

Titre : Effets appréhendés de la maladie corticale du hêtre à l'échelle du calcul des possibilités forestières 2023-2028

Auteur(s) : François Guillemette, ing.f., M. Sc., Hugues Power, ing.f., Ph. D., et Steve Bédard, ing.f., M. Sc.

Date : Janvier 2020

Le sud-est de l'Outaouais a récemment connu un épisode de forte mortalité du hêtre à grandes feuilles causée, entre autres, par la maladie corticale du hêtre (MCH). Pour préparer les calculs de possibilité forestière dans cette région, le Bureau du forestier en chef et la Direction de la gestion des forêts de l'Outaouais souhaitent savoir quelles variables écologiques influencent la vulnérabilité des peuplements à la MCH et s'il est possible de regrouper ceux-ci en classes de vulnérabilité à cette maladie. Ils voulaient aussi connaître les effets de la MCH, notamment sur le taux de mortalité des hêtres, de même que sur les autres essences du peuplement.

1. Introduction

La maladie corticale du hêtre (MCH) est le résultat de l'action combinée d'un insecte exotique, la cochenille du hêtre (*Cryptococcus fagisuga* Lindiger), d'un champignon exotique (*Neonectria faginata* (Lohman *et al.*) Castl. et Rossman) et d'un champignon indigène (*Neonectria ditissima* (Tul. et C. Tul.) Samuels et Rossman). De plus, un insecte indigène, la cochenille filamenteuse (*Xylococcus betulae* Pergande) contribuerait aussi à l'infection du hêtre (Cale *et al.* 2015). La MCH survient lorsque les spores des champignons s'introduisent par des blessures faites à l'écorce du hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrhart), notamment par la cochenille. Les champignons tuent les tissus de l'écorce et créent des chancres, dont l'accumulation réduit la croissance, la vigueur (Gavin et Peart 1993, Mize et Lea 1979) ainsi que la valeur commerciale de l'arbre (Houston 1975, Kasson et Livingston 2012) et en cause éventuellement la mort (Houston 1994).

Depuis son introduction à Halifax en Nouvelle-Écosse dans les années 1890 (Ehrlich 1934), la MCH a progressé vers l'ouest à un rythme moyen de 15 km/an. Toutefois, le schéma de progression de la maladie n'est pas nécessairement continu dans l'espace puisque des colonies isolées se sont formées devant le front qui progresse, et ont fini par fusionner (Morin *et al.* 2007). Au Québec, la MCH a été observée pour la première fois en 1965 près du lac Témiscouata, dans la région du Bas-Saint-Laurent (Lavallée 1976).

On peut citer tout ou partie de ce texte en indiquant la référence

© Gouvernement du Québec

Depuis, elle a progressé lentement vers l'ouest (MFFP 2014a). La première mention de sa présence en Outaouais remonte à 1997 près de Maniwaki (MRNF 2009), mais une quantité abondante de cochenilles a commencé à être observée dans des secteurs du sud-est de l'Outaouais de 2004 à 2012 (sources : les auteurs et Sébastien Meunier, comm. pers.). Ouimet *et al.* (2015) ont observé 1 arbre infecté en 2012 près du mont Tremblant, la Direction de la protection des forêts a relevé la MCH à plusieurs endroits en Outaouais en 2013, et l'Institut des Sciences de la Forêt tempérée (ISFORT) a fait de même en 2014 dans le sud-est de l'Outaouais (Roy et Nolet 2015). Depuis l'été particulièrement sec de 2012, une forte mortalité du hêtre affligé par la MCH a été observée dans la région.

Le Bureau du Forestier en chef (BFEC) et la Direction de la gestion des forêts de l'Outaouais ont commencé à préparer des calculs des possibilités forestières 2023-2028 pour la région de l'Outaouais. Les effets potentiels de la MCH n'avaient pas encore été considérés dans ces exercices, notamment à cause de l'abondance relativement faible du hêtre dans les territoires qui étaient affectés par la MCH jusqu'à récemment. Toutefois, dans l'Outaouais, le hêtre représente environ 7 % du volume sur pied (données du BFEC), et la situation est devenue préoccupante (MFFP 2014b).

La méthode proposée par le BFEC pour évaluer les effets de la MCH sur les possibilités forestières est calquée sur sa méthode d'évaluation des effets de la tordeuse de bourgeons de l'épinette (TBE, *Choristoneura fumiferana* (Clemens)). Celle-ci requiert de connaître la vulnérabilité des strates forestières et de leur appliquer une perte de volume modulée en fonction de cette vulnérabilité. Cette méthode pourrait probablement être applicable pour estimer les principaux effets de la MCH dans un calcul de possibilité forestière. Néanmoins, contrairement à la TBE dont les effets sont cycliques, la MCH est une maladie qui se transmet aux plus petits arbres et qui peut ainsi se perpétuer pendant très longtemps.

Le présent avis technique a été rédigé à la demande du BFEC, qui souhaitait savoir quelles variables écologiques influencent la vulnérabilité des peuplements à la MCH et s'il était possible de regrouper les peuplements en classes de vulnérabilité à la MCH. Il voulait aussi connaître les effets de la MCH, notamment sur le taux de mortalité des hêtres de même que sur les autres essences du peuplement. Une partie de ce document est un résumé d'une revue de littérature que nous avons publiée en 2017 dans l'annexe 4 de l'avis scientifique du comité chargé d'étudier l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre et de l'érable (DRF 2017, p. 103-113). Une autre partie est une mise à jour d'un module de mortalité du hêtre à grandes feuilles en présence de la MCH, lequel est intégré dans le modèle de croissance Artémis-2014.

2. Évolution de la MCH sur le territoire

L'évolution habituelle de la MCH sur un territoire se fait en trois grandes phases (Houston 1994, Shigo 1972). Lors de la première phase, dite « d'invasion », les territoires sont récemment envahis par la cochenille, et l'on peut observer les premiers foyers d'infection de la maladie. Lors de la deuxième phase, dite « de destruction », le champignon prolifère, et les premiers arbres meurent. Par exemple, environ 50 % des hêtres sont morts de 2003 à 2006 dans le nord du Maine (Kasson et Livingston 2012). Aux fins du calcul des possibilités forestières, cette phase peut s'apparenter à un épisode d'épidémie de TBE. Lors de la dernière phase, dite « de dévastation », la maladie est devenue endémique sur le territoire, et la proportion du hêtre dans le couvert principal a fortement diminué. On peut y observer quelques rares hêtres résistants (non infectés par la MCH), mais aussi des arbres infectés qui survivent cependant à la MCH jusqu'à trois décennies après l'infection (Cale et McNulty 2018). Toutefois, le hêtre demeure bien présent parmi les arbres de plus petit diamètre, comme les gaules (diamètre à hauteur de poitrine [DHP] de 2 à 8 cm) et les perches (DHP de 10 à 22 cm) qui ont aussi été infectées.

3. Anticipation d'une phase de destruction par la MCH

Il est impossible d'anticiper précisément quand se déclenchera une phase de destruction par la MCH sur un territoire donné. D'après nos observations, la MCH est présente sur presque toute l'aire de répartition du hêtre au Québec (MFFP 2014a), mais la phase de destruction peut survenir à tout moment à un endroit ou à un autre. En effet, l'évolution de la maladie de 2003 à 2006 dans le nord du Maine, documentée par Kasson et Livingston (2012), nous indique que la phase de destruction peut survenir de 40 à 70 ans après la phase d'invasion. Il semblerait que la prévalence d'épisodes de froids hivernaux ($< -34\text{ }^{\circ}\text{C}$) et de périodes pluvieuses en fin d'été et en début d'automne nuisent à la survie de la cochenille et pourraient retarder l'avènement de la phase de destruction. À l'opposé, une période de sécheresse majeure pourrait contribuer à déclencher cette phase de destruction. L'épisode de mortalité observé dans le sud-est de l'Outaouais au cours des dernières années nous informe que la phase de destruction peut survenir quelques années après la phase d'invasion. En effet, selon nos observations sporadiques, la cochenille semble s'être propagée abondamment dans ce territoire de 2009 à 2011. En 2012, nous avons observé que des hêtres étaient déjà recouverts de cochenilles sur plus d'une face de largeur de leur tronc et sur une hauteur de 5 à 10 m à partir du sol. Or, l'été 2012 a été particulièrement sec (D'Orangeville *et al.* 2016, Rippey 2015), et cette sécheresse semble avoir déclenché immédiatement la phase de destruction dans les peuplements où la cochenille était abondante. Pourtant, les champignons responsables de la MCH étaient rarement visibles et les arbres n'étaient pas encore affligés de chancres. Une hypothèse pouvant expliquer cet événement serait que les hêtres soient morts à cause d'une surabondance de blessures faites par la cochenille à un moment de fort stress hydrique pour les arbres. Il semble donc plus probable que la phase de destruction survienne plus tôt aux endroits plus chauds et plus secs, comme dans les domaines bioclimatiques de l'érablière, qu'aux endroits plus froids et plus humides, comme dans le domaine

bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune. Roy et Nolet (2015) ont rapporté que les stations météorologiques d'Environnement Canada avaient mesuré plus de journées de grand froid (≤ -37 °C) à Mont-Laurier et à Maniwaki qu'à Montebello et à Rapides-des-Joachims, au cours de la période 1997 à 2014, ce qui pourrait expliquer la faible présence de la MCH jusqu'à présent dans les régions plus nordiques du domaine de l'érablière à bouleau jaune.

4. Vulnérabilité des strates forestières à la destruction par la MCH

Les seuls facteurs connus de vulnérabilité des strates à la destruction par la MCH qui s'appliquent à l'échelle à laquelle sont calculées des possibilités forestières sont l'abondance du hêtre et son diamètre moyen (Cale *et al.* 2017, McCann et MacDonald 2013, Twery et Paterson 1984). La sévérité de la maladie est un peu moindre dans les paysages (échelle de 100 km²) où le hêtre couvre une proportion plus petite de la surface terrière (Griffin *et al.* 2003). La présence de la cochenille augmente avec l'augmentation du diamètre moyen des hêtres (Roy et Nolet 2015, Van Leaven et Evans 2005). Sur les pentes de 16 % et plus dans l'État de New York, Munck et Manion (2006) ont observé quelques différences de répartition de la cochenille et de la maladie selon l'exposition, avec un taux de mortalité des plus gros hêtres un peu plus élevé sur les versants ouest. La MCH serait également plus sévère dans les peuplements où l'écorce du hêtre a une plus forte teneur en azote (Latty *et al.* 2003) ou une faible teneur en phosphore (Cale *et al.* 2015). Ouimet *et al.* (2015) ont aussi observé des différences de composition foliaire du hêtre entre les peuplements infestés ou non par la MCH au Québec. Ils expliquent principalement ces différences par des variations de conditions pédologiques reliées à l'acidification du sol et au drainage, lesquelles pourraient influencer la vigueur des arbres et leur résistance à la MCH. Toutefois, ces variations associées aux stations (exposition, composition chimique des tissus, drainage) sont difficiles à capter à l'échelle du calcul des possibilités forestières.

5. Accroissement du hêtre affecté par la MCH

Chez les hêtres qui survivent à la MCH, l'accroissement en DHP ralentit d'environ 26 à 40 % par rapport aux périodes avant l'infection ou aux arbres non infectés (Gavin et Peart 1993, Mize et Lea 1979). Ce ralentissement de croissance est plus important chez les plus gros hêtres dans les peuplements affectés depuis plusieurs années (Busby et Canham 2011).

6. Effets de la MCH sur les essences compagnes

La mortalité du hêtre causée par la MCH peut avoir un effet positif sur l'accroissement des essences compagnes à l'échelle du peuplement (DiGregorio *et al.* 1999), un peu comme celui capté par le modèle de croissance Artémis à la suite d'une éclaircie ou d'une réduction de la surface terrière. Cependant, le recrutement du hêtre devrait demeurer relativement abondant (Forrester *et al.* 2003, Garnas *et al.* 2011),

puisque sa régénération tend à augmenter avec l'introduction de la MCH, et ce, au détriment des autres essences comme l'érable à sucre (Morin et Liebhold 2015). À long terme, la proportion de la surface terrière occupée par le hêtre devrait donc demeurer plutôt stable, mais la structure diamétrale des hêtres dans le peuplement devrait contenir plus de petits arbres et moins de gros arbres.

7. Taux de mortalité du hêtre affecté par la MCH

7.1. Revue de la littérature

Selon les observations de Morin et Liebhold (2015) dans le nord-est des États-Unis, l'évolution du taux de mortalité du hêtre affecté par la MCH pourrait se modéliser par une simple augmentation avec le temps depuis l'infestation, suivie d'une tendance à la stabilisation après plus de 15 ans (tableau 1). Toutefois, lors de la phase de destruction observée dans le nord du Maine au début des années 2000, le taux de mortalité du hêtre a atteint 50 % en 3 ans, comparativement à 3,6 % sur la période triennale précédente (Kasson et Livingston 2012). Ainsi, dans ce territoire, le modèle de mortalité correspondrait plutôt à celui suggéré par Cale *et al.* (2017), avec d'abord un épisode de très forte mortalité (p. ex. 50 %), puis une baisse marquée de la mortalité qui se stabilise ensuite à un niveau un peu supérieur à la situation précédant l'invasion (p. ex. taux décennal de mortalité de 5 à 10 % plus élevé qu'à la période avant l'infestation).

Tableau 1. Évolution du taux de mortalité du hêtre depuis l'invasion de la maladie corticale du hêtre dans le nord-est des États-Unis (Morin et Liebhold 2015).

Temps depuis l'invasion	Taux de mortalité annuel (%)	Taux de mortalité décennal (%)
Avant l'infestation	0,7	7,2
1 à 15 ans après	1,2	12,7
16 à 39 ans après	2,2	24,3
Plus de 40 ans après	2,6	29,3

Ces taux moyens de mortalité cachent toutefois une réalité importante : le taux de mortalité du hêtre varie beaucoup selon le DHP de l'arbre, que ce soit en présence (section 7.2) ou non de la MCH (p. ex. Fortin *et al.* 2008). En 2014, dans des placettes infestées par la cochenille dans le sud-est de l'Outaouais, Roy et Nolet (2015) ont aussi observé que la proportion des hêtres sur pied qui étaient morts passait graduellement de près de 3 % pour ceux avec un DHP de 10 à 20 cm à 37 % pour ceux avec un DHP de 40 cm et plus.

7.2. Analyse de données nouvelles

Il est difficile d'estimer le taux de mortalité du hêtre associé à la MCH, car les données comportant des observations répétées en présence de la maladie sont rares. Certaines observations ponctuelles ont permis

de documenter la proportion de la surface terrière des hêtres morts après l'apparition de la MCH. Toutefois, elles ne permettent pas de tenir compte de la période au cours de laquelle la mortalité est survenue. Or, les arbres disparus (et non mesurés) constituent une source potentiellement importante d'imprécision. Afin d'estimer le taux de mortalité du hêtre en présence de la MCH, nous avons utilisé des données recueillies par la Direction de la recherche forestière (DRF) au cours des dernières décennies, dans des peuplements où il a été possible de documenter la présence de signes de la MCH.

Deux bases de données distinctes ont été utilisées pour ce travail : celle des dispositifs expérimentaux du Service de la sylviculture et du rendement des forêts de la DRF et celle du Réseau de surveillance des écosystèmes forestiers de la DRF (RESEF; tableau 2). Les données ont été récoltées de 1984 à 2019 dans des placettes de dimensions variant de 400 à 5000 m², dans lesquelles des mesures répétées ont été prises à un intervalle moyen de 5 ans. Lors de chaque mesurage, le DHP des arbres a été mesuré et l'essence ainsi que l'état des arbres ont été notés, de sorte que l'on peut ainsi évaluer la probabilité de mortalité des arbres.

La présence de la MCH a été documentée de deux façons : soit par des observations directes de sa présence par les techniciens forestiers chargés des mesures, soit en relevant la présence de codes de défauts associés à la maladie corticale (Boulet 2007) dans la base de données. Puisque la présence de la MCH n'était pas systématiquement rapportée lors des premiers mesurages, une incertitude persiste au sujet de sa présence lorsqu'une placette mesurée est dite exempte de MCH. Par contre, sa présence a pu être documentée avec certitude lorsque la maladie est identifiée dans une placette.

Pour chacune des placettes et chacun des intervalles de croissance où le hêtre occupait au moins 5 % de la surface terrière totale de la placette, nous avons calculé la probabilité annuelle de mortalité des hêtres (équation 1), pour la ramener ensuite sur une période de 10 ans (équation 2) à des fins de présentation et pour faciliter les comparaisons, puisque les périodes d'observation (temps entre 2 mesurages consécutifs) variaient d'une placette et d'un mesurage à l'autre.

$$Pm_{an} = 1 - (1 - Pm_n)^{1/n} \quad \text{Eq.1}$$

$$Pm_{10} = 1 - (1 - Pm_{an})^{10} \quad \text{Eq. 2}$$

Où Pm_{an} est la probabilité annuelle de mortalité, Pm_{10} est la probabilité de mortalité sur une période de 10 ans, et n est le nombre d'années de la période d'observation.

La probabilité de mortalité des hêtres sur une période de 10 ans (Pm_{10}) est en moyenne de 9,1 % pour les mesures sans mention de la MCH, et de 16,2 % pour les mesures où nous avons pu observer des signes de la MCH. Cette probabilité est toutefois très variable, tant entre les régions écologiques qu'entre les placettes d'une même région écologique, et ce, que des signes de la MCH soient visibles ou non (figure 1).

Tableau 2. Sommaire des données concernant les placettes de la DRF utilisées dans l'analyse.

Région écologique	Site (Numéro de projet*)	MCH absente (0) ou présente (1)	Année du premier mesurage	Année du dernier mesurage	Nombre de placettes	Probabilité de mortalité sur 10 ans (%)
2a	Gatineau (1)	0	2008	2013	1	0,0 %
		1	2013	2018	1	17,4 %
	Gatineau (2)	0	1985	2016	37	20,8 %
		1	1995	2016	7	18,3 %
	Lac Doley (2)	0	1990	2014	5	6,9 %
2c	Orford (1)	0	1988	2003	3	9,5 %
		1	2003	2018	3	21,9 %
	Tingwick (1)	0	1987	1997	2	0,0 %
3a	Lac-à-la-Truite (2)	0	1990	2004	14	10,6 %
		1	2004	2014	8	11,0 %
	Lac Telfer (2)	0	1990	2016	17	6,1 %
		1	2000	2016	3	19,3 %
3b	Harrington (2)	0	1992	2012	10	7,2 %
		1	2002	2017	10	10,7 %
	Lac Echos (2)	0	1991	1996	1	0,0 %
	Lac Gagnon (2)	0	1986	2006	14	20,5 %
		1	2001	2016	10	30,2 %
	Lac Lafontaine (2)	0	1987	2007	7	7,6 %
		1	2002	2016	5	19,6 %
	Rouge (3)	1	2008	2018	24	30,3 %
Sainte-Véronique (2)	0	1984	2018	121	6,3 %	
	1	1999	2018	21	11,6 %	
3c	Arcale (4)	1	2008	2018	24	4,8 %
	Argenteuil (2)	0	1988	2018	10	5,9 %
		1	2003	2018	4	4,2 %
	Saint-Faustin (1)	0	1987	2007	4	4,0 %
		1	2007	2017	2	5,5 %
	Lac Provision (2)	0	1990	2016	11	3,8 %
		1	2002	2016	10	1,6 %
	Saint-Donat (2)	0	1994	2018	20	4,9 %
Saint-Paulin (1)	0	1989	2009	4	13,0 %	
	1	2009	2014	1	7,8 %	
3d	Lac-Mégantic (2)	0	1989	2003	12	13,0 %
		1	2003	2015	6	15,3 %
	La Patrie (1)	0	1988	2003	3	29,8 %
		1	2003	2018	3	10,8 %
	N.D. du Rosaire (1)	0	1987	2007	4	16,0 %
		1	2007	2017	2	17,0 %
Dorset (1)	0	1987	2012	5	14,8 %	
	1	2012	2017	1	30,6 %	
4d	Duchesnay (1)	0	1986	2001	3	2,8 %
		1	2001	2016	3	1,6 %
	Duchesnay (2)	0	1989	2011	71	7,4 %
		1	2000	2018	51	13,5 %
Duchesnay (5)	1	2009	2019	29	27,6 %	
4f	Auclair (1)	1	1988	1998	2	20,2 %
	Basley (2)	1	1988	2018	16	16,8 %

* Correspondance avec les numéros de projets de la DRF : 1 = 142332065, 2 = 142332026, 3 = 142332048, 4 = 142332047, 5 = 142332022.

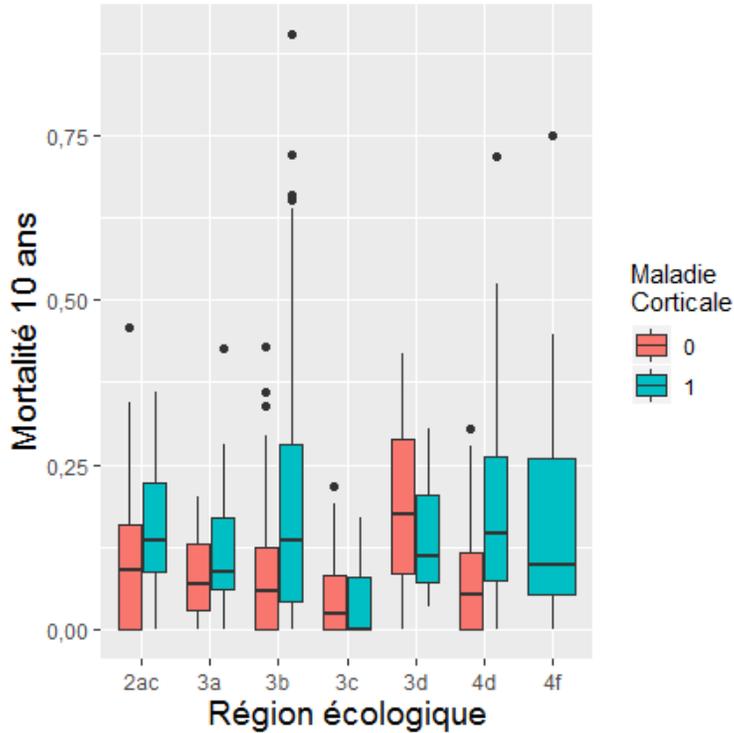


Figure 1. Probabilités de mortalité des hêtres sur une période de 10 ans en fonction de la région écologique et de l'observation de signes de la maladie corticale du hêtre (0 = absence et 1 = présence). Les limites de chacune des boîtes représentent les 1^{er} et 3^e quartiles de la distribution, alors que le trait noir horizontal dans la boîte représente la médiane.

Afin d'étudier la relation entre le risque de mortalité, la présence de la MCH et différentes caractéristiques dendrométriques des placettes-échantillons, nous avons paramétré un modèle linéaire généralisé (GLM). Parmi les variables explicatives, nous avons testé la présence de signes de la MCH, la surface terrière marchande totale et la surface terrière marchande des hêtres de la placette, de même que le diamètre quadratique moyen de tous les arbres et celui des hêtres de la placette. Nous avons testé les variables en effet simple et en interaction avec la présence de signes de la MCH, ainsi que la région écologique en effet simple. La végétation potentielle, quant à elle, n'a pas été prise en compte dans l'analyse, puisque la très grande majorité des placettes étaient situées sur des sites de végétation potentielle FE3. Nous avons utilisé un effet aléatoire de site lors de la sélection des variables pour tenir compte de la variation du nombre d'observations par site. Nous avons retenu comme modèle final (équation 3) celui qui a présenté la plus faible valeur du critère d'information d'Akaike (Akaike 1973). En fin de compte, nous avons estimé les paramètres sans effet aléatoire, afin de pouvoir les utiliser sans biais à l'extérieur des sites ayant servi à l'étalonnage du modèle.

$$Pm_{10} = 1 - \exp(-\exp(-4,527 + 2,343 \times Maladie + 0,0827 \times DqHEG - 0.0618Dq \times HEG \times Maladie)) \quad \text{Eq.3}$$

Où Pm_{10} est la probabilité de mortalité d'un hêtre pour une période d'observation de 10 ans, *Maladie* est une variable binaire qui prend la valeur de 1 lorsque des signes de la MCH ont été observés dans la placette, et $DqHEG$ est le diamètre moyen quadratique des hêtres de la placette.

Le modèle montre, comme on pouvait s'y attendre, une influence positive de la présence de signes de la MCH sur la probabilité de mortalité du hêtre (figure 2). En effet, la Pm_{10} varie de 14 à 19 % pour un DHP moyen allant de 15 à 30 cm lorsque la MCH est présente, mais plutôt de 4 à 12 % lorsque les signes de la MCH ne sont pas observés. Ces valeurs sont comparables aux observations de Morin et Liebhold (2015) qui ont rapporté des probabilités de mortalité sur 10 ans de 1 à 7 % sans MCH et d'environ 13 à 24 % de 1 à 40 années après l'invasion de la MCH.

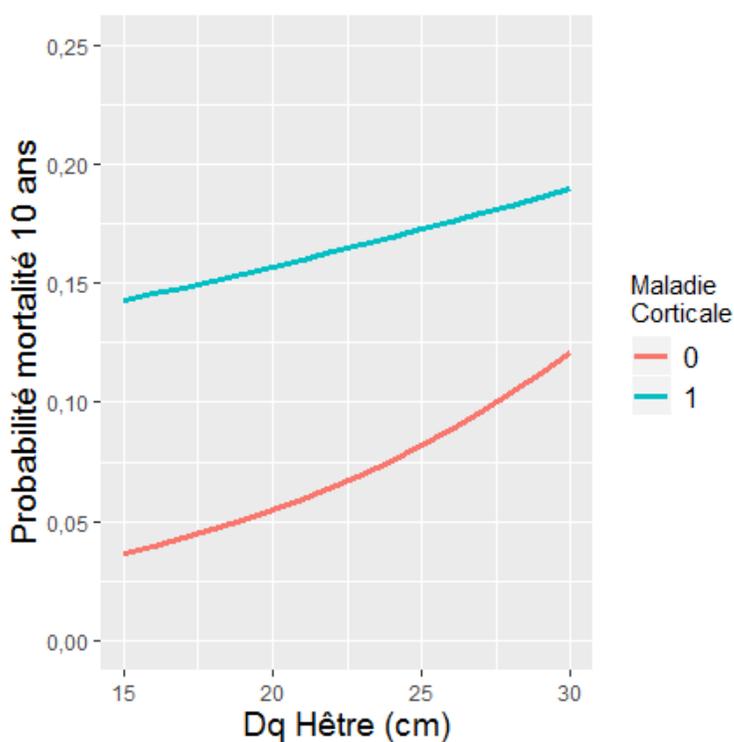


Figure 2. Probabilité de mortalité sur une période de 10 ans en fonction du diamètre quadratique moyen des hêtres avec (code 1) et sans (code 0) signe de la MCH observés dans la placette.

Nous avons également paramétré un modèle à l'échelle de l'arbre afin d'évaluer la Pm_{10} de chacune des tiges de hêtre, en paramétrant ce modèle suivant la même démarche que pour le modèle à l'échelle du peuplement (équation 3). Nous avons inclus le DHP de l'arbre en plus des variables explicatives testées dans le modèle à l'échelle du peuplement (équation 4). Le modèle à l'échelle de l'arbre est une mise à jour du modèle déjà utilisé dans la version 3.06c d'Artémis 2014. Il a une forme semblable à celle du modèle utilisé dans Artémis, mais il inclut des mesurages supplémentaires effectués de 2013 à 2019 sur 25 sites. Lors de la prochaine mise à jour d'Artémis, la présente version de l'équation 4 remplacera la précédente.

$$Pm_{10} = 1 - \exp(- \exp(-6,071 + 0,628 \times Maladie + 0,0542 \times Dhp + 0,0079 \times Maladie \times Dhp + \ln(10))) \quad \text{Eq. 4}$$

Où Pm_{10} est la probabilité de mortalité sur une période de 10 ans, *Maladie* est une variable binaire qui prend la valeur de 1 lorsque des signes de la MCH sont observés dans la placette, et *Dhp* est le diamètre à hauteur de poitrine mesuré en cm.

Les prévisions du modèle montrent que le risque de mortalité augmente fortement avec le diamètre des hêtres, et encore plus lorsque la MCH est présente dans la placette (figure 3). L'ajout de données récentes avec une mortalité importante en présence de la MCH (p. ex. celles du site Duchesnay (5) dans le tableau 2) a eu pour effet d'augmenter la mortalité prévue en présence de la MCH pour cette version de l'équation (figure 3).

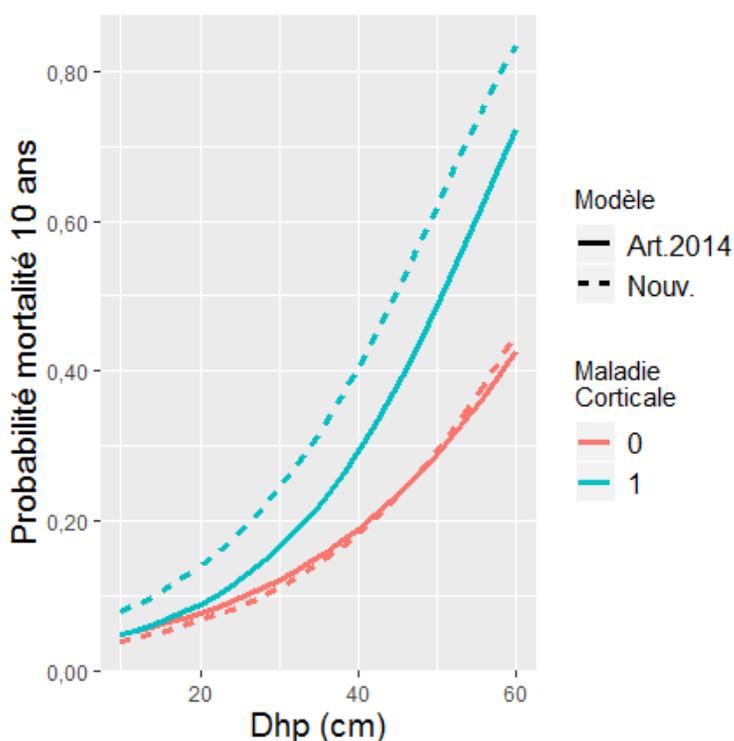


Figure 3. Probabilité de mortalité sur une période de 10 ans en fonction du DHP des hêtres avec (code = 1) et sans (code = 0) signes de la MCH observés dans la placette pour la version de l'équation 4 intégrée à Artémis 2014 et pour la nouvelle version paramétrée lors du présent travail.

8. Recommandations

Sur la base de ces connaissances, nous formulons 3 recommandations pour que la MCH soit prise en compte dans le calcul des possibilités forestières. Les recommandations A et B tiennent compte du fait que le BFEC a déjà élaboré les courbes de croissance pour les calculs en cours en Outaouais. La

recommandation C vise les prochains calculs, soit des situations où les courbes de croissance ne sont pas encore élaborées à partir du modèle Artémis.

- A. **Ne pas définir d'effets différents de la MCH selon des stations forestières.** Contrairement à l'épidémie de TBE, il n'est présentement pas possible de déterminer entre quelles stations forestières la vulnérabilité à la MCH varierait suffisamment pour avoir une incidence sur un calcul des possibilités forestières. La vulnérabilité à la MCH est plutôt fonction de l'abondance du hêtre dans le couvert.
- B. Réaliser une analyse de sensibilité du calcul des possibilités forestières selon 4 scénarios de mortalité :
- a) Une perte supplémentaire de 9,6 % du volume de hêtre à chacune des périodes de simulation en présence de la maladie corticale, soit un taux moyen de mortalité de 16,6 % à un DHP quadratique moyen de 23 cm, comparativement à 7,0 % sans présence de maladie corticale (figure 2). Ce scénario correspond au taux moyen de mortalité observé sur les portions de territoires échantillonnés par la DRF, sans tenir compte des différentes phases de progression de la maladie citées dans la littérature.
 - b) Perte supplémentaire en volume de hêtre de 43 % à la première période décennale, soit un taux de mortalité moyen de 50 % lorsqu'on tient compte d'un taux de 7,0 % sans présence de maladie corticale. Ce scénario basé sur les connaissances tirées de la littérature scientifique correspondrait à l'avènement d'une phase de destruction dans la première période de calcul laquelle serait suivie d'un maintien du taux de mortalité à une valeur légèrement plus élevée que celle observée sans présence visible de la MCH. Cette augmentation du taux de mortalité est déjà intégrée dans le modèle Artémis, puisque certaines placettes étaient affectées au moment d'étalonner le modèle.
 - c) Perte supplémentaire de 43 % en volume de hêtre à la deuxième période décennale seulement. Ce scénario, calqué sur le précédent, fait intervenir la phase de destruction dans la deuxième période du calcul.
 - d) Perte supplémentaire de 43 % en volume de hêtre lors de la première période décennale seulement sur une moitié du territoire, suivie d'une perte équivalente lors de la deuxième période décennale sur le reste du territoire. Ce scénario représenterait un avènement morcelé de la phase de destruction.

Nous recommandons de simuler ces scénarios dans les strates situées dans les domaines bioclimatiques de l'érablière. Dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune, la plus faible abondance du hêtre et la plus grande fréquence des grands froids hivernaux rendent ces strates moins susceptibles de subir de grands épisodes de mortalité au cours des prochaines décennies.

À noter que d'autres scénarios pourraient être définis quant à la répartition spatiale de l'épisode de mortalité. Malgré tout, nous jugeons que les 4 scénarios définis à la recommandation B et appliqués aux principales strates des domaines de l'érablière devraient permettre une évaluation raisonnable de l'effet de la MCH. L'examen des prévisions de ces scénarios devrait permettre d'évaluer différentes possibilités d'effets de la MCH sur la possibilité forestière, pour ensuite prendre les décisions quant au calcul actuel.

- C. Lors de l'élaboration de futures courbes de croissance pour des strates comprenant du hêtre, **appliquer l'effet du modèle de mortalité du hêtre en présence de la MCH, tel que disponible dans Artémis 2014**. De cette façon, il ne serait pas nécessaire de simuler d'épisode de forte mortalité, et le bénéfice de croissance en diamètre des essences compagnes serait capté.

9. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier M. Rock Ouimet pour avoir mis à leur disposition les données du RESEF, M^{me} Denise Tousignant pour la révision linguistique et M^{me} Nathalie Langlois pour la mise en page du document.

10. Références

- Akaike, H., 1973. *Information theory as an extension of the maximum likelihood principle*. Dans : Petrov, B.N. et F. Csáki (éds.). *Second international symposium on information theory*. Tsahkadsor, Arménie (URSS). 2-8 septembre 1971. Akademiai Kiado. p. 267–281.
- Boulet, B., 2007. *Défauts et indices de la carie des arbres : guide d'interprétation*. 2^e édition. Les publications du Québec. Québec, QC. 317 p.
- Busby, P.E. et C.D. Canham, 2011. An exotic insect and pathogen disease complex reduces aboveground tree biomass in temperate forests of eastern North America. *Can. J. For. Res.* 41: 401-411.
<https://doi.org/10.1139/X10-213>.
- Cale, J. et S. McNulty, 2018. *Not dead yet: Beech trees can survive nearly three decades in the aftermath phase of a deadly forest disease complex*. *For. Ecol. Manage.* 409: 372-377.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.044>.

- Cale, J.A., S.A. Teale, M.T. Johnston, G.L. Boyer, K.A. Perri et J.D. Castello, 2015. *New ecological and physiological dimension of beech bark disease development in aftermath forests*. For. Ecol. Manage. 336: 99-108. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.019>.
- Cale, J.A., M.T. Garrison-Johnston, S.A. Teale et J.D. Castello, 2017. *Beech bark disease in North America: Over a century of research revisited*. For. Ecol. Manage. 394: 86-103. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.031>.
- D'Orangeville, L., D. Houle, L. Duchesne et B. Côté, 2016. *Can the Canadian drought code predict low soil moisture anomalies in the mineral soil? An analysis of 15 years of soil moisture data from three forest ecosystems in Eastern Canada*. Ecohydrology 9: 238–247. <https://doi.org/10.1002/eco.1627>.
- DiGregorio, L.M., M.E. Krasny et T.J. Fahey, 1999. *Radial growth trends of sugar maple (Acer saccharum) in an Allegheny northern hardwood forest affected by beech bark disease*. J. Torrey Bot. Soc. 126: 245-254. <https://doi.org/10.2307/2997279>.
- [DRF] Direction de la recherche forestière, 2017. *Expansion du hêtre à grandes feuilles et déclin de l'érable à sucre au Québec : portrait de la situation, défis et pistes de solution. Avis scientifique du comité chargé d'étudier l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre et de l'érable*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Avis scientifique. 146 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/AvisScientHEG-ERS.pdf>.
- Ehrlich, J., 1934. *The beech bark disease. A Nectria disease of Fagus, following Cryptococcus fagi (Baer.)*. Can. J. Res. 10: 593-692. <https://doi.org/10.1139/cjr34-070>.
- Forrester, J.A., G.G. McGee et M.J. Mitchell, 2003. *Effects of beech bark disease on aboveground biomass and species composition in a mature northern hardwood forest, 1985 to 2000*. J. Torrey Bot. Soc. 130(2): 70-78. <https://www.jstor.org/stable/3557531?seq=1>.
- Fortin, M., S. Bédard, J. DeBlois et S. Meunier, 2008. *Predicting individual tree mortality in northern hardwood stands under uneven-aged management in southern Québec, Canada*. Ann. For. Sci. 65: 205. <https://doi.org/10.1051/forest:2007088>.
- Garnas, J.R., M.P. Ayres, A.M. Liebhold et C. Evans, 2011. *Subcontinental impacts of an invasive tree disease on forest structure and dynamics*. J. Ecol. 99: 532-541. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01791.x>.
- Gavin, D.G. et D.R. Peart, 1993. *Effects of beech bark disease on the growth of American beech (Fagus grandifolia)*. Can. J. For. Res. 23(8): 1566-1575. <https://doi.org/10.1139/x93-197>.

- Griffin, J.M., G.M. Lovett, M.A. Arthur et K.C. Weathers, 2003. *The distribution and severity of beech bark disease in the Catskill Mountains, N.Y.* Can. J. For. Res. 33(9): 1754-1760.
<https://doi.org/10.1139/x03-093>.
- Houston, D.R., 1975. *Beech bark disease—the aftermath forests are structured for a new outbreak.* J. For. 73(10): 660-663.
- Houston, D.R., 1994. *Major new tree disease epidemics: beech bark disease.* Annu. Rev. Phytopathol. 32(13): 75-87.
- Kasson, M.T. et W.H. Livingston, 2012. *Relationships among beech bark disease, climate, radial growth response and mortality of American beech in northern Maine, USA.* For. Pathol. 42(3): 199-212.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2011.00742.x>.
- Latty, E.F., C.D. Canham, P.L. Marks, 2003. *Beech bark disease in northern hardwood forests: the importance of nitrogen dynamics and forest history for disease severity.* Can. J. For. Res. 33: 257-268. <https://doi.org/10.1139/x02-183>.
- Lavallée, A., 1976. *La maladie corticale du hêtre. Dix ans d'existence au Québec.* Gouvernement du Canada. Environnement Canada, Service des forêts, Centre de recherches forestières des Laurentides. Rapport d'information LAU-X-21. 14 p.
- McCann, D.P. et W.L. MacDonald, 2013. *Preliminary report of ecological factors influencing incidence and severity of beech bark disease in the Appalachian region.* Dans : Miller, G.W., T.M. Schuler, K.W. Gottschalk, J.R. Brooks, S.T. Grushecky, B.D. Spong et J.S. Rentch (éds.). *Proceedings of the 18th Central Hardwood Forest Conference.* U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. Morgantown, WV (États-Unis). Gen. Tech. Rep. NRS-P-117. p. 169-181. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/44063>.
- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2014a. *Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises — 2013.* Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la protection des forêts. 60 p.
<https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan-2013-p.pdf>.
- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2014b. *Plan spécial d'aménagement UA 07151, 07251, 07351 — Maladie corticale du hêtre.* Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction régionale de l'Outaouais. 20 p.
ftp://ftp.mrn.gouv.qc.ca/Public/Reg07/2015/Plan_special_HEG/PL_special_HEG_V1_20141110.pdf.

- Mize, C.W. et R.V. Lea, 1979. *The effect of the beech bark disease on the growth and survival of beech in northern hardwoods*. Eur. J. For. Pathol. 9: 242-248.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.1979.tb00684.x>.
- Morin, R.S. et A.M. Liebhold, 2015. *Invasions by two non-native insects alter regional forest species composition and successional trajectories*. For. Ecol. Manage. 341: 67-74.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.018>.
- Morin, R.S., A.M. Leibhold, P.C. Tobin, K.W. Gottschalk et E. Luzader, 2007. *Spread of beech bark disease in the eastern United States and its relationship to regional forest composition*. Can. J. For. Res. 37: 726-736. <https://doi.org/10.1139/X06-281>.
- [MRNF] Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009. *Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 64 p.
<https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan2008.pdf>.
- Munck, I.A. et P.D. Manion, 2006. *Landscape-level impact of beech bark disease in relation to slope and aspect in New York State*. For. Sci. 52(5): 503-510.
- Ouimet, R., L. Duchesne et J.-D. Moore, 2015. *Relation entre la composition foliaire et la présence de la maladie corticale du hêtre dans les stations du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers du Québec*. Phytoprotection 95(1): 32-37. <https://id.erudit.org/iderudit/1031956ar>
- Rippey, B.R., 2015. *The U.S. drought of 2012*. Weather and Climate Extremes 10: 57-64.
<http://doi.org/10.1016/j.wace.2015.10.004>.
- Roy, M-E. et P. Nolet, 2015. *Typologie et caractérisation spatiale de l'envahissement et de la maladie corticale du hêtre en Outaouais*. Institut des Sciences de la Forêt tempérée. Université du Québec en Outaouais. Ripon, QC. Rapport technique. 62 p. + annexes.
https://isfort.uqo.ca/wp-content/uploads/2019/01/Roy_Nolet_2015_Envahissement-et-de-la-maladie-corticale-du-h%C3%AAtre-en-Outa.pdf.
- Shigo, A.L., 1972. *The beech bark disease today in the northeastern U.S.* J. For. 70: 286-289.
- Twery, M.J. et W.A. Patterson III, 1984. *Variations in beech bark disease and its effects on species composition and structure of northern hardwood forest stands in central New England*. Can. J. For. Res. 14(4): 565-574. <https://www.nrcresearchpress.com/doi/pdf/10.1139/x84-104>.

Van Leaven, K. et C.A. Evans, 2005. *A preliminary examination of beech bark disease and the influence of soil moisture on bark thickness and disease status in the northern Adirondack uplands*. Dans : Evans, C.A., J.A. Lucas et M.J. Twery (éds). *Beech bark disease: Proceedings of the beech bark disease Symposium*. Saranac Lake, NY (États-Unis). 16-18 June 2004. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. Gen. Tech. Rep. NE-331. p. 60–64.
<https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/20409>.

François Guillemette, ing.f., M. Sc.
Service de la sylviculture et du rendement des forêts

Hugues Power, ing.f., Ph. D.
Service de la sylviculture et du rendement des forêts

Steve Bédard, ing.f., M. Sc.
Service de la sylviculture et du rendement des forêts