

1.5 Perturbations naturelles

Les perturbations naturelles sont fréquentes sur le territoire forestier québécois. Leurs effets s'ajoutent à ceux de la récolte, ce qui peut faire baisser la possibilité forestière. Les effets anticipés du feu et de la TBE sont considérés lors de la détermination des possibilités forestières, ce qui peut mener à un ajustement des stratégies d'aménagement ou des possibilités forestières. Les possibilités forestières sont également ajustées après la détermination, lorsque de grandes perturbations surviennent.



Crédit photo : Jacques Duval

Description

Les perturbations naturelles sont fréquentes sur l'ensemble du territoire forestier québécois¹. Leurs effets s'ajoutent à ceux de la récolte forestière, ce qui contribue à modifier la composition et la structure d'âge des paysages forestiers. Lorsqu'elles ne sont pas considérées lors de la détermination des possibilités forestières, les perturbations naturelles peuvent entraîner des baisses plus ou moins grandes des possibilités forestières dans le temps². Plusieurs composantes des paysages forestiers peuvent également être touchées, telles que la quantité de vieilles forêts ou de certains habitats fauniques³.

Les perturbations naturelles ont plusieurs effets sur les possibilités forestières. Tout d'abord, elles réduisent l'âge des peuplements, ce qui entraîne une diminution de la superficie des peuplements admissibles à la récolte à certaines périodes de l'horizon de calcul. Cette diminution peut avoir des effets majeurs lorsqu'elle survient à une période où la disponibilité en matière ligneuse est très faible⁴. De plus, bien que les pertes en matière ligneuse puissent être atténuées par la récolte des forêts perturbées, celle-ci est généralement limitée⁵. Enfin, les perturbations naturelles peuvent entraîner des échecs de régénération, ce qui réduit la superficie de peuplements productifs lorsque les territoires touchés ne sont pas remis en production.

Bien que les perturbations naturelles soient inévitables, leur ampleur et leurs effets sur les possibilités forestières sont empreints d'incertitudes. Certaines caractéristiques des régimes de perturbations naturelles sont relativement bien documentées au Québec. Par exemple, les régions

où le risque de feu est le plus élevé sont connues. Le cycle des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) et certains facteurs qui influencent la vulnérabilité des forêts sont également bien documentés. Cependant, le caractère aléatoire et la dynamique complexe de ces événements ne permettent pas d'anticiper précisément leur localisation, leur étendue et leur sévérité.

Les régimes de perturbations

Les principales perturbations naturelles des forêts québécoises sont le feu, la TBE et le chablis. Chaque région est caractérisée par son propre régime de perturbations naturelles⁶; certaines unités d'aménagement sont davantage touchées par le feu, d'autres par les épidémies d'insectes ou les chablis.

Le feu

Les feux de forêt sont particulièrement fréquents dans certaines régions de la forêt boréale. Dans la zone de protection intensive des forêts contre le feu⁷, 958 feux sont dénombrés en moyenne annuellement pour une superficie moyenne touchée de 88 651 ha⁸. Les portions centrales et plus nordiques de la forêt boréale québécoise sont les plus touchées⁹. Plusieurs unités d'aménagement sont actuellement caractérisées par des cycles¹⁰ de feu de 500 ans et moins, soit l'équivalent d'un taux de brûlage¹¹ de 0,2 % et plus (figure 1).

⁶ Un régime de perturbations naturelles se définit par la fréquence, l'étendue, la sévérité, le cycle, etc. (Chabot et al. 2009).

⁷ Territoire au sud de la limite nordique des forêts attribuables.

⁸ Chabot et al. (2009). Statistique basée sur la période couvrant de 1922 à 2007.

⁹ Lefort et al. (2004), Chabot et al. (2009).

¹⁰ Le cycle correspond au temps requis pour perturber une superficie équivalente à la superficie totale de l'aire étudiée.

¹¹ Le taux de brûlage correspond à la proportion moyenne du territoire touchée annuellement, soit l'inverse du cycle. Un cycle de feu de 500 ans signifie que 0,2 % de la superficie brûle en moyenne annuellement.

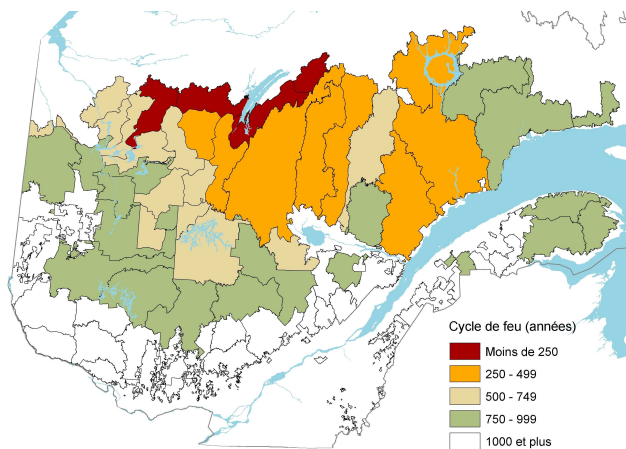
¹ Boulet et al. (2009), Chabot et al. (2009).

² Van Wagner (1983), Boulet (2001), MacLean et al. (2002), Armstrong (2004), Savage et al. (2010), Savage et Martell (2010).

³ MacLean et al. (2002), Peter et Nelson (2005), Savage et al. (2010).

⁴ Réfère à la « période critique » du calcul des possibilités forestières.

⁵ En raison, entre autres, de l'accès limité, de la dégradation rapide du bois et du maintien de forêts perturbées à des fins de conservation de la biodiversité (Vaillancourt 2008, Nappi et al. 2011).



Source : Compilation du Bureau du forestier en chef, basée sur les données d'archives du ministère des Ressources naturelles de 1972 à 2009¹².

Figure 1. Cycle de feu par unité d'aménagement.

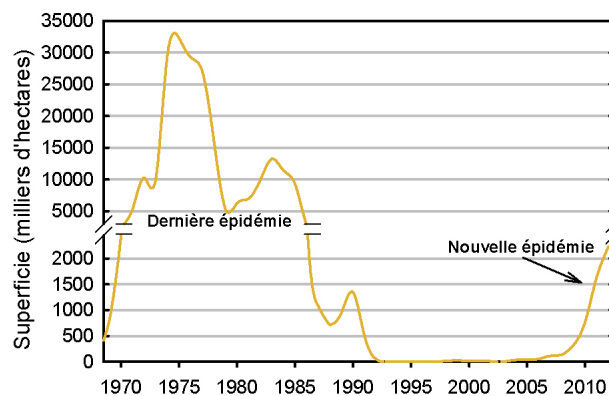
La superficie touchée annuellement ainsi que la sévérité¹³ des feux sont très variables. Cette variabilité est régie principalement par une combinaison des facteurs climatiques et édaphiques¹⁴. Quelques années de feux de grandes superficies sont à l'origine de la majorité des superficies touchées. De plus, bien que les feux en forêt boréale soient généralement perçus comme sévères, une forte proportion des superficies touchées peut être composée de peuplements brûlés partiellement¹⁵. Une forte variabilité dans la sévérité des feux s'observe d'un feu à l'autre mais également entre les années; certaines années étant caractérisées par des feux globalement plus sévères¹⁶.

Un allongement du cycle de feu a été observé dans toutes les régions du Québec entre la période historique (200 à 400 dernières années) et la période récente (1940-2003)¹⁷. Néanmoins, la proportion de superficies brûlées continue d'être très élevée dans certaines régions (figure 1). De plus, les risques de feu continueront d'être élevés au cours des prochaines décennies dans ces régions¹⁸.

La tordeuse des bourgeons de l'épinette

La TBE est l'insecte qui cause le plus de dommage au Québec¹⁹. Cet insecte défoliateur des pousses annuelles entraîne des réductions de croissance ou la mortalité des arbres²⁰. Les essences les plus vulnérables sont le sapin, l'épinette blanche et, dans une moindre mesure, l'épinette noire²¹. La dernière épidémie (de 1967 à 1992) aurait touché environ 4 millions d'hectares de sapinières et de pessières blanches²² et entraîné une diminution d'environ 180 millions de mètres cubes de sapins dans les forêts publiques québécoises²³.

Les épidémies surviennent environ à tous les trente à quarante ans, une fréquence qui résulte d'une dynamique complexe entre l'insecte et ses ennemis naturels²⁴. Ainsi, les forêts québécoises seront vraisemblablement touchées par deux ou trois épidémies au cours des cent prochaines années. L'épidémie actuelle touche principalement la Côte-Nord, le Saguenay-Lac-Saint-Jean et l'Outaouais (figures 2 et 3).



Source : MRN – Relevés aériens des dommages causés par les insectes

Figure 2. Superficies défoliées annuellement par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) de 1969 à 2012.

¹² Les données couvrent de 1972 à 2009 pour le domaine de la pessière et de 1972 à 2002 pour les autres domaines. Cette période de référence relativement récente permet une couverture complète des portions nordiques des unités d'aménagement (où des données sont souvent manquantes avant 1972) et correspond à une période où les moyens de suppression modernes étaient en place (Sylvie Gauthier, communication personnelle).

¹³ La sévérité correspond à l'effet de la perturbation sur les organismes vivants, tant au niveau du sol que de la végétation (ex. : mortalité des arbres).

¹⁴ Le Goff et al. (2007), Mansuy et al. (2010).

¹⁵ En moyenne, 46 % de la superficie incluse à l'intérieur d'un périmètre de feu est constituée de peuplements non ou partiellement brûlés (basé sur 837 feux; Chabot et al. 2009).

¹⁶ Bergeron et al. (2002).

¹⁷ Bergeron et al. (2004, 2006), Chabot et al. (2009). Cette diminution serait causée par une diminution des périodes de sécheresse (plus de précipitations ou une meilleure distribution des précipitations pendant la saison).

¹⁸ Bergeron et al. (2004, 2006, 2010), Boulanger et al. (2013).

¹⁹ Boulet et al. (2009).

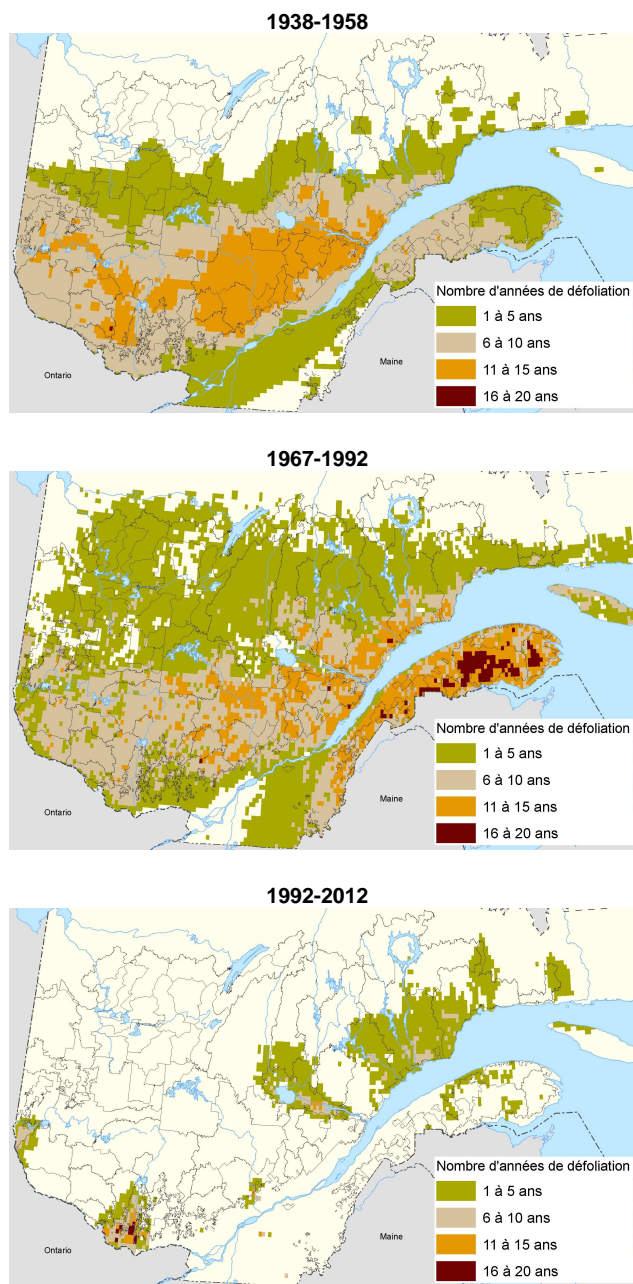
²⁰ Saucier (2001). La réduction de croissance apparaît généralement après 2 ans de défoliation grave pour le sapin et après 3 ou 4 ans pour l'épinette blanche; la mortalité survient après 4 ou 5 ans de défoliation grave pour le sapin et après 5 à 7 ans pour l'épinette blanche.

²¹ MacLean et MacKinnon (1997), Lussier et al. (2002), Hennigar et al. (2008), Morin et al. (2008).

²² Boulet (2001). Superficie de sapinières ou de pessières blanches où la TBE a entraîné une mortalité partielle ou totale des arbres (i.e. épidémie légère ou grave). Les sapinières et les pessières blanches correspondent aux peuplements dont le sapin ou l'épinette blanche couvre au moins 25 % de la surface terrière.

²³ Boulet (2001).

²⁴ Blais (1983), Morin et Laprise (1990), Régnière (2001), Jardon et al. (2003), Boulanger et Arseneault (2004), Morin et al. (2008).



Source : Ministère des Ressources naturelles

Figure 3. Nombre d'années de défoliation de la tordeuse des bourgeons de l'épinette pour les deux dernières épidémies et celle en cours.

L'effet de la TBE varie régionalement, notamment en fonction de la composition et de la structure des peuplements. La vulnérabilité d'un peuplement augmente avec la proportion d'essences hôtes (ex. : sapin, épinette blanche), leur âge et les conditions du site²⁵. Ainsi, les sapinières matures sont généralement plus vulnérables

²⁵ Dupont et al. (1991), MacLean et MacKinnon (1997), Beauce (2001), MacLean et al. (2001), Morin et al. (2008), Boulet et al. (2009).

que les autres types de peuplements²⁶. De plus, la présence de feuillus à l'échelle du paysage et du peuplement réduirait l'impact de la TBE sur les essences hôtes²⁶. Les deux dernières épidémies ont principalement touché les domaines de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc, en raison de la forte abondance de sapinières (figure 3). Le réchauffement climatique favoriserait un déplacement de l'aire de répartition de l'insecte vers le nord et expliquerait, en partie, l'épidémie actuelle sur la Côte-Nord²⁷.

Selon certaines hypothèses, les épidémies du dernier siècle auraient été globalement plus sévères que les épidémies précédentes; ce patron pourrait s'expliquer, en partie, par l'allongement du cycle de feu qui aurait conduit à une augmentation de l'abondance du sapin²⁸. L'effet varie également d'une épidémie à l'autre : ainsi, deux épidémies sévères entrecoupées d'une épidémie modérée ont été rencontrées au cours du dernier siècle²⁹. Selon ce patron, l'épidémie en cours pourrait être moins sévère que la précédente dans certaines régions²⁸. De plus, les essences vulnérables à la TBE sont actuellement davantage disséminées en mélange avec d'autres essences, telles que les feuillus, ce qui pourrait également agir sur la distribution et la sévérité de l'épidémie en cours³⁰.

Le chablis

Au Québec, les superficies touchées par le chablis³¹ sont moins grandes que celles touchées par le feu ou par la TBE. Le cycle des chablis (totaux et partiels³²) est généralement de l'ordre de plusieurs milliers d'années³³. Néanmoins, ces chablis peuvent occasionner localement des pertes considérables de matière ligneuse. Les chablis de faibles superficies sont plus fréquents et entraînent globalement plus de pertes que ceux de grandes superficies³⁴.

La vulnérabilité au chablis est fonction de l'exposition topographique, des propriétés du sol (type de dépôt) et

²⁶ Bergeron et al. (1995), Su et al. (1996), MacLean et al. (2001), Campbell et al. (2008), Morin et al. (2008).

²⁷ Régnière et al. (2012).

²⁸ Morin et al. (2008).

²⁹ Bouchard et al. (2006). Ce patron s'expliquerait par le rajeunissement des sapinières à la suite d'une épidémie sévère.

³⁰ Saucier (2001).

³¹ Le chablis désigne le renversement d'un arbre ou d'un groupe d'arbres (déracinement ou bris des tiges), le plus souvent sous l'effet de l'âge, de la maladie ou d'éléments climatiques comme le vent, la neige ou la glace.

³² Chablis total : $\geq 75\%$ de la surface terrière renversée; chablis partiel : 25 à 75 % de la surface terrière renversée. À noter que des seuils différents sont utilisés pour définir un chablis partiel dans certaines études (ex. : Vaillancourt 2008).

³³ Vaillancourt (2008), Boucher et al. (2011).

³⁴ Desraps (2008).

des caractéristiques du peuplement (composition, structure, âge, hauteur, diamètre et espacement des arbres)³⁵. Les sapinières – particulièrement les vieilles – sont généralement plus vulnérables que les peuplements mixtes ou les pessières³⁶. Le chablis est également plus élevé en bordure des coupes récentes, généralement dans les premiers 20 à 30 m³⁷. Dans les bandes riveraines, les séparateurs de coupes et autres peuplements résiduels, la vulnérabilité au chablis est également fonction de l'exposition au vent (ex. : orientation des bandes, position topographique)³⁸.

Les superficies touchées par les chablis varient régionalement. Celles-ci augmentent du sud vers le nord (ex. : cycle de l'ordre de 3 000 à 4 000 ans dans la pessière à mousses par rapport à >100 000 ans dans l'érablière à bouleau jaune) ainsi que de l'ouest vers l'est³⁹. Cette variabilité régionale s'explique en partie par l'abondance de peuplements plus vulnérables.

Intégration à l'aménagement

Certains types d'interventions peuvent atténuer les pertes de matière ligneuse liées aux perturbations naturelles. Ces interventions peuvent s'appliquer avant (prévention), pendant (lutte) ou après (récolte après perturbation) l'évènement de perturbation, selon la perturbation en cause (tableau 1). Les interventions préventives visent à diminuer la vulnérabilité des peuplements face à l'agent perturbateur. La lutte consiste à limiter la propagation de la perturbation. Enfin, la récolte après perturbation (« coupe de récupération ») permet de recouvrer une partie de la valeur économique du peuplement touché.

Tableau 1. Types d'intervention généralement appliqués par perturbation naturelle.

	Prévention	Lutte	Récolte après perturbation
Feu		✓	✓
TBE	✓	✓	✓
Chablis	✓		✓

Le feu

La suppression des incendies forestiers est l'approche la plus directe pour limiter les pertes de matière ligneuse. Elle est nécessaire afin de protéger les infrastructures et elle permet de réduire les superficies brûlées

annuellement. Néanmoins, l'efficacité de la lutte est limitée lors des années de grande sécheresse⁴⁰. Ainsi, de vastes superficies forestières peuvent brûler lors de ces années, et ce, malgré les efforts actuels voués à la protection. Par exemple, 2005 et 2007 comptent parmi les dix années où les plus grandes superficies brûlées ont été observées depuis 1922⁴¹.

La récolte après feu permet de récupérer une partie des pertes en matière ligneuse. Cependant, cette récolte comporte des limites économiques, écologiques et sociales⁴². Elle est limitée entre autres par la diminution rapide de la qualité des bois ainsi que par l'accessibilité et l'ampleur des superficies brûlées. De plus, le taux de récolte dépend de l'âge des peuplements touchés : il diminue lorsque la proportion de jeunes peuplements augmente dans le paysage. Enfin, une partie des forêts brûlées est maintenue à des fins de conservation de la biodiversité.

Un aménagement préventif pourrait diminuer la vulnérabilité au feu en modifiant la composition et la répartition spatiale des peuplements (ex. : augmentation de peuplements feuillus moins inflammables) ou en développant le réseau de chemins afin d'augmenter l'efficacité de la suppression⁴³. Cependant, l'efficacité et la pertinence de cette approche est encore à démontrer pour le Québec⁴⁴.

La tordeuse des bourgeons de l'épinette

Les stratégies d'intervention pour la TBE combinent des interventions de prévention, de lutte et de récolte après perturbation. Ces stratégies varient selon la région et la progression de l'épidémie⁴⁵. La récolte prioritaire des peuplements les plus vulnérables – les sapinières matures – s'avère généralement l'approche préventive la plus simple et la plus efficace⁴⁵. Certaines interventions sylvicoles peuvent aussi diminuer la vulnérabilité des peuplements, entre autres, en diminuant la proportion d'essences hôtes, en réduisant la densité du peuplement ainsi qu'en favorisant le reboisement avec des essences moins vulnérables. Par exemple, les traitements d'éclaircie (éclaircie précommerciale, éclaircie commerciale) augmentent la production foliaire des arbres résiduels (à partir de 2 ou 3 ans après le

⁴⁰ Leduc (2002), Lemaire (2002).

⁴¹ Chabot et al. (2009).

⁴² Nappi et al. (2011).

⁴³ Le Goff et al. (2008), Terrier et al. (2013).

⁴⁴ Par exemple, l'augmentation de peuplements feuillus ou le développement du réseau routier constituent des approches qui peuvent entrer en contradiction avec les principes de l'aménagement écosystémique et le maintien d'espèces à statut précaire (ex. : caribou forestier).

⁴⁵ Boulet et al. (2009).

traitement), ce qui se traduit par une meilleure résistance de ces derniers pendant plusieurs années après le traitement⁴⁶. Les traitements d'éclaircie ont toutefois des effets positifs sur l'insecte à très court terme et sont donc à proscrire en période épidémique⁴⁷.

La lutte directe se fait par pulvérisation aérienne de l'insecticide biologique Btk⁴⁸. Ces pulvérisations visent à réduire le niveau de défoliation annuelle⁴⁹ et ainsi, à limiter les pertes de matière ligneuse. Compte tenu des grandes superficies touchées, la lutte est limitée aux endroits jugés prioritaires.

Enfin, la récolte des arbres en dégradation permet de récupérer une partie de la matière ligneuse. La vitesse de progression de l'épidémie et l'accès aux peuplements touchés conditionnent largement la capacité de récolte⁵⁰. En comparaison au feu, la mortalité des arbres est plus graduelle, ce qui donne une certaine flexibilité quant au moment de la récolte.

Le chablis

Une sylviculture préventive peut limiter les pertes de matière ligneuse causées par le chablis⁵¹. Par exemple, la diminution de la proportion de sapin réduit la vulnérabilité d'un peuplement⁵². L'augmentation du diamètre des tiges et l'amélioration de l'enracinement par l'éclaircie précommerciale peut augmenter la résistance des peuplements au vent⁵³. Enfin, le taux de perte par chablis dans les peuplements résiduels dépend de leur configuration et de leur localisation⁵⁴.

La récolte après chablis est également possible; son efficacité varie en fonction de l'accès aux superficies touchées et de la difficulté à récolter les arbres renversés⁵⁵. Ainsi, les pertes de matière ligneuse causées par le chablis varieront régionalement, non seulement en fonction des caractéristiques climatiques et forestières, mais également en fonction des interventions d'aménagement qui seront appliquées.

Intégration à la détermination des possibilités forestières

Une considération *a priori* ou *a posteriori*

Les perturbations naturelles peuvent être prises en considération *a priori* lors de la détermination des possibilités forestières, c'est-à-dire en prévision des événements de perturbation à venir, ou *a posteriori*, c'est-à-dire en ajustant les possibilités forestières après que surviennent les événements de perturbation (figure 4).

La considération *a priori* a pour but d'assurer une meilleure stabilisation des possibilités forestières dans le temps⁵⁶ (i.e. principe de rendement soutenu). Lorsque les perturbations ne sont pas considérées *a priori*, ceci se traduit par un risque plus ou moins élevé de baisse des possibilités forestières. Une considération *a priori* s'avère essentielle lorsque la probabilité que les perturbations surviennent est élevée, que les effets potentiels sur la possibilité forestière sont importants et que le risque peut être circonscrit dans le temps et dans l'espace.

La considération *a priori* se fait directement dans le calcul des possibilités forestières, en intégrant les effets des perturbations naturelles à la modélisation, ou via des analyses de risque menées en parallèle avec le processus du calcul (figure 4). Dans ce dernier cas, les résultats sont utilisés afin d'établir, lorsque nécessaire, un fonds de réserve⁵⁷ (i.e. réduction de la possibilité forestière) à l'étape finale de la détermination des possibilités forestières. Le choix de l'approche (modélisation ou analyse de risque) dépend de la complexité à modéliser les perturbations et des outils disponibles.

La considération *a posteriori* est appliquée lorsque les perturbations ont un faible effet potentiel sur les possibilités forestières ou lorsque les risques ne peuvent être circonscrits dans le temps et dans l'espace. Elle permet également un ajustement des possibilités forestières lorsque les effets des perturbations considérées *a priori* sont différents de ceux initialement prévus.

⁴⁶ Beauce (2001).

⁴⁷ Beauce (1996, 2001).

⁴⁸ *Bacillus thuringiensis* variété *kurstaki* (Btk). Cet insecticide devient actif en contact du milieu alcalin particulier au système digestif des larves de la TBE.

⁴⁹ L'objectif de protection vise à obtenir une défoliation annuelle ≤ 50 % sur au moins 70 % de la superficie traitée (Dupont 2001).

⁵⁰ Ressources naturelles Canada (2001).

⁵¹ Ruel (1995).

⁵² Ruel (1995), Meunier et al. (2002), Elie et Ruel (2005).

⁵³ Ruel et al. (2003), Achim et al. (2005).

⁵⁴ Ruel (1989), Ruel et al. (2001), Larouche et al. (2007), Desraps (2008).

⁵⁵ Meunier et al. (2002), Desraps (2008), Vaillancourt (2008).

⁵⁶ Armstrong (2004), Savage et al. (2010), Savage et Martell (2010).

⁵⁷ Fait référence au fonds de réserve technique dont le but est de compenser des erreurs d'évaluation des possibilités forestières (Gathy et al. 1999).

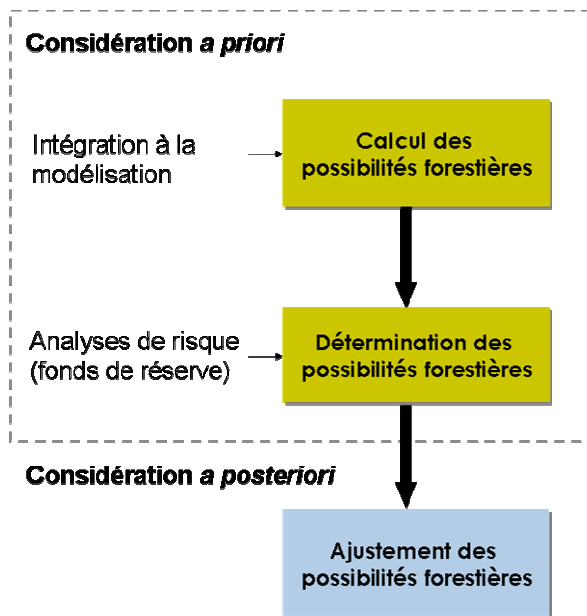


Figure 4. Étapes du processus de détermination des possibilités forestières auxquelles peuvent être prises en considération les perturbations naturelles.

Le feu

Certaines unités d'aménagement sont caractérisées par des cycles de feu relativement courts (figure 1). Ces feux récurrents peuvent avoir un effet important sur la disponibilité en matière ligneuse. L'approche retenue consiste à analyser *a priori* l'effet du feu pour les unités d'aménagement où le cycle de feu est inférieur à 1 000 ans⁵⁸. Compte tenu des incertitudes liées à ces perturbations (ex. : localisation spatio-temporelle, étendue des feux) et des limites techniques d'intégration à la modélisation, l'approche consiste à réaliser des analyses de risque en parallèle avec le calcul.

La méthode utilisée⁵⁹ pour l'analyse de risque permet d'évaluer l'effet du feu sur les fluctuations probables des possibilités forestières tout au long de l'horizon de calcul (encadré 1). Plus spécifiquement, la méthode évalue la probabilité que les possibilités forestières, une fois le risque de feu considéré, soient équivalentes aux possibilités forestières à rendement soutenu tel qu'établies sans considération du risque de feu. Elle permet également d'examiner l'effet de différents fonds de réserve sur cette fluctuation.

Plusieurs facteurs sont considérés dans l'analyse, tels que le cycle de feu, la structure d'âge et le taux de récolte après perturbation. Ainsi, un territoire avec un cycle de feu court, une faible proportion de peuplements matures et un faible taux de récolte après perturbation aura une probabilité plus élevée de subir une baisse de la possibilité forestière au cours de l'horizon de calcul. Différentes tolérances à la fluctuation sont également examinées. La tolérance à la fluctuation désigne l'amplitude de baisse de la possibilité forestière qui est tolérée pour considérer celle-ci comme étant maintenue. Ainsi, une tolérance nulle à la fluctuation signifie qu'aucune baisse de possibilité forestière n'est acceptée sur l'horizon de calcul. De plus, la méthode est basée sur une approche stochastique (plutôt que déterministe) afin de prendre en considération la variabilité interannuelle des superficies brûlées⁶⁰.

La tordeuse des bourgeons de l'épinette

Plusieurs épidémies de TBE toucheront probablement le Québec au cours de l'horizon de calcul (i.e. 150 ans). Ces épidémies sont susceptibles d'avoir des effets considérables sur les possibilités forestières, en particulier pour les unités d'aménagement localisées dans les régions où les sapinières sont abondantes. De nombreuses incertitudes liées à cette perturbation (ex. : localisation, progression de l'épidémie, sévérité) rendent l'intégration à la modélisation complexe.

L'approche retenue consiste à évaluer la vulnérabilité d'un territoire ainsi qu'à intégrer les effets de scénarios d'épidémie et d'approches préventives lors du calcul des possibilités forestières (encadré 2). Cette approche repose sur le classement des strates d'aménagement en différents niveaux de vulnérabilité. Cette prise en considération de la TBE au calcul permet :

- de suivre la vulnérabilité de chaque unité d'aménagement dans le temps et d'identifier celles qui sont les plus à risque face à la TBE;
- d'appliquer des stratégies préventives visant à prioriser la récolte dans les strates vulnérables;
- d'évaluer l'impact sur la possibilité forestière de divers scénarios d'épidémie (i.e. en simulant des pertes en matière ligneuse dans les strates vulnérables non récoltées).

⁵⁸ À noter que pour un cycle de 1000 ans, une portion significative du territoire peut être touchée annuellement (correspond à un taux de brûlage de 0,1 % par année). Cependant, ce choix vise à analyser, en priorité, les unités d'aménagement les plus fortement touchées par le feu.

⁵⁹ La méthode utilisée est adaptée de celle développée par Leduc et al. (en préparation).

⁶⁰ Pour un cycle de feu de 100 ans, la méthode déterministe assume un taux de brûlage constant de 1 % par année. Avec la méthode stochastique, le taux moyen de brûlage est également de 1 %, mais ce taux peut varier d'une année à l'autre.

Encadré 1 – Méthode d'analyse de risque lié au feu

Cette méthode vise à évaluer la probabilité de maintenir les possibilités forestières constantes tout au long de l'horizon de calcul lorsque le risque de feu est pris en considération. Le modèle est basé sur une forte simplification des données forestières (ex. : modèle basé sur les superficies, classes d'âge par décennie).

Intrants

La méthode prend en considération :

- le cycle de feu;
- la structure d'âge;
- le taux de récolte après perturbation (i.e. récupération).

Le territoire d'analyse peut être constitué d'une ou de plusieurs unités d'aménagement similaires quant à ces caractéristiques.

Analyse

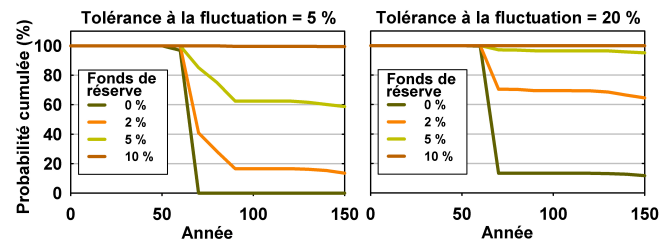
La première étape consiste à déterminer la possibilité forestière initiale du territoire sans risque de feu (taux annuel de récolte en superficie). Ensuite, la méthode évalue si cette possibilité forestière initiale peut être maintenue une fois le risque de feu considéré.

Afin de prendre en considération la variabilité interannuelle des superficies brûlées, l'analyse porte sur 1 000 scénarios, chacun présentant un patron différent quant aux superficies brûlées par décennie (i.e. approche stochastique). La probabilité de maintenir la possibilité forestière sur tout l'horizon de calcul est exprimée par le pourcentage des scénarios pour lesquels la possibilité forestière est maintenue.

L'effet de différents fonds de réserve peut être évalué en ajustant à la baisse la possibilité forestière initiale. Les résultats peuvent également être analysés selon différentes tolérances à la fluctuation. Par exemple, une tolérance à la fluctuation de 5 % signifie qu'une telle baisse est tolérée pour que la possibilité forestière soit considérée comme étant maintenue.

Exemple de résultat

Ces figures illustrent un exemple de la probabilité cumulée de maintenir la possibilité forestière d'un territoire donné, une fois le risque de feu pris en considération, en évaluant plusieurs fonds de réserve et deux niveaux de tolérance à la fluctuation.



Dans cet exemple, la possibilité forestière ne peut être maintenue sur tout l'horizon de calcul sans fonds de réserve (lignes vertes foncées), peu importe le niveau de tolérance à la fluctuation. Les risques de baisse de la possibilité forestière sont particulièrement marqués entre 50 et 100 ans, un résultat qui découle de la structure d'âge du territoire examiné.

L'application d'un fonds de réserve permet de diminuer les risques de baisse de la possibilité forestière. Lorsque la tolérance à la fluctuation est de 20 %, un fonds de réserve d'environ 2 % permet de réduire considérablement les risques de baisse de la possibilité forestière. Un fonds de réserve plus grand est cependant nécessaire lorsque la tolérance à la fluctuation n'est que de 5 %. Cet exemple illustre qu'un petit fonds de réserve permet de se prémunir contre les risques de grande baisse de la possibilité forestière (ex. : plus de 20 %) sans toutefois prévenir des baisses moindres.

Source : Méthode adaptée de Leduc et al. (en préparation).

Le chablis

Le risque de chablis est considéré de différentes façons selon le type de chablis en cause, soit les grands chablis naturels, les petits chablis naturels et les chablis en bordure de coupe. Les grands chablis naturels sont difficilement prévisibles. L'approche retenue consiste donc à les considérer *a posteriori* en ajustant les possibilités forestières lorsque les superficies touchées sont considérables. Dans le cas des petits chablis naturels (chablis partiels et chablis totaux de moins de 2 ha), leurs effets sont intégrés aux courbes d'évolution. Enfin, les pertes attribuables aux chablis en bordure de coupe ne sont pas considérées lors de la détermination, sur la base de l'hypothèse que ces pertes sont relativement faibles⁶¹.

⁶¹ Dans certains cas cependant, une réduction permettant de soustraire de la possibilité forestière les pertes attribuables aux chablis en bordure de coupe pourrait s'appliquer lorsque les données disponibles localement le justifient.

Autres considérations

Bien que les effets du feu et de la TBE soient évalués *a priori* lors de la détermination des possibilités forestières, les effets de ces perturbations peuvent être différents de ceux prévus initialement. De plus, d'autres agents de perturbation (ex. : la livrée des forêts, l'arpenteuse de la pruche), peuvent causer des pertes importantes de matière ligneuse localement. Ainsi, un ajustement des possibilités forestières *a posteriori* pourrait être nécessaire lors de perturbations naturelles majeures.

Aucun effet lié aux changements climatiques n'est considéré compte tenu que leurs effets sur les régimes de perturbations naturelles sont encore incertains (ex. : modification régionale de la fréquence et de la sévérité des perturbations). Par conséquent, les risques associés aux perturbations naturelles sont considérés comme similaires aux risques actuels.

Encadré 2 – Méthode d'analyse de risque lié à la TBE

Cette méthode vise à évaluer, dans le temps, la vulnérabilité d'un territoire à la TBE ainsi qu'à examiner l'effet de l'épidémie en cours et de stratégies d'aménagement préventives sur la possibilité forestière d'une unité d'aménagement.

Étape 1 – Évaluation de la vulnérabilité

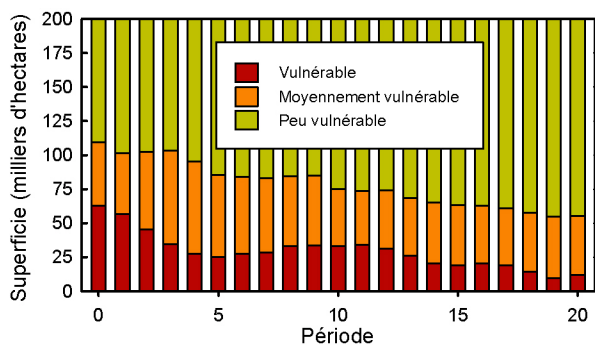
La vulnérabilité de chaque strate d'aménagement est évaluée sur la base de deux variables :

- la composition – la vulnérabilité augmente avec le pourcentage de la surface terrière en sapin baumier;
- l'âge de la strate – pour les strates composées de sapin, la vulnérabilité augmente avec l'âge de la strate.

Chaque strate d'aménagement se voit attribuer l'une des trois classes de vulnérabilité^a (tableau ci-dessous).

Classe de vulnérabilité	Description
Vulnérable	Strates à dominance de sapin et généralement matures pour lesquelles une forte réduction (50 à 100 %) de la surface terrière après épidémie est appréhendée.
Moyennement vulnérable	Strates plus jeunes ou dont la surface terrière en sapin est moins élevée que les précédentes, pour lesquelles une moins forte réduction de la surface terrière après épidémie est appréhendée.
Peu vulnérable	Strates avec peu de sapin, dont les réductions anticipées après épidémie sont très faibles.

La superficie de chaque classe de vulnérabilité d'un territoire donné est évaluée pour chaque période de l'horizon du calcul (figure ci-dessous).

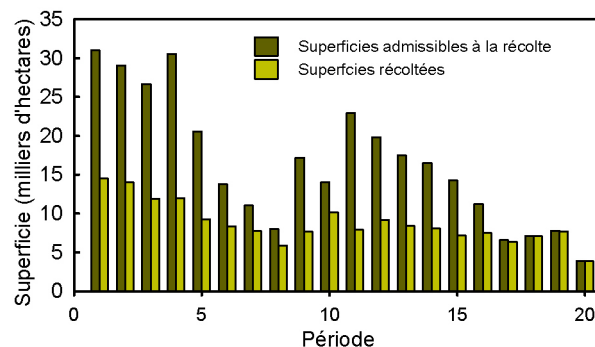


Ce portrait évolutif de la vulnérabilité d'un territoire ainsi que les données historiques et actuelles sur la TBE (figure 3) sont utilisés afin d'identifier les unités d'aménagement les plus à risque face aux effets de la TBE.

Étape 2 – Récolte dans les strates vulnérables

Aux fins du calcul, la stratégie d'aménagement préventive consiste à prioriser la récolte dans les strates vulnérables. Pour les unités d'aménagement les plus à risque (étape 1), un portrait de la récolte dans les strates vulnérables est réalisé.

Ce portrait compare la superficie des strates vulnérables admissible à la récolte avec la superficie des strates vulnérables récoltée. Cette comparaison permet d'identifier les situations où la stratégie d'aménagement pourrait être modulée afin d'augmenter la récolte dans ces strates et ainsi atténuer les pertes potentielles de matière ligneuse.



Étape 3 – Pertes de matière ligneuse relatives à la TBE

Pour les unités d'aménagement où une défoliation est actuellement observée, les pertes de matière ligneuse associées à différents scénarios d'épidémies peuvent être évaluées. Pour ce faire, l'effet de la TBE est simulé en appliquant aux strates vulnérables un effet de traitement qui ramène les strates à l'âge « 0 ». Les volumes ainsi touchés ne sont pas comptabilisés dans les volumes prélevés, simulant ainsi les pertes attribuables à l'absence de récolte dans ces strates.

Ainsi, divers scénarios d'épidémies, combinés ou non avec une stratégie de récolte préventive (étape 2), peuvent être évalués^b (ex. : l'effet d'un scénario où toutes les superficies des strates vulnérables qui ne font pas l'objet de récolte sont touchées par la TBE [perte totale en matière ligneuse]).

^a Les classes de vulnérabilité sont tirées des travaux préliminaires de Forêt Québec (Michel Chabot, communication personnelle). Les classes ont été simplifiées aux fins du calcul des possibilités forestières.

^b Les scénarios sont appliqués sur la base d'une période épidémique couvrant deux périodes du calcul, soit 10 ans.

État des connaissances

Au Québec, l'état des connaissances sur les perturbations naturelles s'est accru considérablement au cours des dernières années. Les études ont porté, en grande partie, sur la caractérisation régionale des régimes de perturbations ainsi que sur les facteurs qui influencent ces perturbations. Cependant, la complexité

de ces événements et leur nature aléatoire rendent difficile la prédiction de leurs impacts futurs.

Dans le cas de la TBE, la plupart des connaissances ont été acquises au cours de la dernière épidémie. Les facteurs propres à la dynamique des populations, les modifications des paysages forestiers ainsi que les effets des changements climatiques font en sorte qu'il est

difficile de prédire l'évolution et les effets des épidémies actuelle et futures. Les résultats des études entreprises dans le cadre de l'épidémie en cours⁶² permettront de valider certaines hypothèses, entre autres, quant à la dynamique des populations, à la vulnérabilité des peuplements ainsi qu'aux effets des stratégies d'intervention.

Dans le cas du feu, les effets des changements climatiques sur les régimes de feu sont complexes. Une tendance à la hausse du risque de feu est généralement prédite par les simulations climatiques à l'échelle de la forêt boréale canadienne, bien que ces résultats varient selon les régions et la méthode utilisée⁶³. L'identification des taux de brûlage futurs à l'échelle régionale ainsi que le développement d'outils et de méthodes intégrés directement à la modélisation permettraient de mieux tenir compte des risques liés au feu lors de la détermination des possibilités forestières.

Les méthodes développées pour l'intégration des perturbations naturelles à la détermination des possibilités forestières sont récentes. L'amélioration des outils disponibles ainsi que la validation de certaines hypothèses relatives aux effets des perturbations futures (ex. : vulnérabilité des peuplements à la TBE) permettront une meilleure prise en considération de ces événements.

Références

Références citées

Achim, A., J.-C. Ruel et B.A. Gardiner. 2005. Evaluating the effect of precommercial thinning on the resistance of balsam fir to windthrow through experimentation, modelling, and development of simple indices. *Revue canadienne de recherche forestière*, 35 : 1844-1853.

Amstrong, G.W. 2004. Sustainability of timber supply considering the risk of wildfire. *Forest Science*, 50(5) : 626-639.

Beauce, E. 1996. One and two years impact of commercial thinning on spruce budworm feeding ecology and host tree foliage production and chemistry. *Forestry Chronicle*, 72(4) : 393-398.

Beauce, E. 2001. Implications des relations alimentaires plante-insecte dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 27-32.

Bergeron, Y., D. Cyr, C.R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, E. Lauzon, A. Leduc, H. Le Goff, D. Lesieur et K. Logan. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Revue canadienne de recherche forestière*, 36 : 2737-2744.

Bergeron, Y., D. Cyr, M.P. Girardin et C. Carcaillet. 2010. Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. *International Journal of Wildland Fire*, 19 : 1127-1139.

Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc et P. Lefort. 2004. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. *Ambio*, 33(6) : 356-360.

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

Bergeron, Y., A. Leduc, H. Morin et C. Joyal. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Revue canadienne de recherche forestière*, 25(8) : 1375-1384.

Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*, 13 : 539-547.

Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2006. Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology*, 87(9) : 2319-2329.

Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif. 2011. Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional. Mémoire de recherche forestière n° 161. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, Québec, Qc, 17 p.

Boulanger, Y. et D. Arseneault. 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Revue canadienne de recherche forestière*, 34 : 1035-1043.

Boulanger, Y., S. Gauthier, D.R. Gray, H. Le Goff, P. Lefort et J. Morissette. 2013. Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. *Ecological Applications*, 23(4) : 904-923.

Boulet, B. 2001. Les enseignements de la dernière épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 3-13.

Boulet, B., M. Chabot, L. Dorais, A. Dupont, R. Gagnon et L. Morneau. 2009. Entomologie forestière. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2^e édition. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 981-1012.

Campbell, E.M., D.A. MacLean et Y. Bergeron. 2008. The severity of budworm-caused growth reductions in balsam fir/spruce stands varies with the hardwood content of surrounding forest landscapes. *Forest Science*, 54 : 195-205.

Chabot, M. (dir.), P. Blanchet, P. Drapeau, J. Fortin, S. Gauthier, L. Imbeau, G. Lacasse, G. Lemaire, A. Nappi, R. Quenneville et É. Thiffault. 2009. Le feu en milieu forestier. *Dans* Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Manuel de foresterie, 2^e édition. Ouvrage collectif, Éditions Multimondes, Québec, Qc, pp. 1037-1090.

Desraps, D. 2008. L'effet du patron de répartition des coupes et des variables du milieu sur les pertes par chablis dans les lisières. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Sainte-Foy, Qc, 72 p.

Dupont, A. 2001. La lutte directe contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, un art et une science. *Dans* Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 41-48.

Dupont, A., L. Bélanger et J. Bousquet. 1991. Relationships between balsam fir vulnerability to spruce budworm and ecological site conditions of fir stands in central Quebec. *Revue canadienne de recherche forestière*, 21 : 1752-1759.

Elie, J.-G. et J.-C. Ruel. 2005. Windthrow hazard modelling in boreal forests of black spruce and jack pine. *Revue canadienne de recherche forestière*, 35 : 2655-2663.

Flannigan, M., I. Campbell, M. Wotton, C. Carcaillet, P. Richard et Y. Bergeron. 2001. Future fire in Canada's boreal forest : paleoecology results and general circulation model - regional climate model simulations. *Revue canadienne de recherche forestière*, 31 : 854-864.

Gathy, P., R. Evrard et A. Bary-Lenger. 1999. La forêt - Écologie, Gestion, Économie, Conservation. 4^e édition. Édition Du Perron, Belgique, Liège, 623 p.

Hennigar, C.R., D.A. MacLean, D.T. Quiring et J.A.Jr Kershaw. 2008. Differences in spruce budworm defoliation among balsam fir and white, red, and black spruce. *Forest Science*, 54(2) : 158-166.

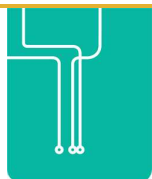
⁶² Par exemple, Ressources naturelles Canada (2001, 2012).

⁶³ Flannigan et al. (2001), Bergeron et al. (2004, 2006, 2010), Le Goff et al. (2008), Boulanger et al. (2013).

- Jardon, Y., H. Morin et P. Dutilleul. 2003. Périodicité et synchronisme des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec. *Revue canadienne de recherche forestière*, 33 : 1947-1961.
- Larouche, C., J.-C. Ruel et L. Bélanger. 2007. L'effet du patron de répartition des coupes sur les pertes par chablis : étude de cas dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est. *Forestry Chronicle*, 83(1) : 84-91.
- Leduc, A. 2002. Effet de la suppression des incendies forestiers sur les régimes des feux. *Dans L'aménagement forestier et le feu. Actes du colloque tenu à Chicoutimi les 9, 10 et 11 avril 2002*, pp. 85-90.
- Leduc, A., F. Raulier, S. Gauthier, P. Bernier et Y. Bergeron. *En préparation*. Wildfire as a hidden harvester in the assessment of annual allowable cut for North American boreal forests.
- Lefort, P., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2004. Recent fire regime (1945-1998) in the boreal forest of western Québec. *Écoscience*, 11(4) : 433-445.
- Le Goff, H., M.D. Flannigan, Y. Bergeron et M.P. Girardin. 2007. Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 16 : 607-618.
- Le Goff, H., M.D. Flannigan, Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et K. Logan. 2008. Des solutions d'aménagement pour faire face aux changements climatiques : l'exemple des feux de forêts. *Dans Gauthier et al. Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc, pp. 109-135.
- Lemaire, G. 2002. Lutte directe : portée et limites. *Dans L'aménagement forestier et le feu, Actes du colloque tenu à Chicoutimi les 9, 10 et 11 avril 2002*, pp. 77-83.
- Lopez, L.E.M., K.A. Harper et P. Drapeau. 2006. Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Ecoscience*, 13(2) : 226-233.
- Lussier, J.-M., H. Morin et R. Gagnon. 2002. Mortality in black spruce stands of fire or clear-cut origin. *Revue canadienne de recherche forestière*, 32 : 539-547.
- MacLean, D.A., K.P. Beaton, K.B. Porter, W.E. MacKinnon et M.G. Budd. 2002. Potential wood supply losses to spruce budworm in New Brunswick estimated using the Spruce Budworm Decision Support System. *Forestry Chronicle*, 78(5) : 739-750.
- MacLean, D.A., T.A. Erdle, W.E. MacKinnon, K.B. Porter, K.P. Beaton, G. Cormier, S. Morehouse et M. Budd. 2001. The Spruce Budworm Decision Support System: forest production planning to sustain long-term wood supply. *Revue canadienne de recherche forestière*, 31 : 1742-1757.
- MacLean, D.A. et W.E. MacKinnon. 1997. Effects of stand and site characteristics on susceptibility and vulnerability of balsam fir and spruce to spruce budworm in New Brunswick. *Revue canadienne de recherche forestière*, 27 : 1859-1871.
- Mansuy, N., S. Gauthier, A. Robitaille et Y. Bergeron. 2010. The effects of surficial deposit-drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 19 : 1083-1098.
- Meunier, S., J.-C. Ruel, G. Laflamme et A. Achim. 2002. Résistance comparée de l'épinette blanche et du sapin baumier au renversement. *Revue canadienne de recherche forestière*, 32 : 642-652.
- Morin, H. et D. Laprise. 1990. Histoire récente des épidémies de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du lac Saint-Jean (Québec) : une analyse dendrochronologique. *Revue canadienne de recherche forestière*, 20 : 1-8.
- Morin, H., D. Laprise, A.-A. Simard et S. Amouch. 2008. Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'Est de l'Amérique du Nord. *Dans Gauthier et al. Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qc, pp. 165-192.
- MRN – Relevés aériens des dommages causés par les insectes <http://www.mmf.gouv.qc.ca/forets/fimaq/insectes/fimaq-insectes-portrait-relevés.jsp> (consulté le 22 août 2012)
- Nappi, A., S. Déry, F. Bujold, M. Chabot, M.-C. Dumont, J. Duval, P. Drapeau, S. Gauthier, J. Peltier et I. Bergeron. 2011. La récolte dans les forêts brûlées — Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, Qc, 51 p.
- Peter, B. et J. Nelson. 2005. Estimating harvest schedules and profitability under the risk of fire disturbance. *Revue canadienne de recherche forestière*, 35 : 1378-1388.
- Régnière, J. 2001. Le processus épidémique chez la tordeuse, et les stratégies de lutte actuelles et à venir. *Dans Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 15-26.*
- Régnière, J., R. St-Amant et P. Duval. 2012. Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example. *Biological Invasions*, 14 : 1571-1586.
- Ressources naturelles Canada. 2001. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, 67 p.
- Ressources naturelles Canada. 2012. La recherche au Centre de foresterie des Laurentides de Ressources naturelles Canada. La tordeuse des bourgeons de l'épinette. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, 14 p.
- Ruel, J.-C. 1989. Mortalité du bois laissé sur pied à la suite d'une coupe par bandes dans trois régions du Québec. *Forestry Chronicle*, 64 : 107-113.
- Ruel, J.-C. 1995. Understanding windthrow: silvicultural implications. *Forestry Chronicle*, 71(4) : 434-445.
- Ruel, J.-C. 2000. Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies. *Forest Ecology and Management*, 135 : 169-178.
- Ruel, J.-C. et R. Benoit. 1999. Analyse du chablis du 7 novembre 1994 dans les régions de Charlevoix et de la Gaspésie, Québec, Canada. *Forestry Chronicle*, 75(2) : 293-301.
- Ruel, J.-C., C. Larouche et A. Achim. 2003. Change in root morphology after precommercial thinning in balsam fir stands. *Revue canadienne de recherche forestière*, 33 : 2452-2459.
- Ruel, J.-C., D. Pin et K. Cooper. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management*, 143 : 105-113.
- Saucier, J.-P. 2001. L'effet de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur le rendement des forêts. *Dans Ressources naturelles Canada. Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'apprivoiser dans nos stratégies d'aménagement. Actes du colloque tenu à Shawinigan les 27, 28 et 29 mars 2001. Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Qc, pp. 33-39.*
- Savage, D.W., D.L. Martell et B.M. Wotton. 2010. Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling. *Revue canadienne de recherche forestière*, 40 : 1136-1154.
- Savage, D.W. et D.L. Martell. 2010. L'incertitude dans la planification stratégique de l'aménagement forestier. Réseau de gestion durable des forêts, Série de note de recherche, n° 73, 6 p.
- Su, Q., D.A. MacLean et T.D. Needham. 1996. The influence of hardwood content on balsam fir defoliation by spruce budworm. *Revue canadienne de recherche forestière*, 26 : 1620-1628.
- Terrier, A., M.P. Girardin, C. Périé, P. Legendre et Y. Bergeron. 2013. Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires. *Ecological Applications*, 23(1) : 21-35.
- Vaillancourt, M.-A. 2008. Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques, Québec, Qc, 58 p.
- Van Wagner, C.E. 1983. Simulating the effect of forest fire on long-term annual timber supply. *Revue canadienne de recherche forestière*, 13 : 451-457.

Lectures suggérées

- MacLean, D.A., T.A. Erdle, W.E. MacKinnon, K.B. Porter, K.P. Beaton, G. Cormier, S. Morehouse et M. Budd. 2001. The Spruce Budworm Decision Support System: forest production planning to sustain long-term wood supply. *Revue canadienne de recherche forestière*, 31 : 1742-1757.
- Ruel, J.-C. 1995. Understanding windthrow: silvicultural implications. *Forestry Chronicle*, 71(4) : 434-445.
- Savage, D.W., D.L. Martell et B.M. Wotton. 2010. Evaluation of two risk mitigation strategies for dealing with fire-related uncertainty in timber supply modelling. *Revue canadienne de recherche forestière*, 40 : 1136-1154.



Rédaction : Antoine Nappi, biol., Ph.D.

Collaboration : Jérôme Garet, ing.f., M.Sc. (BFEC), Alain Leduc, biol., Ph.D. (UQAM) et Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc. (BFEC).

Révision : Mario Belletête, tech.f. (MRN), Mathieu Bouchard, ing.f., Ph.D. (MRN), Sylvain Chouinard, ing.f. (BFEC), Sylvie Gauthier, biol., Ph.D. (RNCAN-SCF-CFL), Simon Guay, ing.f. (BFEC) et Hubert Morin, biol., Ph.D. (UQAC).

Remerciements : Danièle Pouliot, tech. géomatique (cartes TBE, MRN).

Référence à citer : Nappi, A. 2013. Perturbations naturelles. Fascicule 1.5. *Dans* Bureau du forestier en chef. Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018. Gouvernement du Québec, Roberval, Qc, pp. 29-39.