branche médiane, comme légères, modérées ou graves. La même classification est utilisée pour l'épinette blanche, en supposant que les statistiques dérivées pour le sapin baumier peuvent être appliquées à l'épinette blanche (cette hypothèse n'a pas été vérifiée). Pour les relevés exhaustifs des œufs, le nombre maximal de branches échantillonnées à chaque parcelle d'échantillonnage est de cinq au Québec, de trois au Nouveau-Brunswick et de six en Ontario. Le feuillage des branches échantillonnées est examiné visuellement pour détecter toutes les masses d'œufs et les compter. Lorsque les données sont utilisées pour exprimer la densité de la population, les moyennes sont déterminées en additionnant les comptes d'œufs par parcelle d'échantillonnage, puis en divisant la surface totale des branches examinées.	Au cours de l'infestation des années 1970-1980, cette technique a finalement remplacé l'étude des masses d'œufs. Les larves de deuxième stade de la TBE hivernante sont libérées de leurs hibernacles (au fur et à mesure que ces dernières sont dissoutes) et les larves sont lavées du feuillage des échantillons de branches à l'aide d'une solution chaude d'hydroxyde de sodium. Les larves du deuxième stade sont alors comptées et exprimées en larves par dix mètres carrés de feuillage. Après trempage et agitation dans la solution pendant un certain temps, le liquide de rinçage est soumis à un processus de filtration et d'extraction et les larves sont finalement conservées sur du papier filtre quadrillé pour être comptées au microscope. La figure 3 de Miller et al. (1971) ou la figure 1 (incluant les données pour l'Ontario) de Dorais et Kettala (1982) définissent les relations entre la défoliation prévue des branches de sapin baumier et la densité des masses d'œufs et des larves de deuxième stade.	Le feuillage est examiné visuellement pour détecter la présence de larves, ou bien les larves sont extraites à l'aide d'aides mécaniques (c'est-à-dire la technique du tambour) et sont ensuite comptées. Sur les branches fraîchement cueillies, les larves de troisième et quatrième stade ne sont trouvées que dans les bourgeons ou les fleurs staminées. Prebble (1975) donne une classification simple à deux voies incluant les populations à faible ou forte densité sur le sapin baumier et l'épinette rouge par échantillonnage séquentiel.
Seuils	Varie quelque peu d'une juridiction à l'autre. Voir les tableaux d'échantillonnage séquentiel aux pages 5-6 de Dorais et Kettala (1982).	Voir la figure 1 de Dorais et Kettala (1982) pour les relations au N.-B. et en ON.	Voir le tableau 7 de Sanders 1980.

Modifications juridictionnelles récentes (et justification), efficacité, incertitudes, lacunes :

Tableau 1 - Partie 1	Échantillonnage des œufs	Deuxième stade larvaire	Larve de grande taille
Nouveau-Brunswick (SIP)	N'est pas utilisé dans le cadre de la SIP.	Dans le cadre de la SIP, des relevés étendus visant les L2 (opérationnelles) et intensives (complémentaires) sont utilisées pour prévoir les populations de l'année suivante et les niveaux de défoliation attendus afin d'identifier les zones « sensibles » à traiter. Elles sont également utilisées pour évaluer l'efficacité du traitement par la SIP en comparant les changements de densité de population d'une année sur l'autre dans les parcelles traitées et non traitées. L'unité d'échantillonnage est une extrémité de branche de 75 centimètres prélevée au milieu de la cime de l'arbre hôte dominant ou codominant. Au total, trois arbres avec une branche par arbre sont échantillonnés. Les points chauds sont traités lorsque la moyenne de L2 par branche est supérieure à six L2 par branche. Les valeurs pondérées de L2, combinées aux valeurs pondérées des hôtes sensibles, sont utilisées pour calculer les valeurs de priorité de protection. En fonction de la valeur de protection utilisée et de l'optimisation de la pulvérisation, les zones présentant des valeurs L2 inférieures à six L2 par branche peuvent être incluses.	Non applicable
Terre-Neuve-et-Labrador (SIP)	N'est pas utilisé dans le cadre de la SIP.	Relevés étendus et intensifs sur des L2 à l'échelle de la province. Surveillance des zones atteignant le seuil de la SIP de plus de six L2 par branche.	Non applicable
Nouvelle-Écosse (SIP)	N'est pas utilisé dans le cadre de la SIP.	Relevés étendus et intensifs sur des L2 à l'échelle de la province. Surveillance des zones atteignant le seuil de la SIP de plus de six L2 par branche.	Non applicable
Québec (SPF)	N'est plus utilisé.	Branches prélevées au milieu du tiers supérieur de la cime.	Branches prélevées au milieu du tiers supérieur de la cime.
Ontario (SPF)	Aucun échantillonnage formel de masses d'œufs n'est effectué pour les opérations; il n'est utilisé que pour les études de recherche.	Une branche médiane supérieure, de 45 centimètres de long, prélevée sur chacun des dix sapins baumiers représentatifs. Les larves de stade L2 sont comptées, et ces chiffres sont utilisés pour fournir une prévision de défoliation nulle, légère, modérée, ou grave, pour la prochaine saison de croissance. Les données sont utilisées pour guider les programmes de traitement opérationnels lorsque la défoliation est prévue comme étant modérée à grave.	Uniquement pendant les programmes opérationnels de traitement du feuillage pour déterminer l'efficacité de la pulvérisation.

Tableau 1 – Partie 2 : Résumé des techniques de surveillance pour les différents stades de vie de la TBE utilisées pour répondre aux besoins d'information pour la gestion et l'étude (pupe, adultes, défoliation, mortalité, dépérissement de la cime ou bris des arbres). Modifié et mis à jour pour la stratégie de protection du feuillage et la nouvelle stratégie d'intervention précoce à partir des informations présentées par Sanders (1980) et Dorais et Kettela (1982) et des commentaires d'anciens et d'actuels responsables provinciaux de la lutte contre les ravageurs (communication personnelle, Pierre Therrien, Dan Rowlinson, Dan Lavigne, Nelson Carter).

Tableau 1 - Partie 2	Pupe	Adultes	Défoliation (évaluations aériennes et au sol)	Mortalité, dépérissement de la cime ou bris des arbres
Référence(s) principale(s)	Morris (1955); Prebble (1975)	Sanders (1986, 1988, 1996); Lyons et al. (2002); Hartling (2000)	Waters et al. (1958); Webb et al. (1956), Fettes (1950); Hartling (2000)	Dorais et Kettela (1982); Hartling (2000)
Objet	Classification des niveaux de population. Non utilisé comme méthode standard d'enquête opérationnelle sur les populations, mais les dénombrements sont inclus dans le cadre de l'évaluation de l'efficacité après pulvérisation afin d'estimer la mortalité larvaire due au traitement insecticide (dénombrement des pupes de stade L6).	Suivi des changements dans les populations à faible densité et des tendances dans la densité des populations. Aide à l'identification des zones dans lesquelles des relevés des L2 plus intensifs et plus coûteux doivent être menés, en particulier dans le cadre de l'étude d'impact sur l'environnement.	Détermination de l'étendue et de la gravité de la défoliation actuelle au moyen de relevés aériens. Utile pour identifier les zones à envisager pour un traitement insecticide. Les données sont utilisées pour alimenter le système de soutien décisionnel pour la TBE. Les estimations de la défoliation au niveau des branches et des arbres sont utilisées pour mesurer le succès du traitement. La défoliation est également déterminée à partir du sol lors des évaluations avant et après le traitement. Diverses méthodes utilisées - par exemple, méthode oculaire utilisée pour évaluer la défoliation actuelle et antérieure. La méthode de Fettes est utilisée pour évaluer la défoliation actuelle.	Estimation du niveau de mortalité des arbres pendant ou peu après une infestation de TBE afin de déterminer la nécessité d'une récolte de récupération. Utile pour calculer les scénarios de coupe annuelle autorisée.
Unité d'échantillonnage et intensité d'échantillonnage	L'extrémité d'une branche de 45 centimètres est utilisée pour les relevés étendus et la branche entière est utilisée pour les relevés intensifs. L'échantillonnage séquentiel détermine l'intensité de l'échantillonnage.	Papillons mâles adultes capturés à l'aide de pièges appâtés avec des phéromones. Le nombre de pièges est considéré comme un indice relatif de la densité de la population et a le plus de valeur lorsque les mêmes parcelles sont utilisées chaque année et que la distribution de l'échantillonnage n'est pas trop clairsemée. Des inquiétudes ont été exprimées quant à l'uniformité d'une année à l'autre de l'appât, du type de piège à utiliser et du nombre de pièges par parcelle.	Lignes de vol parallèles espacées de deux à treize kilomètres en fonction de la juridiction et des données requises pour l'enquête. Pour les évaluations au sol, la méthode oculaire ou la méthode de Fettes est utilisée pour évaluer la défoliation sur la branche. Méthode oculaire utilisée pour évaluer la défoliation présente et antérieure de l'arbre.	Lignes de vol parallèles espacées de cinq à dix kilomètres en fonction de la juridiction et des données requises pour les relevés. Souvent réalisé en même temps que les relevés sur la défoliation.
Résumé	Technique similaire à celle utilisée pour les larves de grande taille. Le feuillage est examiné visuellement pour détecter la présence de pupes, ou bien les larves sont extraites à l'aide d'aides mécaniques (technique du tambour) et sont ensuite comptées. Prebble (1975) propose une classification simple à deux voies incluant les populations à faible ou forte densité par échantillonnage séquentiel.	Cette technique, mise au point dans les années 1980 et au début des années 1990, utilise des pièges appâtés par des phéromones pour surveiller les changements dans les faibles populations. Elle est relativement efficace, efficiente et facile à utiliser pour donner l'alerte en cas de changement ou de tendance dans les populations. Il existe des différences entre les juridictions en ce qui concerne le type de piège utilisé, l'emplacement des pièges et le nombre de pièges par parcelle.	Les relevés aériens de défoliation sont effectués à l'aide d'aéronefs à voilure fixe ou tournante, en fonction de la juridiction, du terrain et de l'objectif du relevé. Les limites de la défoliation visible sont cartographiées sur des cartes à l'échelle appropriée, là encore en fonction de l'objectif de l'enquête. Plus récemment, les données relatives à la défoliation sont saisies numériquement sur des tablettes informatiques à l'aide de cartes d'inventaire forestier numériques. L'objectif général des relevés aériens sur la défoliation est de cartographier l'étendue et la gravité de la défoliation de la TBE (et la mortalité des arbres lorsqu'elle se produit).	Les relevés sont menés à l'aide d'aéronefs à voilure fixe ou à voilure tournante, en fonction de la juridiction et du terrain. Les zones de mortalité sont cartographiées sur des cartes à l'échelle pratique, qui varient en fonction de la juridiction. Plus récemment, l'étendue et l'intensité de la mortalité sont saisies numériquement sur des tablettes informatiques à l'aide de cartes d'inventaire forestier numériques.

Tableau 1 - Partie 2	Pupe	Adultes	Défoliation (évaluations aériennes et au sol)	Mortalité, dépérissement de la cime ou bris des arbres
Seuils	Voir le tableau 9 de Sanders 1980.	Une capture de 100 papillons correspond à une densité de 25 larves de deuxième stade pour dix mètres carrés de surface de branche. Ce seuil indique donc la nécessité d'un échantillonnage larvaire plus intensif, le cas échéant. La plupart des travaux de Sanders ayant été réalisés dans des forêts boréales mixtes de l'Ontario, on s'est interrogé sur l'applicabilité de ce seuil dans les provinces maritimes, où la teneur en sapin est plus élevée. Par conséquent, il faudrait probablement que les prises dans les pièges soient plus élevées que celles de l'Ontario pour refléter des densités similaires de L2 sur les branches.	Dans toutes les régions de l'est du Canada, à l'exception de l'Ontario, la défoliation actuelle est cartographiée et classée en trois catégories : légère (jusqu'à 30% de défoliation), modérée (31 à 70% de défoliation) et grave (plus de 70% de défoliation). En Ontario, seule la zone de défoliation modérée à grave est cartographiée et classée en une seule catégorie.	Non applicable

Modifications juridictionnelles récentes (et justification), efficacité, incertitudes, lacunes :

Tableau 1 - Partie 2	Pupe	Adultes	Défoliation (évaluations aériennes et au sol)	Mortalité, dépérissement de la cime ou bris des arbres
Nouveau-Brunswick (SIP)	Non applicable	Réseau provincial de 100 parcelles d'échantillonnage semi-permanentes (les parcelles sont déplacées si les peuplements sont exploités) où trois pièges à phéromone sont placés à environ 50 mètres de distance les uns des autres dans une parcelle, chaque année. Les papillons capturés sont comptés et ces données sont utilisées pour surveiller les changements dans les populations à faible densité ou les tendances dans la densité de la population. La densité de capture des pièges et la distribution spatiale aident à identifier les zones pour l'échantillonnage général des L2 ou pour la comparaison avec le seuil de L2 de la SIP. Le programme provincial est complété par une cinquantaine de parcelles surveillées par l'industrie forestière.	La province a récemment adopté une approche de détection des changements qui repose exclusivement sur l'imagerie satellitaire.	Non applicable
Terre-Neuve-et-Labrador (SIP)	Non applicable	Relevé annuel utilisant le piégeage à l'aide de phéromones à l'échelle de la province pour aider à sélectionner les zones pour l'échantillonnage des L2 lié au seuil de la SIP. En outre, un sous-ensemble de pièges est utilisé pour la surveillance quotidienne des prises dans les pièges afin de faciliter l'identification d'éventuels épisodes d'immigration de papillons de nuit. Le programme provincial est complété par le programme scientifique communautaire Pisteuse de tordeuses, qui ajoute 280 sites de piégeage utilisant des phéromones.	Relevé annuel sur la défoliation à l'échelle de la province ou dirigée.	Non applicable

Table 1 - Part 2	Pupe	Adultes	Défoliation (évaluations aériennes et au sol)	Mortalité, dépérissement de la cime ou bris des arbres
Nouvelle-Écosse (SIP)	Non applicable	Semblable au Nouveau-Brunswick, sauf que le programme provincial est complété par 180 sites supplémentaires de piégeage utilisant des phéromones dans le cadre du programme scientifique communautaire Pisteuse de tordeuses.	Relevé annuel sur la défoliation à l'échelle de la province ou dirigée.	Non applicable
Québec (SPF)	Non utilisé au niveau opérationnel.	Utilisé uniquement pour les populations endémiques.	La province utilise également la télédétection pour les zones au nord et les zones à l'est qui ne sont pas encore pulvérisées.	Pas d'enquête aérienne. Utilisation de la télédétection avec vérification au sol.
Ontario (SPF)	Non utilisé au niveau opérationnel.	Les pièges à phéromone permettent de suivre les fluctuations de la population de TBE à l'aide d'un réseau préexistant de 80 à 100 parcelles de surveillance des sapins en divers endroits, avec trois pièges à phéromone par parcelle.	Les relevés aériens sont effectués au milieu de l'été, après le pic de défoliation, lorsque les aiguilles rouges endommagées par les larves de tordeuse et les excréments accumulés dans les toiles sont les plus visibles. Les lignes de vol sont choisies en fonction des endroits où la défoliation est connue ou attendue, ainsi que de la visibilité et de l'expérience du personnel. Les polygones délimitant les zones de défoliation sont enregistrés à l'aide d'une tablette cartographique numérique équipée du logiciel PC Mapper. L'utilisation de l'imagerie satellitaire pour compléter la collecte de données est également à l'étude. La vérification au sol de la gravité de la défoliation et de l'agent causal (c'est-à-dire la TBE) est effectuée après le vol. Les données sont nettoyées et mises à disposition sur le portail Land Information Ontario (LIO).	La mortalité annuelle des arbres est enregistrée lors des relevés aériens sur la défoliation et signalée comme une perturbation forestière distincte.

NOTE : La plupart des méthodes et des régimes d'échantillonnage pour la TBE ont été largement développés lorsque les populations étaient à des niveaux d'infestation à des fins de recherche. Ces méthodes ont souvent été mises en pratique de manière « modifiée » en raison de contraintes pragmatiques et économiques.

La SIP, en revanche, exige des méthodes pour détecter les endroits où les populations de TBE sont faibles, mais en augmentation (c'est-à-dire les points chauds) et pour déterminer les zones prioritaires pour la lutte contre la TBE (MacLean et al., 2019; Johns et al., 2019). Le protocole de base pour la définition des zones prioritaires de traitement dans la SIP est le suivant : (1) détection des points chauds; (2) évaluation de la vulnérabilité des forêts et (3) sélection et attribution des mesures de lutte. La SIP détecte et surveille les points chauds grâce à un échantillonnage annuel de la densité de L2. Ces données constituent le premier élément à prendre en compte pour déterminer les zones à traiter en priorité. La surveillance des L2 est essentielle pour plusieurs raisons. La densité de L2 constitue d'abord un bon indicateur de la densité de population par rapport au seuil d'irruption, à partir duquel les populations semblent entrer dans leur phase d'infestation (Régnière et al., 2019a). Deuxièmement, la surveillance des L2 a lieu en automne et en hiver, ce qui,

du moins au Nouveau-Brunswick, laisse suffisamment de temps pour planifier les activités budgétaires, de traitement et de communication pour la saison à venir. Enfin, le suivi des L2 est la méthode conventionnelle pour surveiller les densités annuelles de TBE dans le cadre de la stratégie de protection du feuillage depuis le début des années 1980 (voir le tableau 1). Ainsi, les techniques et l'infrastructure nécessaires à la collecte et à l'extraction des larves des branches sont donc bien connues et relativement peu coûteuses (voir les références dans le tableau 1).

La surveillance des densités de L2 est beaucoup plus intensive dans la SIP que dans la stratégie de protection du feuillage, car la première exige une résolution spatiale beaucoup plus élevée afin de s'assurer que les points chauds potentiels ne soient pas manqués (MacLean et al., 2019; Johns et al., 2019). Bien que la surveillance des L2 en tant qu'outil principal de définition des zones à

traiter en priorité ne soit probablement pas remplaçable, des indicateurs secondaires de la densité de population pourraient être utilisés pour accroître l'efficacité de la surveillance. Ces indicateurs peuvent inclure le piégeage à l'aide de phéromones de papillons mâles (Sanders, 1988), les relevés sur la défoliation (MacLean et MacKinnon, 1996) ou les relevés sur les oiseaux insectivores (Germain et al., 2021; Moisan Perrier et al., 2021). La modélisation du comportement de vol des papillons de la TBE pourrait fournir des renseignements supplémentaires et aider à repérer les endroits où les papillons immigrants pourraient pondre (voir la section Dynamique des populations et infestations, ÉA 3). Les cas d'activité anormalement élevée de la TBE peuvent déclencher une deuxième série d'échantillonnages de L2 dans la zone touchée, ce qui pourrait contribuer à définir les limites de la zone de traitement et à accroître l'efficacité de la surveillance. Toutes les zones où la densité de L2 de la TBE est connue et dépasse le seuil de point chaud (c'est-à-dire sept larves du deuxième stade par branche) sont classées en haute priorité afin de garantir leur traitement avec des insecticides. L'efficacité de la surveillance de L2 au Nouveau-Brunswick a été améliorée grâce aux renseignements fournis par l'une des approches suivantes : évaluations de la défoliation par télédétection, évaluations en bordure de route ou observations aériennes (Rahimzadeh-Bajgiran et al., 2018). À l'avenir, l'efficacité pourrait être encore améliorée par l'intégration d'outils de modélisation permettant de prévoir les schémas de dispersion des papillons par le biais des prévisions météorologiques (Régnière et al., 2019b; Garcia et al., 2022) ou des radars (Boulanger et al., 2017).

À noter que, bien que la stratégie de protection du feuillage soit utilisée depuis plus de 60 ans pour lutter contre la TBE dans tout l'est du Canada, toutes nos connaissances en matière de surveillance dans le cadre de la SIP à ce jour reposent sur l'application actuelle de cette stratégie au Nouveau-Brunswick. La question de savoir si les mêmes méthodes de surveillance, les mêmes seuils d'intervention et la même intensité de surveillance seront appliqués dans les autres juridictions qui souhaitent utiliser la SIP reste ouverte et doit faire l'objet d'un examen plus approfondi. Au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et dans certaines parties du Québec (c'est-à-dire dans le Bas-Saint-Laurent), l'intensité de la surveillance actuelle peut être suffisante pour la SIP. Au Nouveau-Brunswick, l'intensité de la surveillance actuelle (environ 2 000 parcelles sur une superficie d'environ 5 millions d'hectares) semble suffisante. Il n'est toutefois pas certain que le Nouveau-Brunswick puisse réduire le nombre de

parcelles et obtenir le même succès. Si la télédétection de la défoliation peut fournir des mesures adéquates et raisonnablement précises pour détecter les points chauds dans des endroits inattendus, elle pourrait être utilisée pour améliorer la surveillance et éventuellement étendre l'utilisation de la SIP dans des juridictions plus vastes où la surveillance intensive de L2 n'est pas possible d'un point de vue logistique ou économique. L'un des problèmes de cette approche est qu'elle ne prendra en compte que les sites qui ont déjà des populations actives, mais pas ceux qui ont été infestés à la fin de la saison. En ce sens, utiliser uniquement les estimations de défoliation par télédétection sans l'information obtenue à partir des évaluations des L2 pourrait empêcher de détecter constamment les premières zones d'expansion des points chauds.

Incertitude

1. Grande incertitude quant au lien entre les estimations de la défoliation par télédétection et la densité de L2 l'année d'après.
2. Grande incertitude quant à la biologie du vol des papillons de la TBE pour la modélisation comportementale des destinations probables des immigrants et de la ponte (par exemple, la distance et la vitesse de vol des papillons, la biologie du décollage, etc.).
3. Grande incertitude quant à la précision des modèles de vol de la TBE pour prévoir les lieux potentiels de ponte des papillons immigrants (c'est-à-dire pour orienter la surveillance ultérieure de L2).
4. Incertitude modérée quant à la nécessité d'utiliser la surveillance de L2 comme base principale pour la désignation des zones de traitement de la SIP (par rapport à d'autres indicateurs potentiels issus de la modélisation du vol des papillons et de la télédétection).
5. Incertitude modérée quant à la probabilité que le seuil actuel des « points chauds » de la SIP soit cohérent à travers les différentes juridictions.
6. Incertitude modérée quant à la fréquence et à la portée des événements de dispersion massive des papillons et à la mesure dans laquelle ils contribuent à la propagation de l'infestation à l'échelle locale et régionale.
7. Faible incertitude quant à l'efficacité des méthodes actuelles de surveillance de la SIP et à l'intensité des relevés au Nouveau-Brunswick.

8. Faible incertitude quant à l'adéquation de l'intensité de la surveillance pour la stratégie de protection du feuillage dans les provinces où la SIP n'est pas utilisée (c'est-à-dire l'Ontario et le Québec).
9. Faible incertitude quant à l'insuffisance des inventaires forestiers dans certaines juridictions pour leur utilisation conjointe avec les densités de L2 dans la détermination des zones prioritaires pour les traitements.
3. Évaluer comment la biologie du vol des papillons est influencée par les conditions météorologiques à l'échelle locale et régionale.
4. Améliorer les données d'inventaire forestier dans certaines juridictions afin de mieux représenter la composition des peuplements forestiers.
5. Améliorer la compréhension des types ou des combinaisons de méthodes de surveillance qui pourraient être utilisées pour surveiller les sites éloignés dans le cadre de la SIP et de la stratégie de protection du feuillage (c'est-à-dire les zones sans accès routier).

Réduire l'incertitude

1. Évaluer et quantifier l'intensité optimale de la surveillance de L2 pour différentes juridictions.
2. Déterminer, grâce à des études biologiques et à la modélisation, la fréquence et l'étendue des événements de dispersion massive des papillons et la manière dont ils influencent la propagation et la dynamique des infestations à l'échelle locale et régionale.

Mesure de lutte — Stratégie d'intervention précoce (SIP)

ÉA 10 : Certains éléments et principes essentiels de la SIP doivent être inclus pour une approche réussie de la lutte contre la TBE
(par R.C. Johns, J.J. Bowden et E.R.D. Moise)

Éléments probants

Points clés

- La SIP est essentiellement une approche proactive à grande échelle visant à prévenir l'augmentation et la propagation des infestations en détectant les points chauds et en déterminant les zones prioritaires pour le traitement contre la TBE par insecticides.
- Bien que les méthodes de surveillance soient similaires, l'intensité de l'échantillonnage et les seuils d'intervention utilisés pour définir les zones de traitement dans la SIP diffèrent considérablement de ceux de la stratégie de protection du feuillage.
- Le protocole de base pour la définition des zones prioritaires de traitement dans la SIP est le suivant : (1) détection des points chauds; (2) évaluation de la vulnérabilité des forêts et (3) sélection et attribution des mesures de lutte.
- L'efficacité dans le cadre de la SIP consiste à utiliser des tactiques permettant « d'ajouter » de la mortalité chez la TBE par l'application d'insecticides à celle qui survient naturellement, tout en ayant un impact limité sur les agents de mortalité naturels.
- Parmi les autres éléments importants de la SIP figurent les analyses coûts-avantages, ainsi que les communications et la sensibilisation pour garantir l'adhésion du public au programme.

Détails

Les éléments clés d'une SIP réussie (cadre conceptuel, figure 5) ont été définis par Johns et al. (2019) et, dans une certaine mesure, validés par MacLean et al. (2019). Ce cadre était basé, en partie, sur des décennies de « pratiques exemplaires » de gestion des populations, théoriques et testées sur le terrain, utilisées pour les ravageurs vertébrés et invertébrés (Johns et al., 2019). Ce cadre de la SIP constitue la base pour assurer une gestion efficace, en définissant des méthodes d'évaluation de son efficacité, en précisant les conditions dans lesquelles elle pourrait être optimale, et en décelant les lacunes en

matière de connaissances et les lacunes techniques à combler pour les recherches futures.

Un cadre conceptuel pour la SIP (voir figure 5) illustre la relation entre ses différentes composantes. La prévision de dynamiques d'infestations « contagieuses » constitue la justification écologique fondamentale de la SIP. De leur côté, les objectifs de la SIP définissent les protocoles de surveillance et de hiérarchisation des traitements, les pratiques et tactiques de gestion des populations, ainsi que les critères utilisés dans les analyses coûts-avantages. Ces composantes particulières sont fortement dépendantes les unes des autres, en ce sens que les défis ou les innovations dans une composante influenceront probablement l'efficacité ou la faisabilité des autres. Les communications proactives et la sensibilisation sont essentielles pour diffuser d'information et obtenir l'adhésion sociale permettant à tous les autres aspects de la stratégie de fonctionner (Johns et al., 2019).



Figure 5. Un cadre conceptuel pour la SIP illustrant les relations entre ses différentes composantes.

- 1. Dynamique des infestations « contagieuses ».** La SIP repose sur une interprétation de la dynamique des populations de TBE, affirmant que les infestations sont déclenchées par des facteurs externes qui poussent les populations au-delà des contraintes naturelles (c'est-à-dire le seuil d'irruption). Lorsque les populations augmentent, les papillons immigrent etensemencent les points chauds, ce qui favorise la propagation de l'infestation. La SIP

est essentiellement une approche proactive et à grande échelle visant à prévenir l'augmentation et la propagation des infestations en détectant et en supprimant les populations croissantes (c'est-à-dire les points chauds) avant qu'elles ne puissent s'établir et se propager davantage (voir également la section Dynamiques des populations et infestations, ÉA 1-3).

2. Détection et surveillance des points chauds. La SIP exige des méthodes efficaces pour détecter les points chauds et définir les zones prioritaires pour la lutte contre la TBE. La plupart des indicateurs de densité de population utilisés dans la stratégie de protection du feuillage le sont également dans la SIP (voir tableau 1, ÉA 9). L'intensité de l'échantillonnage et les seuils d'intervention utilisés pour définir les zones de traitement dans la SIP diffèrent toutefois considérablement. Le protocole de base pour la définition des zones prioritaires de traitement dans la SIP est le suivant : (1) détection précoce des points chauds; (2) évaluation de la vulnérabilité des forêts et (3) sélection et attribution des mesures de lutte (voir également la section Outils de surveillance, ÉA 9).

3. Contrôle de la population. La SIP ne vise pas à éradiquer la TBE de la forêt. Le contrôle de la population ne s'obtient pas non plus simplement en infligeant une mortalité maximale à des populations à faible densité, mais en augmentation. Les populations réagissent de différentes manières après les traitements insecticides, et comprendre comment et pourquoi elles réagissent de cette manière est essentiel pour une gestion efficace des populations. Dans le scénario idéal, la SIP permettrait « d'ajouter » une mortalité suffisante pour réduire les populations en dessous du seuil d'irruption, seuil en deçà duquel les agents de mortalité naturelle peuvent maintenir les populations à un faible niveau. Cette stratégie contraste avec la stratégie de protection du feuillage, qui vise uniquement à minimiser l'herbivorisme et à préserver les arbres hôtes en vie en maintenant les populations à un niveau bas pendant la saison de croissance, sans impact prévu sur les populations de TBE l'année suivante. L'efficacité dans le cadre de la SIP consiste à utiliser des tactiques permettant « d'ajouter » une mortalité sur celle qui survient naturellement, tout en ayant un impact limité sur les agents de mortalité naturels. Les traitements doivent également être appliqués sur des zones relativement vastes (c'est-à-dire une gestion à l'échelle de la zone) de sorte que les papillons migrants provenant de régions ou de juridictions non contrôlés ne puissent

pas réapprovisionner les populations traitées (voir aussi la section Dynamique des populations et infestations, ÉA 3).

4. Analyse coûts-avantages. La SIP repose sur trois grandes catégories d'analyses coûts-avantages. Tout d'abord, la faisabilité économique de la SIP dépendra en fin de compte de la manière dont les coûts de gestion se mesurent par rapport aux pertes potentielles liées à une infestation de TBE non contrôlée ou à d'autres stratégies de lutte contre l'infestation. Ensuite, il existe des coûts écologiques potentiels (par exemple, les impacts des insecticides sur les espèces non ciblées; voir la section Impacts de la lutte sur les organismes non ciblées, ÉA 15) et des avantages (par exemple, la préservation de l'habitat vulnérable) qui doivent être comparés. En outre, d'importants facteurs sociopolitiques doivent être pris en compte, notamment la capacité de la SIP à traiter des terres privées et des terres des Premières Nations, et la compétence du gouvernement sur les terres de la Couronne et les terres protégées (voir aussi ÉA 5, 6, 7, 8, 15). Ces facteurs sont susceptibles de varier considérablement dans l'est du Canada et devraient donc être évalués dans le contexte de chaque région ou juridiction.

5. Communications et sensibilisation. Même si tous les aspects de la SIP fonctionnent comme prévu et s'avèrent très rentables, sans l'adhésion du public, le programme ne pourrait pas être maintenu aux niveaux nécessaires pour une lutte efficace contre les infestations régionales. L'utilisation d'insecticides pour lutter contre la TBE a longtemps été controversée et les inquiétudes persistent encore aujourd'hui, malgré le remplacement des insecticides chimiques à large spectre par des options plus respectueuses de l'environnement. Avant de procéder aux traitements, il convient de mobiliser et de consulter divers publics, notamment les décideurs gouvernementaux, l'industrie, les groupes environnementaux, les peuples autochtones, les organisations de propriétaires fonciers, les parcs provinciaux et fédéraux, les municipalités, les médias provinciaux et locaux, et les résidents. L'une des composantes essentielles de la SIP est une approche proactive (et bilingue) des communications qui permet de mieux faire connaître les aspects scientifiques et la gestion de la SIP, l'écologie de la TBE et les tactiques utilisées dans le passé et le présent. Cette approche

proactive contraste avec l'approche plus réactive qui a sous-tendu la plupart des activités menées par le passé dans le cadre de la stratégie de protection du feuillage. L'approche de communication de la SIP repose sur quelques principes fondamentaux. Tout d'abord, les scientifiques et autres experts sont les ambassadeurs de la gestion et de la science de la SIP. Cette approche permet au public de dialoguer directement avec les experts et réduit la probabilité d'une mauvaise communication au sujet de la science sous-jacente ou des efforts de gestion en cours. Ensuite, des mises à jour sont communiquées en temps utile sur tous les aspects de la SIP, y compris les tendances des populations de TBE, les zones de traitement et le calendrier des interventions, ainsi que les progrès continus en matière de gestion et de recherche scientifique. Enfin, les scientifiques et autres experts répondent directement et ouvertement à toutes les questions et préoccupations du public et, si possible, fournissent des éléments probants en se référant à la littérature scientifique disponible.

Incertitude

1. Incertitude modérée quant à la possibilité d'appliquer efficacement les éléments fondamentaux de la SIP dans toutes les juridictions.
2. Faible incertitude quant au fait que les éléments fondamentaux de la SIP reflètent les « pratiques exemplaires » et les principes écologiques qui sous-tendent les programmes de gestion des populations d'une myriade de ravageurs vertébrés et invertébrés.
3. Faible incertitude quant à l'efficacité des éléments de la SIP pour contrôler l'augmentation et la propagation des infestations de TBE au Nouveau-Brunswick jusqu'à présent.

Réduire l'incertitude

1. Surveiller et évaluer l'efficacité à long terme de la SIP actuellement mise en œuvre dans le Canada atlantique et dans le Maine, aux États-Unis.
2. Examiner l'application des principes de la SIP dans diverses juridictions, à différents endroits et selon différentes intensités d'infestations locales.

ÉA 11 : L'application soutenue de la SIP à court terme (environ 5 années supplémentaires) réduira l'impact à long terme de la TBE dans le Canada atlantique (par J.J. Bowden, E.R.D. Moise et R.C. Johns)

Éléments probants

Points clés

- À l'heure actuelle, on ne dispose d'aucun élément probant indiquant que la SIP appliquée à court terme réduira la progression de l'infestation à long terme.
- Des éléments probants convaincants indiquent que, à court terme, les populations de TBE sont réduites par le traitement des points chauds, les densités de TBE dans le nord du Nouveau-Brunswick étant systématiquement et sensiblement inférieures à celles du Québec voisin (qui applique une stratégie de lutte différente, la stratégie de protection du feuillage).
- Des données à long terme seront nécessaires pour déterminer les effets à long terme de la SIP dans le Canada atlantique.
- Les expériences récentes suggèrent que la SIP est une stratégie efficace pour réduire l'intensité des infestations et prévenir la propagation des infestations dans les provinces de l'Atlantique, en particulier au Nouveau-Brunswick, où la zone de traitement a été considérablement réduite.

Détails

Nous ne disposons actuellement d'aucun élément probant indiquant que la SIP appliquée à court terme réduira la progression de l'infestation à long terme. Nous disposons toutefois d'éléments probants irréfutables publiés par MacLean et al. (2019) suggérant que la SIP est une approche efficace pour la lutte contre la TBE dans le Canada atlantique. Après cinq années de traitement des populations faibles, mais en augmentation dans le cadre de la SIP, les densités de la TBE dans le nord du Nouveau-Brunswick étaient considérablement plus faibles que dans les régions voisines du Québec, où une stratégie de gestion différente, à savoir la stratégie de protection du feuillage, a été utilisée. Les zones nécessitant un traitement au Nouveau-Brunswick ont augmenté de 2014 à 2018, mais les forêts traitées ont systématiquement montré des réductions des densités de population et la plupart n'ont pas nécessité de traitement l'année suivante. Plusieurs années de données depuis la publication de MacLean et al. suggèrent que la SIP est une stratégie efficace pour réduire l'intensité des infestations et prévenir leur propagation dans le Canada atlantique.

Incertitude

1. Grande incertitude quant aux avantages à long terme du maintien de la SIP à court terme dans le Canada atlantique (comparativement à d'autres stratégies).
2. Grande incertitude quant à la direction, à la fréquence et à l'intensité des événements de dispersion massive à partir des zones d'infestation et sur la possibilité que ceux-ci dépassent les capacités de la SIP dans certaines ou dans l'ensemble des juridictions adjacentes (pour plus de détails, voir la section Dynamique des populations et infestations, ÉA 3).
3. Incertitude modérée quant à la diminution de la pression des infestations au Canada atlantique lorsque l'infestation au Québec s'effondrera.
4. Incertitude modérée quant à l'effet des changements dans la vulnérabilité des forêts depuis la fin de la dernière infestation sur la prévention de l'établissement de points chauds et le ralentissement de la propagation de l'infestation (par exemple, les forêts de l'est de la Nouvelle-Écosse sont plus vulnérables, tandis que celles d'autres régions de la province sont plus hétérogènes et moins vulnérables).

Réduire l'incertitude

1. Surveiller et évaluer l'efficacité à long terme de la SIP dans le Canada atlantique.
2. Évaluer dans quelle mesure la composition de la forêt peut ralentir davantage la propagation d'une infestation de TBE dans le cadre de la SIP.

ÉA 12 : De multiples approches de lutte sont nécessaires pour réduire le risque de TBE dans différentes juridictions où il existe différents objectifs de lutte et contextes forestiers (par J.J. Bowden, E.R.D. Moise et R.C. Johns)

Éléments probants

Points clés

- La structure de la forêt a une influence considérable sur la défoliation causée par la TBE, les augmentations de la proportion de sapin baumier (et les diminutions simultanées de la proportion de feuillus) entraînant une aggravation des dommages.

- Les infestations de TBE sont favorisées par la dispersion massive de papillons en provenance de régions adjacentes touchées par une infestation. En effet, les papillons immigrants augmentent le rendement reproductif local et permettent d'échapper au contrôle exercé par les ennemis naturels (prédateurs se nourrissant de la TBE).
- Même lorsque la SIP est considérée comme une approche viable, les espaces urbains, la proximité des masses d'eau, les terres privées et les aires naturelles protégées présentent tous des défis logistiques pour la mise en œuvre de la lutte contre la TBE.
- Parmi les autres défis logistiques, citons l'accès routier limité aux peuplements forestiers dans de nombreuses juridictions, ce qui nécessite un échantillonnage par d'autres moyens plus coûteux et plus difficiles d'un point de vue logistique (par exemple, l'hélicoptère).
- Terre-Neuve, en tant qu'île située au nord, présente une biodiversité relativement faible et, par conséquent, il existe probablement une moindre diversité d'ennemis naturels pour s'attaquer aux populations croissantes de TBE. Les interactions entre les communautés peuvent également être indirectes par le biais d'autres herbivores coexistants (par exemple, des espèces introduites), et aggraver les impacts.

Détails

La composition de la forêt a une influence considérable sur la défoliation causée par la TBE, les augmentations de la proportion de sapin baumier (et les diminutions simultanées de la proportion de feuillus) entraînant une aggravation des dommages (Zhang et al., 2018). De plus, les résultats de modélisation publiés par Gray (2013) suggèrent que la durée et la gravité des infestations de TBE sont fortement et positivement corrélées à la proportion de sapin baumier. Étant donné que le sapin baumier est l'espèce d'arbre dominante de l'ouest de Terre-Neuve, il n'est pas surprenant que les infestations de TBE, tant passées qu'actuelles, sur l'île trouvent leur origine dans cette région. Des types de peuplements semblables dans d'autres juridictions (par exemple, en Ontario) ont également joué un rôle dans la propagation des infestations de TBE (Blais, 1985). Bien que la TBE soit présente dans une grande partie du Canada à l'est des Rocheuses, les infestations dans le centre-ouest du Canada sont très différentes, probablement en raison des forêts mixtes et dominées par l'épinette dans cette dernière région et de l'incidence réduite du sapin baumier (Brandt et Amirault, 1994). Outre la composition des forêts, les infestations de TBE sont favorisées par la dispersion massive de papillons en provenance de régions adjacentes touchées par une infestation. En

effet, les papillons immigrants augmentent le rendement reproductif local et permettent d'échapper au contrôle exercé par les ennemis naturels (Pureswaran et al., 2016; Johns et al., 2019). En raison des vents d'ouest dominants, le transport de papillons en provenance des infestations du continent vers l'ouest de Terre-Neuve a été observé à plusieurs reprises au cours des dernières années, coïncidant avec l'augmentation de la population de TBE qui a débuté sur l'île en 2018.

La propagation des infestations peut être davantage accentuée par des populations de sources locales non maîtrisées. Depuis le début de l'infestation au Québec en 2006 (avant la mise en œuvre d'un programme de lutte proactif axé sur l'endiguement des points chauds), la croissance de la population a dépassé le seuil d'atténuation possible par la SIP, ce qui a nécessité la mise en œuvre de la stratégie de protection du feuillage pour minimiser les dommages aux peuplements de grande valeur. Cependant, même lorsque la SIP est considérée comme une approche viable, les espaces urbains, la proximité des masses d'eau, les terres privées et les aires naturelles protégées présentent tous des défis logistiques pour la mise en œuvre de la lutte contre la TBE. Dans l'ouest de Terre-Neuve, par exemple, le parc national du Gros Morne comprend un vaste paysage forestier (environ 800 kilomètres carrés), tout en étant l'épicentre de l'infestation actuelle de TBE. À la suite d'un examen des politiques et d'une consultation publique, Parcs Canada a décidé de ne pas participer à la SIP et de laisser l'infestation suivre son cours sans intervention. Par conséquent, la valeur de tels espaces devient une fonction de leur utilisation en tant que blocs de contrôle permettant de comparer les réponses observées dans les peuplements forestiers traités. Par exemple, une collaboration actuelle entre le Service canadien des forêts et Parcs Canada vise à déterminer les conséquences en aval d'une défoliation grave et de la mortalité des arbres qui s'ensuit sur la structure de la communauté forestière. Du point de vue du programme de lutte, l'échantillonnage de la TBE inhérent à cette activité de recherche contribue à la surveillance des populations en croissance. Inversement, ces points chauds non atténués nécessitent des ressources supplémentaires pour empêcher la propagation de l'infestation dans le paysage avoisinant.

L'accès routier limité aux peuplements forestiers dans de nombreuses juridictions constitue également un défi logistique. De multiples échantillonnages de branches contenant des larves du deuxième stade sont essentiels à la SIP (Johns et al., 2019), car ils fournissent des données sur la phénologie du débourrement, l'efficacité du traitement et les prévisions de population de la TBE. Un échantillonnage aussi intensif et fréquent n'est toutefois économiquement et logistiquement viable que lorsque les réseaux routiers permettent des déplacements

(relativement) pratiques en véhicule. Bien que de tels réseaux soient présents au Nouveau-Brunswick en raison de l'importante activité forestière et de la plus petite superficie, les routes d'accès aux ressources sont beaucoup plus limitées dans les zones rurales de l'Ontario, du Québec et de Terre-Neuve-et-Labrador, ce qui nécessite un échantillonnage par d'autres moyens plus coûteux et plus difficiles d'un point de vue logistique (par exemple, l'hélicoptère). Cette augmentation de l'allocation des ressources et du temps de collecte se fait finalement au détriment de la densité d'échantillonnage et, en raison du rôle de l'interpolation dans l'élaboration des cartes de population de la TBE, réduit la certitude et la précision dans la délimitation des points chauds des infestations.

Enfin, la SIP repose sur la connaissance des interactions de la TBE avec l'ensemble de la communauté forestière. La communauté des ennemis naturels de la TBE, par exemple, joue un rôle important dans la reprise du contrôle des populations de la TBE après l'application d'un traitement (Johns et al., 2019). Cette communauté peut être très complexe, et bien qu'elle soit bien caractérisée pour les écosystèmes forestiers continentaux, y compris en Ontario et au Québec (par exemple, Eveleigh et al., 2007; Greyson-Gaito et al., 2021), on a relativement peu d'information sur ces relations dans d'autres juridictions, y compris à Terre-Neuve-et-Labrador. Terre-Neuve, en tant qu'île située au nord, présente une biodiversité relativement faible et, par conséquent, il existe probablement une moindre diversité d'ennemis naturels pour s'attaquer aux populations croissantes de TBE. Toutefois, Bowden et al. (2023) ont récemment montré que les araignées consomment fréquemment la TBE dans des populations en croissance à Terre-Neuve, et bien qu'elles n'aient pas de réponse numérique dépendante de la densité, il est possible qu'il y ait une réponse fonctionnelle à l'augmentation des populations de TBE. Les interactions entre les communautés peuvent également être indirectes par le biais d'herbivores coexistants. L'île de Terre-Neuve compte de nombreuses espèces introduites (South, 1983), dont certaines sont capables de modifier le paysage de manière considérable, comme l'orignal en surabondance (McLaren et al., 2004). En outre, les peuplements endommagés par la TBE ne sont probablement pas en mesure de connaître une succession ou une régénération naturelle en raison de l'herbivorisme causé par les populations élevées d'orignaux (McLaren et al., 2004). On ne sait pas encore dans quelle mesure ces facteurs de stress, combinés à la défoliation due à la TBE, pourraient amplifier les effets négatifs sur la forêt d'épinettes et de sapins.

En fin de compte, les circonstances dans la plupart des juridictions en dehors du Nouveau-Brunswick sont suffisamment différentes pour que de multiples approches de lutte contre la TBE soient probablement justifiées (voir également les sections sur les mesures

de lutte ÉA 13 et 14 pour d'autres options de gestion). La SIP étant une nouvelle approche de lutte, il n'existe pas encore de données à long terme et nous ne pouvons donc pas encore bien prédire comment l'infestation actuelle pourrait évoluer dans les juridictions en dehors du Nouveau-Brunswick.

Incertitude

1. Grande incertitude quant à la possibilité que certaines juridictions, en raison de leur taille et de leur complexité géographique, puissent bénéficier d'une approche stratégique hybride combinant la SIP et la stratégie de protection du feuillage pour lutter contre une infestation de TBE.
2. Grande incertitude concernant la structure et la fonction du complexe d'ennemis naturels de la TBE (par exemple, la diversité des communautés) dans certaines juridictions, en particulier en ce qui concerne sa capacité à limiter la croissance des populations de TBE dans le cadre de la SIP.
3. Grande incertitude quant à la mesure dans laquelle les populations de TBE peuvent être gérées dans le cadre de la SIP, dans des contextes où la dispersion des papillons sur de longues distances et à l'intérieur des provinces interagira pour influencer l'échelle temporelle et spatiale de l'infestation.
4. Incertitude modérée quant au fait que les arbres stressés par des insectes ravageurs introduits pourraient accroître le risque de mortalité des arbres.
5. Incertitude modérée quant à la capacité des juridictions (par exemple, avions et personnel) à traiter toutes les zones prioritaires si la zone touchée par l'infestation venait à s'étendre considérablement.
6. Incertitude modérée quant à la mesure dans laquelle des points chauds non traités, dépendants de l'échelle (par exemple, dans des peuplements forestiers soumis à des objectifs d'aménagement forestier), auront un impact sur le succès de la SIP dans les paysages forestiers, notamment dans différentes juridictions (par exemple, forêts fédérales, provinciales, privées).
7. Incertitude modérée quant à l'impact d'un programme de lutte contre la TBE par rapport à l'absence de mesures de lutte sur l'écosystème forestier dans son ensemble (c'est-à-dire les services écosystémiques).
8. Incertitude modérée quant aux répercussions de la réduction des capacités de surveillance de la TBE (c'est-à-dire moins que le Nouveau-Brunswick) sur l'efficacité de la SIP.

9. Faible incertitude quant au fait que l'existence de forêts dominées par le sapin baumier et la forte propension des papillons à s'y installer sont des caractéristiques qui augmentent la prédisposition à des infestations pour d'autres juridictions.
10. Faible incertitude quant au fait que l'accès limité à la forêt ait une incidence négative sur la capacité de surveillance de la TBE pour la mise en œuvre d'une SIP.

Réduire l'incertitude

1. Évaluer, par des études sur le terrain et des études de modélisation, les circonstances dans lesquelles la SIP pourrait être utilisée conjointement avec la stratégie de protection du feuillage pour lutter contre une infestation de TBE.
2. Mettre au point des outils permettant de détecter de manière fiable les papillons locaux et immigrés afin de déterminer leurs contributions combinées et individuelles à l'augmentation des populations de TBE.
3. Déterminer, grâce à la modélisation des métapopulations, comment la taille, le nombre et la proximité des points chauds de la TBE influencent la propagation de l'infestation.
4. Mettre au point des outils permettant de surmonter les contraintes logistiques liées à l'accès limité aux forêts et fournissant des données pertinentes pour la SIP (par exemple, prévisions de la phénologie du débourrement et de la vulnérabilité des peuplements à la défoliation).
5. Déterminer les conséquences non ciblées et en aval de la SIP par rapport à une stratégie de non-intervention sur la structure et la fonction de la communauté forestière.
6. Déterminer la structure et la fonction du complexe d'ennemis naturels de la TBE, ainsi que son rôle et sa réponse à la SIP.
7. Évaluer dans quelle mesure les facteurs de stress biologiques qui se produisent simultanément (par exemple, l'herbivorisme par les orignaux, les insectes envahissants) amplifient les effets des infestations de la TBE sur la mortalité des arbres et la résilience des forêts.

Mesure de lutte — Stratégie de protection du feuillage

ÉA 13 : Une stratégie de protection du feuillage peut réduire les impacts de la TBE, mais ne modifiera pas de manière considérable la période, la durée ou les lieux de l'infestation (par B.J. Cooke, P. Therrien et L. Morneau)

Éléments probants

Points clés

- Des éléments probants démontrent l'efficacité continue du *Bt* ou du tébufénozide contre la TBE et de nombreuses données confirment également que les populations larvaires de la TBE peuvent être réduites à des niveaux permettant de protéger suffisamment de feuillage pour maintenir les arbres hôtes en vie, même lors d'infestations intenses qui durent plusieurs années.
- Les zones traitées de manière opérationnelle sont généralement restreintes, de l'ordre de quelques dizaines à quelques centaines voire milliers d'hectares. Lors de la dernière infestation au Québec, pas plus de 4 à 5 % des forêts de la province ont été traitées contre la TBE. Bien que les populations de TBE soient réduites grâce à la mise en œuvre d'une stratégie de protection du feuillage dans ces zones traitées, ces zones ne sont jamais assez étendues pour avoir un impact notable sur l'ensemble de la population de TBE.
- Certaines infestations disparaissent même lorsque la forêt n'est pas fortement endommagée, et des éléments probants substantiels indiquent que l'augmentation de la mortalité des larves tardives causée par des ennemis naturels particuliers, ainsi que les maladies à microsporidies, jouent un rôle crucial dans ces disparitions. Ainsi, plus le rôle des ennemis naturels dans la régulation des cycles de population de la TBE est important, moins le déclin des forêts provoqué par la TBE joue un rôle, et moins il est probable que la pulvérisation d'insecticide au milieu de l'infestation prolonge cette dernière.

Détails

Le développement et l'utilisation de *Bacillus thuringiensis* (*Bt*) et de ses variantes au Canada sont décrits dans l'étude approfondie de van Frankenhuyzen (1990). Pendant des décennies, les populations de TBE ont été

traitées avec divers insecticides aériens, avec des degrés d'efficacité variables (Prebble, 1975; Armstrong et Ives, 1995). Aujourd'hui, les insecticides les plus couramment utilisés contiennent du *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*, « *Btk* », une toxine stomacale ingérable dont les deux modes d'action ont été bien décrits. Les insecticides à base de tébufénozide sont également homologués au Canada pour une utilisation contre la TBE (voir également ÉA 15).

L'efficacité des pulvérisations d'insecticides *Btk* a fait l'objet d'une controverse à la fin de la dernière infestation, à la fin des années 1980, ce qui a conduit à la conception d'un modèle écophysiologique d'acquisition et d'expression de la dose (Cooke et Régnière, 1996), qui a ensuite été validé (Régnière et Cooke, 1998), prouvant sans l'ombre d'un doute que le produit était effectivement très efficace lorsqu'il était appliqué à l'aide d'aéronef à voilure fixe. Cooke et Régnière (1999) ont ensuite montré que la prévision et la mesure de l'efficacité sur le terrain requièrent des données de haute qualité, d'un niveau rarement disponible dans la plupart des situations opérationnelles. Cooke et Régnière (1996) ont montré que la combinaison optimale des paramètres de pulvérisation (moment, taille des gouttelettes, densité des gouttelettes) dépendait de l'objectif du programme : réduction de la population ou protection du feuillage. Les pulvérisations précoces (ciblant les stades larvaires L3-L4) avec de fines gouttelettes étaient censées offrir une meilleure protection du feuillage, tandis que les pulvérisations tardives (ciblant les stades larvaires L5-L6) avec de grosses gouttelettes étaient censées offrir une meilleure réduction de la population. Ces renseignements permettent aux responsables de la lutte contre les ravageurs de maximiser la probabilité d'atteindre l'objectif de leur programme, qu'il s'agisse de la protection du feuillage ou de la réduction de la population, ou encore d'un objectif intermédiaire.

Les éléments probants de l'efficacité continue du *Bt* contre la TBE n'ont cessé de s'accumuler : dans l'est du Québec dans les années 1970-1980 (Fuentealba et al., 2022), dans l'ouest du Québec dans les années 1990 (Bauce et al., 2004), et sur la Côte-Nord, au Québec, dans les années 2000 (Fuentealba et al., 2019). En résumé, de nombreux éléments probants indiquent que les populations larvaires peuvent être réduites à un niveau permettant de protéger suffisamment de feuillage pour maintenir les arbres en vie, même lors d'infestations intenses qui durent plusieurs années.

Les zones traitées opérationnellement sont généralement restreintes, de l'ordre de quelques dizaines à quelques centaines voire milliers d'hectares, mais les avantages en matière de protection devraient s'étendre, avec pour seule limite les aspects économiques et politiques des applications

aériennes. Lors de la dernière infestation au Québec, pas plus de 4 à 5 % des forêts de la province ont été traitées contre la TBE. C'est l'échelle spatiale à laquelle les avantages de la protection du feuillage se concrétisent. Bien que les populations de TBE soient temporairement réduites dans ces zones traitées, ces zones ne sont jamais assez étendues pour avoir un impact notable sur l'ensemble de la population de TBE. Les programmes de pulvérisation les plus importants jamais menés au Canada l'ont été au Nouveau-Brunswick, lors de la précédente infestation des années 1970-1980. Il a été démontré que, bien que la pulvérisation d'insecticides ait réduit les niveaux de défoliation dans les zones traitées, la durée du cycle d'infestation était identique dans les zones traitées et non traitées (Gray et MacKinnon, 2007). Ceci a été attribué à la dispersion des papillons et au recrutement des œufs, qui tendent à homogénéiser les densités de population dans différentes zones (Royama et al., 2005).

L'efficacité des pulvérisations d'insecticides contre la TBE a fait l'objet d'une étude scientifique approfondie dans les années 1970 et 1980 en raison des premiers modèles de TBE forestiers (examinés dans Sturtevant et al., 2015) qui supposaient que l'état de la forêt était à la fois nécessaire et suffisant pour expliquer le schéma de récurrence périodique des infestations. Baskerville (1975) soutient que l'abondance de sapins surannés augmente la durée des infestations, alors que Blais (1974) soutient parallèlement que l'abondance de sapins surannés accélère la récurrence des infestations de TBE. Ces suppositions ont conduit les détracteurs des pulvérisations d'insecticides à s'accorder sur le fait que le maintien de la forêt dans un état relativement vert pendant une infestation de TBE ne ferait que prolonger la durée de l'infestation. Ces modèles et cette position politique ne tenaient pas compte du rôle que pouvaient jouer les populations croissantes d'ennemis naturels spécialisés (diverses espèces de guêpe parasite [hyménoptères] et de mouches [diptères] parasites) dans la fin d'un cycle. Rétrospectivement, il s'agissait d'une lacune importante, car nous savons maintenant que certaines infestations disparaissent même lorsque la forêt n'est pas fortement endommagée (Royama, 1984), et il existe des éléments probants substantiels que l'élément manquant est la hausse de la mortalité larvaire tardive causée par ces ennemis naturels

particuliers, ainsi que la maladie microsporidienne (Royama et al., 2017). Plus le rôle des ennemis naturels dans la régulation des cycles de population de la TBE est important, moins le déclin des forêts provoqué par la TBE joue un rôle, et moins il est probable que la pulvérisation d'insecticide au milieu de l'infestation prolonge cette dernière.

Cette question de l'importance des ennemis naturels dans le déclin des infestations est abordée dans la section sur la dynamique des populations de la TBE et les infestations (ÉA 1 et 2).

Incertitude

1. Incertitude moyenne quant à la capacité des ennemis naturels de mettre fin aux cycles d'infestations avant qu'il n'y ait une mortalité généralisée des peuplements, en particulier dans les peuplements d'épinettes (comme discuté dans la section Dynamique des populations et infestations, ÉA 1 et 2).
2. Faible incertitude globale quant à l'énoncé affirmatif. La communauté scientifique s'accorde largement sur ce point.

Réduire l'incertitude

1. Utiliser et affiner les modèles de simulation pour étudier les conséquences de diverses hypothèses sur le rôle des ennemis naturels dans le contexte de l'application d'insecticides. En effet, le rôle des ennemis naturels dans le déclenchement du déclin des peuplements traités exige une plus grande attention.
2. Étudier d'autres produits de lutte contre la TBE afin de diversifier la gamme de produits disponibles. Le *Btk* est le principal insecticide actuellement utilisé dans les programmes d'épandage aérien, mais ce n'est pas le seul insecticide homologué pour lutter contre la TBE. Bien qu'il n'existe aucun élément probant de résistance au *Btk* chez les populations naturelles, et qu'il soit peu probable qu'elle évolue compte tenu des faibles pressions de sélection exercées dans le contexte forestier canadien, la résistance peut être développée dans des conditions de laboratoire hautement contrôlées.

Mesure de lutte — Coupe préventive (réorientée et accélérée) et coupe de récupération

ÉA 14 : La coupe préventive et la coupe de récupération représentent d'autres approches de lutte contre la TBE (par B.J. Cooke,

P. Therrien, L. Morneau et J.P. Brandt)

Éléments probants

Points clés

- La lutte intégrée contre les ravageurs prend en compte l'ensemble des stratégies et tactiques disponibles pour lutter contre les ravageurs tels que la TBE, et la coupe préventive et la coupe de récupération sont deux options viables.
- La coupe préventive et la coupe de récupération s'accompagnent de considérations économiques et écologiques qui doivent être examinées avec soin afin de choisir l'option la plus appropriée et de garantir la réalisation des objectifs d'aménagement forestier durable.
- D'un point de vue économique, la coupe préventive et la coupe de récupération peuvent constituer une possibilité économique, mais aussi un risque, selon l'ampleur de l'infestation, les considérations relatives aux usines et aux produits, ainsi que les conditions du marché.
- D'un point de vue écologique, il convient de procéder à des coupes préventives et à des coupes de récupération afin de minimiser les effets écologiques négatifs sur les paysages actuels et de veiller à ce que les prescriptions actuelles en matière d'aménagement forestier n'entraînent pas une augmentation de la sensibilité à la TBE et de la vulnérabilité des forêts futures lors du prochain cycle d'infestation.
- Une prise de décision optimale nécessite des données et des renseignements fiables concernant toutes les autres options.

Détails

Dans un cadre de lutte intégrée contre les ravageurs, toutes les options à la disposition des aménagistes forestiers et des responsables de la lutte contre les ravageurs forestiers doivent être examinées avec soin lorsqu'il s'agit de minimiser les impacts négatifs d'une

infestation d'insectes ou d'une épidémie de pathogènes. Dans le cas de la TBE, deux méthodes directes de lutte, la SIP (proactif) et la stratégie de protection du feuillage (réactif) ont été discutées jusqu'à présent (ÉA 10, 11, 13). Les approches sylvicoles offrent une autre série d'options aux aménagistes forestiers lorsqu'ils sont confrontés à une infestation de TBE. Dans les provinces de l'est du Canada, les coupes de bois sont généralement planifiées des dizaines d'années avant les opérations de coupe proprement dites. À mesure qu'un cycle d'infestation de TBE se manifeste puis atteint son pic environ 5 à 10 ans plus tard, des possibilités s'offrent, d'abord pour (i) la coupe préventive, notamment la réorganisation des calendriers de coupe et l'accélération de la coupe des peuplements hôtes susceptibles d'être défoliés et endommagés par la TBE, puis pour (ii) la coupe de récupération, que nous définissons comme la coupe d'arbres morts, mourants ou en détérioration (c'est-à-dire matériellement endommagés par la TBE) avant que la fibre des arbres touchés ne perde sa valeur économique (Forêts Canada, 1992; Smith et al., 1997; Ashton et Keltz, 2018). La coupe de récupération est également utilisée dans les peuplements forestiers touchés par d'autres agents de détérioration, tels que les incendies, les intempéries, les agents pathogènes ou d'autres insectes. Lors d'une infestation de TBE, la défoliation peut persister pendant des années, entraînant une perte de croissance, un dépérissement de la cime et, finalement, la mortalité et la pourriture de l'arbre (Basham, 1986). Il est important de comprendre que la mortalité causée par la TBE se produit de manière progressive, avec un intervalle continu de mortalité des tiges attendu dans les peuplements récupérés, allant de 0 à 100 %. Dans tout peuplement récupéré, une partie du peuplement contiendra des arbres vivants plus ou moins défoliés. Certains auteurs font une distinction entre la récupération et la prérécupération, la récupération s'appliquant uniquement aux peuplements présentant une mortalité et la prérécupération s'appliquant aux peuplements susceptibles d'être défoliés et de mourir (voir Blum et MacLean, 1985; Muzika et Liehold, 2000; Nyland, 2016). Nous ne faisons cependant pas cette distinction, car la prérécupération est essentiellement l'équivalent de la coupe préventive. Toutes les approches sylvicoles présentent des avantages et des risques économiques et écologiques.

La capacité à prévoir les dommages futurs de la TBE peut fournir des indications sur les peuplements à récolter en premier parmi ceux qui sont en attente de coupe. L'analyse de l'approvisionnement en bois est utilisée pour prédire les conséquences d'une modification de l'ordre de coupe. Les prévisions de dommages (ou scénarios d'impact) peuvent fournir des renseignements aux décideurs, leur permettant soit d'augmenter la possibilité annuelle de coupe (PAC) en réponse aux dommages et à la mortalité des

arbres anticipés causés par la TBE, soit d'effectuer des coupes au-delà du taux autorisé dans des circonstances normales. Plus le scénario prévisionnel est précis et fondé sur des éléments probants, plus il est probable que les opérations modifiées répondront aux objectifs d'aménagement forestier durable et seront acceptables pour les intervenants du secteur forestier.

La modification des opérations de planification des coupes peut constituer une possibilité économique, mais aussi un risque économique. Les arbres à couper sont à leur valeur maximale avant la défoliation, leur valeur diminuant avec le dépérissement et la mortalité (résultant de la défoliation). Les arbres morts et secs sont plus coûteux à trier et à usiner, et donc moins intéressants pour les entreprises forestières (Sewell et Maranada, 1978). De même, la valeur du sapin baumier, de l'épinette blanche et de l'épinette noire varie en fonction de la demande pour les produits prévus et des exigences de chaque usine. Ces facteurs peuvent être très différents selon les régions. La baisse des prix liée à la dégradation de la qualité du bois crée un fort incitatif économique à augmenter temporairement les taux de récolte tant que les populations de TBE sont encore en phase de croissance et avant que la défoliation n'atteigne 50 %. Bien que la récolte préventive puisse entraîner des pénuries d'approvisionnement en bois à long terme, elle peut être économiquement avantageuse à court terme, tant que (a) la capacité de transformation soit suffisante (notamment, le nombre d'usines, la taille des cours à bois et la disponibilité de la main-d'œuvre) et que (b) la demande ainsi que les marchés pour les produits visés existent. Si l'offre est trop élevée, les marchés peuvent devenir non réceptifs, entraînant un effondrement des prix des matières premières. Si l'on attend trop longtemps pour éliminer les tiges et les peuplements infestés, on assistera à une augmentation du bois de mauvaise qualité tué par la TBE, pour lequel la demande est faible. Le risque de conséquences économiques est proportionnel aux volumes disponibles sur le marché, et donc à l'étendue de l'infestation, à la superficie récoltée à titre préventif ou pour la récupération, et aux types de produits issus des différentes espèces hôtes qui ont été coupées.

Les marges bénéficiaires dans l'industrie des produits forestiers sont minces et les probabilités de perturbation suffisamment incertaines pour que le maintien de la rentabilité par la récupération puisse nécessiter une planification optimisée de la coupe et du développement des produits, ce qui requiert des analyses mathématiques et des programmes informatiques sophistiqués (Savage et al., 2010; Mushakhian et al., 2020).

En fin de compte, c'est l'ampleur et la synchronisation des cycles d'infestations de TBE qui provoquent des fluctuations des prix du marché. Plus l'infestation est

étendue, plus le risque de perturbation du marché est grand. Ainsi, du fait de leur caractère périodique, les infestations incitent régulièrement à procéder à orienter la récolte pour éliminer les arbres les plus sensibles et les plus vulnérables avant qu'ils n'aient été exposés à plusieurs années consécutives de défoliation grave. Cette incitation périodique crée une tension inévitable entre les objectifs d'aménagement forestier durable et le principe économique de la stabilité des prix du marché de l'offre et de la demande. Si une infestation de TBE est étendue et synchrone, elle peut entraîner des risques économiques plus importants liés à la coupe préventive et à la coupe de récupération (voir la section Impacts des infestations, ÉA 6, pour plus de détails sur les aspects économiques).

La première vague de l'infestation de TBE de 2006 à 2020 est déjà arrivée sur la Côte-Nord, au Québec, et montre quelques signes d'un début de déclin. Pendant ce temps, le cycle de l'infestation au Nouveau-Brunswick, en Ontario et dans le reste du Québec, est bien en retard par rapport à cette première vague. Le risque de conséquences commerciales pour les opérations de récupération est directement lié au risque d'infestation synchronisée à grande échelle, qui est évalué plus en détail dans le présent document (voir la section Dynamique des populations et infestations, ÉA 1 à 3). Étant donné que les volumes de bois à risque varient considérablement d'une province à l'autre, tout comme la capacité des scieries et les matières premières utilisées, la nécessité et la rentabilité de la coupe de récupération varient également d'une province à l'autre. Pour les régions au sein des provinces où la coupe ne se rapproche pas du plafond de la PAC, il y aura plus de flexibilité, et certains peuplements touchés par la TBE pourront être laissés à la succession post-perturbation sans intervention d'aménagement, ce qui offrira des avantages écologiques (voir la section sur les impacts des infestations, ÉA 7) liés à cette inaction. Précisons que l'inaction fait partie intégrante de tout cadre de lutte intégrée contre les ravageurs mis en œuvre par les aménagistes forestiers, mais qu'elle comporte des risques, notamment d'incendie (voir la section sur l'interaction avec le feu, ÉA 5).

Le cadre du Québec pour la récupération optimisée, en vertu de la *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier*, fait référence aux opérations de récupération des bois touchés par la TBE, ainsi qu'aux options disponibles pour la planification de coupe modifiée dans le contexte de l'aménagement écosystémique. De plus, la province utilise des outils de prévision pour élaborer des scénarios d'impact qui lui permettent de planifier les effets de la TBE avant qu'ils ne se produisent. Les forêts du Québec étant extrêmement variables, certaines régions, comme le Bas-Saint-Laurent et la Gaspésie, devraient connaître des opérations de récupération plus importantes que l'Abitibi-Témiscamingue, où il y a moins de peuplements présentant un risque sérieux de dommages et de mortalité

dus à la TBE. Des scénarios modifiés de prévision des coupes peuvent être élaborés pour n'importe quelle région et ajustés au fur et à mesure de l'évolution de l'infestation.

Le cadre réglementaire de l'Ontario est décrit dans le Manuel de planification de la gestion forestière, qui est régi par la *Loi sur la durabilité des forêts de la Couronne*. À mesure que les impacts de la TBE se font sentir, une équipe de planification régionale élabore un plan de lutte intégrée contre les ravageurs qui prévoit des options telles que la coupe de récupération, la réorientation et l'accélération des coupes, le brûlage dirigé, le traitement insecticide, ainsi que l'option d'inaction. L'équipe de planification régionale effectue des itérations du modèle d'aménagement forestier durable afin de prévoir les effets sur l'approvisionnement en bois des unités d'aménagement forestier de différents niveaux d'impact de la TBE et de différentes combinaisons de traitements.

Au Nouveau-Brunswick, différents scénarios d'aménagement peuvent être modélisés à l'aide d'outils d'analyse de l'approvisionnement en bois créés avec Woodstock et le système d'aide à la prise de décision pour la TBE. Le système d'aide à la prise de décision peut être appliqué pour examiner les différents effets de la modification des calendriers de coupe sur l'approvisionnement en bois et pour évaluer les réponses à la gestion et les modifications de l'ordre de coupe (MacLean, 1996).

D'un point de vue écologique, il existe des risques et des impacts positifs et négatifs liés soit aux infestations, soit à toute approche sylvicole de lutte contre la TBE, y compris l'inaction (voir la section Impacts des infestations, ÉA 5, 7). L'essentiel est que l'aménagement forestier soit axé sur la minimisation des risques et des impacts, tant pour la lutte contre l'infestation actuelle de TBE que pour les futures infestations potentielles (Burton et al., 2015). « L'hypothèse sylvicole » a été largement abordée dans la littérature (par exemple, Miller et Rusnock, 1993; Pureswaran et al., 2016; Robert et al., 2018; Kneeshaw et al., 2021; Cooke et al., 2024) tout comme le rôle potentiel que l'aménagement forestier a eu et pourrait avoir sur la susceptibilité et la vulnérabilité des futurs peuplements forestiers. Il est prouvé que les pratiques passées d'aménagement forestier influencent les futures infestations de TBE et leurs impacts (Robert et al., 2012, 2018). La coupe, qu'elle soit préventive ou de récupération, doit être effectuée de manière à minimiser les effets écologiques négatifs sur les paysages actuels et à faire en sorte que les prescriptions actuelles en matière d'aménagement n'entraînent pas une augmentation de la sensibilité à la TBE et de la vulnérabilité des forêts futures lorsque le prochain cycle d'infestation arrivera. Les pratiques d'aménagement forestier qui entraînent une augmentation de la proportion de sapins baumiers en dehors de la plage naturelle de variabilité pour une région donnée sont probablement

contre-productives du point de vue de l'intégrité de l'écosystème et de la susceptibilité et de la vulnérabilité à long terme aux infestations de TBE.

Les paradigmes de l'aménagement forestier ont continué à évoluer au fur et à mesure que les besoins et les objectifs de la société changeaient et que les connaissances scientifiques s'accumulaient (Rotherham et Armson, 2016). En effet, au cours des deux précédentes infestations de TBE, les paradigmes d'aménagement forestier sont passés d'un aménagement à rendement soutenu à un aménagement forestier polyvalent et, enfin, à une gestion intégrée des ressources forestières. Plus récemment, l'aménagement forestier s'est concentré sur la durabilité et la résilience des écosystèmes, sur une gamme plus complète de biens et de services écologiques, sur l'émulation des perturbations naturelles et sur l'aménagement axé sur l'écosystème. Ces derniers paradigmes visent un large éventail d'objectifs, notamment le maintien de la biodiversité ainsi que l'intégrité et la résilience des écosystèmes (face aux perturbations) en réduisant ou en minimisant les écarts entre les forêts aménagées et les forêts naturelles, tout en continuant à fournir une variété de biens, y compris le bois et les services (Mathey et al., 2005; McAfee et Malouin, 2008; Rist et Moen, 2013; Rotherham et Armson, 2016; Innes et Tikina, 2016). La valeur des forêts ne se limite pas au bois : la biodiversité, la séquestration du carbone, la qualité et la quantité de l'eau en sont des aspects essentiels et actuels, en particulier dans le contexte du changement mondial. Ainsi, toute intervention de lutte contre la TBE doit tenir compte de ces objectifs généraux au moment du choix de l'approche ou des approches de gestion les plus appropriées. Les travaux de Gunn et al. (2020) et Liu et al. (2022) constituent de bons exemples de ce dernier point dans le cas de la séquestration du carbone (voir la section Impacts des infestations, ÉA 7).

La précision prédictive des scénarios d'impact modélisés pour la TBE est limitée par la compréhension collective de la dynamique des populations de TBE et la précision de l'inventaire forestier. La recherche visant à améliorer cette compréhension et à réduire les incertitudes augmentera ainsi la possibilité que la coupe modifiée offre des avantages maximaux à des coûts minimaux, tout en atteignant les objectifs d'aménagement forestier durable.

Incertitude

1. Grande incertitude quant à l'effet d'opérations de récupération intenses et à grande échelle sur la communauté d'ennemis naturels de la TBE et sur le risque d'infestation au cours du cycle suivant (voir ÉA 1).

2. Incertitude faible à modérée quant à la possibilité d'atteindre les objectifs d'aménagement forestier durable avec les plans de coupe modifiés dans le cadre de la lutte contre la TBE.
3. Incertitude faible à modérée quant à l'ampleur de la récupération et de la coupe modifiée dans l'est du Canada, qui ne représentera qu'une fraction de l'étendue totale de l'infestation.
4. Faible incertitude quant à l'importance de l'échelle de l'opération modifiée pour la détermination du risque au niveau du site, du peuplement et du paysage.

Réduire l'incertitude

1. Créer de meilleurs outils pour (i) prédire les niveaux futurs de TBE et leur impact sur des valeurs multiples, et (ii) prédire les résultats écologiques des interventions proposées.
2. Déterminer l'effet des contraintes réglementaires sur les objectifs de préservation et d'aménagement forestier durable à l'échelle du paysage dans les zones touchées par les infestations de TBE.
3. Améliorer la compréhension de la manière dont la récupération et la coupe préventive peuvent affecter les considérations économiques et écologiques.

Impacts de la lutte sur les espèces non ciblées

ÉA 15 : Toutes les options de traitement insecticide de la TBE ont un certain impact sur les organismes non ciblés (par V. Martel, J.J. Bowden et E.R.D. Moise)

Éléments probants

Points clés

- Les insecticides contre la TBE disponibles sur le marché (homologués en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*), à base de *Btk* ou de tébufénozide, affectent les larves de lépidoptères qui se nourrissent au moment de l'application.
- Dans le cadre des traitements contre la TBE, seules les forêts riches en sapin baumier et en épinette (c'est-à-dire les forêts les plus sensibles à la TBE) sont traitées, ce qui limite davantage les impacts sur les organismes non ciblés en raison de restrictions spatiales.
- Des recherches récentes ont montré que le traitement insecticide (*Btk* et tébufénozide) appliqué dans le cadre de la SIP au Nouveau-Brunswick l'année du traitement ou un an plus tard n'avait aucun effet sur l'abondance et la richesse des lépidoptères.
- À des concentrations réalistes de *Btk* et de tébufénozide, l'effet sur la biodiversité aquatique est faible ou nul.
- Étant donné que les larves parasitées de TBE se nourrissent moins que les larves saines et que les insecticides doivent être ingérés pour être efficaces, les larves parasitées sont moins susceptibles d'être tuées par le traitement insecticide.

Détails

Impacts directs

Les insecticides contre la TBE disponibles sur le marché (homologués en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*), à base de *Btk* ou de tébufénozide, affectent les larves de lépidoptères qui se nourrissent au moment de l'application. Puisqu'il n'existe aucun insecticide commercial qui soit spécialement conçu pour lutter contre la TBE, toutes les options de traitement devraient avoir un certain impact sur les organismes non ciblés. En outre, cet impact est susceptible de varier selon les produits. Le tébufénozide appliqué sur les

chênes pour lutter contre la processionnaire du chêne (*Thaumetopoea processionea* Linnaeus) a affecté les lépidoptères non ciblés (l'ordre d'insectes qui comprend tous les papillons de jour et de nuit), et cet impact variait selon la famille d'insectes (Leroy et al., 2017). L'impact du *Btk* diffère également en fonction des formulations utilisées, des espèces ciblées et du stade des espèces non ciblées au moment de l'application (voir Schweitzer, 2004). La demi-vie du *Btk* est de 1,6 à 2 jours et son impact sur les chenilles non ciblées est donc relativement limité dans le temps. En revanche, la demi-vie du tébufénozide est plus longue, de 20 à 45 jours (Sundaram et al., 1996). Les effets résiduels du tébufénozide ont été démontrés chez la TBE, notamment par une réduction du succès d'accouplement et de la fécondité (Cadogan et al., 2002; van Frankenhuyzen et Régnière, 2016), et pourraient donc potentiellement affecter d'autres espèces de lépidoptères. Dans le cadre des traitements contre la TBE, seules les forêts riches en sapin baumier et en épinette (c'est-à-dire les forêts les plus sensibles à la TBE) sont traitées, ce qui limite davantage les impacts sur les organismes non ciblés en raison de restrictions spatiales (par exemple, Nunez-Mir et al., 2021).

Les communautés de lépidoptères, si elles sont affectées par les traitements insecticides contre la TBE, sont susceptibles de se rétablir en quelques années grâce à la recolonisation à partir des forêts non traitées avoisinantes, compte tenu de l'échelle spatiale limitée des applications (c'est-à-dire ciblées sur des peuplements d'épinettes et de sapins de grande valeur pour la foresterie). Par exemple, à la suite d'un traitement à forte dose de *Btk* contre la tordeuse occidentale de l'épinette, des déclin significatifs des populations de larves de lépidoptères ont été observés initialement. De nombreuses espèces ont cependant commencé à se rétablir en l'espace de deux ans (Boulton et al., 2002; Boulton et Otvos, 2004). Des réponses semblables ont été observées dans les parcelles traitées avec *Btk* pour lutter contre *Lymantria dispar*, où les réductions initiales de l'abondance de la plupart des espèces de lépidoptères non ciblées ont été inversées à la fin de la période d'échantillonnage de quatre ans, et les compositions entre les sites de traitement et de contrôle étaient semblables (Boulton et al., 2007). La fréquence et la récurrence des applications détermineront toutefois les impacts et les effets résiduels sur les espèces non ciblées, les applications annuelles étant susceptibles d'avoir des impacts plus importants que les traitements appliqués tous les deux ou trois ans. Dans le cadre de la stratégie de protection du feuillage, en cas d'infestations de TBE, un traitement visant à protéger les peuplements sélectionnés

peut être appliqué au cours d'années consécutives, bien qu'une pulvérisation tous les deux ans ait été considérée comme la meilleure approche en matière de coûts/d'avantages (Bauce et al., 2018). La plus récente SIP, employée depuis 2014 au Nouveau-Brunswick, n'a permis de traiter qu'une faible proportion de sites au cours de deux années consécutives (18,9 % des hectares traités de 2015 à 2021, D. Carleton, ministère des Ressources naturelles et Développement de l'énergie, communication personnelle). La probabilité d'impacts durables sur les espèces de lépidoptères non ciblées est donc réduite. Une étude récente a montré que le traitement insecticide (*Btk* et tébufénozide) appliqué dans le cadre de la SIP au Nouveau-Brunswick l'année du traitement ou un an plus tard n'avait aucun effet sur l'abondance et la richesse des lépidoptères (Glaus et al., 2023).

Conformément aux instructions figurant sur l'étiquette de l'insecticide, les masses d'eau ne sont pas directement pulvérisées lors des traitements contre la TBE. Il existe toutefois un risque que les insecticides dérivent vers l'eau ou s'y accumulent. Les évaluations de ces types de risques ont montré qu'à des concentrations réalistes de *Btk* et de tébufénozide, l'effet sur la biodiversité aquatique est faible ou nul (voir l'étude de Kreutzweiser et al., 2013).

Impacts indirects

Les traitements contre la TBE peuvent également avoir des effets indirects sur les organismes non ciblés en affectant la disponibilité des hôtes ou des proies pour les ennemis naturels, ou en modifiant l'habitat forestier. Tout impact négatif sur l'abondance des larves de lépidoptères pourrait avoir des répercussions négatives sur les parasitoïdes ou les prédateurs (invertébrés et vertébrés) qui dépendent des hôtes ou des proies des lépidoptères pour leur développement. Les parasitoïdes immatures se développant dans les larves de TBE tuées par un insecticide mourraient également. Cependant, étant donné que les larves parasitées de TBE se nourrissent moins que les larves saines et que les insecticides doivent être ingérés pour être efficaces, les larves parasitées sont moins susceptibles d'être tuées par le traitement (illustré pour le *Btk* par Nealis et van Frankenhuyzen, 1990). En outre, la proportion de larves de la tordeuse occidentale de l'épinette parasitées par *Apanteles fumiferanae* et *Glypta fumiferanae* était plus élevée dans les sites traités avec *Btk* que dans les sites de témoins (Hamel, 1977). Ce sont les deux principales espèces de parasitoïdes qui attaquent leur hôte au premier et au deuxième stade larvaire (instar), se développant ainsi à l'intérieur des larves de la TBE

au moment des applications de *Btk*. Cependant, Hamel (1977) a également démontré que le parasitisme de la tordeuse occidentale de l'épinette après les applications de *Btk* était plus faible dans les sites traités que dans les sites témoins, probablement parce que les hôtes avaient été en contact avec des insecticides avant que les parasitoïdes ne les attaquent. Le moment de l'application et la phénologie des différentes espèces de parasitoïdes détermineront donc l'impact des traitements insecticides contre la TBE sur les parasitoïdes.

Toute réduction des populations de lépidoptères peut également affecter leurs prédateurs, tels que les oiseaux et les araignées, en raison de la disponibilité des proies. Comme l'ont mentionné Venier et Holmes (2010), l'impact des traitements contre la TBE sur les espèces non ciblées, notamment les oiseaux, est probablement différent dans le cas de la stratégie de protection du feuillage, utilisée lorsque la TBE est abondante et que l'intensité de la prédation est faible, comparativement à la SIP, utilisée lorsque les densités de TBE sont faibles (voir la section Impacts des infestations, ÉA 7). À long terme, cependant, la mortalité des arbres résultant d'une infestation de TBE non gérée peut également avoir des effets négatifs sur les populations d'oiseaux en réduisant les sites potentiels de nidification et les sites de recherche de nourriture (Holmes et al., 2009), et pourrait également augmenter la prédation des nids (illustré pour *Lymantria dispar* dans Thurber et al., 1994). En général, malgré la possibilité que les perturbations causées par les insectes contribuent à la complexité et à la biodiversité de la forêt boréale (Bergeron et Fenton, 2012), étant donné l'ampleur et la gravité des infestations de TBE (Blais, 1983; MacLean et Ostaff, 1989, mais voir Zhao et al., 2014 pour des éléments probants de la répartition spatiale des dommages), la mortalité à grande échelle qui en résulte (en particulier dans les peuplements dominés par le sapin baumier, MacLean, 1980) suggère que les conséquences nettes en aval pourraient être négatives. Selon Schweitzer (2004), les impacts de *Btk* sur les sources de nourriture des vertébrés seraient dans certains cas inférieurs à l'impact de la défoliation causée par l'espèce d'insecte ciblée. De même, prévenir la mortalité des arbres en les traitant contre la TBE permet de préserver la forêt en tant qu'habitat pour différentes espèces en dehors du réseau trophique de la TBE, y compris des espèces en péril comme le caribou (Labadie et al., 2021). Pour plus de renseignements sur les propriétés et les services des écosystèmes, voir la section Impacts des infestations, ÉA 7.

En réduisant l'abondance et la densité de la TBE, les traitements insecticides peuvent profiter à d'autres

défoliateurs se nourrissant des mêmes arbres hôtes en raison de la réduction de la concurrence. Manderino et al. (2014), par exemple, ont conclu que l'application de *Btk* pour lutter contre la défoliation causée par *Lymantria dispar* augmentait la diversité des géométridés (famille particulière au sein de l'ordre des lépidoptères). Ces traitements pourraient donc favoriser l'abondance des espèces d'insectes se nourrissant en été, non seulement chez les lépidoptères, mais aussi chez les insectes suceurs (Homoptera) ou d'autres défoliateurs tels que les tenthrèdes (Hymenoptera), en augmentant la quantité de feuillage disponible, ce qui accroîtrait également la diversité des proies et des hôtes pour les ennemis naturels (examiné dans Schweitzer, 2004). La non-intervention en cas d'infestation d'insectes forestiers pourrait avoir des impacts non ciblés plus graves sur les lépidoptères que lorsque le traitement au *Btk* est appliqué. L'espèce responsable de l'infestation entraîne l'appauvrissement du feuillage et la mort des arbres, mais aussi une augmentation de la concurrence indirecte, autrement dit, une augmentation de la population des ennemis naturels du ravageur qui s'attaqueront également à d'autres espèces (Scriber, 2004). Les avantages de l'application d'insecticides s'étendent également à d'autres groupes d'insectes. Wayland et al. (2015) ont suggéré que *Btk* pourrait protéger la richesse des espèces de coléoptères en réduisant (ou en empêchant) la défoliation des arbres par *Lymantria dispar*.

Incertitude

1. Grande incertitude quant à l'impact indirect des traitements insecticides contre la TBE sur la diversité des insectes se nourrissant en été, sur les espèces vertébrées qui dépendent des insectes pour se nourrir, comme les oiseaux, et sur les espèces en péril.
2. Incertitude modérée quant à l'effet des traitements insecticides sur la communauté des parasitoïdes par une modification de la communauté des lépidoptères.
3. Incertitude modérée quant au fait que les traitements insecticides actuellement utilisés contre la TBE n'ont pas d'impact considérable à long terme sur les espèces de lépidoptères non ciblées qui se nourrissent au moment des traitements.
4. Incertitude modérée quant au temps de récupération des espèces de lépidoptères affectées par les traitements insecticides contre la TBE.
5. Incertitude modérée quant à l'impact des insecticides dans les masses d'eau sur les organismes non ciblés.
6. Faible incertitude quant à l'impact des traitements insecticides sur la TBE parasitée au moment de l'application.
7. Faible incertitude quant au fait que les traitements insecticides contre la TBE actuellement utilisés ont un faible impact sur les espèces de lépidoptères qui ne se nourrissent pas en même temps que les traitements contre la TBE.
8. Faible incertitude quant à l'impact des traitements insecticides contre la TBE sur d'autres espèces de lépidoptères, qui augmente lorsque la demi-vie de l'insecticide utilisé est plus longue.
9. Faible incertitude quant au fait que les traitements annuels auront un impact plus important sur les espèces de lépidoptères non ciblées que les traitements moins fréquents.

Réduire l'incertitude

1. Quantifier les impacts des traitements insecticides contre la TBE sur d'autres espèces de lépidoptères (se nourrissant au printemps, en été et en automne) en fonction de la stratégie (SIP ou stratégie de protection du feuillage), du produit de traitement (*Btk* ou tébufénozide), de l'échelle spatiale d'application, ainsi que de la fréquence des traitements.
2. Quantifier le temps nécessaire à la récupération des espèces de lépidoptères affectées par les traitements insecticides contre la TBE appliqués à différentes échelles spatiales (par exemple, types et tailles de peuplements) et temporelles (par exemple, calendrier et fréquence des traitements).
3. Quantifier l'accumulation d'insecticides dans les masses d'eau à l'intérieur ou à proximité des sites traités contre la TBE et l'impact de ces insecticides sur les insectes aquatiques.
4. Quantifier la diversité et l'abondance des insectes se nourrissant en été (lépidoptères et autres insectes) et des parasitoïdes dans les forêts traitées par rapport aux forêts non traitées de composition, d'âge et de structure semblables.
5. Quantifier la mortalité causée par les traitements insecticides chez les parasitoïdes se développant dans la TBE ou chez d'autres espèces non ciblées se nourrissant au même moment.
6. Quantifier la diversité et l'abondance des vertébrés, y compris des oiseaux, dans les sites traités contre la TBE par rapport aux sites non traités.

Caractérisation du risque

Notre caractérisation du risque doit nécessairement s'effectuer à un niveau global. Sur le plan géographique, nous nous référons à de vastes zones dans l'aire de répartition de la TBE, de l'Ontario à l'est jusqu'aux provinces atlantiques, plutôt qu'à des peuplements forestiers particuliers. En outre, la nature du risque est décrite de manière qualitative et comparative, plutôt que quantitative. Sur le plan temporel, sauf indication contraire, notre caractérisation des risques se réfère aux 10 à 15 prochaines années. Nous caractérisons le risque à l'aide des deux éléments fondamentaux du risque que pose les ravageurs : la probabilité d'occurrence et les conséquences d'une telle occurrence.

Probabilité d'occurrence

La probabilité d'occurrence fait ici référence à l'apparition d'une infestation de TBE, et pas seulement à l'apparition de populations de cet insecte défoliateur. Nous définissons une infestation comme une augmentation de l'abondance de la TBE dans une région donnée, entraînant une défoliation suffisamment importante, sur une superficie suffisamment vaste pour être observée lors de relevés aériens (Gray, 2008). Pour caractériser cet élément de risque, nous utilisons les données pertinentes et les incertitudes décrites dans le présent rapport et tentons de répondre à la question de savoir où et quand les infestations se produiront, et de tenir compte de ce qui peut être fait (ou est fait) pour les prévenir ou minimiser leur probabilité. En d'autres termes, comment les activités d'atténuation affecteront-elles le lieu et le moment où les infestations se produisent.

Où se produiront les infestations et quand?

Des infestations de TBE sont actuellement observées dans de nombreuses régions de l'est du Canada. Il est très probable qu'elles persistent et s'étendent à d'autres régions vulnérables avoisinantes au cours des prochaines années (ÉA 1). Au Québec, il semble que l'infestation ait atteint son pic. Cependant, elle continuera probablement à s'étendre aux zones vulnérables aux

alentours de la zone actuellement touchée (par exemple, l'ouest du Québec), même si la superficie totale défoliée au Québec a récemment diminué. Les limites nord de l'infestation dépassent celles des infestations survenues au XX^e siècle et auparavant (ÉA 1). La SIP n'est pas efficace contre une infestation bien établie comme celle qui sévit actuellement dans de vastes régions du Québec (ÉA 2, ÉA 10, ÉA 12). Bien qu'elle n'ait débuté que depuis quelques années, l'infestation dans l'est de l'Ontario, près de la frontière québécoise, va s'intensifier et se propager, et pourrait occuper une superficie semblable à celle des infestations précédentes dans cette région. Au cours des 35 dernières années, la composition des forêts de l'ouest de l'Ontario et du nord-ouest du Québec a évolué vers une plus grande proportion de feuillus et une réduction de la proportion de sapins et d'épinettes vulnérables à la TBE (Marchais et al., 2022). Même si l'on s'attend toujours à ce que des infestations se produisent, elles pourraient s'étendre sur une superficie plus restreinte que par le passé. La figure 6 montre l'évolution de la composition des espèces d'arbres entre 1984 et 2019 (adapté de Hermosilla et al., 2022). Nous avons tracé des polygones sur la carte afin de marquer de vastes zones géographiques où des changements importants d'espèces pertinents pour la TBE ont été observés. La comparaison des 2 cartes révèle des changements notables au cours des 35 dernières années, les forêts vulnérables à la TBE (les forêts d'épinette et de sapin) étant remplacées par des espèces d'arbres plus résistantes, tant en Ontario qu'au Québec. Du point de vue temporel, l'infestation dans l'ouest de l'Ontario sera probablement en retard d'une dizaine d'années par rapport au reste de la province, tant en ce qui concerne l'apparition de l'infestation que sa disparition, d'après l'expérience tirée des infestations précédentes.

Quelles mesures peuvent être prises (ou sont prises) pour les prévenir ou minimiser leur probabilité d'occurrence?

Les infestations de TBE caractérisées par les irrptions, qui est un élément important de la SIP, est probablement lié à l'échelle. Toutefois, il existe une grande incertitude quant à ce lien et, par conséquent, quant à la possibilité

de prévenir les infestations (ÉA 2). Il est probable que la faisabilité de la prévention diminue à mesure que le cycle de la population à l'échelle de la zone augmente dans les régions environnantes (ÉA 2). En raison de l'efficacité de la SIP jusqu'à présent (ÉA 11), nous pensons que le Nouveau-Brunswick n'atteindra pas un niveau d'infestation (mais présentera des zones de défoliation), si la SIP continue d'être appliquée de la même manière au cours des prochaines années. Au-delà de cette période, si l'application de la SIP cesse, la probabilité d'apparition d'une infestation reste inconnue à l'heure actuelle. L'interruption de la SIP à ce stade entraînerait probablement le déclenchement d'une infestation dans le nord du Nouveau-Brunswick, en raison d'une forte pression exercée par les populations de la TBE en provenance du Québec encore présente dans cette région (ÉA 3). Les populations du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse, commencent à augmenter. Ce déclenchement de l'infestation est en retard de quelques années sur l'infestation du Nouveau-Brunswick. Si la SIP est appliquée de la même façon qu'au Nouveau-Brunswick, on peut s'attendre à un risque aussi faible que celui décrit ci-dessus. Il est toutefois possible que la dispersion répétée sur de longues distances de papillons immigrants en provenance du Québec vers le Cap-Breton augmente le risque en Nouvelle-Écosse (ÉA 3). En outre, si l'application de la SIP devait être interrompue au Nouveau-Brunswick à ce stade, le déclenchement attendu d'une infestation dans le nord de la province augmenterait probablement la pression exercée par les populations de la TBE en Nouvelle-Écosse au cours des prochaines années.

La dispersion sur de longues distances peut jouer un rôle important dans le déclenchement et la propagation des infestations (ÉA 3). Les fortes populations, la vaste étendue géographique de l'infestation et les vents dominants dans l'est du Québec constituent une cause probable de dispersion sur de longues distances vers les provinces situées plus à l'est. Le nord du Nouveau-Brunswick, l'ouest de Terre-Neuve (île) et le nord-est de la Nouvelle-Écosse (Cap-Breton) sont les destinations les plus probables de ces immigrants (ÉA 3). La détection précoce des immigrations de masse et la réaction à ces dernières sont essentielles à l'efficacité de la SIP, et la prévention durable nécessite un traitement après l'immigration (ÉA 3, ÉA 10). Les populations se sont rapidement développées sur la partie ouest de l'île de Terre-Neuve. Des traitements insecticides dans le cadre d'une SIP sont appliqués depuis plusieurs années, mais leur effet sur l'infestation est largement inconnu. L'influence des ennemis naturels sur la

TBE à Terre-Neuve-et-Labrador n'est pas encore connue (ÉA 12). Si elle est moindre qu'au Nouveau-Brunswick et dans d'autres régions du Canada, la probabilité d'une infestation sur l'île de Terre-Neuve serait plus élevée que dans les autres provinces de l'Atlantique. L'Île-du-Prince-Édouard aura probablement de faibles populations de TBE (c'est-à-dire en dessous du seuil d'irruption) et aucune infestation n'est prévue.

Dans les régions où une stratégie de protection du feuillage, une coupe de récupération ou une coupe préventive sont appliquées, ces mesures n'auront aucune incidence sur la trajectoire d'une infestation en cours (ÉA 12, ÉA 14). La surveillance actuellement entreprise par les provinces pour orienter l'une ou l'autre de ces approches de lutte semble suffisante pour atteindre leurs objectifs (ÉA 9). Si le niveau de surveillance pour la détection des points chauds dans une province particulière ou dans un territoire donné où une SIP est appliquée ne permet pas de détecter des populations de petite taille, mais en expansion avant qu'elles n'atteignent un seuil d'irruption, la SIP peut cesser d'être une option de lutte valable, car les populations peuvent rapidement augmenter au-delà de la capacité de suppression d'une telle stratégie (ÉA 2, ÉA 3, ÉA 9).

Conséquences de l'occurrence

Pour caractériser le risque au sein de cet élément, nous nous appuyons sur les éléments probants et les incertitudes pertinents décrits dans le présent rapport et tentons de répondre aux questions suivantes : Quel sera l'impact des infestations sur les forêts d'épinettes et de sapins et les valeurs qui en découlent? Quelle influence les activités d'atténuation auront-elles sur les conséquences des infestations?

Quelles seront les conséquences des infestations de TBE sur les forêts d'épinettes et de sapins?

Perte de volume commercial. Toutes les régions de l'est du Canada qui connaissent des infestations pluriannuelles perdront des volumes commerciaux d'épinettes et de sapins en raison de la mortalité et de la perte de croissance et, par conséquent, ces pertes affecteront l'approvisionnement en fibres des usines situées à proximité (ÉA 6). La vulnérabilité des peuplements et des régions varie en fonction de la proportion des différentes espèces hôtes,

les plus vulnérables étant ceux qui contiennent un grand nombre de sapins (ÉA 6). La tolérance à l'égard de l'impact variera d'une région à l'autre (ÉA 6). Les régions dont l'approvisionnement en bois est sous-exploité pourront compenser ces pertes de bois, car d'autres régions non endommagées ou moins endommagées peuvent être exploitées à la place (ÉA 6). La plupart des régions vulnérables de l'Ontario, de la Nouvelle-Écosse et de l'île de Terre-Neuve font partie de cette catégorie. D'autre part, le Nouveau-Brunswick, qui dispose d'une réserve de bois complètement exploitée, ne peut compenser aucune perte de volume de bois (qu'il s'agisse d'une perte de croissance ou de la mortalité des arbres) et des infestations non maîtrisées affecteront directement l'industrie forestière

de la province. Le Québec se situe entre ces deux cas en matière de conséquences sur approvisionnement en bois.

Modification du risque d'incendie. Il existe une relation claire, mais complexe entre les infestations et le risque d'incendie de forêt (ÉA 5). Les peuplements morts de sapins baumiers augmenteront la fréquence ou la taille des aires brûlées dans la plupart des régions de l'est du Canada qui sont sensibles aux infestations de TBE (ÉA 5). Ce risque aura tendance à être décalé de quelques années par rapport à la mortalité causée par la TBE. L'évolution du climat et les régimes météorologiques futurs qui en découleront devraient complexifier la relation entre la TBE et les incendies, rendant ainsi l'évaluation des risques plus difficile (ÉA 5).

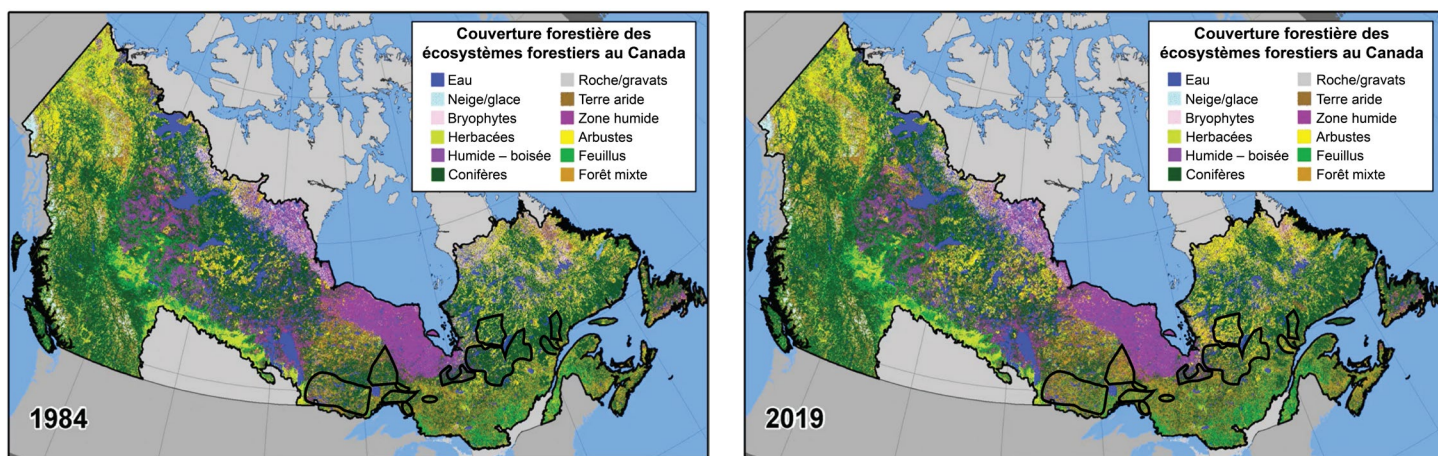


Figure 6. Évolution de la composition des espèces d'arbres entre 1984 et 2019 (adapté de Hermosilla et al., 2022). Des polygones ont été ajoutés pour indiquer les grandes zones où l'on observe des changements importants dans les espèces, notamment en ce qui concerne la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

Conséquences sur la dynamique des écosystèmes.

Une réduction de la capacité à séquestrer le carbone est possible puisque les infestations de TBE peuvent transformer des régions de puits de carbone en sources de carbone (ÉA 7). Cette situation est plus probable dans les zones où des mesures de lutte contre la TBE ne sont pas mises en œuvre. Dans les régions où des infestations de TBE surviennent périodiquement, l'intégrité de l'écosystème devrait résister aux infestations à long terme. Toutefois, on peut s'attendre à des effets négatifs à court terme sur certains services écosystémiques (tels que les changements de succession immédiats, la diminution de la production nette de l'écosystème et la diminution de la séquestration du carbone qui en découle) (ÉA 7). Dans la majeure partie de l'est du Canada, les infestations de TBE sont une composante intrinsèque de la dynamique forestière et nous nous attendons donc à ce que les peuplements touchés fassent preuve de résilience à long terme si ces infestations surviennent

dans le cadre de la variabilité naturelle et n'interagissent pas négativement avec d'autres agents ou facteurs de perturbation (ÉA 7). Les effets immédiats sur la succession varieront en fonction des caractéristiques du peuplement avant l'infestation et peuvent être prononcés. Les nouveaux habitats (non adaptés à la TBE en raison de l'expansion de l'aire de répartition vers le nord de l'insecte induite par les changements climatiques) sont susceptibles d'être plus sensibles aux effets néfastes et peuvent également évoluer vers un nouvel état indésirable (ÉA 4, ÉA 7, ÉA 8). Les modifications de la biodiversité causées par la TBE dans la majeure partie de son aire de répartition traditionnelle devraient se situer dans la marge de variabilité naturelle (ÉA 7). Avec le déplacement ou l'expansion prévus des infestations de TBE vers des régions plus au nord, nous nous attendons à des conséquences plus importantes, en fonction de la gravité de l'infestation, sur les services culturels offerts par la forêt pour les collectivités autochtones et rurales, ainsi

que sur les aires protégées (ÉA 4, ÉA 8). La nature et la gravité de ces conséquences demeurent en grande partie inconnues, mais il est probable qu'elles augmenteront à long terme à mesure que le climat continuera à changer (ÉA 4). Les conséquences négatives sur les éléments des écosystèmes forestiers (directes et indirectes) des programmes d'épandage aérien contre la TBE, que ce soit dans le cadre d'une stratégie de protection du feuillage ou d'une SIP, sont envisageables, mais peu probables, car la technologie de pulvérisation s'est considérablement améliorée en ce qui concerne l'application, la distribution et la dérive, et les produits insecticides utilisés ont beaucoup moins d'effets non désirés que ceux utilisés lors des infestations précédentes (ÉA 15).

Autres répercussions potentielles. Des effets négatifs sur l'industrie du tourisme sont possibles, en particulier dans les endroits où les infestations se propagent librement, comme les parcs nationaux et provinciaux (ÉA 8).

Quelle influence les activités d'atténuation auront-elles sur les conséquences des infestations?

Dans les régions où la stratégie de protection du feuillage est employée pour la TBE, comme le Québec et l'Ontario, les zones traitées (y compris celles où des applications répétées peuvent être nécessaires) subiront une certaine perte de croissance chez le sapin baumier et l'épinette, mais on s'attend à une faible mortalité dans ces zones au cours de l'infestation, en particulier chez l'épinette qui est moins sensible (ÉA 13). En conséquence, tous les impacts négatifs dans les zones traitées seront nettement inférieurs à ceux résultant d'une infestation non atténuée. Les stratégies de coupe de récupération et de coupe préventive devraient se poursuivre au Québec et pourraient commencer en Ontario dans les régions où la stratégie de protection du feuillage n'est pas mise en œuvre (ÉA 14). Comme pour toutes les stratégies de lutte intégrée contre les ravageurs, l'objectif est d'atteindre les objectifs d'aménagement forestier et d'atténuer les conséquences négatives (ÉA 10-14). Il convient de noter que, par rapport à la superficie totale de l'infestation, seul un faible pourcentage des zones défoliées dans ces provinces est traité. Cependant, ces forêts sont également les plus productives et les plus importantes pour d'autres biens et services écosystémiques.

Risques découlant de l'interaction avec les changements climatiques

Le système de la TBE est sensible à de nombreux facteurs liés au climat et il est donc probable que les changements climatiques exerceront des influences multiples au cours des prochaines décennies. Le système épinette-sapin-TBE est susceptible de changer, mais ces changements à moyen et long terme sont difficiles à prévoir. Les changements affecteront sans doute à la fois la probabilité d'occurrence des infestations (par exemple, les infestations se produisant plus fréquemment et dans de nouvelles forêts nordiques) et les conséquences de telles occurrences, telles que des impacts plus marqués sur les forêts d'épinettes noires (ÉA 4). La réduction des nombreuses incertitudes décrites ci-dessus par la collecte de données de base supplémentaires et le suivi des changements qui se produisent au fil du temps permettra de mieux caractériser les risques futurs liés aux changements climatiques (ÉA 4). Les fluctuations à court terme du système épinette-sapin-TBE dues aux changements climatiques peuvent surprendre l'écosystème en générant des perturbations temporaires de l'équilibre entre les forêts d'épinettes, la TBE et le climat, qui, ensemble, pourraient faire évoluer ces systèmes vers un nouvel état.

Niveaux de risque

Nous évaluons le risque selon un gradient allant de faible à élevé et différencié par région, le cas échéant. Nous évaluons les niveaux de risque pour chaque province de l'est du Canada (voir figure 7).

Avec la SIP actuelle appliquée au Nouveau-Brunswick, la province présente un faible risque d'infestation de TBE, car les niveaux de population de l'insecte restent à un niveau endémique inférieur au seuil d'irruption. Si les populations augmentent et dépassent le seuil ou si l'on décide d'adopter plutôt la stratégie de protection du feuillage, le risque augmenterait pour devenir modéré à élevé, et l'infestation devrait se propager à travers la province au cours des prochaines années. La perte de croissance et la mortalité pourraient être plus importantes que lors des infestations précédentes, car il est peu probable qu'une stratégie de protection du feuillage soit mise en œuvre à l'échelle de la province (comme ce fut le cas lors de l'infestation précédente), en raison des coûts élevés et des perceptions négatives que pourrait avoir le public. Il est plus probable que la

stratégie de protection du feuillage soit mise en œuvre dans les zones les plus prioritaires. L'adoption d'une politique de non-traitement contre la TBE (c'est-à-dire qu'on laisse l'infestation suivre son cours sans intervenir) dans les forêts de la province est très improbable et n'est pas évaluée dans le présent rapport.

La Nouvelle-Écosse est un partenaire de la SIP dans le cadre du Partenariat pour une forêt en santé (partenariatforetsante.ca) et devrait appliquer cette stratégie si les niveaux de population le justifient. Si la dispersion massive sur de longues distances entraîne une augmentation des populations dans la province, le risque demeure faible si la SIP est appliquée en Nouvelle-Écosse comme au Nouveau-Brunswick. En revanche, si une stratégie de protection du feuillage est mise en œuvre à la place, le risque passe à moyen. Le risque est également légèrement plus faible en Nouvelle-Écosse en raison de la moindre sensibilité des forêts et de l'approvisionnement en bois moins exploitée qu'au Nouveau-Brunswick.

La province de Terre-Neuve-et-Labrador applique la SIP sur l'île, mais pas dans le parc national du Gros-Morne, qui se trouve sur la côte ouest de l'île. L'efficacité de la SIP demeure inconnue, car il est trop tôt dans le processus pour détecter les effets de l'intervention. La superficie des forêts sensibles de l'île étant considérable, les conséquences d'un fort taux de défoliation seraient probablement importantes. Malgré une grande incertitude, on s'attend à ce que le niveau de risque à Terre-Neuve-et-Labrador soit plus élevé qu'au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, mais moins élevé qu'en Ontario et au Québec, notamment si les populations au Québec continuent de diminuer.

L'Île-du-Prince-Édouard est également partenaire de la SIP dans le cadre du Partenariat pour une forêt en santé. Cette province peut recevoir des papillons par dispersion sur de longues distances depuis le Québec ou le Nouveau-Brunswick, mais le risque d'une infestation de TBE est très faible en raison de

la quantité relativement faible de forêts d'épinettes et de sapins sensibles sur l'île. Ainsi, la faible population du ravageur, combinée au succès actuel de la SIP au Nouveau-Brunswick, devrait maintenir une pression faible des populations sur l'Île-du-Prince-Édouard.

Le Québec possède de vastes zones de forêts sensibles et connaît depuis 2006 une infestation généralisée dans une grande partie de l'est et de l'ouest de la province. Bien que l'infestation semble avoir atteint son pic dans les régions de l'est du Québec et qu'elle puisse entamer une phase de déclin pour revenir à des niveaux de population endémiques, on peut s'attendre à encore plusieurs années de défoliation importante (c'est-à-dire dans l'ouest du Québec), ce qui rend le risque élevé dans les régions habituellement touchées par la TBE et moyen dans le nord, où les pertes de bois seront moins importantes d'un point de vue commercial, mais où les impacts écologiques potentiels peuvent être plus importants.

L'Ontario compte également de vastes zones de forêts d'épinette et de sapins sensibles. Les zones d'infestation du nord-est de l'Ontario et de l'ouest du Québec font partie de la même infestation, qui s'étend de part et d'autre de la frontière provinciale. Le cycle de la population dans l'ouest du Québec suggère que le nord-est de l'Ontario sera exposé à un risque moyen à élevé pendant encore plusieurs années. Le nord-ouest de l'Ontario présente quant à lui un risque moyen, mais qui pourrait être inférieur à celui de la dernière infestation en raison des changements intervenus dans la composition des forêts au cours des dernières décennies. Il en résultera une réduction de l'intensité des infestations et un décalage de 10 ans ou plus par rapport au nord-est de l'Ontario. La pression démographique sera interne, car la zone des points chauds probables est étendue. Par ailleurs, l'infestation actuelle dans le Minnesota pourrait constituer une source potentielle de femelles immigrantes. Dans le sud de l'Ontario, en raison de la récente infestation dans cette région, nous ne prévoyons pas une autre infestation dans les 10 à 15 prochaines années.

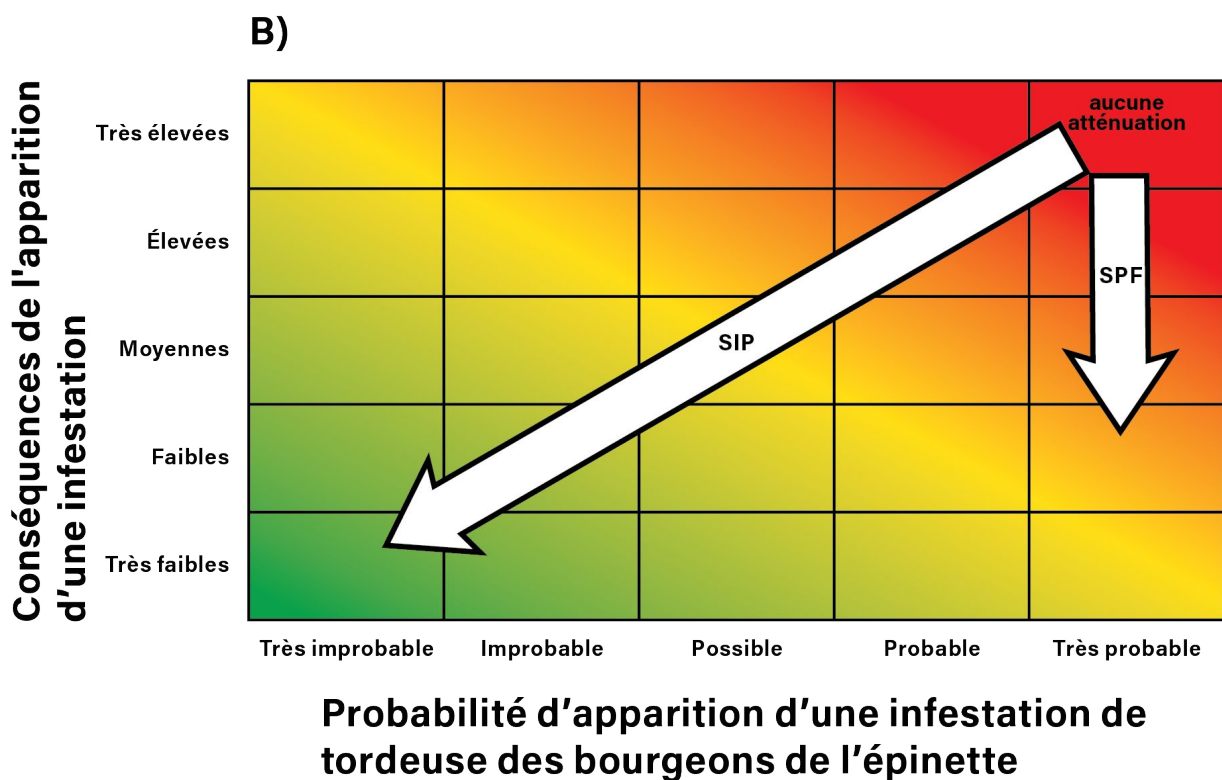
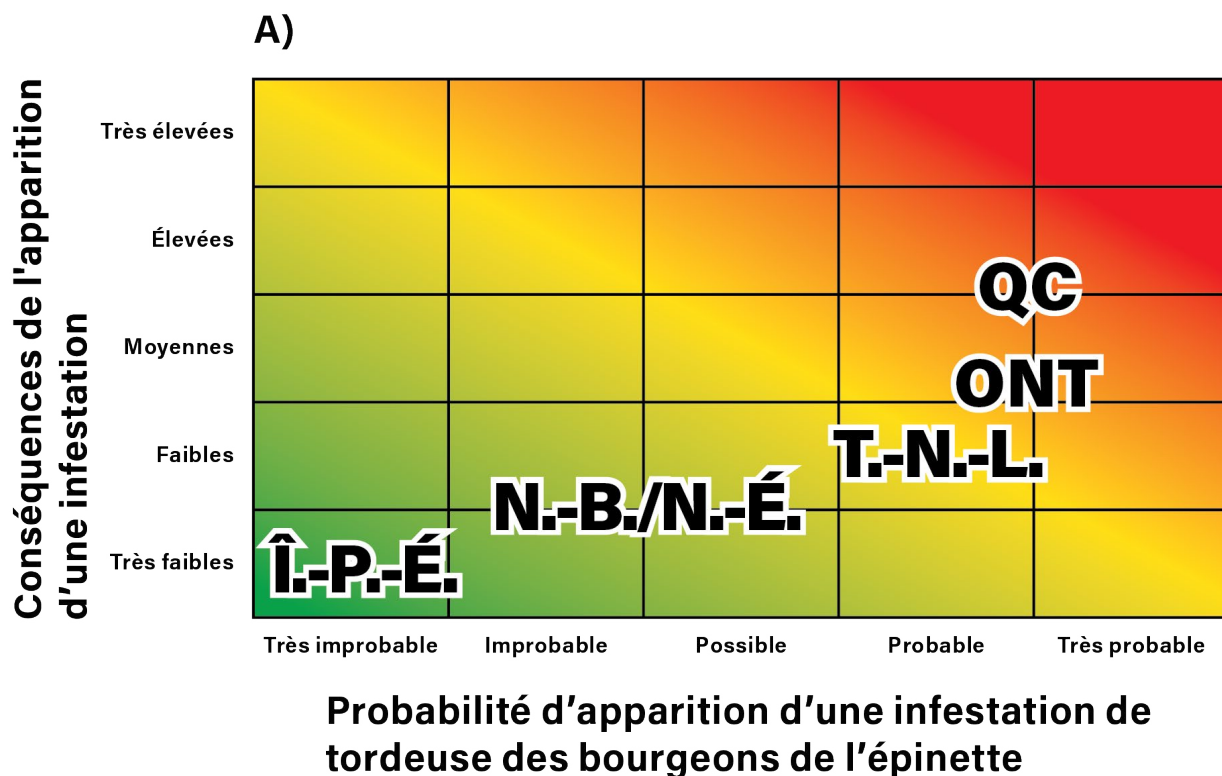


Figure 7. Matrice des risques montrant a) le niveau de risque pour chaque province au cours des 10 à 15 prochaines années compte tenu de la stratégie ou des mesures de lutte prévues, et b) l'effet relatif des deux principales stratégies de lutte contre la TBE sur le niveau de risque.

Conclusions

Depuis le début du XX^e siècle, le Canada a connu quatre grandes infestations de TBE. Au cours du premier quart du XXI^e siècle, l'est du pays en subit une cinquième. Au cours des 125 dernières années, la TBE a eu un impact majeur sur la pratique de la foresterie. Et tant que l'insecte continuera à affecter négativement les objectifs en matière d'aménagement forestier, on peut s'attendre à ce qu'il en soit de même à l'avenir. La lutte contre la TBE a évolué au fur et à mesure que nos connaissances se sont enrichies (Alfaro et Langor, 2016). Pendant une grande partie du XX^e siècle, l'accent a été mis sur la lutte chimique, mais à partir des années 1970, l'approche a évolué vers la pulvérisation de zones de plus en plus petites, le recours aux insecticides biologiques et l'utilisation d'autres méthodes basées sur la sylviculture. Les responsables de la lutte contre les ravageurs ou les aménagistes forestiers qui s'occupent des infestations de TBE utilisent actuellement un large éventail de tactiques. Ces tactiques dépendent des objectifs d'aménagement forestier ou du territoire pour une zone donnée. On reconnaît également que la TBE et les mesures de lutte contre ce ravageur comportent à la fois des coûts et des avantages. C'est pourquoi ces éléments doivent être soigneusement pris en compte lors de la prise de décision concernant l'option de lutte la plus appropriée, y compris la non-intervention, pour une zone donnée.

Les paradigmes de l'aménagement forestier ont continué à évoluer au fur et à mesure que les besoins et les valeurs de la société changeaient et que les connaissances scientifiques s'accumulaient (Rotherham et Armson, 2016; Alfaro et Langor, 2016). En effet, au cours des deux précédentes infestations de TBE, les paradigmes d'aménagement forestier sont passés d'un aménagement à rendement soutenu à un aménagement forestier polyvalent et, enfin, à un aménagement intégré des ressources forestières. Plus récemment, l'aménagement forestier s'est concentré sur la durabilité et la résilience des écosystèmes, sur une gamme plus complète de biens et de services écologiques, sur l'émulation des perturbations naturelles et sur l'aménagement axé sur l'écosystème. Ces derniers paradigmes visent un large éventail d'objectifs, notamment le maintien de la biodiversité ainsi que l'intégrité et la résilience des écosystèmes (face aux perturbations) en réduisant ou en minimisant les écarts entre les forêts aménagées et les forêts naturelles, tout en continuant à fournir

une variété de biens, y compris le bois et les services non marchands (Mathey et al., 2005; McAfee et Malouin, 2008; Rist et Moen, 2013; Rotherham et Armson, 2016; Innes et Tikina, 2016). La valeur des forêts ne se limite pas au bois : la biodiversité, la séquestration du carbone, la qualité et la quantité de l'eau en sont des aspects essentiels et actuels, en particulier dans le contexte du changement mondial. Ces espaces ont également une valeur culturelle pour les peuples autochtones qui détiennent des connaissances sur ces écosystèmes et utilisent ces forêts à des fins multiples. Ainsi, toute intervention de lutte contre la TBE doit tenir compte de ces objectifs généraux au moment du choix de l'approche ou des approches de gestion les plus appropriées.

L'aménagement écosystémique implique de prendre en compte les interactions entre les composants de l'écosystème et la manière dont les mesures de lutte peuvent les affecter. Un principe fondamental de cette compréhension est que la TBE est une composante naturelle des forêts d'épinettes et de sapins. C'est particulièrement vrai pour les forêts boréales et hémiboréales d'épinettes et de sapins, où les infestations périodiques de TBE constituent un élément majeur des schémas de perturbation à grande échelle, au même titre que les incendies et les tempêtes de vent. Ces événements ont également une incidence les uns sur les autres, puisqu'ils s'ajoutent les uns aux autres, conduisent les uns aux autres ou s'inhibent les uns les autres. Les mesures de lutte indirectes (par exemple, la diminution ou l'augmentation de la proportion de sapin baumier à la suite de la coupe ou de la suppression des incendies de forêt) peuvent exacerber ou atténuer ces perturbations. De même, les stratégies de lutte directes, telles qu'une stratégie de protection du feuillage pendant les infestations de TBE ou la prévention des infestations par le biais de la SIP, pourraient affecter les valeurs de l'écosystème, en fonction de l'échelle à laquelle les mesures sont prises. Avec la stratégie de protection du feuillage, il est important de tenir compte du fait que même si, en général, seule une petite superficie de forêt est traitée, cette forêt est généralement la plus productive et contient le bois de plus grande valeur. Avec la SIP en revanche, la fluctuation de la population de TBE et ses conséquences sont évitées. Par conséquent, la politique de lutte contre la TBE doit prendre en compte les risques écologiques liés à la gestion ou à la non-gestion des infestations de TBE.

Au cours de notre processus d'analyse des risques, nous avons décelé d'importantes lacunes dans les connaissances qui doivent être comblées pour réduire les incertitudes liées aux risques et aux connaissances en matière de TBE. Le tableau 2 présente un résumé de 15 des lacunes les plus importantes en matière de connaissances. Les énoncés affirmatifs et les lacunes dans les connaissances qui y sont associées peuvent être utilisés pour déterminer les domaines de recherche prioritaires. Il est de plus en plus reconnu que la compréhension de la dynamique des populations est essentielle à l'élaboration de politiques et de pratiques de lutte appropriées contre la TBE. Il est notamment essentiel que nous ayons une meilleure compréhension des mécanismes qui permettent d'éliminer et de maintenir les populations à des niveaux endémiques, des facteurs ou des changements qui entraînent l'apparition de populations qui ont une dynamique caractérisée par les irrptions et des causes de l'effondrement des populations touchées par les infestations. Ces données sont essentielles pour prévoir la période, le lieu, la gravité, la durée et l'impact des infestations de TBE. Elles sont également essentielles lors de la sélection des options de lutte : SIP, stratégie de protection du feuillage, coupe de récupération, coupe préventive, coupe accélérée, ou aucune action.

Le rôle de la dispersion des papillons dans les infestations est lié aux mécanismes précédents. Nous devons déterminer avec plus de précision si les infestations apparaissent d'elles-mêmes dans le paysage ou si les immigrations des papillons engendrent, accélèrent ou synchronisent des augmentations de populations locales qui se regroupent en grandes infestations régionales. Nous devons également savoir à quelle échelle ces interactions se produisent. Une telle compréhension permet de sélectionner avec plus de confiance les stratégies de lutte appropriées.

En effet, une meilleure compréhension de la manière dont les interactions dans le système de la TBE affectent la santé et la résilience des forêts d'épinette et de sapins permettra d'améliorer les politiques et les pratiques d'aménagement forestier. Ces interactions comprennent les composantes naturelles du système, telles que les feux de forêt, le climat, les oiseaux, les décomposeurs, les petits et grands mammifères, les systèmes aquatiques, les espèces en péril, les sols et la séquestration du carbone (c'est-à-dire les biens et services écosystémiques). Cette compréhension doit également prendre en compte les effets des stratégies de lutte sur la santé et la résilience globales des écosystèmes forestiers, ainsi

que le continuum d'échelles spatiales et temporelles, des différents peuplements aux paysages, et du court au long terme, auxquelles la gestion de la TBE peut avoir un impact sur les différentes composantes du fonctionnement écologique.

La lutte contre la TBE et l'aménagement forestier en général bénéficieront d'une meilleure compréhension des coûts et des avantages des options disponibles. Les coûts et avantages à prendre en compte sont d'ordre économique, social et écologique. Il est essentiel de prendre en compte les coûts et les avantages de l'inaction. En réalité, connaître l'efficacité relative et les conséquences des différentes options de lutte contre la TBE est crucial pour décider de l'option, ou de la combinaison d'options, la plus susceptible d'offrir le rapport coût/bénéfice le plus favorable et d'aboutir aux résultats souhaités. Un thème dominant de cette évaluation des risques est la comparaison entre une SIP et une stratégie de protection du feuillage. D'autres options, telles que la coupe de récupération ou la coupe accélérée, devraient également être envisagées. Les gestionnaires de ressources doivent être en mesure de prendre des décisions en connaissance de cause avant l'apparition d'une infestation ou au moins, aux phases initiales d'une infestation, sur les tactiques à déployer, quand, où, pendant combien de temps, avec quelles ressources, à quel coût et à quelle échelle.

Enfin, les implications des changements climatiques constituent un autre axe de recherche non négligeable. La grande incertitude qui entoure ce phénomène est susceptible d'avoir une incidence sur toutes les autres questions soulevées dans la présente évaluation des risques. Les changements climatiques pourraient également perturber et modifier le système de la TBE à tel point que notre compréhension actuelle de l'écologie et de la lutte contre la TBE ne serait plus juste ou applicable. La recherche visant à combler les lacunes en matière de connaissances sur la TBE est essentielle pour améliorer l'aménagement des forêts face aux infestations de cet insecte et pour minimiser les conséquences négatives futures tout en maintenant la résilience à long terme des forêts.

Tableau 2 : De nombreuses incertitudes ont été identifiées au cours du processus d'évaluation des risques liés aux infestations de TBE. Les éléments suivants, classés par ordre de priorité, doivent être pris en compte pour réduire les incertitudes liées aux énoncés affirmatifs discutés et examinés dans le cadre de ce processus. Les éléments supplémentaires nécessitant de la recherche plus approfondie pour les énoncés affirmatifs individuels sont énumérés dans le rapport complet.

Énoncé affirmatif	Réduire l'incertitude	Autorités en charge d'identifier les lacunes en matière de connaissances
ÉA 1 : Les infestations de TBE sont périodiques et les mécanismes d'irruption de la population sont bien maîtrisés	Déterminer les mécanismes d'irruption des populations endémiques.	B.J. Cooke, J. Régnière et J.-N. Candau
ÉA 2 : Les irruptions de population de TBE sont évitables	Caractériser les facteurs affectant la transition entre les épicentres et les infestations à grande échelle à l'aide d'une modélisation spatiale synthétique et d'une validation. Une grande partie de notre « compréhension » provient de l'écologie théorique, et non des mesures menées sur le terrain. Il s'agit d'un domaine de recherche urgent si nous voulons prévoir les risques liés à la TBE à l'horizon de 10 à 15 ans.	B.J. Cooke, J. Régnière et J.-N. Candau
ÉA 11 : L'application soutenue de la SIP à court terme (environ cinq années supplémentaires) réduira l'impact à long terme de la TBE dans le Canada atlantique	Surveiller et évaluer l'efficacité à long terme de la SIP dans le Canada atlantique.	J.J. Bowden, E.R.D. Moise et R.C. Johns
ÉA 3 : La dispersion sur de longues distances des papillons de la TBE est un facteur important dans les infestations	Lancer des recherches écophysiologiques sur les facteurs régissant le décollage et la capacité à poursuivre le vol afin d'améliorer la prévision de la première partie du vol. Des besoins semblables existent pour le pliage des ailes et la descente, suivis par le comportement de choix de l'hôte, en particulier pour le vol de nuit et lorsque les papillons sont contraints de descendre en raison de fronts de tempête convectifs.	B.J. Cooke, J. Régnière et J.-N. Candau
ÉA 13 : Une stratégie de protection du feuillage peut réduire les impacts de la TBE, mais ne modifiera pas de manière considérable la période, la durée ou les lieux de l'infestation	Utiliser et affiner les modèles de simulation pour étudier les conséquences de diverses hypothèses sur le rôle des ennemis naturels dans le contexte de l'application d'insecticides. En effet, le rôle des ennemis naturels dans le déclenchement du déclin dans les peuplements traités exige une plus grande attention.	B.J. Cooke, P. Therrien, L. Morneau
ÉA 10 : Certains éléments et principes essentiels de la SIP doivent être inclus pour une approche réussie de la lutte contre la TBE	Examiner l'application des principes de la SIP dans diverses juridictions, à différents endroits et selon différentes intensités d'infestations locales.	R.C. Johns, J.J. Bowden et E.R.D. Moise
ÉA 4 : Les changements climatiques modifient la distribution, l'échelle et l'intensité des infestations de TBE dans les forêts de l'est du Canada	Quantifier l'impact de la température sur le temps de développement de différentes espèces de parasitoïdes de la TBE et de leurs principaux hôtes de substitution, et développer des modèles de prédiction pour la performance et la distribution des parasitoïdes de la TBE dans différents scénarios de changements climatiques.	A.D. Roe, D.S. Pureswaran, J.J. Bowden, J. Régnière, E.R.D. Moise et V. Martel
ÉA 7 : L'intégrité de l'écosystème est généralement résiliente aux infestations naturelles de TBE, mais celles-ci modifient les propriétés à des échelles temporelles et spatiales plus courtes	Quantifier les impacts à long terme de la suppression des infestations de TBE sur les écosystèmes forestiers ayant évolué sous un régime de perturbation lié à la TBE dans le contexte des changements climatiques.	L.A. Venier, M. Stastny, C.B. Edge et J.J. Bowden
ÉA 6 : Les infestations de TBE peuvent avoir un impact négatif sur les valeurs marchandes et non marchandes des forêts	Améliorer les connaissances sur les attitudes, les préférences, la volonté de payer et les coûts des solutions de lutte contre la TBE. Ces connaissances permettraient de déterminer et de justifier les programmes de lutte contre la TBE et de sensibiliser le public, les intervenants directement concernés et les peuples autochtones aux options, aux possibilités et aux compromis possibles.	D.W. McKenney, E.S. Hope et V. Lantz
ÉA 14 : La coupe préventive et la coupe de récupération représentent d'autres approches de lutte contre la TBE	Créer de meilleurs outils pour (i) prédire les niveaux futurs de TBE et leur impact sur des valeurs multiples, et (ii) prédire les résultats écologiques des interventions proposées.	B.J. Cooke, P. Therrien, L. Morneau et J.P. Brandt
ÉA 12 : De multiples approches de lutte sont nécessaires pour réduire le risque de TBE dans différentes juridictions où il existe différents objectifs de lutte et contextes forestiers	Déterminer les conséquences non ciblées et en aval de la SIP par rapport à une stratégie de non-intervention sur la structure et la fonction de la communauté forestière.	J.J. Bowden, E.R.D. Moise, R.C. Johns
ÉA 15 : Toutes les options de traitement insecticide de la TBE ont un certain impact sur les organismes non ciblés	Quantifier les impacts des traitements insecticides contre la TBE sur d'autres espèces de lépidoptères (se nourrissant au printemps, en été et en automne) en fonction de la stratégie (SIP ou stratégie de protection du feuillage), du produit de traitement (Btk ou tébufénozide), de l'échelle spatiale d'application, ainsi que de la fréquence des traitements.	V. Martel, J.J. Bowden, E.R.D. Moise
ÉA 5 : Les infestations de TBE augmentent le risque d'incendie de forêt	Améliorer la caractérisation des types de combustibles liés à la TBE et intégrer ces types de combustibles dans les outils opérationnels et les cartes de combustibles grâce à la recherche empirique et à la surveillance.	L.M. Johnston et Y. Boulanger
ÉA 8 : Les infestations de TBE affecteront de manière considérable les services culturels d'importance critique pour les collectivités rurales et autochtones dans les zones gérées et protégées	Améliorer la compréhension des services culturels affectés, ou favorisés, par les infestations de TBE ou leur prévention, en particulier dans les collectivités rurales et isolées.	J.J. Bowden, D. Churchill, C.C. Sponarski et M. Stastny
ÉA 9 : Les méthodes et intensités de surveillance actuelles sont adéquates pour une lutte efficace contre la TBE	Améliorer la compréhension des types ou des combinaisons de méthodes de surveillance qui pourraient être utilisées pour surveiller les sites éloignés dans le cadre de la SIP et de la stratégie de protection du feuillage (c'est-à-dire les zones sans accès routier).	R.C. Johns, D. Carleton et J.P. Brandt

Remerciements

L'élaboration de ce rapport n'aurait pas été possible sans l'aide et la participation de nombreuses personnes. Avant de commencer la rédaction, un atelier virtuel a été organisé au début du mois d'août 2021. L'atelier a été organisé et animé par les rédacteurs, ainsi que par Jean-Luc St-Germain et Ryan Lalonde. Liste des participants et de leurs organisations :

Joseph Bowden	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
James Brandt	Programme de gestion des risques liés aux ravageurs, administration centrale, Service canadien des forêts
Mark Budd	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Jean-Nöel Candau	Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts
Drew Carleton	Ressources naturelles et Développement de l'énergie, gouvernement du Nouveau-Brunswick
Barry Cooke	Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts
Christopher Edge	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Peter Fullarton	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Rob Johns	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Lynn Johnston	Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts
Ryan Lalonde	Programme de gestion des risques liés aux ravageurs, administration centrale, Service canadien des forêts
Rosanna Lamb	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Daniel Lavigne	Ministère des Terres et des Forêts, gouvernement de la Nouvelle-Écosse
Véronique Martel	Centre forestier des Laurentides, Service canadien des forêts
Dan McKenney	Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts
Eric Moise	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Louis Morneau	Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, gouvernement du Québec
Vince Nealis	Centre de foresterie du Pacifique, Service canadien des forêts (émérite)
Kevin Porter	Aminateur

Deepa Pureswaran	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Jacques Régnière	Centre forestier des Laurentides, Service canadien des forêts
Amanda Roe	Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts
Dan Rowlinson	Développement du Nord, des Mines, des Richesses naturelles et des Forêts, gouvernement de l'Ontario
Laurie Saulnier	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Taylor Scarr	Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts
Michael Stastny	Centre de foresterie de l'Atlantique, Service canadien des forêts
Jean-Luc St-Germain	Programme de gestion des risques liés aux ravageurs, administration centrale, Service canadien des forêts
Pierre Therrien	Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, gouvernement du Québec
Lisa Venier	Centre de foresterie des Grands Lacs, Service canadien des forêts

Nous remercions également Vince Nealis, Rory McIntosh (ministère de l'Environnement de la Saskatchewan) et Dan Kneeshaw (Université du Québec à Montréal), qui ont relu la version préliminaire du rapport et nous ont fait part de leurs commentaires et suggestions utiles. Merci également à Ian DeMerchant, qui a réalisé les figures 1 et 4.

Ouvrages cités

- Alcamo, J.; Ash, N.J.; Butler, C.D.; Callicott, J.B.; Capistrano, D.; Carpenter, S.R.; Castilla, J.C.; Chambers, R.; Chopra, K.; Cropper, A.; Daily, G.C.; Dasgupta, P.; de Groot, R.; Dietz, T.; Duraiappah, A.K.; Gadgil, M.; Hassan, R.; Lambin, E.F.; Lebel, L.; Leemans, R.; Jiyuan, L.; Malingreau, J.-P.; May, R.M.; McCalla, A.F.; McMichael, A.J.; Moldan, B.; Mooney, H.; Naeem, S.; Nelson, C.C.; Wen-Yuan, N.; Noble, I.; Zhiyun, O.; Pagiola, S.; Pauly, D.; Percy, P.; Pingali, P.; Prescott-Allen, R.; Reid, W.V.; Ricketts, T.H.; Samper, C.; Scholes, R.; Simons, H.; Toth, F.L.; Turpie, J.K.; Watson, R.T.; Wilbanks, T.J.; Williams, M.; Wood, S.; Shidong, Z.; Zurek, M.B. et Hamilton, K. 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. United Nations Environment Program, Millennium Ecosystem Assessment Board. Island Press. Washington, DC, États-Unis. 266 p.
- Alfaro, R.I. et Langor, D.L. 2016. Changing paradigms in the management of forest insect disturbances. The Canadian Entomologist, 148(S1), S7-S18. <https://doi.org/10.4039/tce.2016.30>
- Arango, C.; Ponette-Gonzalez, A.; Neziri, I. et Bailey, J. 2019. Western spruce budworm effects on throughfall N, P, and C fluxes and soil nutrient status in the Pacific Northwest. Revue canadienne de recherche forestière, 49(10), 1207-1218. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0523>
- Armstrong, J.A. et Ives, W.G.H., éditeurs. 1995. Insectes forestiers ravageurs du Canada. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Direction des sciences et du développement durable. Ottawa, Ontario. 732 p.
- Ashton, M.S. et Kelty, M.J. 2018. The practice of silviculture: applied forest ecology, 10e édition. John Wiley and Sons. New York, New York, États-Unis. 776 p.
- Asselin, H. 2015. Chapitre 41 : Indigenous forest knowledge. Dans K.S.-H. Peh, R.T. Corlett et Y. Bergeron, éditeurs. Routledge Handbook of Forest Ecology. Routledge, New York. <https://doi.org/10.4324/9781315818290>
- Atwood, C.E. 1944. The feeding habits of young spruce budworm larvae. The Canadian Entomologist 76(3), 64-66. <https://doi.org/10.4039/Ent7664-3>
- Ayres, M.P. et Lombardero, M.J. 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. Science of the Total Environment, 262(3), 263-286. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00528-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00528-3)
- Basham J.T. 1986. Biological factors influencing stem deterioration rates and salvage planning in balsam fir killed after defoliation by spruce budworm. Revue canadienne de recherche forestière, 16(6), 1217-1229. <https://doi.org/10.1139/x86-217>
- Baskerville, G.L. 1975. Spruce budworm: super silviculturist. The Forestry Chronicle, 51(4), 138-140. <https://doi.org/10.5558/tfc51138-4>
- Baskerville, G.L. 1976. Report of the task-force for evaluation of budworm control alternatives. Prepared for: Le comité du Cabinet sur le développement économique, province du Nouveau-Brunswick. Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. 210 p.
- Batzler, H.O. 1973. Net effect of spruce budworm defoliation on mortality and growth of balsam fir. Journal of Forestry, 71, 34-37.
- Bauce, É.; Carisey, N.; Dupont, A. et van Frankenhuyzen, K. 2004. *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* aerial spray prescriptions for balsam fir stand protection against spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae). Journal of Economic Entomology, 97(5), 1624-1634. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-97.5.1624>
- Bauce, É.; Fuentealba, A.; Berthiaume, R.; Quezada-Garcia, R.; Dupont, A. et Hébert, C. 2018. Comparaison de divers scénarios d'arrosages aériens au *Bacillus thuringiensis* ssp. *kurstaki* (Btk) contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) (TBE) en fonction des essences hôtes. 145e assemblée annuelle de la Société d'entomologie du Québec, 29-30 novembre 2018.
- Bélisle, A.C. et Asselin, H. 2021. A collaborative typology of boreal Indigenous landscapes. Revue canadienne de recherche forestière, 51(9), 1253-1262. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0369>
- Belle-Isle, J. et Kneeshaw, D. 2007. A stand and landscape comparison of the effects of a spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) outbreak to the combined effects of harvesting and thinning on forest structure. Forest Ecology and Management, 246(2-3), 163-174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.038>
- Bellemin-Noël, B.; Bourassa, S.; Despland, E.; De Grandpré, L. et Pureswaran, D.S. 2021. Improved performance of the eastern spruce budworm on black spruce as warming temperatures disrupt phenological defenses. Global Change Biology, 27(14), 3358-3366. <https://doi.org/10.1111/gcb.15643>
- Belyea, R.M. 1952. Death and deterioration of balsam fir weakened by spruce budworm defoliation in Ontario. The Canadian Entomologist, 84(11), 325-335. <https://doi.org/10.4039/Ent84325-11>
- Bergeron, Y. et Fenton, N.J. 2012. Boreal forests of eastern Canada revisited: old growth, nonfire disturbances, forest succession, and biodiversity. Botany, 90(6), 509-523. <https://doi.org/10.1139/b2012-034>
- Bergeron, Y. et 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(4), 493-500. <https://doi.org/10.2307/3237264>
- Berguet, C.; Martin, M.; Arseneault, D. et Morin, H. 2021. Spatiotemporal dynamics of 20th-century spruce budworm outbreaks in eastern Canada: three distinct patterns of outbreak severity. Frontiers in Ecology and Evolution, 8, 487. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.544088>

- Binder, S.; Haight, R.G.; Polasky, S.; Warziniack, T.; Mockrin, M.H.; Deal, R.L. et Arthaud, G. 2017. Assessment and valuation of forest ecosystem services: state of the science review. United States Department of Agriculture, Forest Service., Northern Research Station. Newtown Square, Pennsylvanie. Rapport technique général. NRS-170.
- Blais, J.R. 1953. Effects of the destruction of the current year's foliage of balsam fir on the fecundity and habits of flight of the spruce budworm. *The Canadian Entomologist*, 85(12), 446-448. <https://doi.org/10.4039/Ent85446-12>
- Blais, J.R. 1957. Some relationships of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Clem.), to black spruce, *Picea mariana* (Moench) Voss. *The Forestry Chronicle*, 33(4), 364-372. <https://doi.org/10.5558/tfc33364-4>
- Blais, J.R. 1958. Effects of defoliation by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* Clem.) on radial growth at breast height of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) and white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss.). *The Forestry Chronicle*, 34(1), 39-47. <https://doi.org/10.5558/tfc34039-1>
- Blais, J.R. 1974. The policy of keeping trees alive via spray operations may hasten the recurrence of spruce budworm outbreaks. *The Forestry Chronicle*, 50(1), 19-21. <https://doi.org/10.5558/tfc50019-1>
- Blais, J.R. 1981. Mortality of balsam fir and white spruce following a spruce budworm outbreak in the Ottawa River watershed in Quebec. *Revue canadienne de recherche forestière*, 11(3), 620-629. <https://doi.org/10.1139/x81-085>
- Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency, extent and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*, 13(4), 539-547. <https://doi.org/10.1139/x83-079>
- Blais, J.R. 1985. Epidemiology of the spruce budworm in western Ontario: a discussion. *The Forestry Chronicle*, 61(6), 494-498. <https://doi.org/10.5558/tfc61494-6>
- Blum, B.A. et MacLean, D.A. 1985. Potential silviculture, harvesting, and salvaging practices in eastern North America. Pages 264-280 dans C.J. Sanders, R.W. Stark, E.J. Mullins et J. Murphy, éditeurs. Recent advances in spruce budworms research. Proceedings of the CANUSA Spruce Budworms Research Symposium, 16-20 September 1984, Bangor, Maine. Agriculture Canada, Ministère d'État des Forêts. Ottawa, Ontario.
- Bognounou, F.; De Grandpré, L.; Pureswaran, D.S. et Kneeshaw, D. 2017. Temporal variation in plant neighborhood effects on the defoliation of primary and secondary hosts by an insect pest. *Ecosphere*, 8(3), e01759. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1759>
- Bouchard, M. et 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. et Bergeron, Y. 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\[2319:FDASSB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2319:FDASSB]2.0.CO;2)
- Bouchard, M.; Martel, V.; Régnière, J.; Therrien, P. et Pinto-Correia, D.L. 2018b. Do natural enemies explain fluctuations in low-density spruce budworm populations? *Ecology*, 99(9), 2047-2057. <https://doi.org/10.1002/ecy.2417>
- Bouchard, M. et 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.; Régnière, J. et Therrien, P. 2018a. Bottom-up factors contribute to large-scale synchrony in spruce budworm populations. *Revue canadienne de recherche forestière*, 48(3), 277-284. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0051>
- Boucher, D.; Boulanger, Y.; Aubin, I.; Bernier, P.Y.; Beaudoin, A.; Guindon, L. et Gauthier, S. 2018. Current and projected cumulative impacts of fire, drought and insects on timber volumes across Canada. *Ecological Applications*, 28(5), 1245-1259. <https://doi.org/10.1002/eap.1724>
- Boulanger, Y. et Arseneault, D. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Revue canadienne de recherche forestière*, 34(5), 1035-1043. <https://doi.org/10.1139/x03-269>
- Boulanger, Y.; Arseneault, D.; Morin, H.; Jardon, Y.; Bertrand, P. et Dagneau C. 2012. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years. *Revue canadienne de recherche forestière*, 42(7), 1264-1276. <https://doi.org/10.1139/x2012-069>
- Boulanger, Y.; Desaint, A.; Martel, V.; Marchand, M.; Massoda Tonye, S.; Saint-Amant, R. et Régnière, J. 2024. Recent climate change strongly impacted the population dynamic of a North American insect species. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2024.08.08.607030>
- Boulanger, Y.; Fabry, F.; Kilambi, A.; Pureswaran, D.S.; Sturtevant, B.R. et Saint-Amant, R. 2017. The use of weather surveillance radar and high-resolution three dimensional weather data to monitor a spruce budworm mass exodus flight. *Agricultural and Forest Meteorology*, 234-235, 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.12.018>
- Boulanger, Y.; Gauthier, S.; Gray, D.R.; Le Goff, H.; Lefort, P. et Morissette, J. 2013. Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. *Ecological Applications*, 23(4), 904-923. <https://doi.org/10.1890/12-0698.1>
- Boulanger, Y.; Gray, D.R.; Cooke, B.J. et De Grandpré, L. 2016. Model-specification uncertainty in future forest pest outbreak. *Global Change Biology*, 22(4), 1595-1607. <https://doi.org/10.1111/gcb.13142>
- Boulanger, Y. et Puigdevall, J.P. 2021. Boreal forests will be more severely affected by projected anthropogenic climate forcing than mixedwood and northern hardwood forests in eastern Canada. *Landscape Ecology*, 36, 1725-1740. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01241-7>
- Boulton, T.J. et Otvos, I.S. 2004. Monitoring native non-target Lepidoptera for three years following a high dose and volume application of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki*. *International Journal of Pest Management*, 50(4), 297-305. <https://doi.org/10.1080/09670870412331286058>

- Boulton, T.J.; Otvos, I.S.; Halwas, K.L. et Rohlf, D.A. 2007. Recovery of nontarget Lepidoptera on Vancouver Island, Canada: one and four years after a gypsy moth eradication program. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(4), 738-748. <https://doi.org/10.1897/06-079R1.1>
- Boulton, T.J.; Otvos, I.S. et Ring, R.A. 2002. Monitoring nontarget Lepidoptera on *Ribes cereum* to investigate side effects of an operational application of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki*. *Environmental Entomology*, 31(5), 903-913. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-31.5.903>
- Bowden, J.J.; van der Meer, B.; Moise, E.R.D.; Johns, R.C. et Williams, M. 2023. Not just for the birds: spiders as natural enemies of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*, Clem.). *Journal of Applied Entomology*, 147(2), 176-180. <https://doi.org/10.1111/jen.13096>
- Brandt, J.P. 2009. The extent of the North American boreal zone. *Environmental Reviews*, 17, 101-161. <https://doi.org/10.1139/A09-004>
- Brandt, J.P. et Amirault, P. 1994. Forest insect- and disease-caused depletions to forests of west-central Canada: 1982-87. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, région du nord-ouest, Centre de foresterie du Nord. Edmonton, Alberta. Rapport d'information NOR-X-333. 28 p.
- Brandt, J.P.; Flannigan, M.D.; Maynard, D.G.; Thompson, I.D. et Volney, W.J.A. 2013. An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, 21(4), 207-226. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0040>
- Brassard, B.W. et Chen, H.Y.H. 2006. Stand structural dynamics of North American boreal forests. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25(2), 115-137. <https://doi.org/10.1080/07352680500348857>
- Brockerhoff, E.G.; Barbaro, L.; Castagnyrol, B.; Forrester, D.I.; Gardiner, B.; González-Olabarria, J.R.; Lyver, P.O'B.; Meurisse, N.; Oxbrough, A.; Taki, H.; Thompson, I.D.; van der Plas, F. et Jactel, H. 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26, 3005-3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Buma, B. 2015. Disturbance interactions: characterization, prediction, and the potential for cascading effects. *Ecosphere*, 6(4), 1-15. <https://doi.org/10.1890/ES15-00058.1>
- Burger, J.; Gochfeld, M.; Pletnikoff, K.; Snigaroff, R.; Snigaroff, D. et Stamm, T. 2008. Ecocultural attributes: evaluating ecological degradation in terms of ecological goods and services versus subsistence and tribal values. *Risk Analysis*, 28(5), 1261-1271. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2008.01093.x>
- Burton, P.J.; Messier, C.; Adamowicz, W.L. et Kuuluvainen, T. 2006. Sustainable management of Canada's boreal forests: progress and prospects. *Ecoscience*, 13(2), 234-248. <https://doi.org/10.2980/1195-6860-13-2-234.1>
- Burton, P.J.; Svoboda, M.; Kneeshaw, D. et Gottschalk, K.W. 2015. Options for promoting the recovery and rehabilitation of forests affected by severe insect outbreaks, Chapitre 24. Pages 495-517 dans J.A. Stanturf, éditeur. *Restoration of boreal and temperate Forests*, Volume 13. CRC Press. Boca Raton, Floride, États-Unis.
- Buttersson, S.; Roe, A.D. et Marshall, K.E. 2021. Plasticity of cold hardiness in the eastern spruce budworm, *Choristoneura fumiferana*. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 259, 110998. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2021.110998>
- Cadogan, B.L.; Scharbach, R.D.; Krause, R.E. et Knowles, K.R. 2002. Evaluation of tebufenozide carry-over and residual effects on spruce budworm. *Journal of Economic Entomology*, 95(3), 578-586. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-95.3.578>
- Cameron, J.M. 1975. Biological insecticides. Pages 25-33 dans M.L. Prebble, éditeur. *Aerial control of forest insects in Canada*. Ministère de l'Environnement. Ottawa, Ontario. 330 p.
- Candau, J.-N. et Fleming, R.A. 2005. Landscape-scale spatial distribution of spruce budworm defoliation in relation to bioclimatic conditions. *Revue canadienne de recherche forestière*, 35(9), 2218-2232. <https://doi.org/10.1139/x05-078>
- Candau, J.-N. et Fleming, R.A. 2008. Forecasting the response to climate change of the major natural biotic disturbance regime in Ontario's forests: the spruce budworm. Ministère des Ressources naturelles de l'Ontario. Ontario Forest Research Institute. Sault Ste. Marie, Ontario. Climate change research report, No. CCRR-13. 14 p.
- Candau, J.-N. et Fleming, R.A. 2011. Forecasting the response of spruce budworm defoliation to climate change in Ontario. *Revue canadienne de recherche forestière*, 41(10), 1948-1960. <https://doi.org/10.1139/x11-134>
- Candau, J.-N.; Fleming, R.A. et Hopkin, A. 1998. Spatiotemporal patterns of large-scale defoliation caused by the spruce budworm in Ontario since 1941. *Revue canadienne de recherche forestière*, 28(11), 1733-1741. <https://doi.org/10.1139/x98-164>
- Candau, J.-N.; Fleming, R.A. et Wang, X. 2018. Ecoregional patterns of spruce budworm—wildfire interactions in central Canada's forests. *Forests*, 9(3), 137. <https://doi.org/10.3390/f9030137>
- Caverley, N. 2009. An Indigenous perspective on economic sustainability in mountain pine beetle-affected communities. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 10(2), 140-147.
- Centre interservices des feux de forêt du Canada. 2021. Glossaire Canadien des termes employés en gestion des incendies forestiers. Groupe de travail sur la formation du CIFFC. 34 p. Disponible à : https://www.ciffr.ca/sites/default/files/2023-04/CIFFC_glossary_v2023-04-24-FR.pdf [Consulté en septembre 2021]
- Chang, W.-Y.; Lantz, V.A. et MacLean, D.A. 2009. Public attitudes about forest pest outbreaks and control options: case studies in two Canadian provinces. *Forest Ecology and Management*, 257(4), 1333-1343. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.031>
- Chang, W.-Y.; Lantz, V.A.; Hennigar, C.R. et MacLean, D.A. 2012a. Benefit-cost analysis of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* Clem.) control: incorporating market and non-market values. *Journal of Environmental Management*, 93(1), 104-122. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.08.022>

- Chang, W.-Y.; Lantz, V.A.; Hennigar, C.R. et MacLean, D.A. 2012b. Economic impacts of forest pests: a case study of spruce budworm outbreaks and control in New Brunswick, Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*, 42(3), 490-505. <https://doi.org/10.1139/x11-190>
- Chang, W.-Y.; Lantz, V.A. et MacLean, D.A. 2011. Social benefits of controlling forest insect outbreaks: a contingent valuation analysis in two Canadian provinces. *Revue canadienne d'Agroéconomie*, 59(3), 383-404. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7976.2010.01208.x>
- Clemmensen, K.E.; Bahr, A.; Ovaskainen, O.; Dahlberg, A.; Ekblad, A.; Wallander, H.; Stenlid, J.; Finlay, R.D.; Wardle, D.A. et Lindahl, B.D. 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science*, 339(6127), 1615-1618. <https://doi.org/10.1126/science.1231923>
- Cobb, T.P.; Morissette, J.L.; Jacobs, J.M.; Koivula, M.J.; Spence, J.R. et Langor, D.W. 2010. Effects of postfire salvage logging on deadwood-associated beetles. *Conservation Biology*, 25(1), 94-104. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01566.x>
- Cooke, B.J.; Nealis, V.G. et Régnière, J. 2007. Insect defoliators as periodic disturbances in northern forest ecosystems. Pages 487-526 dans E.A. Johnson et K. Miyanishi, éditeurs. *Plant disturbance ecology: the process and the response* (2^e édition). Elsevier Academic Press. Burlington, Massachusetts, États-Unis. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818813-2.00012-5>
- Cooke, B.J. et Régnière, J. 1996. An object-oriented, process-based stochastic simulation model of *Bacillus thuringiensis* efficacy against spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Lepidoptera: Tortricidae). *International Journal of Pest Management*, 42(4), 291-306. <https://doi.org/10.1080/09670879609372009>
- Cooke, B.J. et Régnière, J. 1999. Predictability and measurability of *Bacillus thuringiensis* efficacy against spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae). *Environmental Entomology*, 28(4), 711-721. <https://doi.org/10.1093/ee/28.4.711>
- Cooke, B.J., Robert, L.-E.; Sturtevant, B.R.; Kneeshaw, D. et Thapa, B. 2024. Confronting the cycle synchronization paradigm of defoliator outbreaks in space and time – evidence from two systems in a mixed-species forest landscape. *Journal of Ecology*, 112(1), 152-173. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14226>
- Condon, B. et Adamowicz, V. 1995. The economic value of moose hunting in Newfoundland. *Revue canadienne de recherche forestière*, 25(2), 319-328 <https://doi.org/10.1139/x95-036>
- Cotton-Gagnon, A.; Simard, M.; De Grandpré, L. et 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>
- Craig, C.; Mazerolle, M.J.; Taylor, P.D.; Tremblay, J.A. et Villard, M.-A. 2019. Predictors of habitat use and nesting success for two sympatric species of boreal woodpeckers in an unburned, managed forest landscape. *Forest Ecology and Management*, 438, 131-141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.016>
- Cuff, W. et Walker, H.D. 1985. Integration of forest management and pest management in the eastern provinces of Canada. Pages 443-464 dans C.J. Sanders, R.W. Stark, E.J. Mullins, et J. Murphy, éditeurs. *Recent advances in spruce budworms research. Proceedings of the CANUSA Spruce Budworms Research Symposium*, 16-20 September 1984, Bangor, Maine. Agriculture Canada, Ministère d'État des Forêts. Ottawa, Ontario.
- Davidson-Hunt, I.; Duchesne, L.C. et Zasada J.C., editors. 2001. *Forest communities in the third millennium: linking research, business, and policy toward a sustainable non-timber forest product sector. Proceedings of the meeting. 1-4 October 1999. Kenora, Ontario, Canada. United States Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. St. Paul, Minnesota. General Technical Report NC-217. 151 p.* <https://doi.org/10.2737/NC-GTR-217>
- Davidson-Hunt, I.J. et O'Flaherty, R.M. 2007. Researchers, Indigenous Peoples, and place-based learning communities. *Society & Natural Resources*, 20(4), 291-305. <https://doi.org/10.1080/08941920601161312>
- De Grandpré, L.; Marchand, M.; Kneeshaw, D.D.; Paré, D.; Boucher, D.; Bourassa, S.; Gervais, D.; Simard, M.; Griffin, J.M. et Pureswaran, D.S. 2022. Defoliation-induced changes in foliage quality may trigger broad-scale insect outbreaks. *Communications Biology*, 5, 463. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03407-8>
- Department of Environment and Conservation. 2015. Newfoundland and Labrador moose management plan, 2015-2020. Department of Environment and Conservation, Newfoundland and Labrador Wildlife Division. St. John's, Terre-Neuve et Labrador. Disponible à : <https://www.gov.nl.ca/ffa/files/wildlife-wildlife-pdf-moose-plan-2015-2020.pdf> [Consulté en octobre 2021]
- Diamond, S.E. et Yilmaz, A.R. 2018. The role of tolerance variation in vulnerability forecasting of insects. *Current Opinion in Insect Science*, 29, 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.07.009>
- Dorais, L. et Kettela, E.G. (compilateurs). 1982. A review of entomological survey and assessment techniques used in regional spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Clem.), surveys and in the assessment of operational spray programs. Report of the Committee for Standardization of Survey and Assessment Techniques, Eastern Spruce Budworm Council. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources. Ste-Foy, Québec. 43 p.
- Drever, M.C.; Smith, A.C.; Venier, L.A.; Sleep, D.J.H. et MacLean, D.A. 2018. Cross-scale effects of spruce budworm outbreaks on boreal warblers in eastern Canada. *Ecology and Evolution*, 8(15), 7334-7345. <https://doi.org/10.1002/ece3.4244>
- Duchesne, L.C. et Wetzel S. 2002. Managing timber and non-timber forest product resources in Canada's forests: needs for integration and research. *The Forestry Chronicle*, 78(6), 837-842. <https://doi.org/10.5558/tfc78837-6>
- Dukes, J.S.; Pontius, J.; Orwig, D.; Garnas, J.R.; Rodgers, V.L.; Brazee, N.; Cooke, B.; Theoharides, K.A.; Stange, E.E.; Harrington, R.; Ehrenfeld, J.; Gurevitch, J.; Lerdau, M.; Stinson, K.; Wick, R. et Ayres, M. 2009. Responses of insect pests, pathogens and invasive species to climate change in the forests of northeastern North America: What can we predict? *Revue canadienne de recherche forestière*, 39(2), 231-248. <https://doi.org/10.1139/X08-171>

- Duncan, J.P.; Powell, J.A.; Gordillo, L.F. et Eason, J. 2015. A model for mountain pine beetle outbreaks in an age-structured forest: predicting severity and outbreak-recovery cycle period. *Bulletin of Mathematical Biology*, 77, 1256-1284. <https://doi.org/10.1007/s11538-015-0085-5>
- Dymond, C.C.; Neilson, E.T.; Stinson, G.; Porter, K.; MacLean, D.A.; Gray, D.R.; Campagna, M. et Kurz, W.A. 2010. Future spruce budworm outbreak may create a carbon source in eastern Canadian forests. *Ecosystems*, 13, 917-931. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9364-z>
- Edburg, S.L.; Hicke, J.A.; Brooks, P.D.; Pendall, E.G.; Ewers, B.E.; Norton, U.; Gochis, D.; Gutmann, E.D. et Meddens, A.J.H. 2012. Cascading impacts of bark beetle-caused tree mortality on coupled biogeophysical and biogeochemical processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(8), 416-424. <https://doi.org/10.1890/110173>
- Ekholm, A.; Tack, A.J.M.; Pulkkinen, P. et Roslin, T. 2020. Host plant phenology, insect outbreaks and herbivore communities – the importance of timing. *Journal of Animal Ecology*, 89(3), 829-841. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13151>
- Elliott, K.R. 1960. A history of recent infestations of the spruce budworm in northern Ontario, and an estimate of resultant timber losses. *The Forestry Chronicle*, 36(1), 61-82. <https://doi.org/10.5558/tfc36061-1>
- Environnement et Changement climatique Canada. 2020a. Base de données canadienne sur les aires protégées et de conservation. Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/reserves-nationales-faune/base-donnees-aires-protgees-conservation.html> [Consulté en octobre 2021]
- Environnement et Changement climatique Canada. 2020b. Programme de rétablissement de la Grive de Bicknell (*Cathrus bicknelli*) au Canada, Série de Programmes de rétablissement, Environnement et Changement climatique Canada. Ottawa, Ontario. 100 p. Disponible à : https://publications.gc.ca/collections/collection_2020/eccc/En3-4-318-2019-fra.pdf [Consulté en novembre 2021]
- Eveleigh, E.S.; McCann, K.S.; McCarthy, P.C.; Pollock, S.J.; Lucarotti, C.J.; Morin, B.; McDougall, G.A.; Strongman, D.B.; Huber, J.T.; Umbanhowar, J. et Faria, L.D.B. 2007. Fluctuations in density of an outbreak species drive diversity cascades in food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences. États-Unis*. 104(43), 16976-16981. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704301104>
- Fettes, J.J. 1950. Investigations of sampling techniques for population studies of the spruce budworm on balsam fir in Ontario. Pages 163-401 dans *Annual Technical Report, Vol. 4, of the Forest Insect Laboratory*. Sault Ste. Marie, Ontario.
- Fleming, R.A. et 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. et McAlpine, R.S. 2002. Landscape-scale analysis of interactions between insect defoliation and forest fire in central Canada. *Climatic Change*, 55, 251-272. <https://doi.org/10.1023/A:1020299422491>
- Fleming, R.A. et Volney, W.J.A. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water Air and Soil Pollution*, 82, 445-454. <https://doi.org/10.1007/BF01182854>
- Forêts Canada. 1992. Terminologie de la sylviculture au Canada. Direction des sciences et du développement durable, Forêts Canada. Ottawa, Ontario. 63 p.
- Forestry Canada Fire Danger Group. 1992. Development and structure of the Canadian Forest Fire Behaviour Prediction System. Forêts Canada, Direction des sciences et du développement durable. Ottawa, Ontario. Rapport d'information ST-X-3. 63 p.
- Fox, G.; Beke, J.; Hopkin, T. et McKenney, D. 1997. A framework for the use of economic thresholds in forest pest management. *The Forestry Chronicle*, 73(3), 331-339. <https://doi.org/10.5558/tfc73331-3>
- Fuentealba, A.; Dupont, A.; Hébert, C.; Berthiaume, R.; Quezada-García, R. et Bauce, É. 2019. Comparing the efficacy of various aerial spraying scenarios using *Bacillus thuringiensis* to protect trees from spruce budworm defoliation. *Forest Ecology and Management*, 432, 1013-1021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.034>
- Fuentealba, A.; Dupont, A.; Quezada-García, R. et Bauce, É. 2022. Efficacy of insecticide aerial spraying programs to reduce tree mortality during a spruce budworm outbreak (1967-1992) in the province of Quebec. *Agricultural and Forestry Entomology*, 24(4), 586-599. <https://doi.org/10.1111/afe.12523>
- Fuentealba, A.; Pureswaran, D.; Bauce, É. et Despland, E. 2017. How does synchrony with host plant affect the performance of an outbreaking insect defoliator? *Oecologia*, 184, 847-857. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3914-4>
- Fuentealba, A.; Sagne, S.; Pureswaran, D.; Bauce, É. et Despland, E. 2018. Defining the window of opportunity for feeding initiation by second-instar spruce budworm larvae. *Revue canadienne de recherche forestière*, 48(3), 285-291. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0133>
- Garcia, M.; Sturtevant, B.R.; Saint-Amant, R.; Charney, J.J.; Delisle, J.; Boulanger, Y.; Townsend, P.A.; et Régnière, J. 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>
- Gauthier, S.; Vaillancourt, M.-A.; Leduc, A.; De Grandpré, L.; Kneeshaw, D.; Morin, H.; Drapeau, P. et Bergeron, Y. (éditeurs). 2009. *Ecosystem management in the boreal forest*. Presses de l'Université du Québec. Québec, Québec, Canada.
- Germain, M.; Kneeshaw, D.; De Grandpré, L.; Desrochers, M.; James, P.M.A.; Vepakomma, U.; Poulin, J.-F. et Villard, M.-A. 2021. Insectivorous songbirds as early indicators of future defoliation by spruce budworm. *Landscape Ecology*, 36, 3013-3027. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01300-z>
- Glaus, V.; Nisole, A.; Edwards, S.; Bélanger, S.; Johns, R.C.; Djoumad, A.; Cusson, M.; Fournier, V. et Martel, V. 2023. Non-target impacts of insecticide-based population control of eastern spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) on non-target caterpillar communities and parasitism. *The Canadian Entomologist*, 155, E8. <https://doi.org/10.4039/tce.2022.47>

- Gonzalez, P.; Wang, F.; Notaro, M.; Vimont, D.J. et Williams J.W. 2018. Disproportionate magnitude of climate change in United States national parks. *Environmental Research Letters*, 13(10), 104001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aade09>
- Gosse, J.; Hermanutz, L.; McLaren, B.; Deering, P. et Knight, T. 2011. Degradation of boreal forests by non-native herbivores in Newfoundland's national parks: recommendations for ecosystem restoration. *Natural Areas Journal*, 31(4), 331-339. <https://doi.org/10.3375/043.031.0403>
- 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>
- Gray, D.R. 2013. The influence of forest composition and climate on outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*, 43(12), 1181-1195. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0240>
- Gray, D.R. et MacKinnon, W.E. 2006. Outbreak patterns of the spruce budworm and their impacts in Canada. *The Forestry Chronicle*, 82(4), 550-561. <https://doi.org/10.5558/tfc82550-4>
- Gray, D.R. et MacKinnon, W.E. 2007. Historical spruce budworm defoliation records adjusted for insecticide protection in New Brunswick, 1965-1992. *Journal of the Acadian Entomological Society*, 3, 1-6.
- Gray, D.R.; Régnière, J. et Boulet, B. 2000. Analysis and use of historical patterns of spruce budworm defoliation to forecast outbreak patterns in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 127(1-3), 217-231. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00134-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00134-6)
- Greenbank, D.O. 1963. Host species and the spruce budworm. Pages 219-223 dans R.F. Morris, éditeur. *The dynamics of epidemic spruce budworm populations*. The Memoirs of the Entomological Society of Canada. Volume 95, Supplement S31. <https://doi.org/10.4039/entm9531219-1>
- Greenbank, D.O.; Schaefer, G.W. et Rainey, R.C. 1980. Spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) moth flight and dispersal: new understanding from canopy observations, radar, and aircraft. The Memoirs of the Entomological Society of Canada, 112(S110), 1-49. <https://doi.org/10.4039/entm112110fv>
- Greyson-Gaito, C.J.; McCann, K.S.; Fründ, J.; Lucarotti, C.J.; Smith, M.A. et Eveleigh, E.S. 2021. Parasitoid community responds indiscriminately to fluctuating spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) and other caterpillars on balsam fir (Pinaceae). *The Canadian Entomologist*, 153(4), 482-496. <https://doi.org/10.4039/tce.2021.14>
- Gross, H.L. 1985. The impact of insects and diseases on the forests of Ontario. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Centre de recherche forestière des Grands Lacs. Sault Ste. Marie, Ontario. Rapport d'information O-X-366. 96 p.
- Grove, S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 33, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507>
- Grüning, M.M.; Simon, J.; Rennenberg, H. et I-M-Arnold, A. 2017. Defoliating insect mass outbreak affects soil N fluxes and tree N nutrition in Scots pine forests. *Frontiers in Plant Science*, 8, 954. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00954>
- Guindon, L.; Bernier, P.Y.; Beaudoin, A.; Pouliot, D.; Villemaire, P.; Hall, R.J.; Latifovic, R. et St-Amant, R. 2014. Annual mapping of large forest disturbances across Canada's forests using 250 m MODIS imagery from 2000 to 2011. *Revue canadienne de recherche forestière*, 44(12), 1545-1554. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0229>
- Gunn, J.S.; Ducey, M.J.; Buchholz, T. et Belair, E.P. 2020. Forest carbon resilience of eastern spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) salvage harvesting in the northeastern United States. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3, 14. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00014>
- Hall, P.J.; Bowers, W.W. et Hirvonen, H. 1998. Forest insects and diseases conditions in Canada 1995. Ressources naturelles, Service canadien des forêts, Relevé des insectes et des maladies des arbres. Ottawa, Ontario. 72 p.
- Hall, P.J. et Moody, B.H. 1994. Forest depletions caused by insects and diseases in Canada, 1982-1987. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Relevé des insectes et des maladies des arbres. Ottawa, Ontario. Rapport d'information ST-X-8. 14 p.
- Halsch, C.A.; Shapiro, A.M.; Fordyce, J.A.; Nice, C.C.; Thorne, J.H.; Waetjen, D.P. et Forister, M.L. 2021. Insects and recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences. États-Unis*. 118(2), e2002543117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002543117>
- Hamel, D.R. 1977. The effects of *Bacillus thuringiensis* on parasitoids of the western spruce budworm, *Choristoneura occidentalis* (Lepidoptera: Tortricidae), and the spruce coneworm, *Dioryctria reniculelloides* (Lepidoptera: Pyralidae), in Montana. *The Canadian Entomologist*, 109(11), 1409-1415. <https://doi.org/10.4039/Ent1091409-11>
- Han, E. et Bause, É. 1998. Timing of diapause initiation, metabolic changes and overwintering survival of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana*. *Ecological Entomology*, 23(2), 160-167. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.1998.00111.x>
- Han, E. et Bause, É. 1993. Physiological changes and cold hardiness of spruce budworm larvae *Choristoneura fumiferana* Clem. during prediapause and diapause development under laboratory conditions. *The Canadian Entomologist*, 125(6), 1043-1053. <https://doi.org/10.4039/Ent1251043-6>
- Hardy, Y.J.; Lafond, A. et Hamel, L. 1983. The epidemiology of the current spruce budworm outbreak in Quebec. *Forest Science*, 29(4), 715-725.
- Hartling, L. 1994. Forecasting spruce budworm infestations – a historical review of field and laboratory procedures of overwintering (L2) larval surveys conducted by New Brunswick Department of Natural Resources and Energy from 1982-1994. Section de la lutte contre les pestes forestières, Direction de l'aménagement, Ministère d'État des Forêts, Ressources naturelles et Développement de l'énergie. Fredericton, Nouveau-Brunswick. Document de référence. 82 p.

- Hartling, L. 2000. A review of the spruce budworm protection program, as it relates to planning, population forecasting, biological timing of pesticides and efficacy assessments. Direction de l'aménagement, Ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie. Fredericton, Nouveau-Brunswick. Projet de rapport non publié. 217 p.
- Harvey, G.T. 1985. The taxonomy of the coniferophagus *Choristoneura* (Lepidoptera: Tortricidae): a review. Pages 16-48 dans C.J. Sanders, R.W. Stark, E.J. Mullins, et J. Murphy, éditeurs. Recent advances in spruce budworms research. Proceedings of the CANUSA Spruce Budworms Research Symposium, 16-20 September 1984, Bangor, Maine. Agriculture Canada, Ministère d'État des Forêts. Ottawa, Ontario.
- Hennigar, C.R.; Erdle, T.A.; Gullison, J.J. et MacLean, D.A. 2013. Re-examining wood supply in light of future spruce budworm outbreaks: a case study in New Brunswick. The Forestry Chronicle, 89(1), 42-53. <https://doi.org/10.5558/tfc2013-010>
- Hennigar C.R. et MacLean D.A. 2010. Spruce budworm and management effects on forest and wood product carbon for an intensively managed forest. Revue canadienne de recherche forestière, 40(9), 1736-1750. <https://doi.org/10.1139/X10-104>
- Hennigar, C.R.; MacLean, D.A.; Porter, K.B. et Quiring, D.T. 2007. Optimized harvest planning under alternative foliage-protection scenarios to reduce volume losses to spruce budworm. Revue canadienne de recherche forestière, 37(9), 1755-1769. <https://doi.org/10.1139/X07-001>
- Hennigar, C.R.; MacLean, D.A.; Quiring, D.T. et Kershaw, J.A., Jr. 2008. Differences in spruce budworm defoliation among balsam fir and white, red, and black spruce. Forest Science, 54(2), 158-166. <https://doi.org/10.1093/forestscience/54.2.158>
- Hermosilla, T.; Wulder, M.A.; White, J.C. et Coops, N.C. 2022. Land cover classification in an era of big and open data: optimizing localized implementation and training data selection to improve mapping outcomes. Remote Sensing of Environment, 268, 112780. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112780>
- Hernández-Morcillo, M.; Plieninger, T. et Bieling, C. 2013. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. Ecological Indicators, 29, 434-444. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.013>
- Heron, R.J. 1965. The role of chemotactic stimuli in the feeding behaviour of spruce budworm larvae on white spruce. Canadian Journal of Zoology, 43(2), 247-269. <https://doi.org/10.1139/z65-025>
- Hirsch, K.G. et Martell, D.L. 1996. A review of initial attack fire crew productivity and effectiveness. International Journal of Wildland Fire, 6(4), 199-215. <https://doi.org/10.1071/WF9960199>
- Hodge, J. (compilatrice). 2015. Stratégie nationale de lutte contre les ravageurs forestiers – Cadre d'analyse du risque phytosanitaire : Guide de l'utilisateur. Conseil canadien des ministres des forêts, Groupe de travail sur les ravageurs forestiers. Ottawa, Ontario. 42 p. Disponible à : <https://www.ccmf.org/communiqués/strategie-nationale-de-lutte-contre-les-ravageurs-forestiers-cadre-d-analyse-du-risque-phytosanitaire-guide-de-lutilisateur/>
- Holmes, S.B.; Sanders, C.J.; Fillman, D. et Welsh, D.A. 2009. Changes in a forest bird community during an outbreak cycle of the spruce budworm in northwestern Ontario. Bird Populations, 9, 13-28. Disponible à : <https://www.birdpop.org/pages/birdPopsJournalToc9.php>
- Houle, D.; Duchesne, L. et Boutin, R. 2009. Effects of a spruce budworm outbreak on element export below the rooting zone: a case study for a balsam fir forest. Annals of Forest Science, 66, 707. <https://doi.org/10.1051/forest/2009057>
- Howse, G.M.; Harnden, A.A. et Carrow, J.R. 1980. The 1979 spruce budworm situation in Ontario. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Centre de recherche forestière des Grand Lacs. Sault Ste. Marie, Ontario. Rapport d'information O-X-310. 89 p.
- Hummel, S. et Agee, J.K. 2003. Western spruce budworm defoliation effects on forest structure and potential fire behaviour. Northwest Science, 77(2), 159-169.
- Infrastructure Canada 2019. Cahier d'information à l'intention de la ministre du Développement économique rural (octobre 2019). Disponible à : <https://logement-infrastructure.canada.ca/pd-dp/transition/2019/red-der/3/book-cahier-3-fra.html?wbdisable=true> [Consulté en octobre 2021]
- Innes, J.L. et Tikina, A.V. (éditeurs). 2013. Sustainable forest management: from concept to practice. Routledge and CRC Press, Taylor & Francis Group, London. 416 p. <https://doi.org/10.4324/9780203126547>
- James, P.M.A.; Cooke, B.J.; Brunet, B.; Lumley, L.; Sperling, F.A.H.; Fortin, M.-J.; Quinn, V. et Sturtevant, B.R. 2015. Life-stage differences in spatial genetic structure in an irruptive forest insect: implications for dispersal and spatial synchrony. Molecular Ecology, 24(2), 296-309. <https://doi.org/10.1111/mec.13025>
- James, P.M.A.; Robert, L.-E.; Wotton, B.M.; Martell, D.L. et Fleming, R.A. 2017. Lagged cumulative spruce budworm defoliation affects the risk of fire ignition in Ontario, Canada. Ecological Applications, 27(2), 532-544. <https://doi.org/10.1002/eap.1463>
- Jansson, R.; Nilsson, C.; Keskitalo, E.C.H.; Vlasova, T.; Sutinen, M.-L.; Moen, J.; Chapin III, F.S.; Bråthen, K.A.; Cabeza, M.; Callaghan, T.V.; van Oort, B.; Dannevig, H.; Bay-larsen, I.A.; Ims, R.A. et Aspholm, P.E. 2015. Future changes in the supply of goods and services from natural ecosystems: prospects for the European north. Ecological Applications, 20(3), 32. <https://doi.org/10.5751/ES-07607-200332>
- Jardon, Y.; Morin, H. et Dutilleul, P. 2003. Périodicité et synchronisme des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec (Periodicity and synchronism of spruce budworm outbreaks in Quebec). Revue canadienne de recherche forestière, 33(10), 1947-1961. <https://doi.org/10.1139/x03-108>
- Jepsen, J.U.; Biuw, M.; Ims, R.A.; Kapari, L.; Schott, T.; Vindstad, O.P.L. et Hagen, S.B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. Ecosystems, 16, 561-575. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9629-9>
- Jepsen, J.U.; Hagen, S.B.; Ims, R.A. et Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. Journal of Animal Ecology, 77, 257-264. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01339.x>

- Johns, R.C.; Bowden, J.J.; Carleton, R.D.; Cooke, B.J.; Edwards, S.; Emilson, E.J.S.; James, P.M.A.; Kneeshaw, D.; MacLean, D.A.; Martel, V.; Moise, E.R.D.; Mott, G.D.; Norfolk, C.J.; Owens, E.; Pureswaran, D.S.; Quiring, D.T.; Régnière, J.; Richard, B. et Stastny, M. 2019. A conceptual framework for the spruce budworm early intervention strategy: can outbreaks be stopped? *Forests*, 10(10), 910. <https://doi.org/10.3390/f10100910>
- Johnson, W.L. et Lyon, H.H. 1988. *Insects that feed trees and shrubs*. Comstock Publishing Assoc. Cornell University Press. Ithaca, New York. 556 p.
- Johnston, L.M.; Wang, X.; Erni, S.; Taylor, S.W.; McFayden, C.B.; Oliver, J.A.; Stockdale, C.; Christianson, A.; Boulanger, Y. et Gauthier, S. 2020. Wildland fire risk research in Canada. *Environmental Reviews*, 28(2), 164-186. <https://doi.org/10.1139/er-2019-0046>
- Kaila, L.; Martikainen, P. et Punttila, P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity & Conservation*, 6, 1-18. <https://doi.org/10.1023/A:1018399401248>
- Keane, R.E.; Hessburg, P.F.; Landres, P.B. et Swanson, F.J. 2009. The use of historical range and variability (HRV) in landscape management. *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1025-1037. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.035>
- Kemball, K.J.; Wang, G.G. et Dang, Q.-L. 2005. Response of understory plant community of boreal mixedwood stands to fire, logging, and spruce budworm outbreak. *Canadian Journal of Botany*, 83(12), 1550-1560. <https://doi.org/10.1139/b05-134>
- Kettela, E.G. 1983. A cartographic history of spruce budworm defoliation from 1967 to 1981 in eastern North America. Environnement Canada, Service canadien des forêts. Ottawa, Ontario. Rapport d'information DPC-X-14. 9 p.
- Kettela, E.G. 1995a. Chapitre 10: Attempts to develop strategies to control spruce budworm, *Choristoneura fumiferana*, populations by spraying moths. Pages 113-118 dans J.A. Armstrong et W.G.H. Ives, éditeurs. *Insectes forestiers ravageurs au Canada*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Québec et Direction des sciences et du développement durable, Ottawa, Ontario.
- Kettela, E.G. 1995b. Chapitre 64: Insect control in New Brunswick, 1974-1989. Pages 655-666 dans J.A. Armstrong et W.G.H. Ives, éditeurs. *Insectes forestiers ravageurs au Canada*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Québec et Direction des sciences et du développement durable, Ottawa, Ontario.
- Kneeshaw, D.D.; De Grandpré, L.; D'Orangeville, L.; Marchand, M.; Moisan-Perrier, J.; Robert, L.-E. et Bouchard, M. 2022. Forest structure and composition diverge following harvesting compared to a spruce budworm *Choristoneura fumiferana* (Clem.) outbreak. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 680262. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.680262>
- Kneeshaw, D.D.; Sturtevant, B.R.; De Grandpré, L.; Doblas-Miranda, E.; James, P.M.A.; Tardif, D. et Burton, P.J. 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>
- Kondo, E.S. et Taylor, R.G. 1984. Forest insect and disease conditions in Canada 1983. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Relevé des insectes et des maladies des arbres. Ottawa, Ontario. Rapport RIMA. 73 p.
- Kreutzweiser, D.; Beall, F.; Webster, K.; Thompson, D. et Creed, I. 2013. Impacts and prognosis of natural resource development on aquatic biodiversity in Canada's boreal zone. *Environmental Reviews*, 21(4), 227-259. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0044>
- Kurz, W.A.; Dymond, C.C.; Stinson, G.; Rampley, G.J.; Neilson, E.T.; Carroll, A.L.; Ebata, T. et Safranyik, L. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452(7190), 987-990. <https://doi.org/10.1038/nature06777>
- Labadie, G.; McLoughlin, P.D.; Hebblewhite, M. et Fortin, D. 2021. Insect-mediated apparent competition between mammals in a boreal food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences. États-Unis*. 118(30), e2022892118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2022892118>
- Lal, R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3), 242-258. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>
- Landres, P.B.; Morgan, P. et Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*, 9(4), 1179-1188. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1179:OOTUON\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1179:OOTUON]2.0.CO;2)
- Lehmann, P.; Ammunet, T.; Barton, M.; Battisti, A.; Eigenbrode, S.D.; Jepsen, J.U.; Kalinkat, G.; Neuvonen, S.; Niemelä, P.; Terblanche, J.S.; Økland, B. et Björkman, C. 2020. Complex responses of global insect pests to climate warming. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(3), 141-150. <https://doi.org/10.1002/fee.2160>
- Lehmann, P.; Van Der Bijl, W.; Nylin, S.; Wheat, C.W. et Gotthard, K. 2017. Timing of diapause termination in relation to variation in winter climate. *Physiological Entomology*, 42(3), 232-238. <https://doi.org/10.1111/phen.12188>
- Leroux, S.J.; Charron, L.; Hermanutz, L. et Feltham, J. 2021. Cumulative effects of spruce budworm and moose herbivory on boreal forest ecosystems. *Functional Ecology*, 35(7), 1448-1459. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13805>
- Leroy, B.M.L.; Gossner, M.M.; Lauer, F.P.M.; Petercord, R.; Seibold, S.; Jaworek, J. et Weisser, W.W. 2017. Assessing insecticide effects in forests: a tree-level approach using unmanned aerial vehicles. *Journal of Economic Entomology*, 112(6), 2686-2694. <https://doi.org/10.1093/jee/toz235>
- Leverkus, A.B.; Buma, B.; Wagenbrenner, J.; Burton, P.J.; Lingua, E.; Marzano, R. et Thorn, S. 2021. Tamm review: does salvage logging mitigate subsequent forest disturbances? *Forest Ecology and Management*, 481, 118721. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118721>
- Lewis, J.L. et Sheppard S.R.J. 2005. Ancient values, new challenges: Indigenous spiritual perceptions of landscapes and forest management. *Society & Natural Resources*, 18(10), 907-920. <https://doi.org/10.1080/08941920500205533>
- Lindenmayer, D.; Burton, P.J. et Franklin, J.F. 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press, Washington, DC, États-Unis. 227 p.

- Liu, E.Y.; Lantz, V.A.; MacLean, D.A. et Hennigar, C. 2019a. Economics of early intervention to suppress a potential spruce budworm outbreak on Crown land in New Brunswick, Canada. *Forests*, 10(6), 481-505. <https://doi.org/10.3390/f10060481>
- Liu, L. et Zhang, X. 2020. Effects of temperature variability and extremes on spring phenology across the contiguous United States from 1982 to 2016. *Scientific Reports*, 10, 17952. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74804-4>
- Liu, Z.; Changhui, P.; De Grandpré, L.; Candau, J.-N.; Zhou, X. et Kneeshaw, D. 2018. Development of a new TRIPLEX-Insect model for simulating the effect of spruce budworm on forest carbon dynamics. *Forests*, 9(9), 513. <https://doi.org/10.3390/f9090513>
- Liu, Z.; Peng, C.; De Grandpré, L.; Candau, J.N.; Work, T.; Huang, C. et Kneeshaw, D. 2019b. Simulation and analysis of the effect of a spruce budworm outbreak on carbon dynamics in boreal forests on Quebec. *Ecosystems*, 22, 1838-1851. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00377-7>
- Liu, Z.; Peng, C.; De Grandpré, L.; Candau, J.N.; Work, T.; Zhou, X. et Kneeshaw, D. 2020. Aerial spraying of bacterial insecticides to control spruce budworm defoliation leads to reduced carbon losses. *Ecosphere*, 11(1), e02988. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2988>
- Liu, Z.; Peng, C.; MacLean, D.A.; De Grandpré, L.; Candau, J.-N. et Kneeshaw, D. 2022. Evaluating and quantifying the effect of various spruce budworm intervention strategies on forest carbon dynamics in Atlantic Canada. *Forest Ecosystems*, 9, 100052. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100052>
- Lovett, G.M.; Christenson, L.M.; Groffman, P.M.; Jones, C.G.; Hart, J.E. et Mitchell, M.J. 2002. Insect defoliation and nitrogen cycling in forests: laboratory, plot, and watershed studies indicate that most of the nitrogen released from forest foliage as a result of defoliation by insects is redistributed within the ecosystem, whereas only a small fraction of nitrogen is lost by leaching. *BioScience*, 52(4), 335-341. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0335:IDANCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0335:IDANCI]2.0.CO;2)
- Lovett, G.M.; Weiss, M.; Liebhold, A.M.; Holmes, T.P.; Leung, B.; Lambert, K.F.; Orwig, D.A.; Campbell, F.T.; Rosenthal, J.; McCullough, D.G.; Wildova, R.; Ayres, M.P.; Canham, C.D.; Foster, D.R.; LaDeau, S.L. et Weldy, T. 2016. Nonnative forest insects and pathogens in the United States: impacts and policy options. *Ecological Applications*, 26(5), 1437-1455. <https://doi.org/10.1890/15-1176>
- Ludwig, D.; Jones, D.D. et Holling, C.S. 1978. Qualitative analysis of insect outbreak systems: the spruce budworm and the forest. *Journal of Animal Ecology*, 47(1), 315-332.
- Lyons, D.B.; Sanders, C.J. et Jones, G.C. 2002. The use of geostatistics and GIS as tools for analyzing pheromone trap data at a landscape level: an update. *International Organisation for Biological Control (IOBC) West Palaearctic Regional Section (WPRS) Bulletin*, 25(9), 157-166.
- Lyver, P.O'B.; Timoti, P.; Gormley, A.M.; Jones, C.J.; Richardson, S.J.; Tahī, B.L. et Greenhalgh, S. 2017. Key Māori values strengthen the mapping of forest ecosystem services. *Ecosystem Services*, 27(Part A), 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.009>
- MacDonnell, M.; Edwards S.; Heard, S.B.; Pureswaren, D.S. et Johns, R.C. 2020. Interguild interactions between a non-native phloem feeder and a native outbreaking defoliator. *Ecological Entomology*, 45(3), 697-708. <https://doi.org/10.1111/een.12843>
- MacLean, D.A. 1980. Vulnerability of fir spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: A review and discussion. *The Forestry Chronicle*, 56(5), 213-221. <https://doi.org/10.5558/tfc56213-5>
- MacLean, D.A. 1985. Effects of spruce budworm outbreaks on forest growth and yield. Pages 148-175 dans C.J. Sanders, R.W. Stark, E.J. Mullins et J. Murphy, éditeurs. *Recent advances in spruce budworms research: proceedings of the CANUSA spruce budworms research symposium*. 16-20 September 1984, Bangor, Maine. CANUSA Canada United States Spruce Budworms Program. Service canadien des forêts. Ottawa, Ontario.
- MacLean D.A. 1996. Forest management strategies to reduce spruce budworm damage in the Fundy Model Forest. *The Forestry Chronicle*, 72(4), 399-405. <https://doi.org/10.5558/tfc72399-4>
- MacLean, D.A. 2015. Impacts of insect outbreaks on tree mortality, productivity, and stand development. *The Canadian Entomologist*, 148(S1), S138-S159. <https://doi.org/10.4039/tce.2015.24>
- MacLean, D.A.; Amirault, P.; Amos-Binks, L.; Carleton, D.; Hennigar, C.; Johns, R. et Régnière, J. 2019. Positive results of an Early Intervention Strategy to suppress a spruce budworm outbreak after five years of trials. *Forests*, 10(5), 448. <https://doi.org/10.3390/f10050448>
- MacLean, D.A.; Beaton, K.P.; Porter, K.B.; MacKinnon, W.E. et Budd, M.G. 2002. Potential wood supply losses to spruce budworm in New Brunswick estimated using the Spruce Budworm Decision Support System. *The Forestry Chronicle*, 78(5), 739-750. <https://doi.org/10.5558/tfc78739-5>
- MacLean, D.A.; Erdle, T.A.; MacKinnon, W.E.; Porter, K.B.; Beaton, K.P.; Cormier, G.; Morehouse, S. et Budd, M. 2001. The Spruce Budworm Decision Support System: forest protection planning to sustain long-term wood supply. *Revue canadienne de recherche forestière*, 31(10), 1742-1757. <https://doi.org/10.1139/x01-102>
- MacLean, D.A.; Kline, A.W. et Lavigne, D.R. 1984. Effectiveness of spruce budworm spraying in New Brunswick in protecting the spruce component of spruce-fir stands. *Revue canadienne de recherche forestière*, 14(2), 163-176. <https://doi.org/10.1139/x84-033>
- MacLean, D.A. et MacKinnon, W.E. 1996. Accuracy of aerial sketch-mapping of spruce budworm defoliation in New Brunswick. *Revue canadienne de recherche forestière*, 26(12), 2099-2108. <https://doi.org/10.1139/x26-238>
- MacLean, D.A. et MacKinnon, W.E. 1997. Effects of stand and site characteristics on susceptibility and vulnerability of balsam fir and spruce to spruce budworm in New Brunswick. *Revue canadienne de recherche forestière*, 27(11), 1859-1871. <https://doi.org/10.1139/x97-146>
- MacLean, D.A. et Ostaff, D.P. 1989. Patterns of balsam fir mortality caused by an uncontrolled spruce budworm outbreak. *Revue canadienne de recherche forestière*, 19(9), 1087-1095. <https://doi.org/10.1139/x89-165>

- MacQuarrie, C.J.K.; Cooke, B.J. et Saint-Amant, R. 2019. The predicted effect of the polar vortex of 2019 on winter survival of emerald ash borer and mountain pine beetle. *Revue canadienne de recherche forestière*, 49(9), 1165-1172. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0115>
- Malhi, Y.A.; Baldocchi, D.D. et Jarvis, P.G. 1999. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant Cell & Environment*, 22(6), 715-740. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00453.x>
- Manderino, R.; Crist, T.O. et Haynes, K.J. 2014. Lepidoptera-specific insecticide used to suppress gypsy moth outbreaks may benefit non-target forest Lepidoptera. *Agricultural and Forest Entomology*, 16(4), 359-368. <https://doi.org/10.1111/afe.12066>
- Marchais, M.; Arseneault, D. et Bergeron, Y. 2022. The rapid expansion of *Populus tremuloides* due to anthropogenic disturbances in eastern Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*, 52(7), 991-1001. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0082>
- Marquina-Márquez, A.; Virchez, J. et Ruiz-Callado, R. 2016. Postcolonial healing landscapes and mental health in a remote Indigenous community in subarctic Ontario, Canada. *Polar Geography*, 39(1), 20-39. <https://doi.org/10.1080/1088937X.2016.1155673>
- Marshall, K.E.; Gotthard, K. et Williams, C.M. 2020. Evolutionary impacts of winter climate change on insects. *Current Opinion on Insect Science*, 41, 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.06.003>
- Marshall, K.E. et Roe, A.D. 2021. Surviving in a frozen forest: the physiology of eastern spruce budworm overwintering. *Physiology*, 36(3), 174-182. <https://doi.org/10.1152/physiol.00037.2020>
- Marshall, K.E. et Sinclair, B.J. 2015. The relative importance of number, duration and intensity of cold stress events in determining survival and energetics of an overwintering insect. *Functional Ecology*, 29(3), 357-366. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12328>
- Martin, M.; Morin, H. et Fenton, N.J. 2019. Secondary disturbances of low and moderate severity drive the dynamics of eastern Canadian boreal old-growth forests. *Annals of Forest Science*, 76, 108. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0891-2>
- Martineau, C.; Beguin, J.; Seguin, A. et Pare, D. 2020. Cumulative effects of disturbances on soil nutrients: predominance of antagonistic short-term responses to the salvage logging of insect-killed stands. *Ecosystems*, 23, 812-827. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00432-3>
- Mathey, A.-H.; Krcmar, E. et Vertinsky, I. 2005. Re-evaluating our approach to forest management planning: a complex journey. *The Forestry Chronicle*, 81(3), 359-364. <https://doi.org/10.5558/tfc81359-3>
- Mattson, W.J. 1985. Role of host plants in the population dynamics of the spruce budworm. Pages 124-125 dans C.J. Sanders, R.W. Stark, E.J. Mullins et J. Murphy, éditeurs. *Recent advances in spruce budworms research. Proceedings of the CANUSA Spruce Budworms Research Symposium*, 16-20 September 1984, Bangor, Maine. Agriculture Canada, Ministère d'État des Forêts. Ottawa, Ontario.
- Mattson, W.J.; Haack, R.A.; Lawrence, R.K. et Slocum, S.S. 1991. Considering the nutritional ecology of the spruce budworm in its management. *Forest Ecology and Management*, 39, 183-210. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90176-V](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90176-V)
- Mattson, W.J.; Slocum, S.S. et Koller, C.N. 1983. Spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) performance in relation to foliar chemistry of its host plants. Pages 55-65 dans R.T. Talerico et M. Montgomery (coordinateurs techniques). *Proceedings, forest defoliator – host interactions: a comparison between gypsy moth and spruce budworms*. 5-7 April 1983. New Haven, Connecticut. United States Department Agriculture, Forest Service. North Central Forest Experiment Station. General Technical Report NE-85.
- McAfee, B.J. et Malouin, C. 2008. Implementing ecosystem-based management approaches in Canada's forests. A science-policy dialogue. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Direction des sciences et du développement durable. Ottawa, Ontario. 111 p.
- McFarlane, B.L. et Witson, D.O.T. 2008. Perceptions of ecological risk associated with mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) infestations in Banff and Kootenay National Parks of Canada. *Risk Analysis*, 28(1), 203-212. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2008.01013.x>
- McGugan, B.M. et Coppel, H.C. 1962. Part II – Biological control of forest insects, 1910-1958. Pages 35-115 dans *A review of the biological control attempts against insects and weeds in Canada*. Commonwealth Agricultural Bureaux, Farnham Royal, Angleterre. Communication technique No. 2.
- McKenney, D.W.; Yemshanov, D.; Pedlar, J.; Allen, D.; Lawrence, K.; Hope, E.; Lu, B. et Eddy, B. 2016. Canada's timber supply: current status and future prospects under a changing climate. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs. Sault Ste. Marie, Ontario. Rapport d'information GLC-X-15. 75 p.
- McLaren, B.E.; Roberts, B.A.; Djan-Chékar, N. et Lewis, K.P. 2004. Effects of over-abundant moose on the Newfoundland landscape. *Alces*, 40, 45-59.
- McNie, P.; Kneeshaw, D. et Filotas, É. 2023. Landscape-scale patterns of eastern spruce budworm outbreak risk: Defoliation onset vs. tree mortality. *Ecosphere*, 14(11), e4684. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4684>
- McRae, D.J. 1986. Prescribed burning for stand conversion in budworm-killed balsam fir: an Ontario case history. *The Forestry Chronicle*, 62(2), 96-100. <https://doi.org/10.5558/tfc62096-2>
- Miller, A. et Rusnok, P. 1993. The rise and fall of the silvicultural hypothesis in spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) management in eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 61(1-2), 171-189. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(93\)90197-U](https://doi.org/10.1016/0378-1127(93)90197-U)
- Miller, C.A. et Kettela, E.G. 1972. An additional note on sampling overwintering spruce budworm larvae. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes. Fredericton, Nouveau-Brunswick. Rapport d'information M-X-34. 13 p.
- Miller, C.A. et Kettela, E.G. 1975. Aerial control operations against the spruce budworm in New Brunswick, 1952-1973. Pages 94-112 dans M.L. Prebble, éditeur. *Aerial control of forest insects in Canada*. Ministère de l'Environnement. Ottawa, Ontario. 330 p.

- Miller, C.A.; Kettela, E.G. et McDougall, G.A. 1971. A sampling technique for overwintering spruce budworm and its applicability to population surveys. Ministère des Pêches et des Forêts, Service canadien des forêts, Laboratoire de recherche forestière. Fredericton, Nouveau-Brunswick, Canada. Rapport d'information M-X-25. 11 p.
- Miller, C.A. et McDougall, G.A. 1968. A new sampling technique for spruce budworm larvae. Ministère des Pêches et des Forêts du Canada. Notes de recherche bimensuelles, 24(4), 30-31.
- Moisan Perrier, J.; Kneeshaw, D.; St-Laurent, M.-H.; Pyle, P. et Villard, M.-A. 2021. Budworm-linked warblers as early indicators of defoliation by spruce budworm: a field study. *Ecological Indicators*, 125, 107543. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107543>
- Mook, L.J. 1963. Birds and the spruce budworm. The Memoirs of the Entomological Society of Canada, 95(S31), 268-271. <https://doi.org/10.4039/entm9531268-1>
- Morris, O.N.; Angus, T.A. et Smirnoff, W.A. 1975. Field trials of *Bacillus thuringiensis* against the spruce budworm, 1960-1973. Pages 129-133 dans M.L. Prebble, éditeur. Aerial control of forest insects in Canada. Ministère de l'Environnement. Ottawa, Ontario. 330 p.
- Morris, R.F. 1954. A sequential sampling technique for spruce budworm egg surveys. *Canadian Journal of Zoology*, 32(4), 302-313. <https://doi.org/10.1139/z54-028>
- Morris, R.F. 1955. The development of sampling techniques for forest insect defoliators, with special reference to the spruce budworm. *Canadian Journal of Zoology*, 33(4), 225-294. <https://doi.org/10.1139/z55-015>
- Morzillo, A.T.; Colocousis, C.R.; Munroe, D.K.; Bell, K.P.; Martinuzzi, S.; Van Berkel, D.B.; Lechowicz, M.J.; Rayfield, B. et McGill, B. 2015. "Communities in the middle": interactions between drivers of change and place-based characteristics in rural forest-based communities. *Journal of Rural Studies*, 42(9), 79-90. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2015.09.007>
- Mushakhian, S.; Ouhimmou, M. et Rönnqvist, M. 2020. Salvage harvest planning for spruce budworm outbreak using multistage stochastic programming. *Revue canadienne de recherche forestière*, 50(10), 953-965. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0283>
- Muzika, R.M. et Liebhold, A.M. 2000. A critique of silvicultural approaches to managing defoliating insects in North America. *Agricultural and Forest Entomology*, 2(2), 97-105. <https://doi.org/10.1046/j.1461-9563.2000.00063.x>
- Myers, J.H. et Cory, J.S. 2013. Population cycles in forest Lepidoptera revisited. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44, 565-592. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135858>
- National Aboriginal Forestry Association. 2021. Page d'accueil. Disponible à : <http://www.nafaforestry.org/> [Consulté en octobre 2021]
- Navarro, L.; Morin, H.; Bergeron, Y. et Girona, M.M. 2018. Changes in spatiotemporal patterns of 20th century spruce budworm outbreaks in eastern Canadian boreal forests. *Frontiers in Plant Science*, 9, 1905. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01905>
- Nealis, V.G. 2011. Unpublished report of the SBW risk analysis workshop. 15 March 2011. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Ottawa, Ontario. 33 p.
- Nealis, V.G. 2015. A risk analysis framework for forest pest management. *The Forestry Chronicle*, 91(1), 32-39. <https://doi.org/10.5558/tfc2015-008>
- Nealis, V.G. 2016. Comparative ecology of conifer-feeding spruce budworms (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist*, 148(S1), S33-S57. <https://doi.org/10.4039/tce.2015.15>
- Nealis, V.G. et Régnière, J. 2004. Insect-host relationships influencing disturbance by the spruce budworm in a boreal mixedwood forest. *Revue canadienne de recherche forestière*, 34(9), 1870-1882. <https://doi.org/10.1139/x04-061>
- Nealis, V.G. et Régnière, J. 2016. Why western spruce budworms travel so far for the winter. *Ecological Entomology*, 41(5), 633-641. <https://doi.org/10.1111/een.12336>
- Nealis, V. et van Frankenhuyzen, K. 1990. Interactions between *Bacillus thuringiensis* Berliner and *Apanteles fumiferanae* Vier. (Hymenoptera: Braconidae), a parasitoid of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist*, 122(4), 585-594. <https://doi.org/10.4039/Ent122585-7>
- Niemelä, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 127-134. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00393-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00393-4)
- Nigam, P.C. 1975. Chemical insecticides. Pages 8-24 dans M.L. Prebble, éditeur. Aerial control of forest insects in Canada. Ministère de l'Environnement. Ottawa, Ontario. 330 p.
- Nixon, E.A.; Holmes, S.B. et Diamond, A.W. 2001. Bicknell's Thrushes (*Catharus bicknelli*) in New Brunswick clear cuts: their habitat associations and co-occurrence with Swainson's Thrushes (*Catharus ustulatus*). *The Wilson Bulletin*, 113(1), 33-40. [https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2001\)113\[0033:BTCTBIN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2001)113[0033:BTCTBIN]2.0.CO;2)
- Norvez, O.; Hébert, C. et Bélanger, L. 2013. Impact of salvage logging on stand structure and beetle diversity in boreal balsam fir forest, 20 years after a spruce budworm outbreak. *Forest Ecology and Management*, 302, 122-132. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.018>
- Noseworthy, J. et Beckley, T.M. 2020. Borealization of the New England – Acadian Forest: a review of the evidence. *Environmental Reviews*, 28(3), 284-293. <https://doi.org/10.1139/er-2019-0068>
- Nyland, R.D. 2016. Silviculture: concepts and applications, 3^e édition. Waveland Press, Inc. Long Grove, Illinois, États-Unis.
- Nunez-Mir, G.C.; Walter, J.A. et Johnson, D.M. 2021. Assessing risk of *Lymantria dispar* L. invasion management to monarch butterflies (*Danaus plexippus*). *Conservation Science and Practice*, 3(5), e359. <https://doi.org/10.1111/csp2.359>
- O'Shea, D. 2004. "L2 wash" – laboratory procedure for extracting overwintering (L2) spruce budworm larvae from foliage (as used by NB Natural Resources). Section de la lutte contre les pestes forestières, Direction de l'aménagement, Ministère des Ressources naturelles. Fredericton, Nouveau-Brunswick. Document révisé initialement préparé en 1990. 2 p.

- Ostf, D.P. et MacLean, D.A. 1989. Spruce budworm populations, defoliation, and changes in stand condition during an uncontrolled spruce budworm outbreak on Cape Breton Island, Nova Scotia. *Revue canadienne de recherche forestière*, 19(9), 1077-1086. <https://doi.org/10.1139/x89-164>
- Ouranos. 2015. Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Montréal, Québec. Ouranos. 415 p.
- Outram, I. 1975. Field trials of insect growth regulators against the spruce budworm, New Brunswick, 1973. Pages 143-146 dans M.L. Prebble, éditeur. Aerial control of forest insects in Canada. Ministère de l'Environnement. Ottawa, Ontario. 330 p.
- Parks Canada. 2021. Insect Outbreak Intervention Decision Support Framework. 67 p.
- Péché, G. 1993. Fire hazard in budworm-killed balsam fir stands on Cape Breton Highlands. *The Forestry Chronicle*, 69(2), 178-186. <https://doi.org/10.5558/tfc69178-2>
- Peltonen, M.; Liebhold, A.M.; Bjørnstad, O.N. et Williams, D.W. 2002. Spatial synchrony in forest insect outbreaks: roles of regional stochasticity and dispersal. *Ecology*, 83(11), 3120-3129. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[3120:SSIFIO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3120:SSIFIO]2.0.CO;2)
- Perrakis, D.D.B.; Lanoville, R.A.; Taylor, S.W. et Hicks, D. 2014. Modeling wildfire spread in mountain pine beetle-affected forest stands, British Columbia, Canada. *Fire Ecology*, 10, 10-35. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1002010>
- Powell, J.A. et Bentz, B.J. 2014. Phenology and density-dependent dispersal predict patterns of mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) impact. *Ecological Modelling*, 273, 173-185. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.10.034>
- Prebble, M.L., éditeur. 1975. Aerial control of forest insects in Canada. Ministère de l'Environnement. Ottawa, Ontario. 330 p.
- Price, D.T.; Alfaro, R.I.; Brown, K.J.; Flannigan, M.D.; Fleming, R.A.; Hogg, E.H.; Girardin, M.P.; Lakusta, T.; Johnston, M.; McKenney, D.W.; Pedlar, J.H.; Stratton, T.; Sturrock, R.N.; Thompson, I.D.; Trofymow, J.A. et Venier, L.A. 2013. Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems. *Environmental Reviews*, 21(4), 322-365. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0042>
- Pureswaran, D.S.; De Grandpré, L.; Pare, D.; Taylor, A.; Barrette, M.; Morin, H.; Régnière, J. et Kneeshaw, D. 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>
- Pureswaran, D.S.; Johns, R.C.; Heard, S.B. et Quiring, D. 2016. Paradigms in eastern spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) population ecology: a century of debate. *Environmental Entomology*, 45(6), 1333-1342. <https://doi.org/10.1093/ee/nvw103>
- Pureswaran, D.S.; Neau, M.; Marchand, M.; De Grandpré, L. et Kneeshaw, D. 2019. Phenological synchrony between eastern spruce budworm and its host trees increases with warmer temperatures in the boreal forest. *Ecology and Evolution*, 9(1), 576-586. <https://doi.org/10.1002/ece3.4779>
- Pureswaran, D.S.; Roques, A. et Battisti, A. 2018. Forest insects and climate change. *Current Forestry Reports*, 4, 35-50. <https://doi.org/10.1007/s40725-018-0075-6>
- Rahimzadeh-Bajgiran, P.; Weiskittel, A.; Kneeshaw, D. et MacLean, D.A. 2018. Detection of annual spruce budworm defoliation and severity classification using Landsat imagery. *Forests*, 9(6), 357. <https://doi.org/10.3390/f9060357>
- Régnière, J. 1990. Diapause termination and changes in thermal responses during postdiapause development in larvae of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana*. *Journal of Insect Physiology*, 36(10), 727-735. [https://doi.org/10.1016/0022-1910\(90\)90046-I](https://doi.org/10.1016/0022-1910(90)90046-I)
- Régnière, J. et Cooke, B.J. 1998. Validation of a process-oriented model of *Bacillus thuringiensis* variety *kurstaki* efficacy against spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae). *Environmental Entomology*, 27(4), 801-811. <https://doi.org/10.1093/ee/27.4.801>
- Régnière, J.; Cooke, B.J.; Béchard, A.; Dupont, A. et Therrien, P. 2019a. Dynamics and management of rising outbreak spruce budworm populations. *Forests*, 10(9), 748. <https://doi.org/10.3390/f10090748>
- Régnière, J.; Delisle, J.; Pureswaran, D.S. et Trudel, R. 2013. Mate-finding allee effect in spruce budworm population dynamics. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 146(1), 112-122. <https://doi.org/10.1111/eea.12019>
- Régnière, J.; Delisle, J.; Sturtevant, B.; Garcia, M. et Saint-Amant, R. 2019b. Modeling migratory flight in the spruce budworm: temperature constraints. *Forests*, 10(9), 802. <https://doi.org/10.3390/f10090802>
- Régnière, J. et Duval, P. 1998. Overwintering mortality of spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Lepidoptera: Tortricidae), populations under field conditions. *The Canadian Entomologist*, 130(1), 13-26. <https://doi.org/10.4039/Ent13013-1>
- Régnière, J.; Garcia, M. et Saint-Amant, R. 2019c. Modeling migratory flight in the spruce budworm: Circadian rhythm. *Forests*, 10(10), 877. <https://doi.org/10.3390/f10100877>
- Régnière, J. et Lysyk, T.J. 1995. Chapitre 8: Population dynamics of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana*. Pages 95-105 dans J.A. Armstrong et W.G.H. Ives, éditeurs. Forest insect pests in Canada. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Québec, et Direction des sciences et du développement durable, Ottawa, Ontario.
- Régnière, J.; Lysyk, T. et Auger, M. 1989. Population density estimation of spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Lepidoptera: Tortricidae) on balsam fir and white spruce from 45-cm mid-crown branch tips. *The Canadian Entomologist*, 121(3), 267-281. <https://doi.org/10.4039/Ent121267-3>
- Régnière, J. et Nealis, V.G. 2007. Ecological mechanisms of population change during outbreaks of the spruce budworm. *Ecological Entomology*, 32(5), 461-477. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2007.00888.x>
- Régnière, J. et Nealis, V.G. 2008. The fine-scale population dynamics of spruce budworm: Survival of early instars related to forest condition. *Ecological Entomology*, 33(3), 362-373. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2007.00977.x>

- Régnière, J. et Nealis, V.G. 2018. Two sides of a coin: host-plant synchrony fitness trade-offs in the population dynamics of the western spruce budworm. *Insect Science*, 25(1), 117-126. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12407>
- Régnière, J. et Nealis, V.G. 2019a. Density dependence of egg recruitment and moth dispersal in spruce budworms. *Forests*, 10(8), 706. <https://doi.org/10.3390/f10080706>
- Régnière, J. et Nealis, V.G. 2019b. Influence of temperature on historic and future population fitness of the western spruce budworm, *Choristoneura occidentalis*. *International Journal of Pest Management*, 65(3), 228-243. <https://doi.org/10.1080/09670874.2018.1541113>
- Régnière, J.; Saint-Amant, R.; Thireau, J.C.; Therrien, P. et Martel, V. 2021. Modeling climatic influences on three parasitoids of low-density spruce budworm populations. Part 2: *Meteorus trachynotus* (Hymenoptera: Braconidae). *Forests*, 12(2), 155. <https://doi.org/10.3390/f12020155>
- Régnière, J. et Sanders, C.J. 1983. Optimal sample size for the estimation of spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) populations on balsam fir and white spruce. *The Canadian Entomologist*, 115(12), 1621-1626. <https://doi.org/10.4039/Ent1151621-12>
- Régnière, J.; Seehausen, M.L. et Martel, V. 2020. Modeling climatic influences on three parasitoids of low-density spruce budworm populations. Part 1: *Tranosema rostrale* (Hymenoptera: Ichneumonidae). *Forests*, 11(8), 846. <https://doi.org/10.3390/f11080846>
- Régnière, J.; St-Amant, R. et 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>
- Ressources naturelles Canada. 2020. L'état des forêts au Canada: rapport annuel 2020. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Ottawa, Ontario. 88 p.
- Ressources naturelles Canada. 2021. Initiative de foresterie autochtone. Disponible à : <https://ressources-naturelles.canada.ca/forets-foresterie/programmes-forestier/initiative-foresterie-autochtone> [Consulté en octobre 2021]
- Retnakaran, A. 1995. Chapitre 39: Insect growth regulators. Pages 373-376 dans J.A. Armstrong et W.G.H. Ives, éditeurs. *Forest insect pests in Canada*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Québec, et Direction des sciences et du développement durable, Ottawa, Ontario.
- Rhainds, M. 2015. Wing wear and body size measurements of adult spruce budworms captured at light traps: inference on seasonal patterns related to reproduction. *Applied Entomology and Zoology*, 50, 477-485. <https://doi.org/10.1007/s13355-015-0355-6>
- Rhainds, M.; Lavigne, D.; Rideout, T. et Candau, J.-N. 2019. Temporal variation in abundance of male and female spruce budworms at combinatory associations of light traps and pheromone traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 167(6), 526-533. <https://doi.org/10.1111/eea.12806>
- Rist, L. et Moen, J. 2013. Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *Forest Ecology and Management*, 310, 416-427. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.033>
- Robert, L.-E.; Kneeshaw, D. et Sturtevant, B.R. 2012. Effects of forest management legacies on spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks. *Revue canadienne de recherche forestière*, 42(3), 463-475. <https://doi.org/10.1139/x2012-005>
- Robert, L.-E.; Sturtevant, B.R.; Cooke, B.J.; James, P.M.; Fortin, M.-J.; Townsend, P.A.; Wolter, P.T. et Kneeshaw, D. 2018. Landscape host abundance and configuration regulate periodic outbreak behaviour in spruce budworm *Choristoneura fumiferana*. *Ecography*, 41(9), 1556-1571. <https://doi.org/10.1111/ecog.03553>
- Roe, A.D.; Wardlaw, A.W.; Butterson, S. et Marshall, K.E. 2024. Diapause survival requires a temperature-sensitive preparatory period. *Current Research in Insect Science*, 5, 100073. <https://doi.org/10.1016/j.cris.2024.100073>
- Rose, A.H. et Lindquist, O.H. 1985. *Insects of eastern spruces, fir and hemlock*. Service canadien des forêts. Ottawa, Ontario. Rapport technique forestier 23. 159 p.
- Rotherham, T. et Armson, K.A. 2016. The evolution of forest management in Canada: management paradigms and forest tenure systems. *The Forestry Chronicle*, 92(4), 388-393. <https://doi.org/10.5558/tfc2016-071>
- Royama, T. 1979. Effect of adult dispersal on the dynamics of local populations of an insect species: a theoretical investigation. Pages 79-93 dans A.A. Berryman et L. Safranyik, éditeurs. *Proceedings of the Second IUFRO Conference: Dispersal of forest insects: evaluation, theory and management Implications*. Cooperative Extension Service, Washington State University. Pullman, Washington, États-Unis.
- Royama, T. 1984. Population dynamics of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana*. *Ecological Monographs*, 54(4), 429-462. <https://doi.org/10.2307/1942595>
- Royama, T. 1992. *Analytical population dynamics*. Chapman and Hall, London, Angleterre. 380 p.
- Royama, T.; Eveleigh, E.S.; Morin, J.R.B.; Pollock, S.J.; McCarthy, P.C.; McDougall, G.A. et Lucarotti, C.J. 2017. Mechanisms underlying spruce budworm outbreak processes as elucidated by a 14-year study in New Brunswick, Canada. *Ecological Monographs*, 87(4), 600-631. <https://doi.org/10.1002/ecm.1270>
- Royama, T.; MacKinnon, W.E.; Kettela, E.G.; Carter, N.E. et Hartling, L.K. 2005. Analysis of spruce budworm outbreak cycles in New Brunswick, Canada, since 1952. *Ecology*, 86(5), 1212-1224. <https://doi.org/10.1890/03-4077>
- Sanchez-Pinillos, M.; Leduc, A.; Ameztegui, A.; Kneeshaw, D.; Lloret, F. et Coll, L. 2019. Resistance, resilience or change: post-disturbance dynamics of boreal forests after insect outbreaks. *Ecosystems*, 22, 1886-1901. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00378-6>
- Sanders, C.J. (compilateur). 1980. *A summary of current techniques used for sampling spruce budworm populations and estimating defoliation in eastern Canada*. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts. Centre de recherches forestières des Grands Lacs. Sault Ste. Marie, Ontario. Rapport d'information O-X-306. 34 p.

- Sanders, C.J. 1986. Evaluation of high-capacity, nonsaturating sex pheromone traps for monitoring population densities of spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist*, 118(7), 611-619. <https://doi.org/10.4039/Ent118611-7>
- Sanders, C.J. 1988. Monitoring spruce budworm population density with sex pheromone traps. *The Canadian Entomologist*, 120(2), 175-183. <https://doi.org/10.4039/Ent120175-2>
- Sanders, C.J. 1996. Pheromone traps for detecting incipient outbreaks of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana* (Clem.). Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs. Sault Ste. Marie, Ontario. NODA/NFP Rapport technique TR-32. 18 p.
- Sanders, C.J.; Stark, R.W.; Mullins, E.J. et Murphy, J. (éditeurs). 1985. Recent advances in spruce budworms research. Proceedings of the CANUSA spruce budworms research symposium. 16-20 septembre 1984. Bangor, Maine. CANUSA Canada United States Spruce Budworms Program. Service canadien des forêts. Ottawa, Ontario. 527 p.
- Savage, D.W.; Martell, D.L. et Wotton, B.M. 2010. Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling. *Revue canadienne de recherche forestière*, 40(6), 1136-1154. <https://doi.org/10.1139/X10-065>
- Schmitt, D.M.; Grimble, D.G. et Searcy, J.L. (coordinateurs techniques). 1984. Spruce Budworms Handbook: Managing the Spruce Budworm in Eastern North America. United States Department of Agriculture, Forest Service. Cooperative State Research Service. Washington, D.C. Agricultural Handbook No. 620. 192 p.
- Schweitzer, D.F. 2004. Gypsy moth (*Lymantria dispar*): impacts and options for biodiversity-oriented land managers. *NatureServe*. Arlington, Virginia. 59 p.
- Scott, D. et Lemieux C. 2007. Climate change and protected areas policy, planning and management in Canada's boreal forest. *The Forestry Chronicle*, 83(3), 347-357. <https://doi.org/10.5558/tfc83347-3>
- Scriber, J.M. 2004. Non-target impacts of forest defoliator management options: decision for no spraying may have worse impacts on non-target Lepidoptera than *Bacillus thuringiensis* insecticides. *Journal of Insect Conservation*, 8, 241-261. <https://doi.org/10.1007/s10841-004-1357-9>
- Seehausen, M.L.; Cusson, M.; Régnière, J.; Bory, M.; Stewart, D.; Djoumad, A.; Smith, S.M. et Martel, V. 2017. High temperature induces downregulation of polydnavirus gene transcription in Lepidoptera host and enhances accumulation of host immunity gene transcripts. *Journal of Insect Physiology*, 98, 126-133. <https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2016.12.008>
- Seehausen, M.L.; Naumann, P.H.; Béliveau, C.; Martel, V. et Cusson, M. 2018. Impact of rearing temperature on encapsulation and the accumulation of transcripts putatively involved in capsule formation in a parasitized lepidopteran host. *Journal of Insect Physiology*, 107, 244-249. <https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2018.04.013>
- Seidl, R.; Thom, D.; Kautz, M.; Martin-Benito, D.; Peltoniemi, M.; Vacchiano, G.; Wild, J.; Ascoli, D.; Petr, M.; Honkaniemi, J.; Lexer, M.J.; Trotsiuk, V.; Mairota, P.; Svoboda, M.; Fabrika, M.; Nagel, T.A. et Rey, C.P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7, 395-402. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Serrouya, R.; McLellan, B.N.; van Oort, H.; Mowat, G. et Boutin, S. 2017. Experimental moose reduction lowers wolf density and stops decline of endangered caribou. *PeerJ*, 5, e3736. <https://doi.org/10.7717/peerj.3736>
- Sewell, C.D. et Maranda, J. 1978. Problems in salvaging timber affected by the spruce budworm. Forest Engineering Research Institute of Canada. Pointe Clair, Québec. Rapport technique No. TR-25. 31 p.
- Simard, I.; Morin, H. et Lavoie, C. 2006. A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canada. *Holocene*, 16(1), 31-37. <https://doi.org/10.1191/0959683606h1904rp>
- Simpson, B. 2014. Canadian national FBP fuel-type map. Canadian Wildland Fire Information System. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Disponible à : <https://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/renseignements/cartes/fbpft> [Consulté en septembre 2021]
- Slaney, G.L.; Lantz, V.A. et MacLean, D.A. 2009. The economics of carbon sequestration through pest management: application to forested landbases in New Brunswick and Saskatchewan, Canada. *Forest Policy and Economics*, 11(7), 525-534. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2009.07.009>
- Slaney, G.L.; Lantz, V.A. et MacLean, D.A. 2010. Assessing costs and benefits of pest management on forested landbases in eastern and western Canada. *Journal of Forest Economics*, 16(1), 19-34. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2009.05.002>
- Smith, D.M.; Larson, B.C.; Kelty, M.J. et Ashton, M.S. 1997. The practice of silviculture. Applied forest ecology, 9^e édition. John Wiley and Sons. New York, New York, États-Unis. 537 p.
- South, G.R. (éditeur). 1983. Biogeography and ecology of the island of Newfoundland. Dr. W. Junk Publishers. La Haye, Pays-Bas. 723 p.
- Spence, J.R. 2001. The new boreal forestry: adjusting timber management to accommodate biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 591-593. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02335-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02335-7)
- Sprugel, D.W. 1976. Dynamic structure of wave-generated *Abies balsamea* forests in the northeastern United States. *Journal of Ecology*, 64, 889-911. <https://doi.org/10.2307/2258815>
- Standing Committee on Natural Resources. 2019. Insect management in Canada's forest sector: strengthening national cooperation against current and future outbreaks. Rapport du Comité permanent des ressources naturelles. J. Maloney, président. Chambre des communes, 42^e législature, 1^{re} session Canada. Ottawa, Ontario.
- Stenbacka, F.; Hjältén, J.; Hilszczański, J. et Dynesius, M. 2010. Saproxylic and non-saproxylic beetle assemblages in boreal spruce forests of different age and forestry intensity. *Ecological Applications*, 20(8), 2310-2321. <https://doi.org/10.1890/09-0815.1>
- Sterner, T.E. et Davidson, A.G. 1981. Forest insect and disease conditions in Canada 1980. Environnement Canada, Service canadien des forêts, Relevé des insectes et des maladies des arbres. Ottawa, Ontario. Rapport RIMA. 45 p.
- Stocks, B.J. 1987. Fire potential in the spruce budworm-damaged forests of Ontario. *The Forestry Chronicle*, 63(1), 8-14. <https://doi.org/10.5558/tfc63008-1>

- Sundaram, K.M.S.; Sundaram, A. et Sloane, L. 1996. Foliar persistence and residual activity of tebufenozide against spruce budworm larvae. *Pesticide Science*, 47(1), 31-40. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9063\(199605\)47:1%3C31::AID-PS380%3E3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9063(199605)47:1%3C31::AID-PS380%3E3.0.CO;2-4)
- Sturtevant, B.R.; Achtemeier, G.L.; Charney, J.J.; Anderson, D.P.; Cooke, B.J. et Townsend, P.A. 2013. Long-distance dispersal of spruce budworm *Choristoneura fumiferana* Clemens in Minnesota (USA) and Ontario (Canada) via the atmospheric pathway. *Agricultural and Forest Meteorology*, 168, 186-200. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.09.008>
- Sturtevant, B.R.; Cooke, B.J.; Kneeshaw, D.D. et MacLean, D.A. 2015. Modelling insect disturbance across forested landscapes: insights from spruce budworm. Pages 93-134 dans A.H. Perera, B.R. Sturtevant et L.J. Buse, éditeurs. *Simulation modelling of forest landscape disturbances*. Springer International Publishing. Geneva, Suisse.
- Swetnam, T.W. et Lynch, A.M. 1989. A tree-ring reconstruction of western spruce budworm history in the southern Rocky Mountains. *Forest Science*, 35(4), 962-986. <https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.962>
- Taylor, A.R.; Boulanger, Y.; Price, D.T.; Cyr, D.; McGarrigle, E.; Rammer, W. et Kershaw, J.A.; 2017. Rapid 21st century climate change projected to shift composition and growth of Canada's Acadian Forest Region. *Forest Ecology and Management*, 405, 284-294. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.033>
- Thiffault, E.; Hannam, K.D.; Paré, D.; Titus, B.D.; Hazlett, P.W.; Maynard, D.G. et Brais, S. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests — a review. *Environmental Reviews*, 19(NA), 278-309. <https://doi.org/10.1139/a11-009>
- Thorn, S.; Bässker, C.; Brandl, R.; Burton, P.J.; Cahall, R.; Campbell, J.L.; Castro, J.; Chang-Yong, C.; Cobb, T.; Donato, D.C.; Durska, E.; Fontaine, J.B.; Gauthier, S.; Hebert, C.; Hothorn, T.; Hutto, R.L.; Lee, E.-J.; Leverkus, A.B.; Lindenmayer, D.B.; Obrist, M.K.; Rost, J.; Seibold, S.; Seidl, R.; Thom, D.; Waldron, K.; Wermelinger, B.; Winter, M.-B.; Zmihorski, M. et Muller, J. 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 279-289. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12945>
- Thurber, D.K.; McClain, W.R. et Whitmore, R.C. 1994. Indirect effects of gypsy moth defoliation on nest predation. *Journal of Wildlife Management*, 58(3), 493-500. <https://doi.org/10.2307/3809321>
- Townsend, J.; Moola, F. et Craig, M.-K. 2020a. Indigenous Peoples are critical to the success of nature-based solutions to climate change. *FACETS*, 5, 551-556. <https://doi.org/10.1139/facets-2019-0058>
- Townsend, J.M.; McFarland, K.P.; Rimmer, C.C.; Ellison, W.G. et Goetz, J.E. 2020b. Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*), version 1.0. Dans P.G. Rodewald, éditeur. *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, New York, États-Unis. <https://doi.org/10.2173/bow.bicthr.01>
- Ulyshen, M.D. 2016. Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews*, 91(1), 70-85. <https://doi.org/10.1111/brev.12158>
- U.S. Department of Agriculture. 1985. *Insects of eastern forests*. United States Department of Agriculture, Agriculture, Forest Service. Washington, D.C. Miscellaneous Publication No. 1426. 642 p.
- Vaillancourt, M.-A.; Drapeau, P.; Gauthier, S. et Robert, M. 2008. Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2272-2285. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.036>
- van Asch, M. et Visser, M.E. 2007. Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology*, 52, 37-55. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091418>
- van Frankenhuyzen, K. 1990. Development and current status of *Bacillus thuringiensis* for control of defoliating forest insects. *The Forestry Chronicle*, 66(5), 498-507. <https://doi.org/10.5558/tfc66498-5>
- van Frankenhuyzen, K. et Régnière, J. 2017. Multiple effects of tebufenozide on the survival and performance of the spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist*, 149(2), 227-240. <https://doi.org/10.4039/tce.2016.50>
- Venier, L.A. et Holmes S.B. 2010. A review of the interaction between forest birds and eastern spruce budworm. *Environmental Reviews*, 18, 191-207. <https://doi.org/10.1139/A10-009>
- Venier, L.; Holmes, S. et Williams, J. Mci. 2011. Bay-breasted Warbler (*Setophaga castanea*), version 1.0. Dans A.F. Poole, éditeur. *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, New York, États-Unis. <https://doi.org/10.2173/bow.babwar.01>
- Venier, L.A.; Pearce, J.L.; Fillman, D.R.; McNicol, D.K. et Welsh, D.A. 2009. Effects of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) outbreaks on boreal mixed-wood bird communities. *Avian Conservation & Ecology*, 4(1), 3. Disponible à : <http://www.ace-eco.org/vol4/iss1/art3/>
- Virgin, G.V.J. et MacLean, D.A. 2017. Five decades of balsam fir stand development after spruce budworm-related mortality. *Forest Ecology and Management*, 400, 129-138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.057>
- Vodden, K. et Cunsolo, A. 2021. Chapitre 3: Rural and remote communities. Pages 103-184 dans F.J. Warren et N. Lulham, éditeurs. *Canada in a changing climate: national issues report*. Gouvernement du Canada. Ottawa, Ontario.
- Vogelweith, F.; Thiéry, D.; Quaglietti, B.; Moret, Y. et Moreau, J. 2011. Host plant variation plastically impacts different traits of the immune system of a phytophagous insect. *Functional Ecology*, 25(6), 1241-1247. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2011.01911.x>
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A. 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 82(1-3), 283-294. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00232-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00232-2)
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A. 2007. Spruce budworm (*Choristoneura* spp.) biotype reactions to forest and climate characteristics. *Global Change Biology*, 13, 1630-1643. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01402.x>
- Vuojala-Magga, T. et Turunen M.T. 2015. Sámi reindeer herders' perspective on herbivory of subarctic mountain birch forests by geometrid moths and reindeer: a case study from northernmost Finland. *SpringerPlus*, 4, 134. <https://doi.org/10.1186/s40064-015-0921-y>

- Wallace, D.R. 1995. Chapitre 41: Classical biological control. Pages 385-396 dans J.A. Armstrong et W.G.H. Ives, éditeurs. Insectes forestiers ravageurs au Canada. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Québec, et Direction des sciences et du développement durable, Ottawa, Ontario.
- Wang, X.; Parisien, M.A.; Taylor, S.W.; Candau, J.N.; Stralberg, D.; Marshall, G.A.; Little, J.M. et Flannigan, M.D. 2017. Projected changes in daily fire spread across Canada over the next century. *Environmental Research Letters*, 12(2), 025005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5835>
- Waters, W.E.; Heller, R.C. et Bean, J.L. 1958. Aerial appraisal of damage by the spruce budworm. *Journal of Forestry*, 56(4), 269-276.
- Watt, G.A.; Fleming, R.A.; Smith, S.M. et Fortin, M.J. 2018. Spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* Clem.) defoliation promotes vertical fuel continuity in Ontario's boreal mixedwood forest. *Forests*, 9(5), 256. <https://doi.org/10.3390/f9050256>
- Watt, G.A.; Stocks, B.J.; Fleming, R.A. et Smith, S.M. 2020. Stand breakdown and surface fuel accumulation due to spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) defoliation in the boreal mixedwood forest of central Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*, 50(6), 533-541. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0076>
- Wayland, H.; Manderino R.; Crist T.O. et Haynes K.J. 2015. Microbial pesticide application during defoliator outbreaks may reduce loss of regional forest beetle richness. *Ecosphere*, 6(6), 1-14. <https://doi.org/10.1890/ES14-00252.1>
- Webb, F.E.; Cameron, D.G. et MacDonald, D.R. 1956. Studies of aerial spraying against spruce budworm in New Brunswick. V. Techniques for large-scale egg and defoliation ground surveys. Ministère de l'Agriculture. Division agriculture de la biologie forestière. Ottawa, Ontario. Rapport intermédiaire non publié.
- Williams, D.W. et Liebhold, A.M. 1997. Latitudinal shifts in spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) outbreaks and spruce-fir forest distributions with climate change. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, 32(1-2), 205-215.
- Williams, D.W. et Liebhold, A.M. 2000. Spatial scale and the detection of density dependence in spruce budworm outbreaks in eastern North America. *Oecologia*, 124(4), 544-552. <https://doi.org/10.1007/s004420000412>
- Woodman, S.G.; Khoury, S.; Fournier, R.E.; Emilson, E.J.S.; Gunn, J.M.; Rusak, J.A. et Tanentzap, A.J. 2021. Forest defoliator outbreaks alter nutrient cycling in northern waters. *Nature Communications*, 12, 6355. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26666-1>
- Wotton, B.M.; Alexander, M.E. et Taylor, S.W. 2009. Updates and revisions to the 1992 Canadian Forest Fire Behavior Prediction System. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs. Sault Ste. Marie, Ontario. Rapport d'information GLC-X-10. 45 p.
- Wotton, B.M.; Flannigan, M.D. et Marshall, G.A. 2017. Potential climate change impacts on fire intensity and wildfire suppression thresholds in Canada. *Environmental Research Letters*, 12(9), 095003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7e6e>
- Zhang, B.; MacLean, D.A.; Johns, R.C. et Eveleigh, E.S. 2018. Effects of hardwood content on balsam fir defoliation during the building phase of a spruce budworm outbreak. *Forests*, 9(9), 530. <https://doi.org/10.3390/f9090530>
- Zhao, K.; MacLean, D.A. et Hennigar, C.R. 2014. Spatial variability of spruce budworm defoliation at different scales. *Forest Ecology and Management*, 328, 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.020>

