

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

L'UTILISATION DES POTEAUX DE DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ PAR LES FOURMIS
CHARPENTIÈRES (GENRE : CAMPONOTUS)

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

JÉRÉMIE PELLETIER

FÉVRIER 2026

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.12-2023). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je me sens extrêmement privilégié d'avoir pu réaliser un projet de maîtrise sur un sujet qui me passionne, entouré de camarades bienveillants et stimulants, et soutenu de toutes parts par des personnes d'expérience ayant à cœur ma réussite. J'ai eu la chance de construire ce projet dès ses fondations, selon ma propre vision et avec une grande agentivité. Ce travail est le fruit d'une collaboration précieuse entre le laboratoire de Pierre Drapeau à l'UQAM, l'Insectarium de Montréal et Hydro-Québec, et rien de tout cela n'aurait été possible sans l'appui de nombreuses personnes que je tiens à remercier chaleureusement.

Je souhaite d'abord exprimer ma profonde gratitude à mon directeur, Pierre Drapeau, pour l'opportunité de travailler sur ce projet dans un environnement de laboratoire sain et enrichissant, avec un soutien constant tout au long du parcours. Je remercie également Michel Saint-Germain, de l'Insectarium de Montréal, pour sa précieuse contribution à la conception du projet et à sa révision, ainsi que Dominic Ouellette, également de l'Insectarium, dont l'expertise en myrmécologie s'est révélée particulièrement utile aux premières étapes du travail. Je souhaite aussi souligner l'aide d'Eleni Kolokotronis : ton soutien fut indispensable lors des nombreuses sorties, ton sourire et ta bonne humeur ont grandement allégé les longues journées de travail. Merci à Katherine Lapointe-Quesnel et Domitille Condrain-Morel, mes vaillantes amies : nos encouragements mutuels ont sans aucun doute rendu cette aventure de maîtrise mille fois plus plaisante. Bravo à nous trois! Je remercie Julien Bilodeau-Colbert, Philippe Cadieux, Eve-Line Bérubé Beaulieu et Laurianne Nault, camarades de laboratoire, pour les potlucks, l'ambiance plaisante et le soutien constant tout au long de ces années. Je remercie également Alain Leduc pour les discussions enrichissantes et l'aide apportée dans les analyses statistiques et en géomatique. Je souhaite également remercier Danny Mastrocola, Oscar Henry Arroyo Fernandez et Stéphane Lapointe, ainsi qu'Hydro-Québec en général, pour l'opportunité, l'accès aux données et la collaboration précieuse dans le cadre de ce projet. Enfin, un merci tout particulier à Krystelle, ma conjointe, qui m'a soutenu avec patience, bienveillance et constance tout au long de ce parcours.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire comporte un chapitre rédigé sous forme d'article scientifique, destiné à être soumis à une revue scientifique révisée par les pairs. Mon directeur, Pierre Drapeau, ainsi que Michel Saint-Germain seront inscrits comme coauteurs de cet article. Le projet présenté ici est le fruit d'une collaboration entre l'Université du Québec à Montréal (UQAM), l'Insectarium de Montréal et Hydro-Québec. Il s'inscrit dans le prolongement d'une entente initiale entre Hydro-Québec et le laboratoire de Pierre Drapeau, visant à mieux comprendre les dommages causés par les pics sur les poteaux en bois. Cette collaboration a progressivement mené à un intérêt croissant pour une autre problématique connexe : la présence de fourmis charpentières dans ces mêmes structures. Hydro-Québec a fourni les données nécessaires à la majorité des analyses réalisées dans le cadre de ce mémoire, auxquelles s'ajoutent les données de terrain que j'ai moi-même récoltées afin de compléter et valider certains aspects du projet. Ce travail représente ainsi une première étape vers le développement d'outils statistiques pouvant appuyer Hydro-Québec dans la gestion proactive des fourmis charpentières dans son réseau d'infrastructures.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
AVANT-PROPOS.....	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	viii
RÉSUMÉ.....	ix
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 CARPENTER ANT USE OF WOODEN UTILITY POLES: INSIGHTS FROM INTEGRATING LARGE SCALE INSPECTIONS OF HYDRO UTILITY COMPANIES AND FINE SCALE ENTOMOLOGICAL FIELD INVESTIGATIONS	13
1.1 Abstract.....	14
1.2 Introduction	15
1.3 Materials and methods.....	17
1.3.1 Study area and sampling strategy.....	17
1.3.2 Data collection	18
1.3.3 Statistical analysis	20
1.3.3.1 Boosted regression tree analysis.....	20
1.3.3.2 Kaplan-Meier survival analysis.....	21
1.4 Results.....	22
1.4.1 Hydro-Québec inspection data validation	22
1.4.2 Correlation analysis.....	22
1.4.3 Hydro data BRT models	22
1.4.3.1 Model performance comparisons	22
1.4.3.2 Main model results	22
1.4.3.3 Assessing the complementarity of age and degradation	23
1.4.3.4 Minimal model.....	23
1.4.4 Survival curve.....	24
1.4.5 Field data model results.....	24
1.5 Discussion.....	25
1.5.1 Inspection accuracy	25
1.5.2 Predictive models	26
1.5.3 Management implications for inspection protocols.....	30
1.6 References.....	31
1.7 Figures and tables	35

CONCLUSION42

ANNEXE A Identified Camponotus species and their observed frequencies during field surveys.....47

RÉFÉRENCES CITÉES DANS L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE48

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1 : Correlation matrix of predictor variables used in the main BRT model (Hydro dataset). Pairwise Pearson correlation coefficients are shown in each cell. The color scale corresponds to the strength and direction of the correlation (red = positive correlation, blue = negative correlation). Darker or more saturated colors indicate stronger relationships. This matrix informed the selection of variables by highlighting potential multicollinearity. 35
- Figure 1.2 : Partial dependence plots and variable importance for the main BRT model. The partial dependence plots illustrate how each predictor; contagion index, pole head degradation, surface degradation, pole age, circumference, and landscape, affects the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each subgraph title show the relative importance of each predictor to the model..... 36
- Figure 1.3: Partial dependence plots and variable importance for the BRT model excluding pole degradation variables. The partial dependence plots illustrate how each predictor; contagion index, pole age, circumference, and landscape, affects the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each sub-graph title shows the relative importance of each predictor to the model. 37
- Figure 1.4: Partial dependence plots and variable importance for the BRT model excluding pole age. The partial dependence plots illustrate how the remaining predictors; contagion index, pole head degradation, surface degradation, circumference, and landscape, affect the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each subgraph title shows the relative importance of each predictor to the model. 38
- Figure 1.5: Partial dependence plots and variable importance for the minimal BRT model (pole age and circumference only). The partial dependence plots illustrate how pole age and pole circumference each affect the odds ratio for carpenter ant infestation when the other variable is held at its average value. The percentage next to each subgraph title shows the relative importance of each predictor to the model. 38
- Figure 1.6: Kaplan–Meier survival curves comparing time-to-infestation for utility poles across six landscape categories. Each curve represents the survival probability (i.e., probability that a pole remains uninfested) as a function of pole age for poles in agricultural, uninhabited forest, inhabited forest, wooded rural, urban, and dense urban settings. The log-rank test confirmed a significant difference among landscapes ($p < 0.0001$). Dense urban poles show the slowest drop in survival, while poles in uninhabited forests exhibit the most rapid decline. 39
- Figure 1.7: Partial dependence plots and variable importance for the BRT model using field collected data, including sun exposure and ground cover variables. The partial dependence plots illustrate how each predictor; pole age, circumference, sun exposure, pole head degradation, surface degradation, and vegetation indices, affects the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each subgraph title shows the relative importance of each predictor in the model. 40

LISTE DES TABLEAUX

Table 1.1 Validation outcomes for Hydro Québec’s reports.....	40
Table 1.2 : Performance metrics for the boosted regression trees models made from Hydro’s data. The main model with all 6 predictors, the model excluding both degradation indicators, the model excluding age and the minimal model with only age and circumference as predictors.....	41
Table 1.3 : Performance metrics for the boosted regression trees model made from the field collected data, with all the predictors.	41

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

DHP : Diamètre à hauteur de poitrine

BRT : Boosted Regression Tree

AUC : Area Under the Curve

CV : Cross validation

RÉSUMÉ

Nous avons étudié l'utilisation des poteaux de distribution d'électricité en bois par les colonies de fourmis charpentières (*Camponotus spp.*) afin de mieux comprendre les facteurs écologiques, structurels et spatiaux influençant leur présence, une problématique posant des défis économiques et opérationnels importants. En combinant un vaste jeu de données issues des inspections réalisées par Hydro-Québec sur son réseau de poteaux de distribution d'électricité à des inventaires entomologiques détaillés réalisés sur le terrain, nous avons identifié les déterminants clés de l'occupation des poteaux par ces fourmis à trois échelles spatiales : celle du poteau, celle de l'environnement immédiat aux poteaux et celle du paysage. Nous avons d'abord validé les données d'inspection d'Hydro-Québec par des contrôles sur 95 poteaux, révélant un taux élevé de vrais positifs (93,3 %), mais également un taux notable de faux négatifs (31,3 %), probablement lié aux traitements insectifuges rapides qui masquent parfois les signes actifs avant réinspection. Nos modèles d'arbres de régression amplifiés (BRT) appliqués à l'échelle provinciale montrent que l'âge, la circonférence et la dégradation structurelle des poteaux sont les facteurs prédominants influençant leur occupation par les fourmis. L'indice de contagion, indiquant le regroupement spatial des occupations le long de lignes de distribution de poteaux, ressort également comme un facteur explicatif important, démontrant une tendance marquée des colonies à se regrouper spatialement. Nos analyses de survie de Kaplan-Meier révèlent des différences significatives dans la vitesse d'occupation selon le type de paysage, avec une colonisation plus rapide dans les zones forestières inhabitées et agricoles par rapport aux zones urbaines denses. Un modèle parcimonieux, intégrant seulement l'âge et la circonférence des poteaux, montre toujours une capacité prévisionnelle raisonnable, bien que diminuée par rapport au modèle complet. Finalement, nos observations terrain indiquent que l'exposition au soleil influence également significativement la probabilité d'occupation, alors que les variables liées au couvert du sol adjacent aux poteaux sont moins concluantes. Nos résultats offrent ainsi une base solide pour identifier les poteaux à risque élevé en combinant les caractéristiques structurelles et les effets de regroupement spatial, ce qui pourra servir au développement d'outils de prévision et d'intervention pour les gestionnaires d'infrastructures de services publics quant aux risques de dommages causés par les fourmis charpentières.

Mots clés : Fourmis charpentières, poteaux de distribution d'électricité, dégradation structurelle, sélection d'habitats, modèles de colonisation, arbres de régression amplifiés (BRT), regroupement spatial, données d'inspection, lutte contre les insectes nuisibles, écologie du paysage, microhabitats, insectes nichant dans le bois, modélisation prévisionnelle

INTRODUCTION

Problématique

Les arthropodes imposent leur présence dans les activités et constructions humaines depuis le début de l'histoire écrite (McIntyre, 2000). L'un des cas les plus répandus d'association entre les bâtiments et les insectes est celui des fourmis charpentières (Ordre : Hymenoptera, Famille : Formicidae, Genre : *Camponotus spp.* Mayr, 1861). Ces fourmis sont bien connues comme nuisance dans les structures de bois un peu partout sur la planète et particulièrement en Amérique du Nord. Elles sont considérées par les exterminateurs nord-américains comme l'un des plus importants ravageurs économiques en milieu urbain et sont, au Canada, l'insecte causant le plus de dommage aux structures de bois (Hansen et Klotz, 2005). L'impact économique des dommages par les fourmis ne se limite pas qu'aux bâtiments. D'autres cas notables sont, par exemple, la diminution du volume de bois récolté par l'industrie forestière (Hansen et Klotz, 2005 ; Sanders, 1964) et les dommages aux infrastructures de transport et de télécommunications (Hansen et Klotz, 2005).

Les poteaux de distribution d'électricité et de télécommunication sont des structures de bois exposées aux éléments très similaires aux arbres morts sur pied en forêt, ils sont donc souvent attaqués par les mêmes utilisateurs que le bois mort naturel. Les fourmis excavent le bois pour y établir leurs colonies, ce qui peut mener à des dommages structuraux et accélérer la dégradation du bois en augmentant l'infiltration d'eau et en créant des conditions favorables au développement d'organismes décomposeurs (Fowler et Parrish, 1982 ; Sanders, 1964 ; Shields *et al.*, 2000). Au Québec, en plus des fourmis charpentières, les oiseaux de la famille des Picidés, notamment le Grand Pic (*Dryocopus pileatus* Linnaeus, 1758) et le Pic flamboyant (*Colaptes auratus* Linnaeus, 1758) sont connus pour causer des dommages importants aux poteaux de distribution d'électricité (Cadieux *et al.*, en préparation). Les pics causent des dommages en creusant pour s'alimenter sur des insectes saproxyliques et en excavant leurs cavités de nidification, comme ils le font avec le bois naturel (Bevanger, 1997 ; Harness et Walters, 2005). De plus, le Grand Pic s'alimente en grande partie de fourmis charpentières (Beckwith et Bull, 1985 ; Bull et Peterson, 1986 ; Dater, 1953 ; Hoyt, 1957 ; Raley et Aubry, 2006 ; Sanders, 1964), attribuant un problème double aux fourmis, qui infligent des dommages par l'excavation de leurs colonies et qui attirent les Grands Pics creusant eux-mêmes pour s'alimenter. L'existence des dommages de fourmis sur les poteaux de distribution d'électricité et de télécommunication est documentée depuis plus d'un siècle (Snyder, 1911).

Une étude a estimé que les coûts annuels associés à ces dommages se situaient entre 4 et 11 millions de dollars US par année en 2000 pour la principale compagnie de distribution d'électricité dans l'état de New York aux États-Unis, exposant l'ampleur que peuvent atteindre ces dommages (Shields *et al.*, 2000). Au Québec, les coûts en inspections, entretien et remplacements des poteaux à l'échelle de la province sont importants, considérant que le nombre de poteaux en bois s'élève à environ 2 500 000 (Hydro-Québec, 2022) et que l'on retrouve des fourmis charpentières sur l'ensemble du territoire couvert par les poteaux (GBIF, 2023).

La plupart des recherches portant sur l'emplacement des colonies de fourmis charpentières se sont soit concentrées sur de petites aires pour décrire l'organisation des colonies dans un milieu donné, soit ont été menées dans des régions très différentes du Québec en termes de conditions climatiques, de faune et de flore, ou s'appuyaient sur un échantillonnage trop faible pour permettre une modélisation pertinente (Buczowski, 2011 ; Chen *et al.*, 2002 ; Fowler et Parrish, 1982 ; Higgins *et al.*, 2017 ; King *et al.*, 2018 ; Oswalt, 2007 ; Sanders, 1964, 1970). De plus, la plupart de ces études se sont penchées sur la sélection d'habitats et la distribution des fourmis en milieu naturel, ce qui ne répond pas aux mêmes questions que celles concernant l'utilisation des poteaux spécifiquement. La seule étude s'étant penchée précisément sur l'utilisation des poteaux par les fourmis est celle de Shields *et al.* réalisée en 2000 purement à l'aide des données d'inspections des poteaux d'une compagnie de distribution d'électricité des états de New York et de Pennsylvanie aux États-Unis. Elle ne prend pas en compte que les caractéristiques mêmes des poteaux et n'intègre pas des facteurs de l'environnement adjacent ou du contexte du paysage. Étant donné le peu d'information précise disponible sur les espèces ciblées par notre étude, en particulier au Québec, nous adoptons donc dans cette revue de littérature une approche progressive en présentant d'abord les connaissances générales sur les fourmis, puis celles spécifiques au genre *Camponotus*, avant de nous attarder aux espèces d'intérêt. Cette structuration permet de poser des hypothèses éclairées malgré les lacunes dans la littérature régionale, en nous appuyant sur les connaissances les plus pertinentes disponibles.

L'intérêt économique clair et le manque d'études portant sur la colonisation des poteaux de bois des infrastructures publiques de distribution d'électricité et de télécommunication mettent en évidence l'importance d'avoir une meilleure compréhension de l'utilisation des poteaux par les fourmis charpentières au Québec. Déterminer les caractéristiques du poteau et du milieu proximal des poteaux pour prévoir leur utilisation permettrait de mieux déployer les efforts d'inspections et de prévention aux

endroits les plus susceptibles de voir des poteaux colonisés par les fourmis, ce qui faciliterait la détection et l'élimination des colonies plus rapidement pour diminuer le nombre de poteaux devant être remplacés. Dans le même ordre d'idées, une meilleure compréhension de ces caractéristiques permettrait d'identifier les critères qui permettent l'entrée des fourmis dans les poteaux, ce qui aiderait au développement de méthodes de prévention et de traitement. Au-delà de ces retombées pratiques, notre étude vise à contribuer à mieux comprendre l'écologie des fourmis charpentières en contexte anthropisé. Il s'agit de la première étude au Québec analysant les patrons de nidification de *Camponotus spp.* dans les infrastructures humaines en combinant des données d'inventaires d'inspection des poteaux réalisés par les industries responsables des infrastructures de distribution de services publics et des inventaires quantitatifs spécifiques aux colonies de fourmis faites par des entomologistes professionnels.

Les fourmis charpentières du Québec

L'importance écologique énorme des fourmis sur la planète est indéniable, avec une biomasse totale excédant celle de tous les mammifères et oiseaux sauvages réunis (Schultheiss *et al.*, 2022) et une diversité dépassant 15 000 espèces (Bolton, 2022), elles sont considérées comme des superorganismes qui dominent la majorité des écosystèmes où elles se retrouvent. Elles interagissent avec les autres organismes naturels d'une panoplie de façons : prédation, défoliation, dispersion des graines, de nombreuses relations de mutualisme, de parasitisme et de coévolution (Lach *et al.*, 2009 ; Moreau et Bell, 2013). Elles ont également un impact important sur les humains, non seulement en tant que ravageurs en milieu agricole et dans les structures de bois (Hansen et Klotz, 2005 ; Moreau et Bell, 2013 ; Rust et Su, 2012), mais aussi en tant qu'agents de lutte biologique efficaces contre divers insectes nuisibles, notamment dans les cultures tropicales (Offenberg, 2015 ; Van Mele et Vayssières, 2007). D'autres, au contraire, rendent de précieux services écosystémiques, notamment en contribuant à la filtration de l'eau, à l'aération et à la conservation des sols (Agosti et al., 2000 ; Hölldobler et al., 1990 ; Sanford et al., 2009). Parmi les fourmis, le genre *Camponotus* est le deuxième plus diversifié avec plus de 1000 espèces sur la planète (Bolton, 2022 ; Brady *et al.*, 2000 ; Hölldobler *et al.*, 1990), dont plus de 50 sont retrouvées au Canada et aux États-Unis (Bolton, 1995). Elles sont, dans les écosystèmes hémiboréaux, l'un des organismes les plus abondants dans le bois mort et elles sont souvent parmi les premiers arthropodes à entamer la décomposition du bois (King *et al.*, 2018). Les espèces de *Camponotus* retrouvées au Québec sont *Camponotus pennsylvanicus*, *Camponotus herculeanus*, *Camponotus novaeboracensis*, *Camponotus nearcticus*, *Camponotus caryae* et *Camponotus americanus* (Hansen et Klotz, 2005). *C. pennsylvanicus* est

la plus commune dans l'est des États-Unis et du Canada (Wheeler, 1910) et celle qui est le plus souvent trouvée dans les structures de bois dans cette région (Hansen et Klotz, 2005 ; Vander *et al.*, 1990). Elle est généralement reconnue comme étant l'une des fourmis charpentières avec la plus grande importance économique et écologique, étant très répandue et souvent présente dans les infrastructures anthropiques (Buczowski, 2011 ; Fowler, 1986 ; Hansen et Klotz, 2005 ; Wheeler, 1910). *C. novaeboracensis* est fréquemment retrouvée au nord des États-Unis et au Canada, sur toute la longitude du continent et s'établit parfois dans les structures humaines (Hansen et Klotz, 2005). L'aire de répartition de *C. herculeanus* est également très vaste, s'étendant beaucoup plus loin au Nord que les autres espèces. Elle est une peste commune dans les structures (Hansen et Klotz, 2005 ; Vander *et al.*, 1990). *C. nearcticus* est également assez commune, avec une aire de répartition s'étendant sur tout le sud du Canada et la majorité des États-Unis (Mackay et Mackay, 2002). Elle forme des colonies relativement petites, avec quelques centaines d'individus seulement. Elle pose donc une moins grosse menace structurelle, mais elle reste fréquemment rencontrée. Elle est généralement plus arboricole et se tient donc en hauteur (Mackay et Mackay, 2002). Pour ce qui est de *C. caryae*, elle est retrouvée dans l'est de l'Amérique du Nord, mais représente un enjeu moins important au niveau des dommages aux structures, puisqu'elle forme de petites colonies de moins de 1000 individus seulement. *C. americanus* n'a été observé que quelquefois près de la frontière américaine, elle n'est donc pas très présente au Québec pour le moment (Hansen et Klotz, 2005). Les espèces concernées par notre étude sont principalement *C. pennsylvanicus*, *C. novaeboracensis*, *C. herculeanus* et *C. nearcticus*, car les autres sont plutôt rares dans le contexte des poteaux.

Écologie des fourmis charpentières

Les fourmis sont des insectes eusociaux, c'est-à-dire qu'elles vivent en colonies organisées en castes reproductives et non reproductives coopérant pour élever le couvain (les œufs, les larves, les nymphes) avec un chevauchement de multiples générations (Hölldobler *et al.*, 1990). Chez les espèces d'intérêt pour la présente étude, les colonies sont monogynes la plupart du temps (Akre *et al.*, 1994), ce qui veut dire qu'elles n'ont qu'une seule reine pondreuse dans la colonie, contrairement aux espèces polygynes qui en ont plusieurs (Hölldobler *et al.*, 1990). Les castes retrouvées chez ces espèces sont les ouvrières, la reine et les mâles (Sanders, 1964). Les ouvrières sont infertiles et accomplissent la majorité des fonctions de la colonie, comme s'occuper du couvain, récolter la nourriture et la défense de la colonie. Les ouvrières varient de façon continue en forme et en taille : allant des minors, plus petites, aux majors, plus grandes.

La reine est, chez les espèces monogynes, le seul individu reproducteur actif au sein de la colonie et la ponte est son unique rôle. Les individus reproducteurs de seconde génération, c'est-à-dire les reines non fécondées et les mâles, ne contribuent généralement pas aux tâches de la colonie et ne font qu'attendre le moment opportun pour former un essaim reproductif pour s'accoupler et fonder de nouvelles colonies (Sanders, 1964).

La principale source d'alimentation des fourmis à l'étude provient de leurs relations trophobiotiques avec des insectes dont le miellat est récolté par les ouvrières sur des colonies de pucerons ou de cochenilles protégées et maintenues par les ouvrières sur les tiges, feuilles et racines de diverses plantes et arbres (Fowler et Roberts, 1980 ; Hansen et Klotz, 2005 ; Sanders, 1964, 1970, 1972 ; Vander Meer, 2019). Elles s'alimentent également d'exsudat de plantes, d'arthropodes qu'elles chassent ou trouvent mort et sur des carcasses de vertébrés (Ayre, 1963 ; Hansen et Klotz, 2005 ; Sanders, 1964 ; Vander Meer, 2019).

La reproduction chez les fourmis commence par la production d'individus ailés par les colonies matures qui sont éventuellement relâchées pour former des essaims appelés vols nuptiaux où l'accouplement a lieu (Hölldobler *et al.*, 1990). Chez le genre *Camponotus*, ces vols ont généralement lieu au printemps, mais peuvent avoir lieu jusqu'en septembre selon l'espèce (Hansen et Klotz, 2005) et sont déclenchés selon la photopériode, la température et l'humidité, ce qui synchronise le relâchement des ailés de multiples colonies d'une région pour maximiser le mélange des gènes (Hansen et Klotz, 2005). L'âge à partir duquel les colonies produisent des ailés n'est pas bien connu et peut varier selon la région en fonction de la vitesse de développement des colonies, les estimations vont de 3 à 10 ans (Hansen et Klotz, 2005, 2005 ; Vander Meer, 2019). Après les vols nuptiaux, les reines nouvellement fécondées vont atterrir au sol et chercher des sites pour débiter de nouvelles colonies (Hansen et Klotz, 2005). Elles fondent généralement leurs colonies à l'intérieur de blessures d'arbres vivants, dans les interstices de bois mort, dans le sol, sous des pierres ou dans du bois (structurel ou naturel) endommagé par l'humidité (Hansen et Klotz, 2005 ; Vander Meer, 2019). La reine adopte une stratégie de fondation claustrale, elle va donc s'isoler dans une chambre où elle va pondre les œufs qui vont devenir les premières ouvrières qu'elle va nourrir à l'aide d'œufs infertiles en métabolisant ses muscles de vol et des tissus adipeux (Hansen et Klotz, 2005). Pour les premières années, le développement des colonies est lent, atteignant rarement plus de 100 ouvrières après deux ans (Cannon, 1990 ; Hansen et Akre, 1985 ; Hansen et Klotz, 2005). Il n'y a pas de consensus précis sur la taille qu'atteignent les colonies des espèces à l'étude, mais les estimations

tournent entre 3000 et 12000 individus selon l'espèce (Hansen et Klotz, 2005 ; Sanders, 1964, 1970) avec une longévité des reines variant de 7 à 21 ans (Hölldobler *et al.*, 1990).

Une caractéristique importante des espèces à l'étude est la polydomie, c'est-à-dire la présence de multiples nids appartenant à une seule colonie (Buczkowski, 2011 ; Debout *et al.*, 2007). Le nid abritant la reine est appelé nid à couvain et les nids secondaires, sont appelés nids satellites. Chez certaines espèces, la polydomie peut être saisonnière (Buczkowski et Bennet, 2008) ou variable selon certaines caractéristiques de l'environnement, comme l'urbanisation (Buczkowski, 2010, 2011). De multiples explications pour l'établissement de nids satellites sont proposées dans la littérature; la recherche de facteurs biotiques et abiotiques idéaux au développement du couvain (Buczkowski, 2011 ; Hansen et Akre, 1985 ; Hansen et Klotz, 2005), l'élargissement du territoire de la colonie (Buczkowski, 2011), comme stratégie de recherche de nourriture ou en lien avec un conflit entre la reine et les ouvrières (Backus, 1993). Pour ce qui est du nombre de nids et de la distance entre les nids, les chiffres disponibles dans la littérature varient considérablement ou ne sont tout simplement pas disponibles pour certaines espèces, indiquant une possible variation du taux de polydomie selon le milieu et aussi simplement un manque d'études portant sur ce sujet. Buczkowski (2011) a observé des nids satellites à des distances variant de 1 à 34 mètres du nid à couvain et jusqu'à 4 nids par colonie chez *C. pennsylvanicus* en Indiana aux États-Unis. Sanders (1970) a observé des territoires de 50 à 830m² chez *C. herculeanus* et de 530m² pour la colonie de *C. novaeboracensis* qu'il a documenté au Nouveau-Brunswick.

La sélection du site de nidification chez les fourmis peut être faite soit par une reine fondatrice nouvellement fécondée au moment de former la colonie (Heinze, 1993 ; Higgins *et al.*, 2017 ; Wilson et Hunt Jr., 1966), soit par une colonie mature qui déménage (Hölldobler *et al.*, 1990) ou lors de l'établissement d'un nid satellite (Hansen et Akre, 1985 ; Hansen et Klotz, 2005). Les colonies peuvent déménager pour une panoplie de raisons, tel qu'énoncé par Buczkowski (2011) : prédation (Dahbi *et al.*, 2008 ; Droual, 1984 ; McGlynn *et al.*, 2004 ; Yamaguchi, 1992), conditions environnementales défavorables (Gibb et Hochuli, 2003 ; Yamaguchi, 1992), accès aux ressources alimentaires (Holway et Case, 2000 ; McGlynn *et al.*, 2004), surpopulation (Buczkowski et Bennett, 2009 ; Gobin *et al.*, 1997) et possiblement pour d'autres facteurs comme la dégradation du site de nidification, la découverte d'un meilleur site et la saison (Buczkowski, 2011). Les critères de sélection ne sont pas nécessairement les mêmes lors de ces différents scénarios, considérant qu'une reine fondatrice n'a pas les mêmes besoins qu'une colonie mature et qu'une colonie qui sélectionne collectivement un site n'a pas les mêmes informations qu'une

reine seule (Mallon *et al.*, 2001). Aussi chez les fourmis charpentières, les nids satellites ont tendance à être établis à des endroits plus chauds, secs et en hauteur que les nids à couvains (Hansen et Klotz, 2005). De plus, considérant que les colonies doivent se développer durant plusieurs années avant de se reproduire, seuls les sites propices à la survie de la colonie sur le long terme vont abriter des colonies matures; plusieurs reines s'établissent dans une panoplie de sites différents, mais seulement certaines vont survivre assez longtemps pour fonder une colonie qui va croître et éventuellement devenir mature (Heinze et Tsuji, 1995 ; Tsuji et Tsuji, 1996).

Plusieurs caractéristiques biotiques et abiotiques de l'environnement influencent la sélection d'habitats des fourmis en général et des fourmis charpentières. Toutefois, relativement peu d'études se sont penchées sur les espèces à l'étude dans notre région. La température et l'humidité sont généralement considérées comme les facteurs les plus importants à l'échelle de la colonie et du milieu (Hansen et Klotz, 2005 ; Higgins *et al.*, 2017 ; Robinson et Debinski, 2008). La température et l'humidité sont subséquemment corrélées à d'autres facteurs, notamment le climat qui, à grande échelle, influence la distribution de nombreuses espèces (King *et al.*, 2018 ; Prather *et al.*, 2018 ; Warren II et Chick, 2013). À plus petite échelle, l'ouverture de la canopée a été documentée comme ayant un impact important sur l'incidence des colonies de *Camponotus*, elles se retrouvent souvent sous des canopées dégagées, généralement en association avec des forêts en début de succession ou près des bordures (Chen *et al.*, 2002 ; Fowler et Parrish, 1982 ; Higgins *et al.*, 2017 ; Higgins et Lindgren, 2006, 2012, 2015). Un autre facteur qui est fréquemment mentionné comme potentiellement important dans la distribution des fourmis charpentières est la disponibilité des ressources alimentaires, particulièrement l'accès à des arbres abritant des insectes trophobiontes, toutefois, cette hypothèse n'est pour l'instant pas validée (Buczowski, 2011 ; Chen *et al.*, 2002).

De façon générale, en forêt tempérée, l'abondance de bois mort et la présence d'arbres à une variété de stades de dégradation sont corrélées à l'abondance et à la diversité des fourmis retrouvées (Higgins *et al.*, 2017 ; King *et al.*, 2018 ; Siitonen, 2001 ; Torgersen et Buff, 1995). Toutefois, les études se penchant sur cette question sont souvent ciblées sur le bois au sol et portent sur les fourmis de tous genres (Hansen et Klotz, 2005 ; Higgins et Lindgren, 2012). Les espèces à l'étude dans notre projet, de leur côté, sont principalement retrouvées dans le bois sur pied et de plus grande taille et semblent préférer le bois moins dégradé qui offre une meilleure protection contre les prédateurs. L'effet de ce paramètre sur l'abondance des fourmis charpentières est donc incertain; une abondance de bois mort d'un stade de dégradation

avancé pourrait indirectement diminuer les chances de rencontrer les espèces à l'étude en augmentant la compétition avec d'autres espèces.

La compétition intra et interspécifique pour les sites de nidification et d'alimentation est un autre facteur déterminant pour l'assemblage des communautés de fourmis (Foitzik *et al.*, 2004 ; Gibb, 2011 ; Higgins *et al.*, 2017 ; Higgins et Lindgren, 2015 ; Savolainen et Vepsäläinen, 1988). Certaines espèces dominantes repoussent les autres espèces, par exemple *Formica aserva* et *Camponotus herculeanus* qui ont une faible probabilité de cohabiter, alors que différentes colonies d'une même espèce se tolèrent plus et ont plus de chances d'être retrouvées dans un même environnement (Higgins *et al.*, 2017 ; Higgins et Lindgren, 2015).

Une autre caractéristique pertinente quant à la sélection d'habitats, particulièrement lorsque l'on considère l'usage des poteaux, est l'urbanisation. Des études ont observé la présence de fourmis charpentières, principalement *C. pennsylvanicus*, dans 75% des arbres à ombrage urbain au New Jersey avec une abondance et une richesse maximale à des niveaux intermédiaires de développement urbain (Fowler et Parrish, 1982 ; Sanford *et al.*, 2009). Les communautés de fourmis en milieu hautement urbanisé ont tendance à être plus simples avec une diminution de la diversité et une augmentation de l'abondance de quelques espèces dominantes (Rust et Su, 2012). *Camponotus pennsylvanicus* est connue pour s'adapter efficacement au milieu urbain (Fowler et Parrish, 1982), modulant la taille de ses colonies et le nombre de nids satellites en fonction du niveau d'urbanisation, et donc de la fragmentation de l'habitat et de l'abondance de ressources. Les colonies de cette espèce ont tendance à être plus grosses avec plus de nids satellites à des niveaux intermédiaires d'urbanisation (suburbain). Tandis que, dans les milieux pleinement urbains, la fragmentation d'habitat et la diminution du nombre d'arbres mènent à des colonies plus simples penchant vers la monodomie (une seule colonie sans colonies satellites) (Buczowski, 2011). Il est aussi connu que cette espèce a tendance à suivre les lignes (branches, vignes, pierres, etc.) préexistantes dans le milieu pour se déplacer, il est donc possible que l'abondance de fils et d'autres types des lignes artificielles en milieu urbain facilite leurs déplacements (Klotz et Reid, 1992).

Qu'en est-il des caractéristiques du nid lui-même? En milieu naturel, les colonies de fourmis charpentières s'établissent dans le bois d'arbres morts ou vivants et aussi dans des souches et billots en décomposition (Hansen et Akre, 1985 ; Hansen et Klotz, 2005). Chez les espèces à l'étude, la majorité des nids sont retrouvés dans des arbres sur pied et souvent vivants (Klotz *et al.*, 1998), où elles s'attaquent à des sections endommagées par l'humidité, suite à des dommages mécaniques causés par d'autres insectes

saproxyliques, la foudre ou le vent (Fowler et Parrish, 1982 ; Hansen et Klotz, 2005 ; Klotz *et al.*, 1998 ; Oswald, 2007). Les colonies sont généralement situées au sol et jusqu'à 2 mètres de hauteur, mais certains nids ont été observés jusqu'à 10 mètres (Hansen et Klotz, 2005). Dans la forêt tempérée canadienne, les arbres les plus souvent colonisés par les espèces à l'étude sont le Sapin baumier (*Abies balsamea*) et le Thuya occidental (*Thuja occidentalis*) de plus de 15 cm de DHP (Sanders, 1964). Chez les poteaux de distribution d'électricité, Shields et al. (2000) ont observé une variété de paramètres qui prévoient la présence de fourmis charpentières ; l'essence du bois, la condition du poteau, son âge, le type de préservatif chimique utilisé et son mode d'application ainsi que la présence de dommages, notamment de trous de pics.

Pour ce qui est de la disponibilité des sites de nidification, Buczkowski (2011) observe un taux d'habitation de 30% des sites potentiels chez *Camponotus pennsylvanicus* et Chen et al. (2002) déterminent que le nombre de nids de *Camponotus vicinus* ne coïncide pas avec la disponibilité des sites potentiels. Toutefois, Buczkowski (2011) considère tous les arbres de plus de 5 cm de DPH comme des sites potentiels et Chen et al. (2002) considèrent tout chicot, buche, morceau d'écorce, souche et zone sous des pierres comme des sites potentiels. Il est donc possible que les sites réellement considérés par les colonies matures soient beaucoup moins abondants que ceux mesurés par ces études, surtout si l'on considère qu'une colonie doit passer plusieurs années dans un site avant de pouvoir se reproduire. Certains de ces sites peuvent être convenables pour une reine fondatrice (petit arbre, morceau d'écorce, sous des pierres, etc.) qui débute sa colonie, mais ils ne pourront jamais accueillir une colonie mature par manque d'espace.

Dommages aux poteaux de télécommunication et de distribution d'électricité

Par elles-mêmes, les fourmis charpentières causent des dommages atteignant plusieurs millions de dollars en réparations, traitements et inspections sur les structures de bois partout où elles sont trouvées dans le monde (Hansen et Klotz, 2005 ; Ottesen *et al.*, 2009 ; Rust et Su, 2012 ; Shields *et al.*, 2000). Dans les maisons envahies par les fourmis charpentières, lorsque les dommages sont repérés suffisamment rapidement, il n'y a généralement pas d'affaiblissement structurel significatif. Toutefois, dans les structures moins surveillées, comme celles à l'extérieur, les dommages peuvent devenir importants et fragiliser la structure, surtout si la colonie se développe jusque dans le bois sain (Akre et Hansen, 2019 ; Hansen et Akre, 1985). Fowler et Parrish (1982) ont observé une augmentation des risques de bris par le vent des arbres occupés par des fourmis, un affaiblissement structurel qui est probablement applicable

aux poteaux également. De plus, la présence de fourmis apporte le risque de dommages secondaires, comme l'infiltration d'humidité et l'entrée d'organismes décomposeurs accélérant la dégradation des structures (Fowler et Parrish, 1982 ; Sanders, 1964 ; Shields *et al.*, 2000).

Le problème des fourmis dans les poteaux, bien qu'il soit très peu étudié, est documenté depuis plus de 100 ans (Snyder, 1911). Un sondage auprès de 261 compagnies de services utilisant des poteaux en Amérique du Nord en 1983 a noté des dommages de fourmis dans 1,4% des poteaux (Mankowski, 2002). Ce taux semble toutefois changer grandement selon l'emplacement avec 24% d'infestation pour une compagnie de l'état de New York en 1989 (Shields *et al.*, 2000). Pour cette même compagnie, 70% des poteaux remplacés en raison d'une perte d'intégrité structurelle étaient infestés par des fourmis et les coûts annuels associés à ces dommages atteignaient 4 à 11 millions de dollars (Shields *et al.*, 2000). Généralement, les fourmis s'infiltrent dans les structures en suivant des dommages préexistants causés par l'humidité, ce qui rend leur gestion assez simple ; il suffit de régler les problèmes d'humidité, par contre, dans les structures extérieures, comme les poteaux de transmission, les dommages d'humidité ne peuvent pas être facilement contrôlés, ce qui rend leur contrôle difficile (Shields *et al.*, 2000). Pour éliminer la colonie, il faut éliminer la reine, ce qui est compliqué par l'existence de nids satellites ; si le nid traité n'est pas le nid à couvain, il y a un risque qu'un nouveau nid satellite s'installe au même endroit éventuellement. Les colonies excavent perpétuellement de nouvelles galeries, donc plus le problème est repéré rapidement, plus les dommages sont minimisés. Shields *et al.* (2000) ont réalisé un modèle prévisionnel des dommages de fourmis sur les poteaux dans l'État de New York et ils estimaient de 1,5 à 7,2 millions de dollars le montant sauvé par l'application du modèle pour cibler plus efficacement les inspections et le traitement des poteaux. Au Québec, pour les poteaux gérés par Hydro-Québec, il y a eu 51 218 poteaux remplacés entre 2007 et 2021. Une proportion de 15.3% de ces poteaux a été remplacée en raison de dommages causés par les pics alors que 14.6% l'ont été à la suite des dommages de fourmis.

De plus, le Grand Pic est un facteur aggravant qui vient s'ajouter aux dommages causés par les fourmis, il s'agit du plus grand oiseau de la famille des picidés au Canada, retrouvé dans la plupart de nos forêts (Bull et Jackson, 1995). Principalement associé aux forêts matures, il est capable d'excaver de grands volumes de bois pour construire ses cavités de nidification et pour se nourrir (Bonar, 2001 ; Bull et Jackson, 1995 ; Bush *et al.*, 2009 ; Renken et Wiggers, 1993 ; Savignac *et al.*, 1996). C'est une espèce clé de voute, excavant chaque année des cavités pour nicher qui sont par la suite utilisées par une panoplie d'utilisateurs secondaires durant plusieurs années (Aubry et Raley, 2002 ; Bonar, 2000 ; Cadieux *et al.*, 2023, 2024 ;

Duncan, 2003). Il est aussi le plus important prédateur des fourmis charpentières (Sanders, 1964), ces dernières représentant la majorité des proies qu'il consomme (Beckwith et Bull, 1985 ; Dater, 1953 ; Raley et Aubry, 2006). Il peut causer des dommages aux poteaux en creusant ses cavités de nidification et ses excavations d'alimentation, ce phénomène est documenté un peu partout dans son aire de répartition et les dommages s'élèvent à plusieurs millions de dollars annuellement pour de nombreuses compagnies de distribution d'électricité et de télécommunication (Cadieux *et al.*, 2018 ; Stemmerman, 1988 ; Tupper *et al.*, 2011). Les fourmis vont non seulement endommager le poteau par elles-mêmes, mais elles vont également attirer le Grand Pic qui creuse d'énormes trous pour s'en alimenter, augmentant significativement les dommages.

Objectifs

Dans ce mémoire, nous cherchons à mieux comprendre comment les caractéristiques structurales des poteaux, de même que les facteurs écologiques, structurels et spatiaux qui influencent la présence de fourmis charpentières dans les poteaux de distribution d'électricité et de télécommunication en bois. En combinant un large jeu de données d'inspection des poteaux du réseau de distribution d'électricité d'Hydro-Québec avec des inventaires entomologiques spécifiques aux fourmis, notre démarche se situe à l'intersection de l'entomologie appliquée, de l'écologie du paysage et de la gestion des infrastructures. Notre objectif général est à la fois d'approfondir l'écologie de ces espèces et d'appuyer les efforts de gestion préventive auprès des organisations responsables d'infrastructures publiques. Nous visons à combler un manque de connaissances sur les circonstances menant ces insectes à exploiter les infrastructures humaines en explorant les conditions propices à leur établissement. Plus précisément, nous cherchons à identifier les facteurs environnementaux qui influencent leur occupation des poteaux à trois échelles spatiales complémentaires. À l'échelle du poteau, nous examinons des variables telles que l'âge, la circonférence, l'état de dégradation et l'exposition au soleil. À l'échelle locale au pourtour immédiat du poteau (jusqu'à 50 mètres du poteau), nous considérons les caractéristiques de l'environnementelles que le type de sol et le recouvrement végétal qui peuvent être propices aux fourmis. Enfin, à l'échelle du paysage soit à 1, nous évaluons l'effet du contexte territorial des lignes de distribution d'électricité (urbain, agricole, forestier) ainsi que la proximité le long des lignes des poteaux infestés pour tenir compte de la dynamique spatiale d'agrégation des colonisations par les fourmis. Cette approche multiscale permet de situer la colonisation des poteaux dans une perspective à la fois fine et territoriale, et d'évaluer la contribution relative de chaque échelle spatiale considérée à la probabilité d'infestation

des poteaux par les fourmis. Au-delà de l'objectif de comprendre les liens entre les facteurs explicatifs et l'occupation des poteaux par les fourmis, nous intégrons un objectif appliqué soit d'évaluer dans quelle mesure un modèle volontairement simplifié, basé sur des variables facilement accessibles sans inspection détaillée, peut se comparer à des modèles plus complexes et servir d'outil dans la priorisation de l'effort d'inspection sur les poteaux les plus à risque. Nous nous appuyons sur une collaboration étroite avec Hydro-Québec, qui nous a donné accès à une base de données unique regroupant plus de 1 700 000 inspections réalisées à l'échelle du Québec méridional. Nous avons enrichi cette base par des relevés de terrain effectués spécifiquement dans le cadre de ce projet sur une portion du territoire d'étude, afin de valider certaines informations institutionnelles et de documenter des variables locales non couvertes par les inspections de routine réalisées par Hydro-Québec. En adoptant cette approche intégrée, nous cherchons à produire des connaissances utiles tant pour la compréhension fondamentale des patrons de distribution des fourmis que pour le développement d'outils de prévision et d'intervention destinés aux gestionnaires des infrastructures de services publics qui sont à risque de dommages.

CHAPITRE 1

CARPENTER ANT USE OF WOODEN UTILITY POLES: INSIGHTS FROM INTEGRATING LARGE SCALE INSPECTIONS OF HYDRO UTILITY COMPANIES AND FINE SCALE ENTOMOLOGICAL FIELD INVESTIGATIONS

1.1 Abstract

Carpenter ant (*Camponotus* spp.) infestations in wooden utility poles pose economic and operational challenges, yet the ecological drivers behind pole selection remain only partially understood. Here, we evaluate two complementary datasets; extensive pole damage inspections from Québec's electricity provider (Hydro-Québec) and fine-scale entomological field data collected on carpenter ants for insights into the factors that drive ant presence on utility poles. We first validated Hydro's inspection accuracy using onsite checks of 95 poles, finding a 93.33% true positive rate but also noting that rapid intervention by Hydro's pest management teams can mask some active infestations by the time of reinspection. We then applied boosted regression tree (BRT) models to Hydro Québec's statewide dataset, focusing on six predictors: pole age, circumference, degradation, pole head condition, landscape, and a contagion index. Our results emphasize the primacy of pole level characteristics over broader landscape categories, with structural degradation, pole age, and circumference emerging as the strongest predictors of infestation. The contagion index consistently ranks among the top variables, indicating that colonies tend to cluster in proximity rather than dispersing uniformly. Survival analyses reveal that forested and agricultural areas exhibit faster infestation rates than dense urban zones, although in our BRT models these effects are modest compared to localized factors. We found that a minimal configuration using only pole age and circumference still achieves reasonable predictive performance with diminished explanatory power relative to the full model. Finally, a smaller field dataset highlights that sun exposure can further influence infestation likelihood, while coarsely measured ground cover variables prove less conclusive. Collectively, our findings provide a framework for identifying high risk poles by combining structural metrics and localized clustering effects. They also confirm the utility of large scale, systematically gathered inspection data for broad ecological analyses, suggesting that further refinement of local scale variables and more frequent surveys could deepen understanding of carpenter ant colony dynamics and inform targeted management strategies.

Key words: Carpenter ants, utility poles, structural degradation, habitat selection, colonization patterns, boosted regression trees (BRT), spatial clustering, inspection data, pest management, landscape ecology, microhabitat, wood nesting insects, predictive modeling

1.2 Introduction

Carpenter ants (*Camponotus* spp.) are ecologically significant insects recognized for their wood nesting behavior and widespread importance in forest ecosystems. Ants as a group represent a biomass greater than that of all wild mammals and birds combined (Schultheiss et al., 2022), acting as essential ecosystem engineers by accelerating wood decay, fostering microbial colonization, and enhancing nutrient cycling (Ulyshen, 2016). Carpenter ants build their nests by excavating timber, preferring wood that is softened or decayed by fungi, creating entrances for moisture and microbes (Akre et Hansen, 2019; Hansen et Akre, 2019). They can significantly shape the structure of deadwood habitats and influence broader ecological communities via predation, seed dispersal, mutualism, and other ecological interactions (Lach et al., 2009).

Despite their beneficial ecological roles, carpenter ants can be highly destructive pests when colonizing wooden structures, posing substantial economic and operational challenges (Hansen et Antonelli, 2005 ; Hansen et Klotz, 2005 ; Rust et Su, 2012). Wooden utility poles are particularly susceptible to infestation due to their long-term exposure to moisture, fungal decay, and mechanical wear, all conditions favoring ant colonization (Shields et al., 2000 ; Zabel et Morrell, 2020). Annually, carpenter ants costs millions of dollars in repairs, treatments and inspections on wooden structures in north America (Akre et Hansen, 2019 ; Ottesen et al., 2009 ; Rust et Su, 2012 ; Shields et al., 2000). Indoors, where ant presence is most noticeable, damages rarely affect the structural integrity of the structure, but outdoor their presence can go unnoticed and lead to extensive damage (Akre et Hansen, 2019 ; Fowler et Parrish, 1982 ; Hansen et Akre, 1985 ; Sanders, 1964).

Utility companies may routinely inspect poles to minimize infestation risks but the ecological drivers influencing pole selection by carpenter ants remain incompletely understood. Little is known regarding the relative importance of structural attributes (e.g., age, diameter, degradation) and landscape factors (e.g., urban versus forested environments) as predictors of infestation occurrences (Buczowski, 2011 ; Rust et Su, 2012 ; Shields et al., 2000). Additionally, carpenter ants exhibit polydomy, the maintenance of multiple interconnected nests, which likely increases localized colony impact, influencing infestation patterns and complicating management efforts (Buczowski, 2011 ; Debout et al., 2007). Previous research regarding distribution and nest selection of carpenter ants highlights microclimatic conditions such as moisture, temperature, and canopy openness as critical factors determining nesting preferences (Chen et al., 2002 ; Higgins et Lindgren, 2015). Such fine scale environmental parameters may interact with broader

landscape contexts, notably differences between urban, agricultural, and forested areas, potentially driving differential colonization rates.

Considering these factors, our study leverages two complementary datasets: extensive inspection records from a provincial electricity provider (Hydro-Québec, hereafter referred to as Hydro) and targeted field investigations to address four primary objectives. First, we validate the accuracy and reliability of ant detections by Hydro's inspections through our own independent reassessment of recently inspected poles. Secondly, we aim to measure the relative importance of an array of parameters at the pole scale, adjacent environment scale and landscape scale as predictors of carpenter ant presence in utility poles. We hypothesize that carpenter ant infestations are influenced by both pole specific characteristics and broader landscape context. At the pole scale, we predict that structural degradation and pole age significantly influence infestation likelihood due to carpenter ant preferences for structurally compromised, moisture damaged wood (Hansen et Klotz, 2005 ; Shields et al., 2000 ; Zabel et Morrell, 2020). At the landscape scale, we hypothesize that carpenter ant presence may differ across forested, agricultural, and urban areas, potentially reflecting variation in resource availability, colony connectivity, or microclimatic suitability. Poles in forested or agricultural areas could be more frequently used if these environments support larger source populations or more favorable dispersal conditions. Conversely, in urban settings where natural nesting substrates are scarce, poles may act as substitute habitats. Additionally, we explicitly explore an array of fine scale environmental factors (e.g., sunlight exposure and local vegetation) that may modulate infestation risk by directly affecting thermal and moisture conditions as well as food availability essential for successful colony establishment and brood development. Third, we test the effectiveness of a simplified predictive model relying solely on readily accessible variables that don't require inspections (pole age and circumference), potentially facilitating practical management applications by utility providers. Finally, we employ survival analyses to further explore infestation dynamics across landscape categories. By integrating extensive inspection data with detailed ecological field observations, our study aims to clarify the relative importance of structural versus ecological factors underlying carpenter ant infestations in utility poles. Ultimately, these insights should enhance both practical pest management strategies and fundamental ecological understanding of carpenter ant colonization processes.

1.3 Materials and methods

1.3.1 Study area and sampling strategy

We examined factors influencing ant infestations on utility poles and validated inspection data from Hydro using two distinct datasets. For the first dataset, we collected field data within a 75 km radius of Montreal, spanning the sugar maple-hickory bioclimatic subdomain and extending northward into the sugar maple-yellow birch and sugar maple-basswood subdomains (ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2023). Climate data for Montreal indicate an average annual temperature of 6.8°C, 1000.3 mm of precipitation, and wind speeds of 14.4 km/h (Environnement et Changement climatique Canada, 2013).

Between May and July 2023, we surveyed over 1,700 poles, inspecting all with visible signs of ants and randomly selecting a subset of poles without visible signs for balance. This sampling resulted in 295 poles with no signs of infestation and 249 poles exhibiting clues indicative of past or current ant presence. We distributed the sampling effort across agricultural, urban, and forested landscapes to capture variability in environmental factors influencing infestation. We prioritized poles not inspected by Hydro Québec for at least five years to minimize the confounding effects of recent ant treatments. Additionally, we revisited some recently inspected poles to assess the accuracy of Hydro's reports. Note that this field survey was designed primarily to complement and validate the much larger Hydro dataset, while also testing a few specific environmental parameters in greater detail. All encountered *Camponotus* species were identified, and a complete list is provided in the appendix (Appendix A). It should be noted that these individuals were not necessarily associated with an active colony within the pole but rather observed on the surface. All *Camponotus nearcticus* individuals were merely seen walking on the pole, with no evidence of nesting activity at ground level.

To validate the accuracy of Hydro's ant detection reports prior to further analysis, we compared our findings with theirs on a subset of 95 poles from 544 poles we inspected. These inspections were targeted at poles that Hydro identified as hosting ant colonies and had taken place within one to two weeks after Hydro's assessments, aiming to observe potential colonies before any post-inspection intervention occurred. Hydro's intervention occurs in the weeks following the initial inspection and involves drilling access holes at the base of the pole, probing them for internal voids and then injecting a borate based formulation (Can-Bor; disodium octaborate tetrahydrate, prepared on site by dissolving approximately 635 g of powder into ~4 L of hot water) and a foaming agent before sealing the holes with removable plugs. Such treatments can rapidly suppress colony activity and signs of active infestation by the time of reinspection. Since some

poles had already been treated by Hydro before our own inspection, we assessed both signs of active colonies and evidence of past infestations. This approach allowed us to verify the initial ant infestation claims. The reliability of predictive models depends not only on statistical methods but also on the quality and systematic nature of data collection. Rigorous field validation of presence-absence records is essential to improving model accuracy and reducing bias (Elith et al., 2020 ; Manel et al., 2001).

The second dataset, obtained from Hydro Québec, included inspection records from 2007 to 2023 across Quebec. Initially encompassing over 1.7 million records, we refined this dataset by retaining all instances of confirmed ant presence and randomly sampling records without infestations, resulting in a subset of 86,184 poles. This final sample included 6,921 poles with confirmed infestations and 79,263 poles without infestations. The dataset spans southern Quebec, covering bioclimatic subdomains of the northern temperate zone, such as sugar maple-hickory, sugar maple-basswood, sugar maple-yellow birch, and yellow birch-fir subdomains (Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, 2023). It also extends into parts of the boreal zone, including the white birch-fir and black spruce-moss subdomains. Large scale presence-absence datasets such as this one provide a powerful foundation for modeling species distributions, allowing for a more accurate identification of key drivers compared to presence only data (Elith et al., 2020 ; Manel et al., 2001).

1.3.2 Data collection

We conducted field data collection by assessing vegetation, sun exposure, ground cover, and ant activity around each utility pole from our own survey in circular plots of 50 m radii at three distance intervals of 0-5 m, 5- 25 m, and 25-50 m. Vegetation, including herbaceous and shrubby plants as well as dead wood, was visually estimated for coverage and categorized as "none," "sparse," "moderate," "dense," or "widespread," with corresponding weights of 0 to 4. We measured distances in three intervals—0-5 m, 5- 25 m, and 25-50 m—and assigned weights of 3, 2, and 1. For each pole, we calculated an index by multiplying coverage and distance weights and summing the results across all intervals to reflect the assumption that closer resources are more accessible and thus more influential in shaping ant activity and nesting behavior. This weighting scheme was based on ecological reasoning rather than direct empirical calibration: although foraging ranges can extend beyond several tens of meters, most activity tends to concentrate near the nest according to the central foraging theory. This theory, based on energy expenditures, states that the greater the distance the ant travels from the nest to a food patch, the more selective she should be (Hölldobler et Wilson, 1990). However, we acknowledge that foraging distances

and spatial responses to habitat structure vary across species and contexts and our weighting scheme should be interpreted as a pragmatic approximation rather than a species-specific behavioral model. Using the Sun & Shade Analyzer (SASHA) mobile app (Hook Mountain Software Development, Inc.), we assessed sun exposure at the base of each pole. The app employed GPS coordinates and the phone camera to trace the sun's path and calculate average yearly sun exposure in hours per day while accounting for obstacles causing shading. We recorded ground conditions within a 3-meter radius of each pole, categorizing surface types as "urban" (cement, asphalt, sand, or gravel without dirt), "urban dirt" (a mix of dirt and urban materials), or "wild dirt" (pure dirt). Ground cover was classified as wild vegetation, grass, none, or a combination of vegetation and grass.

Ant detection involved detailed inspections of utility poles to identify activity signs, such as ants entering or exiting cracks, visible galleries, and wood powder from excavation. We used flashlights and small hooks to clear debris for a thorough examination of galleries. For poles drilled by Hydro Québec during treatments, we employed industrial endoscopic cameras to inspect the pole's interior. Field data were recorded and managed using KoboToolBox (Kobo, Cambridge, Massachusetts, USA), a nonprofit data recording application. Encountered ants were sampled for identification (ANNEXE A).

Hydro's inspection methods included assessments of surface degradation and pole head conditions. Surface degradation was categorized into six conditions: "none," "burned," "delaminated," "crumbling," and "cracked," with cracks requiring minimum dimensions of 1 m in length, 1 cm in width, and 1 cm in depth. Detailed inspections of pole heads included binocular aided observations of cracks, material loss, mold, and sapwood weakening, with guidelines ensuring consistency in evaluating degradation levels. The circumference was measured at the base of the pole.

We classified landscape categories using 1 km² grid cells based on forested, urban, and agricultural area proportions from Quebec's public digital forest cover maps. Each cell was characterized using land cover proportions extracted from a 2 by 2 kilometers window surrounding the grid cell, ensuring that poles located near cell boundaries were still associated with representative environmental data. In short, every pole in each 1km² cell had the same category, but the category of that cell was defined from a bigger 4km² cell. Uninhabited forests were defined as cells with over 75% forest coverage and no urban areas, while inhabited forests had the same forest coverage but included urban areas. Wooded rural areas contained 60%-75% forest coverage, urban areas had less than 60% forest coverage and under 40% agricultural

coverage, and agricultural areas had over 40% agricultural coverage. To evaluate infestation patterns, we developed a contagion index by identifying the ten closest poles to every pole based on geographic coordinates and counted how many of them showed confirmed carpenter ant presence, creating an index ranging from 0 to 10. We chose a fixed number of neighbors rather than a distance-based approach because of the highly varying pole density and distribution pattern of poles.

1.3.3 Statistical analysis

We conducted all statistical analyses, including spatial data manipulation and validation assessments, using R version 4.3.1 and RStudio Build 375. Geographic data management and spatial joins were performed in QGIS 3.30.

1.3.3.1 Boosted regression tree analysis

We used Boosted Regression Tree (BRT) models to evaluate factors influencing ant presence on utility poles, integrating data from both Hydro Québec and our independent field surveys. BRT models were selected due to their effectiveness in handling nonlinear relationships and interactions among predictors, making them ideal for ecological applications (Elith et al., 2008). Data preparation and analysis leveraged several R packages, including ggplot2, dplyr, gbm, and dismo, which facilitated data manipulation, model fitting, and visualizations.

Although we initially considered a broader range of parameters, the final models focused on six key predictors: pole age, circumference, degradation of the pole head, surface degradation, landscape, and contagion index. The wood essence variable was removed because nearly all poles were made of red pine or jack pine, with occasional use of other pine species. The only markedly different species was cedar, which is used almost exclusively in environmentally sensitive areas such as wetlands to reduce chemical leaching risks (because cedar is more naturally resistant to mold so it can be used without treatment). This restricted use introduced a confounding effect, making it difficult to separate the influence of wood species from that of site conditions. The treatment type (the poles are treated with wood preservative) was excluded because a change in the preservative used occurred at a specific time, resulting in near complete relation between treatment and age. We also initially considered pole height, but it was strongly correlated to circumference, and we considered circumference more ecologically relevant to ants than height.

We developed four primary BRT models to assess how different combinations of predictors affected performance and residual variance. Because our response variable was presence–absence, we employed a binomial (“Bernoulli”) error distribution with a logit link, effectively treating the model as a form of logistic regression. The Main Model included all six key predictors: pole age, circumference, degradation of the pole head, surface degradation, landscape, and contagion index. The second model excluded the degradation metrics, while the third excluded age. The fourth model, a minimal configuration, included only pole age and circumference. Each BRT model was set with a tree complexity of 2, a learning rate of 0.003, and a bag fraction of 0.4. To ensure robustness, we employed a 5-fold cross validation procedure. A fifth BRT model was constructed using independent field data collected during our inspections. This model incorporated the additional parameters we measured that were unavailable in Hydro’s data. Using the same analytical framework, this field-based model allowed for direct comparisons with the large-scale models using Hydro Québec’s whole dataset, enabling validation of prediction consistency and assessment of the impact of field specific variables on model performance.

1.3.3.2 Kaplan-Meier survival analysis

We used Kaplan-Meier survival curves to investigate the relationship between landscape and ant presence, comparing the age of the pole at the time of infestation across different landscape categories (Muenchow, 1986). By analyzing the survival probability of utility poles in agricultural, inhabited forest, uninhabited Forest, wooded rural, urban, and dense urban landscapes, we assessed how landscape context influences the likelihood of ant infestation over time. We defined survival time as the age of the pole and treated the confirmed presence of ants as the event of interest. Using the Kaplan-Meier estimator, we calculated survival functions stratified by landscape categories. To statistically evaluate differences in survival curves, we performed a log rank test, determining whether the landscape significantly affects the time to ant infestation.

1.4 Results

1.4.1 Hydro-Québec inspection data validation

We revisited 95 poles recently inspected by Hydro. Of the 15 poles flagged as having confirmed ant presence, we corroborated 14 during our field inspections. However, 25 poles classified as "No ants" by Hydro showed signs of past or present ant infestation upon further investigation. These findings revealed a false positive rate of 6.66% and a false negative rate of 31.25%, as summarized in Table 1.1

1.4.2 Correlation analysis

We constructed a correlation matrix (Figure 1.1) to guide variable selection for the BRT analysis, focusing on the six main predictors: contagion index, pole age, circumference, degradation of the pole head, surface degradation, and landscape. This analysis identified a moderate positive correlation between pole age and degradation of the pole head ($r = 0.38$) and surface degradation ($r = 0.33$), indicating some overlap in the information these variables provide. Minor correlations were observed between circumference and both landscape ($r = 0.12$) and pole age ($r = -0.14$), while other variables showed low or negligible correlations. Despite the moderate correlation between pole age and degradation, we retained both variables in the main model to evaluate their potential to provide complementary information.

1.4.3 Hydro data BRT models

1.4.3.1 Model performance comparisons

We developed four distinct BRT models to evaluate the impact of different combinations of predictors on model performance (Table 1.2). The Main model included all six predictors for a comprehensive analysis. The Excluding Degradation model removed degradation of the pole head and surface degradation to isolate their specific contributions, while the Excluding Age model omitted pole age. We specifically focused on degradation and age due to the observed correlation between these variables, aiming to evaluate their complementarity. Finally, the Minimal model, which included only pole age and circumference, tested the feasibility of a predictive approach based solely on historical, non inspection data.

1.4.3.2 Main model results

We found that the Main model, which included all six predictors, delivered the highest predictive performance, achieving a cross validated AUC score of 0.821 and a CV correlation of 0.425 (Table 1.2).

Variable importance analysis (Figure 1.2) showed that the contagion index was the most influential predictor, contributing 33% of the model's explanatory power. Degradation of the pole head, surface degradation, pole age, and circumference each showed similar levels of importance, ranging between 17.6% and 13.1%, while landscape had the lowest impact at 5.8% (Figure 2).

Partial dependence plots (Figure 2) illustrated how each predictor influenced the odds of ant presence. For the contagion index, we observed a sharp increase in odds as the number of neighboring infested poles rose. Pole age, circumference, and degradation of the pole head showed steady increases in odds ratios across their ranges, indicating consistent associations with ant presence. Surface degradation was strongly associated with specific damage types, particularly surface crumbling and cracks. Landscape categories exhibited a relatively flat effect, though not negligible; dense urban areas showed the lowest infestation risk, while agricultural areas had the highest.

1.4.3.3 Assessing the complementarity of age and degradation

We developed two models to evaluate the necessity of including both pole age and degradation, given their observed correlation. When we excluded degradation, the CV AUC score dropped from 0.821 to 0.788, and the CV correlation decreased from 0.425 to 0.376 (Table 1.2). Similarly, excluding pole age resulted in a CV AUC score of 0.797 and a CV correlation of 0.41.

Although performance metrics declined in both cases, the variable importance (Figures 1.3 and 1.4) remained consistent with the Main model. The relative importance of the remaining variable (either pole age or degradation) increased, pushing circumference further behind compared with the Main model. The partial dependence curves retained their shapes, indicating stability in the modeled relationships.

These findings suggest that while pole age and degradation are partially redundant, they provide complementary information that enhances overall predictive accuracy. For example, degradation captured detailed aspects of pole condition, while age likely served as a proxy for time dependent processes influencing infestation risk.

1.4.3.4 Minimal model

We developed the Minimal Model, including only pole characteristics of age and circumference, to evaluate the potential of a predictive model based solely on readily accessible data, bypassing the need

for inspection explanatory variables. Although its performance was significantly lower than that of the Main model, with a cross validated AUC of 0.743 and a CV correlation of 0.270, the Minimal Model still demonstrated reasonable predictive power (Table 1.2).

The partial dependence curves aligned closely with those of the Main model (Figure 1.5), and the relative importance of the predictors remained consistent, with pole age contributing 60% and circumference 40%. These results further confirm the stability of predictor influence patterns despite the reduced model complexity.

1.4.4 Survival curve

We found significant differences in the probability of ant infestations across the six landscape categories using the log rank test ($p < 0.0001$). Survival probability, representing the likelihood of a pole remaining uninfected, decreased with increasing pole age across all categories, although the rate of decline varied slightly among landscapes (Figure 1.6). Poles in dense urban areas exhibited the best survival rates, with flatter curves indicating a longer time until infestation. In contrast, poles in uninhabited forests showed the steepest decline in survival probability, reflecting higher infestation risks. Wooded rural, inhabited forest, urban, and agricultural areas displayed intermediate survival patterns, with urban environments showing the slowest decline and inhabited forests the fastest among these four categories.

1.4.5 Field data model results

We developed the fifth BRT model using independent field data to validate the findings from the Hydro-based models while incorporating additional parameters unavailable in Hydro's dataset. Although this field-based model had a lower performance, with a significantly higher mean total deviance (1.295 vs. 0.559) and residual deviance (0.840 vs. 0.437), it still demonstrated strong predictive power with a cross validated AUC score of 0.888 and a CV correlation of 0.531 (SE: 0.034) (Table 1.3).

The key predictors highlighted in the field data model closely aligned with those highlighted in the Main model. Pole age, circumference, degradation of the pole head, and surface degradation consistently emerged as influential predictors, emphasizing their importance in predicting ant presence (Figure 1.7). The model revealed a threshold for sunlight exposure at around 7.5 hours per day, beyond which the odds of encountering ants decreased significantly. Additionally, the inclusion of sunlight exposure proved to be a strong predictor, significantly enhancing the model's explanatory power.

In contrast, other parameters from the field dataset, such as herbaceous, shrubby, and dead wood coverage indexes, along with ground type and ground cover categories, contributed minimally and did not improve the model's performance. The partial dependence curves (Figure 1.7) roughly mirrored those of the Main model, with one notable difference: a positive association with surface burn observed in the field data model.

1.5 Discussion

1.5.1 Inspection accuracy

Based on our own field validation, Hydro Québec's inspection program displayed a true positive accuracy rate of 93.33% in detecting active ant colonies, indicating that poles identified as infested by inspectors almost always exhibited signs of ongoing ant activity at the time of inspection. In contrast, we recorded a relatively high false negative rate of 31.25%. This discrepancy is most likely attributable to the timing of our field surveys, which were sometimes (despite our best efforts) conducted after Hydro-Québec had already applied pest management treatments to the flagged poles. Once a pole is identified as infested by Hydro, they rapidly implement control measures that can eliminate active colonies and thus remove most visible signs of infestation before we do our own inspection. Knowing this, we decided not to limit our observations to evidence of active colonies but also documented residual indicators of past colony occupation, such as visible ant galleries. These indicators may reflect infestations that were present prior to Hydro-Québec's inspection or colonies that had relocated or collapsed for reasons unrelated to treatment, potentially well before the inspection occurred. Such approach meant that we sometimes detected past infestations signs where Hydro did not observe an active colony, creating the false negatives. While we understand that our validation of Hydro accuracy at detecting ants is not perfect and that there is a non-negligible amount of variance implied by this flaw, we estimated that their inspections were accurate enough to be used in our scientific analysis.

From a broader ecological perspective, Hydro Québec's dataset proves useful beyond operational pest control. Because inspections span a large geographic region under standardized protocols, the compiled poles can be used to highlight recurring hotspots and potential macro scale shifts in carpenter ant distribution that single site or short-term projects rarely capture. Although we supplemented Hydro Québec's records with our own field data to validate inspection accuracy, the core analyses primarily involved integrating Hydro's poles with publicly available landscape information. This approach further

enabled us to examine how pole level factors and broader environmental variables coincide with infestation risk at a scale often unreachable in more local-scale studies.

1.5.2 Predictive models

Predictive modeling underscored two main dimensions of carpenter ant infestation risks: localized clustering, as captured by our contagion index, and pole-specific factors that decisively influence colony establishment. The contagion index consistently ranked among the top predictors, revealing that new infestations frequently emerge near existing ones instead of dispersing uniformly across the landscape. This clustering could stem from polydomy, where single colonies occupy multiple, interconnected nests (Debout et al., 2007). In such systems, individual satellite nests may be linked by shared foraging trails and can collectively exploit nearby resources, increasing colony robustness. Satellite nests can reduce congestion in the original nest while offering new foraging routes, effectively concentrating infestation events among closely spaced poles (or trees) that share similar vulnerabilities. While in forested and suburban contexts, short colony dispersal distances and the presence of structurally similar poles likely facilitate the establishment of additional nests within the same local area (Buczowski, 2011). Even minor variations in pole condition such as cracks or early signs of decay could become focal points for subsequent colonies if one nest is already thriving nearby, transforming isolated infestations into hot spots where clustering magnifies overall impact. In addition, we must also acknowledge that nearby poles are often installed as part of the same batch (poles of same age) and may share key structural characteristics. This raises the possibility that the observed spatial clustering could, at least in part, reflect pole age and structural similarity superimposed to - true ant behavioral contagion. Nonetheless, because our partial dependence plots control the covariates, the consistently strong effect of the contagion index suggests that proximity itself has an additional influence, supporting the hypothesis that polydomous expansion or short-range dispersal contributes to infestation dynamics.

The proximity of infested poles is, however, not the only possible contributor to localized clustering. The immediate environment surrounding a pole must also play a role, whether through suitable microclimates, moisture regimes, or resource availability that supports multiple nests (from either a single or multiple colonies). Our results indicate that on a local spatial scale surrounding individual poles, factors such as soil composition, density of woody debris, or partial shade could facilitate or inhibit the expansion of ants from one pole to another. These local habitat features may interact with polydomous colony structure, reinforcing the spatial clustering observed. Although our analysis primarily highlighted pole level

vulnerabilities and failed to pinpoint relevant small-scale factors, other research suggests that specific arrangements of nearby nesting sites, microclimate gradients and microenvironment characteristics can shape ant communities' dispersal and structures (McGlynn et al., 2004; Segev et al., 2015). In this sense, the importance of our contagion index as a predictor, while possibly indicative of polydomy, might also signal that small-scale environmental conditions influence how quickly colonies proliferate within a localized cluster of poles.

The central finding in our analysis was the predominant influence of pole scale factors; degradation, age, and circumference in determining where carpenter ants establish nests. Structural degradation in the form of cracks, crumbling, or delamination could influence infestation probability by lowering the barrier to colony formation by creating immediate entry points and partially pre excavated cavities (Fowler et Parrish, 1982). These openings may reduce the ants' energetic costs of tunneling, especially if the damaged wood is easier to chew or already offers sheltered microhabitats. Advanced degradation could also foster conditions that shield ants from temperature extremes, moisture retained in deeper crevices may buffer internal temperatures and stabilize humidity levels (Kadochová et al., 2017). Although, other studies have shown that, in the wild, colonies seem to prefer less degraded wood that offers better protection against predators (Hansen et Klotz, 2005; Higgins et Lindgren, 2012). It is likely that even the most degraded utility poles are far from being as degraded as the average down wood in a natural setting, meaning that even the most degraded poles are still sound enough for the ants, leading to this somewhat contradictory observation. It is no surprise that pole age magnifies these effects. As older poles undergo repeated cycles of wear and tear, fungal or bacterial decomposers can infiltrate the wood, incrementally softening its interior to the point where nest excavation by ants becomes more efficient (Hansen et Akre, 1985). Over time, weakening renders aging poles increasingly attractive for colony establishment. Another straightforward explanation is that older poles have simply had more opportunities for ants to settle, given that colonies can persist for decades (Sanders, 1964). Additionally, older poles may harbor abandoned galleries or partially excavated tunnels from previous infestations, which can be reclaimed by new ants, further escalating the likelihood of infestation. In this sense, pole age might serve as a proxy for the cumulative impacts of microbial decay, mechanical damage, and extended ecological colonization patterns, each episode incrementally enhancing the wood's suitability for carpenter ants.

Pole circumference also emerged as a strong predictor of ant presence, potentially a preference for thicker wood by the ants due to several potential ecological advantages. Poles with a higher circumference may

provide better thermal insulation, providing a buffer against temperature and humidity fluctuations or extreme that might disrupt brood development. It is also plausible that thicker poles provide a better structural protection against predators such as the Pileated Woodpecker, by requiring more effort for excavation. Also, the types of surface damages on large pole might be different than smaller poles, with deeper cracks and voids further facilitating colony establishment.

Our finer-scale field model, which incorporated direct environmental measurements, reinforced these findings by confirming that pole age, circumference, and structural degradation remained the strongest infestation predictors. It brought another observation, by showing sun exposure as a key factor, with poles receiving more than approximately 7.5 hours of direct sunlight per day proving less likely to host colonies. Considering that in natural environment, carpenter ants have been shown to prefer open canopies (Chen et al., 2002 ; Fowler et Parrish, 1982 ; Higgins et al., 2017 ; Higgins et Lindgren, 2006, 2012, 2015) is it possible that similarly with what we observed with pole degradation, the average pole is exposed to a lot of sunlight compared to the average natural tree, meaning that most of them provided a suitable amount of sunlight, but some of them are just too exposed and dry for the ants.

By contrast, other microhabitat features, such as differences in shrubby vs. herbaceous ground cover or nearby deadwood, did not exhibit strong predictive power. This could reflect limitations in our measurement methods, or it may indicate that more nuanced microhabitat factors such as soil texture, canopy openness, or fine scale moisture gradients play a greater role than our categorical classifications could capture.

While our primary focus was on the comprehensive BRT models that incorporated multiple environmental and structural predictors, we also evaluated the performance of a minimal model containing only pole age and circumference. This simplified approach, while achieving a lower predictive accuracy than the full model (CV AUC: 0.743 vs. 0.821), still demonstrated reasonable predictive power. This result suggests that a basic inspection free model relying on archival records alone may still be useful for prioritizing poles at higher risk of infestation. The diminished explanatory power, however, underscores the importance of structural degradation metrics and local clustering effects. Given that utility companies often operate under financial constraints, such a model could provide an efficient screening tool for preliminary risk assessments, helping to focus more detailed inspections on poles most likely to require intervention.

Although our primary focus was on pole specific factors, broad scale landscape differences also emerged in our survival analysis, which showed that forested and agricultural zones experienced faster pole infestations than dense urban areas. This pattern aligns with the known tendency of carpenter ants to thrive in environments with abundant woody resources and relatively undisturbed foraging grounds. While this analysis emphasized that landscape type influenced infestation rates, our BRT models revealed that the landscape context had a relatively modest effect compared to pole level predictors. Specifically, landscape accounted for only 5.8% of relative importance in the full BRT model, significantly lower than predictors such as degradation, age, and the contagion index. This suggests that while forested and agricultural areas may facilitate higher infestation rates over time, the specific structural characteristics of individual poles remain the dominant drivers for carpenter ant presence. This observation also suggests that poles are not simply substitution or second choice nesting spots for the ants in case of a lack of more appropriate resources, but that they may represent proper high-quality choices that rival what is found in the surrounding natural environment. The weaker influence of landscape in the BRT models could also stem from the limited resolution of categorical landscape classifications, which may fail to capture fine-resolution habitat variables. Future studies incorporating higher resolution landscape data (e.g., LiDAR derived canopy cover, moisture gradients, or fine scale vegetation indices) could further clarify the interactions between landscape context and pole vulnerability.

Taken together, these results highlight how carpenter ant colonization patterns arise from a combination of localized clustering, pole level characteristics, and, to a lesser extent, broader landscape contexts. While landscape-scale patterns set the general stage for infestation likelihood, finer-scale variables remain the primary determinants of where colonies establish and persist. Despite the robust insights gained from our integration of Hydro's inspection records and field data, a few limitations warrant consideration. First, the local-scale environmental measurements we collected, such as shrubby versus herbaceous ground cover, did not produce conclusive results, likely because our categorical methods of measurement overlooked finer microhabitat nuances or were simply too broad. Future work could implement more precise and continuous measurements of microclimate and vegetation structure or refine sampling to capture subtle environmental gradients more accurately. Additionally, although Hydro's dataset facilitated extensive regional modeling, its decennial inspection cycle inevitably leaves certain infestation events unrecorded, particularly those occurring in the interim between surveys. More frequent inspections or supplemental monitoring initiatives might address these temporal gaps and better capture transient colony expansions. Lastly, our present analysis only scratches the surface of Hydro's extensive utility poles network; further

exploration of long-term temporal patterns, colony persistence, and spatial structuring could deepen our understanding of both the ecological and operational aspects of carpenter ant infestations.

Our findings emphasize that the structural condition of poles remains a dominant factor. The focus on structural vulnerability, augmented by localized clustering effects, provides a practical roadmap for managers aiming to detect and mitigate high risk utility poles, thereby reducing costly damage and service interruptions. At the same time, the robust and geographically extensive dataset collected through Hydro Québec's inspections holds considerable value for ecological research, offering a unique window of opportunity into how ants respond to changing environmental conditions over large spatial and temporal scales. By incorporating refined small scale environmental data and more frequent survey intervals, future efforts could enhance both the predictive power of infestation models and our broader understanding of colony dynamics in natural, semi natural and anthropogenic landscapes. Such an integrative approach would benefit pest control programs and contribute to fundamental insights into carpenter ant ecology.

1.5.3 Management implications for inspection protocols

Our results have clear operational implications for improving utility-pole inspection protocols, because they identify where risk is concentrated and which information is most actionable. First, the strong effect of the contagion index indicates that infestations are spatially clustered rather than uniformly distributed, meaning that a confirmed detection should be treated as a local "hotspot" signal, not an isolated event. Whether this aggregation reflects biological processes (e.g., short-range dispersal and polydomy with satellite nests) or shared local conditions and pole cohorts (similar installation period and condition), the management implication is the same: once ants are detected, inspection effort is likely to be more efficient if it is immediately expanded to nearby poles. Second, although the landscape context had modest relative importance in the BRT, the survival analysis showed faster time-to-infestation in forested and agricultural settings than in dense urban areas, suggesting that inspection intensity can be adjusted by broad context without replacing pole-level triage: at equal effort, shorter inspection cycles may be justified in landscapes with faster colonization dynamics, while denser urban sectors could remain on longer cycles unless local clustering or high structural vulnerability is present. Taken together, a protocol that combines screening by pole vulnerability, a clustering-triggered neighborhood response, and landscape-informed allocation of inspection frequency offers good insight to improve detection efficiency and target interventions where they are most likely to prevent costly pole deterioration.

1.6 References

Akre, R. D. et Hansen, L. D. (2019). Management of carpenter ants. Dans *Applied myrmecology* (p. 693-700). CRC Press.

Buczowski, G. (2011). Suburban sprawl: environmental features affect colony social and spatial structure in the black carpenter ant, *Camponotus pennsylvanicus*. *Ecological Entomology*, 36(1), 62-71.

Chen, Y., Hansen, L. D. et Brown, J. J. (2002). Nesting Sites of the Carpenter Ant, *Camponotus vicinus* (Mayr) (Hymenoptera: Formicidae) in Northern Idaho. *Environmental Entomology*, 31(6), 1037-1042. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-31.6.1037>

Debout, G., Schatz, B., Elias, M. et McKey, D. (2007). Polydomy in ants: what we know, what we think we know, and what remains to be done. *Biological Journal of the Linnean Society*, 90(2), 319-348.

Elith, J., Graham, C., Valavi, R., Abegg, M., Bruce, C., Ford, A., Guisan, A., Hijmans, R., Huettmann, F., Lohmann, L., Loiselle, B., Moritz, C., Overton, J., Peterson, A., Phillips, S., Richardson, K., Williams, S., Wiser, S., Wohlgemuth, T. et Zimmermann, N. (2020). Presence-only and Presence-absence Data for Comparing Species Distribution Modeling Methods. *Biodiversity Informatics*, 15, 69-80. <https://doi.org/10.17161/bi.v15i2.13384>

Elith, J., Leathwick, J. R. et Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 802-813. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x>

Environnement et Changement climatique Canada. (2013, 25 septembre). Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010 - Climat - Environnement et Changement climatique Canada. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html

Fowler, H. G. et Parrish, M. D. (1982). Urban Shade Trees and Carpenter Ants. *Arboriculture & Urban Forestry*, 8(11), 281-284. <https://doi.org/10.48044/jauf.1982.064>

Hansen, L. D. et Akre, R. D. (1985). Biology of carpenter ants in Washington State (Hymenoptera: Formicidae: *Camponotus*). *Melanderia*, 43, 1-61.

Hansen, L. D. et Akre, R. D. (2019). Biology of carpenter ants. Dans *Applied Myrmecology* (p. 274-280). CRC Press.

Hansen, L. D. et Antonelli, A. L. (2005). *Carpenter ants: their biology and control*. Cooperative Extension, College of Agriculture and Home Economics, Washington

Hansen, L. D. et Klotz, J. H. (2005). *Carpenter ants of the United States and Canada*. Cornell University Press.

Higgins, R. J., Gillingham, M. G. et Lindgren, B. S. (2017). Critical Habitat Elements, with an Emphasis on Coarse Woody Debris, Associated with Ant Presence or Absence in the Moist Cold Sub-Boreal Forests of the Interior of British Columbia. *Forests*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/f8040129>

Higgins, R. J. et Lindgren, B. S. (2006). The fine scale physical attributes of coarse woody debris and effects of surrounding stand structure on its utilization by ants (Hymenoptera: Formicidae) in British Columbia, Canada. Dans S. J. Grove et J. L. Hanula (dir.), *Insect biodiversity and dead wood: Proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology* (p. 67-74). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.

Higgins, R. J. et Lindgren, B. S. (2012). The effect of manipulated shading on the colony abundance of two species of ants, *Formica aserva* and *Leptothorax muscorum*, in dead wood. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 143(3), 292-300. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2012.01263.x>

Higgins, R. J. et Lindgren, B. S. (2015). Seral changes in ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in the sub-boreal forests of British Columbia. *Insect Conservation and Diversity*, 8(4), 337-347. <https://doi.org/10.1111/icad.12112>

Hölldobler, B., Bert Hölldobler, E. O. W., Hölldobler, R. J. C. S. I. R. U. P. L. S. R. P. B., Wilson, E. O., Wilson, H. C. E. U. R. P. E. E. O. et Holldobler, F. P. B. B. (1990). *The Ants*. Belknap Press of Harvard University Press. <https://books.google.ca/books?id=R-7TaridBX0C>

Kadochová, S., Frouz, J. et Roces, F. (2017). Sun Basking in Red Wood Ants *Formica polyctena* (Hymenoptera, Formicidae): Individual Behaviour and Temperature-Dependent Respiration Rates. *PLOS ONE*, 12, e0170570. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170570>

Lach, L., Parr, C. et Abbott, K. (dir.). (2009). *Ant Ecology*. Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199544639.001.0001>

Manel, S., Williams, H. C. et Ormerod, S. j. (2001). Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38(5), 921-931.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00647.x>

McGlynn, T. P., Carr, R. A., Carson, J. H. et Buma, J. (2004). Frequent nest relocation in the ant *Aphaenogaster araneoides*: resources, competition, and natural enemies. *Oikos*, 106(3), 611-621.
<https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13135.x>

Ministère des Ressources naturelles et des Forêts. (2023). Carte écoforestière à jour - Données Québec.
<https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/carte-ecoforestiere-avec-perturbations>

Muenchow, G. (1986). Ecological Use of Failure Time Analysis. *Ecology*, 67(1), 246-250.
<https://doi.org/10.2307/1938524>

Ottesen, P. S., Birkemoe, T. et Aak, A. (2009). Tracing carpenter ants (*Camponotus* sp.) in buildings with radioactive iodine 131I. *International Journal of Pest Management*, 55(1), 45-49.
<https://doi.org/10.1080/09670870802450250>

Rust, M. K. et Su, N.-Y. (2012). Managing Social Insects of Urban Importance. *Annual Review of Entomology*, 57(1), 355-375. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120710-100634>

Sanders, C. J. (1964). The Biology of Carpenter Ants in New Brunswick. *The Canadian Entomologist*, 96(6), 894-909. <https://doi.org/10.4039/Ent96894-6>

Schultheiss, P., Nooten, S. S., Wang, R., Wong, M. K. L., Brassard, F. et Guénard, B. (2022). The abundance, biomass, and distribution of ants on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(40), e2201550119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2201550119>

Segev, U., Kigel, J., Lubin, Y. et Tielbörger, K. (2015). Ant Abundance along a Productivity Gradient: Addressing Two Conflicting Hypotheses. PLOS ONE, 10(7), e0131314. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131314>

Shields, E. J., Jacobs-Lorena, V. Y., Blagen, M. et Testa, A. M. (2000). Economic impact of carpenter ants, *Camponotus* spp., control on utility poles. *American Entomologist*, 46(1), 50-55.

Ulyshen, M. D. (2016). Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews*, 91(1), 70-85. <https://doi.org/10.1111/brv.12158>

Zabel, R. A. et Morrell, J. J. (2020). Wood deterioration agents. Dans *Wood Microbiology* (p. 19-54). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819465-2.00002-4>

1.7 Figures and tables

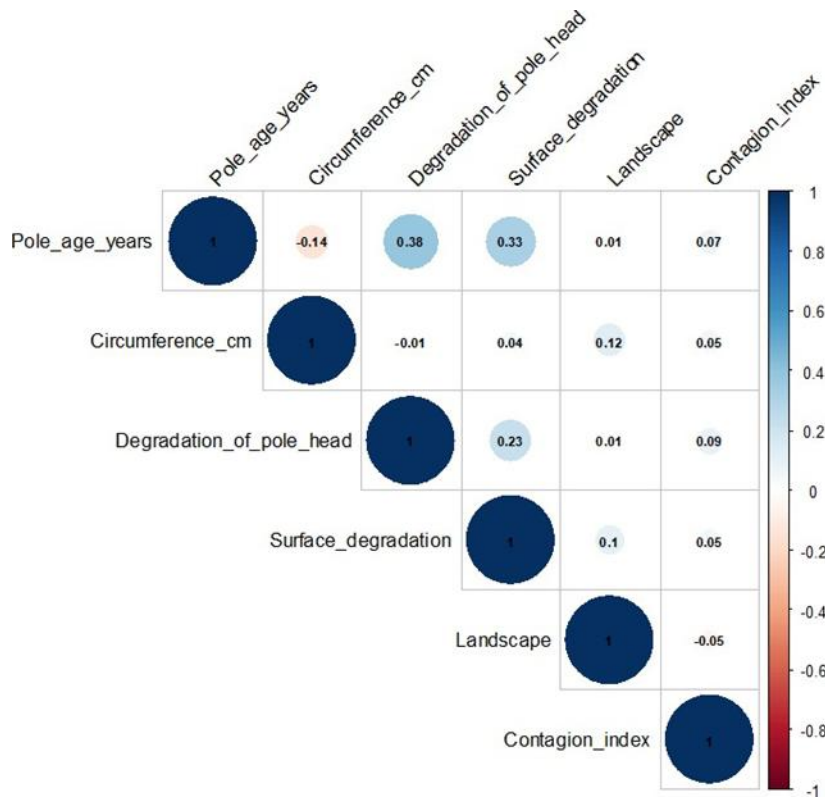


Figure 1.1 : Correlation matrix of predictor variables used in the main BRT model (Hydro dataset). Pairwise Pearson correlation coefficients are shown in each cell. The color scale corresponds to the strength and direction of the correlation (red = positive correlation, blue = negative correlation). Darker or more saturated colors indicate stronger relationships. This matrix informed the selection of variables by highlighting potential multicollinearity.

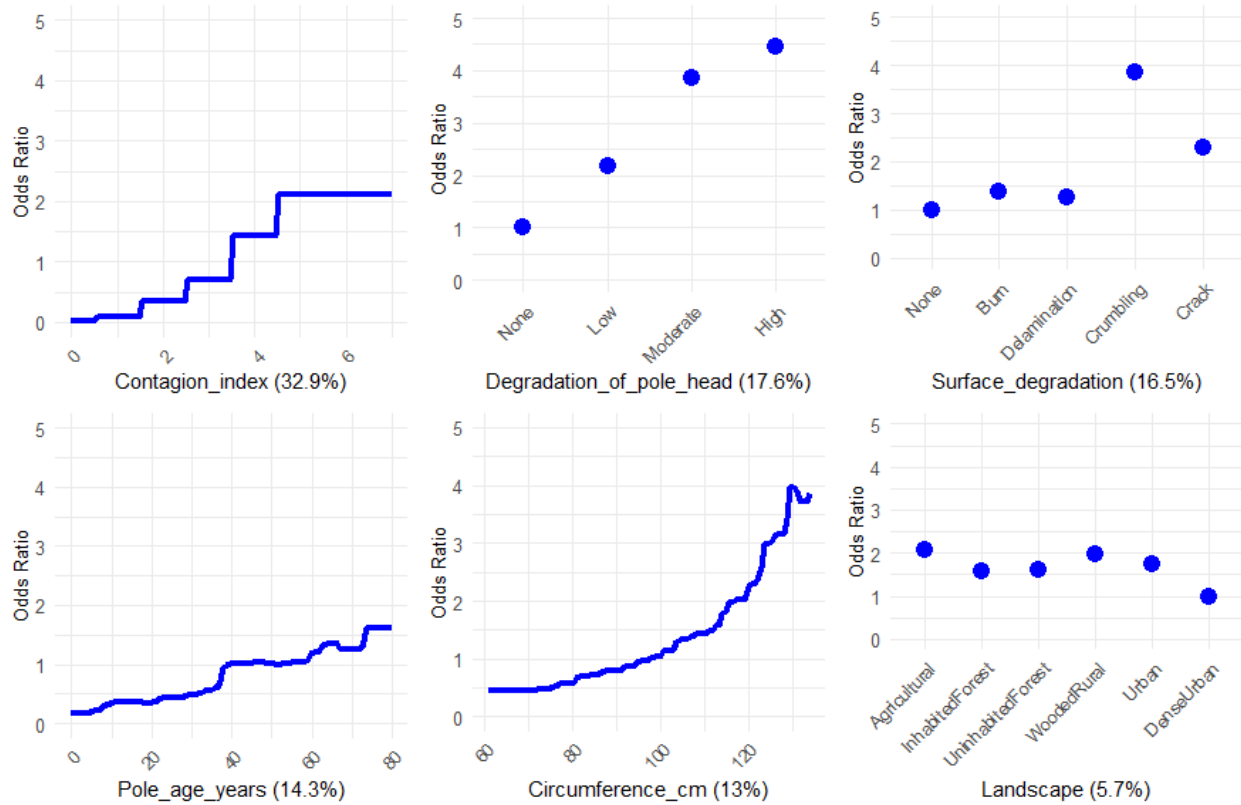


Figure 1.2 : Partial dependence plots and variable importance for the main BRT model. The partial dependence plots illustrate how each predictor; contagion index, pole head degradation, surface degradation, pole age, circumference, and landscape, affects the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each subgraph title shows the relative importance of each predictor to the model.

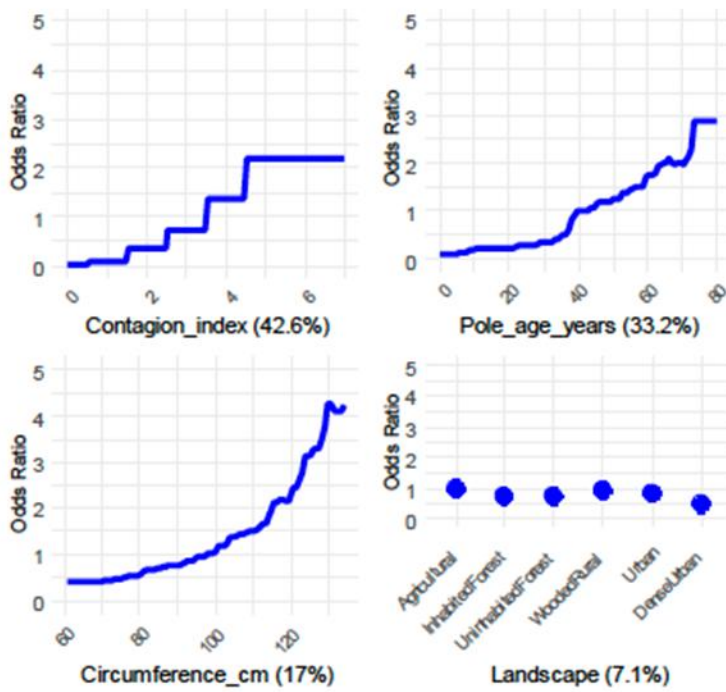


Figure 1.3: Partial dependence plots and variable importance for the BRT model excluding pole degradation variables. The partial dependence plots illustrate how each predictor; contagion index, pole age, circumference, and landscape, affects the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each sub-graph title shows the relative importance of each predictor to the model.

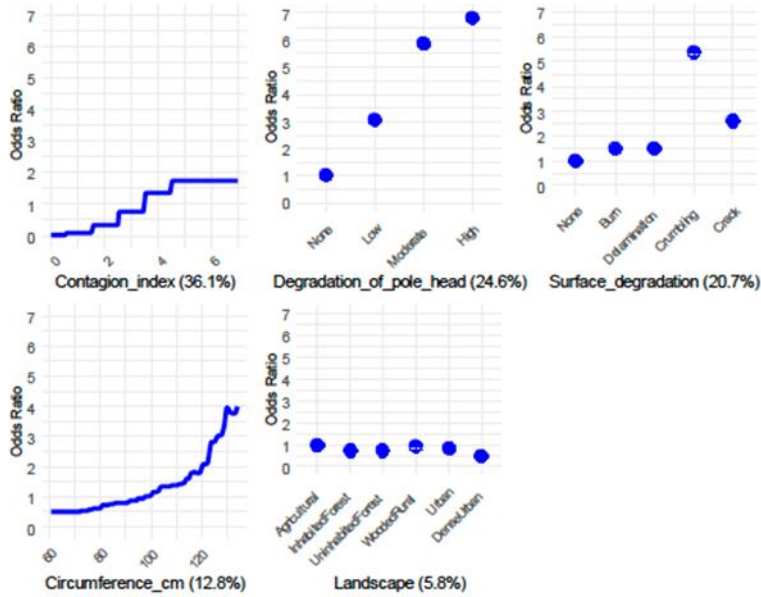


Figure 1.4: Partial dependence plots and variable importance for the BRT model excluding pole age. The partial dependence plots illustrate how the remaining predictors; contagion index, pole head degradation, surface degradation, circumference, and landscape, affect the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each subgraph title shows the relative importance of each predictor to the model.

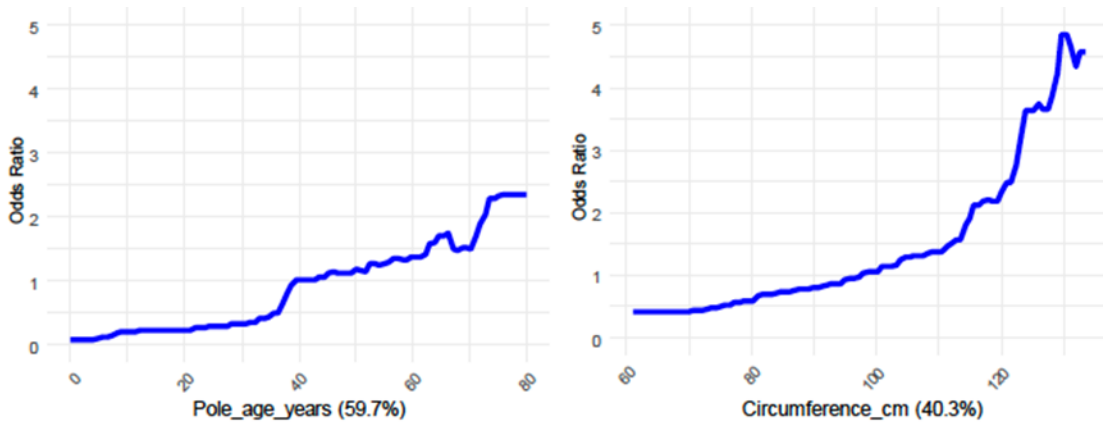


Figure 1.5: Partial dependence plots and variable importance for the minimal BRT model (pole age and circumference only). The partial dependence plots illustrate how pole age and pole circumference each affect the odds ratio for carpenter ant infestation when the other variable is held at its average value. The percentage next to each subgraph title shows the relative importance of each predictor to the model.

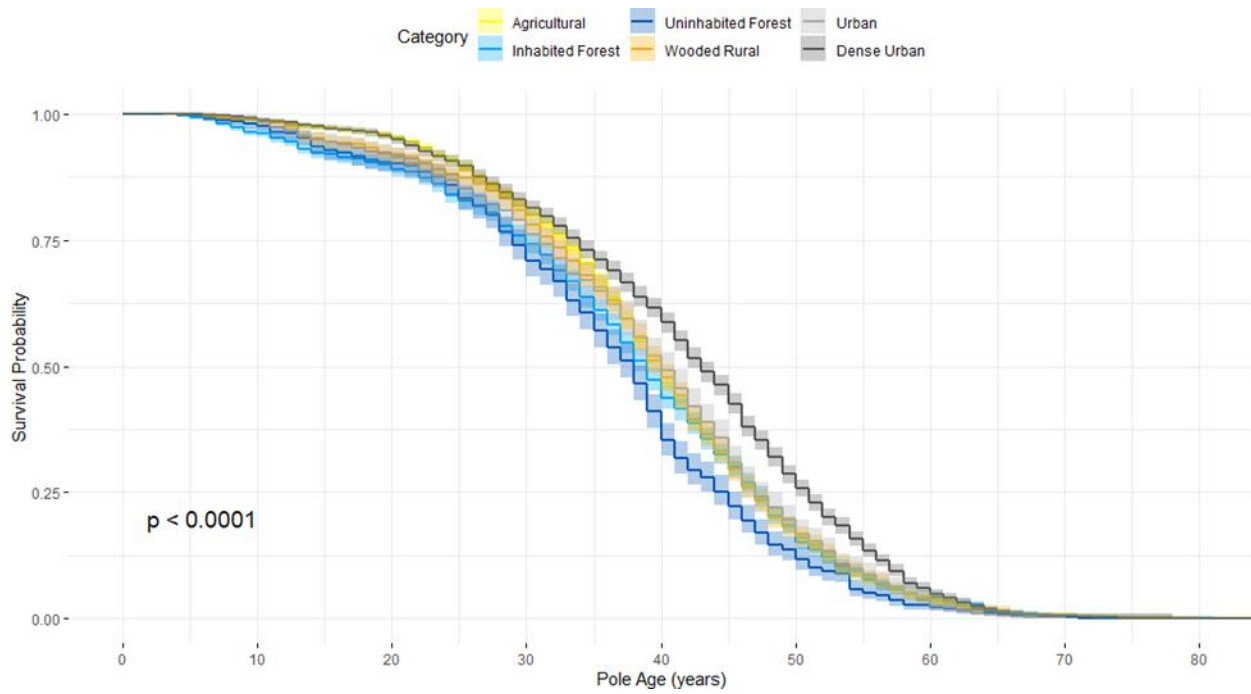


Figure 1.6: Kaplan–Meier survival curves comparing time to infestation for utility poles across six landscape categories. Each curve represents the survival probability (i.e., probability that a pole remains unfested) as a function of pole age for poles in agricultural, uninhabited forest, inhabited forest, wooded rural, urban, and dense urban settings. The log rank test confirmed a significant difference among landscapes ($p < 0.0001$). Dense urban poles show the slowest drop in survival, while poles in uninhabited forests exhibit the most rapid decline.

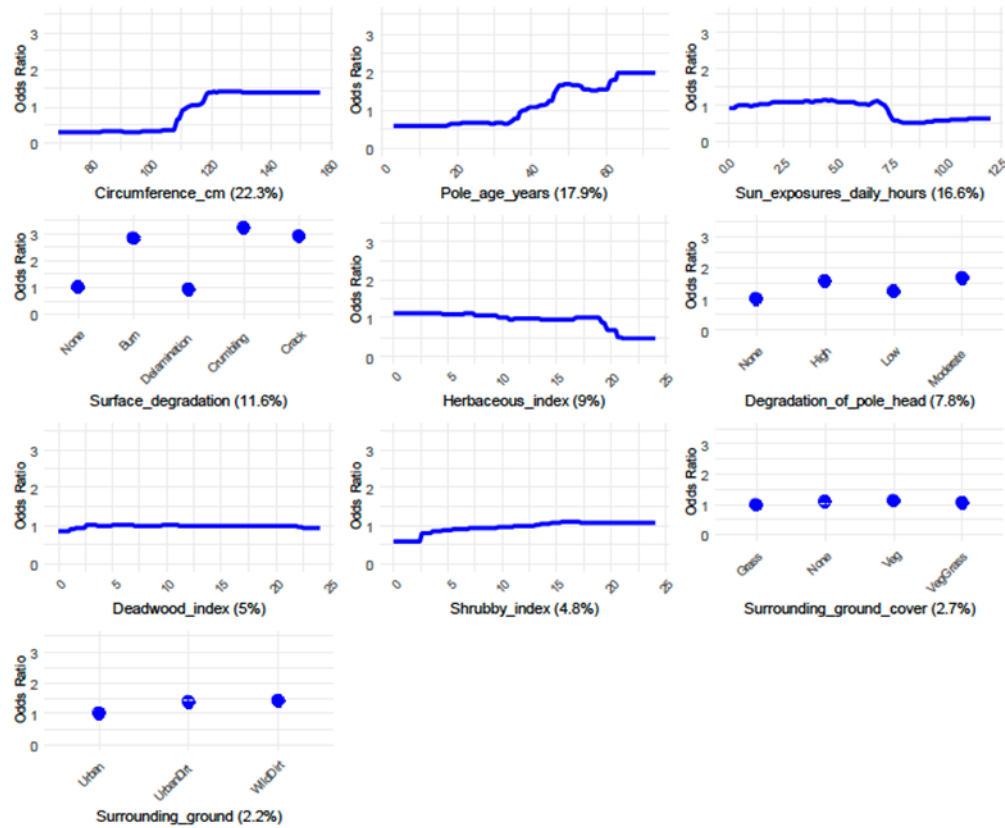


Figure 1.7: Partial dependence plots and variable importance for the BRT model using field collected data, including sun exposure and ground cover variables. The partial dependence plots illustrate how each predictor; pole age, circumference, sun exposure, pole head degradation, surface degradation, and vegetation indices, affects the odds ratio for carpenter ant infestation when other variables are held at their average values. The percentage next to each subgraph title shows the relative importance of each predictor in the model.

Table 1.1 Validation outcomes for Hydro Québec’s reports.

Status	Count	Percentage %
True Negative	55	68.75
False Negative	25	31.25
False Positive	1	6.66
True Positive	14	93.33

Table 1.2 : Performance metrics for the boosted regression trees models made from Hydro’s data. The main model with all 6 predictors, the model excluding both degradation indicators, the model excluding age and the minimal model with only age and circumference as predictors.

Metric	Main	Excluding Degradation	Excluding Age	Minimal (Age and Circumference Only)
Mean Total Deviance	0.559	0.559	0.559	0.559
Mean Residual Deviance	0.437	0.461	0.450	0.498
Estimated CV Deviance	0.439 (SE: 0.001)	0.463 (SE: 0.001)	0.452 (SE: 0.003)	0.500 (SE: 0.002)
Training Data Correlation	0.431	0.381	0.414	0.275
CV Correlation	0.425 (SE: 0.003)	0.376 (SE: 0.002)	0.410 (SE: 0.007)	0.270 (SE: 0.006)
Training Data AUC Score	0.824	0.791	0.799	0.745
CV AUC Score	0.821 (SE: 0.001)	0.788 (SE: 0.001)	0.797 (SE: 0.003)	0.743 (SE: 0.005)

Table 1.3 : Performance metrics for the boosted regression trees model made from the field collected data, with all the predictors.

Metric	Field Data Model (With Sun Exposure)
Mean Total Deviance	1.295
Mean Residual Deviance	0.840
Estimated CV Deviance	1.006 (SE: 0.043)
Training Data Correlation	0.660
CV Correlation	0.531 (SE: 0.034)
Training Data AUC Score	0.888
CV AUC Score	0.888 (SE: 0.001)

CONCLUSION

Notre étude visait à mieux comprendre les facteurs influençant la présence des fourmis charpentières dans les poteaux en bois au Québec. Pour ce faire, nous avons combiné 86 184 inspections d'une base de données issue des inspections réalisées par Hydro-Québec, couvrant l'ensemble du Québec méridional, avec nos propres inspections terrain détaillées sur 1 700 poteaux dans un rayon de 75 kilomètres de Montréal. Cette méthode nous a permis de cerner des facteurs clés associés à l'infestation des poteaux par les fourmis charpentières à trois échelles spatiales : celle du poteau, celle de l'environnement local et celle du paysage. Les résultats obtenus apportent une contribution significative à la compréhension de la répartition des fourmis charpentières sur les poteaux de bois des lignes de distribution d'électricité et de télécommunication dans les régions desservies par le réseau de distribution d'électricité d'Hydro-Québec. Ils fournissent aussi des pistes de solution pratiques pour la gestion proactive de ces infrastructures en bois.

Retour sur les principaux résultats et interprétations écologiques

Notre principal résultat montre que les caractéristiques structurelles des poteaux constituent l'échelle ayant le plus grand impact sur la sélection des sites de nidification par les fourmis charpentières. En particulier, l'âge, la circonférence et l'état de dégradation des poteaux, qui se sont révélés être des prédicteurs déterminants de la présence des fourmis qui surpassent en importance les variables environnementales locales et du paysage dans nos modèles. Ces observations ouvrent la porte à plusieurs hypothèses subséquentes sur l'écologie de ces insectes.

Notre observation sur l'état de dégradation suggère une possible double attraction pour les fourmis. Ces dommages constituent des points d'entrée immédiat en plus de faciliter l'infiltration d'humidité, ramollissant le bois, réduisant les efforts d'excavation nécessaires pour établir ou agrandir une colonie (Fowler et Parrish, 1982 ; Kadochová *et al.*, 2017). Cette combinaison de conditions favorables pourrait attirer aussi bien les colonies établies cherchant à se relocaliser que les reines fondatrices en quête d'interstices cachés pour établir une nouvelle colonie.

L'âge des poteaux, bien que corrélé à leur état de dégradation, présente une complémentarité qui indique un certain effet indépendant de celui de la dégradation. Évidemment, plus un poteau est ancien, plus il a

eu d'occasions d'être colonisé par des fourmis. Cette observation pourrait indiquer que les colonies, une fois établies dans un poteau, y demeurent sur de longues périodes. Contrairement aux arbres morts naturels, dont la durée de vie est limitée par la pourriture et les perturbations, les poteaux traités sont plus durables. Leur résistance à la décomposition et leur ancrage profond les rendent plus stables, offrant ainsi un habitat pérenne pour les colonies de fourmis. De cette façon, un même poteau pourrait abriter une colonie pendant de nombreuses années, voire être recolonisé à plusieurs reprises au fil du temps, accentuant l'effet de l'âge au-delà de la dégradation.

Ensuite, l'association avec des poteaux de plus grande circonférence pourrait découler d'une protection supérieure contre les prédateurs, notamment les pics ou encore d'une meilleure isolation thermique. Les colonies pourraient s'installer plus profondément dans le bois et bénéficier d'une couche protectrice qui rend plus difficile l'accès au couvain (ensemble des œufs, lymphes et larves) par les pics. Le plus grand volume de bois pourrait réduire les fluctuations de température, créant un microclimat plus stable pour la colonie et fournissant une isolation supplémentaire contre le froid de l'hiver.

L'effet de contagion s'est également avéré être un résultat important. Cette observation est très intéressante car elle pourrait s'expliquer non seulement par le phénomène de « polydomie » (colonies satellites autour de la colonie principale), mais aussi possiblement par une association à certaines caractéristiques du milieu rendant le secteur attractif pour les fourmis. Les poteaux proches les uns des autres pourraient simplement partager à la fois une historique de pose et des conditions microclimatiques ou écologiques similaires. Le regroupement des infestations observé pourrait résulter autant d'une réponse comportementale des fourmis que de l'influence de l'environnement immédiat, de l'âge concomittant des poteaux et ou d'une combinaison de ces trois facteurs.

En ce qui concerne l'influence du paysage à plus grande échelle, notre analyse a révélé des différences entre les milieux agricoles, forestiers et urbains. Les milieux forestiers et agricoles se distinguent par des infestations plus rapides que les milieux urbains denses, ce qui pourrait s'expliquer par une plus grande disponibilité de ressources telles que le bois mort ou un couvert végétal favorable autour des lignes de distribution de poteaux. Ces différences confirment que, bien que les caractéristiques structurelles des poteaux dominent comme variables explicatives de l'infestation des poteaux, le contexte paysager conserve une influence modeste mais significative, modulant les risques d'infestation en fonction des caractéristiques générales de l'environnement.

Recommandations pour la gestion des poteaux

À la lumière des résultats obtenus, plusieurs recommandations émergent pour améliorer de façon proactive la gestion des poteaux de distribution en bois afin de limiter les infestations par les fourmis charpentières et de mieux comprendre leur colonisation.

Une première recommandation consiste à développer un modèle spatial prévisionnel intégrant à la fois des variables structurelles accessibles et une analyse géomatique plus avancée des patrons d'infestation. Ce modèle pourrait s'appuyer sur la version simplifiée présentée dans notre étude, qui repose uniquement sur des données disponibles à l'échelle de l'ensemble du réseau. En y intégrant une composante spatiale inspirée de notre indice de contagion, mais étendue par des techniques géomatiques permettant de capter plus finement les dynamiques de dispersion locale, il serait possible de mieux cartographier les zones à haut risque et d'anticiper leur évolution dans le temps. Puisque l'âge des poteaux est connu et peut être projeté dans le temps, un tel modèle offrirait également des perspectives de prévision à moyen terme, ce qui en ferait un outil précieux pour la planification des inspections et des interventions.

Une seconde recommandation serait de mettre en place une méthode de priorisation des inspections pour concentrer les ressources sur les poteaux les plus à risque. Par exemple, les poteaux présentant les caractéristiques les plus propices aux infestations pourraient être inspectés deux fois plus souvent que les poteaux moins vulnérables. Cette stratégie pourrait être structurée selon une répartition en trois catégories : les 25 % de poteaux les plus à risque seraient inspectés deux fois plus fréquemment, les 50 % intermédiaires seraient inspectés régulièrement, et les 25 % de poteaux les moins à risque pourraient être inspectés deux fois moins souvent. Une telle optimisation permettrait de détecter plus rapidement les infestations et de traiter les colonies avant que les dommages ne s'aggravent sans toutefois devoir augmenter le nombre d'inspection réalisées annuellement. Shields *et al.* (2000) proposent une approche similaire pour un distributeur d'électricité de l'état de New York et ils projettent un retour sur investissement significatif.

Afin de vérifier l'efficacité des traitements appliqués contre les fourmis à la suite de leur détection, un plan de réévaluation des poteaux traités pourrait être mis en place. Suivre un échantillon de poteaux traités durant quelques années permettrait de vérifier si les colonies ont été éliminées ou si d'autres colonies ont recolonisé le site et ce après combien de temps. De plus, un suivi plus fin des secteurs fortement infestés pourrait permettre de mieux comprendre la dynamique de déplacement des colonies d'une année à

l'autre. Ces observations permettraient non seulement d'évaluer l'efficacité des traitements actuels, mais aussi, en combinaison avec un modèle prévisionnel, d'adapter les méthodes de traitement et de prévention.

Une autre recommandation concerne l'étude de l'impact des galeries de fourmis sur la solidité des poteaux. Il serait pertinent de mesurer la quantité de bois excavé par les fourmis et d'analyser l'effet de cette perte de matière sur la résistance structurelle des poteaux. En quantifiant l'impact de la taille des colonies et de la durée d'infestation sur l'intégrité des poteaux, il serait possible de mieux comprendre à quel point les colonies peuvent affaiblir la structure et d'estimer la vitesse à laquelle les dommages progressent. Ceci permettrait de mieux cerner la fenêtre de temps optimale pour le traitement et d'établir avec plus de précision la méthode de priorisation des inspections.

Limites de l'étude et perspectives de recherche

Malgré les avancées réalisées, notre étude présente certaines limites qui méritent d'être soulignées. D'abord, l'absence de données confirmant la présence de colonies actives sur la partie supérieure des poteaux constitue une source d'incertitude. Certaines espèces, comme *Camponotus nearcticus*, pourraient préférer s'établir en hauteur, ce qui a pu mener à une sous-estimation de la prévalence des colonies actives dans notre échantillonnage et dans les inspections d'Hydro-Québec. De plus, notre approche regroupe plusieurs espèces du genre *Camponotus* sous une même variable de présence, alors que les différences interspécifiques de préférences et de comportements de nidification demeurent peu documentées au Québec. Il est donc possible que certains patrons observés varient selon l'espèce, ce que nos données ne permettent pas de départager. Il pourrait être intéressant pour Hydro-Québec de tester différentes méthodes permettant de vérifier la présence de fourmis dans le haut des poteaux. D'ailleurs, les marques d'alimentation de Grands Pics sur les poteaux d'Hydro-Québec mesurées par le laboratoire de recherche sur l'écologie des pics de l'UQAM sont de 4 à 6 fois plus abondantes que ses cavités de nidification et sont principalement réparties sur la partie supérieure des poteaux (Cadieux et al., en préparation).

Ensuite, bien que notre étude ait exploré l'effet de l'environnement local et du paysage sur la présence des fourmis, les variables que nous avons utilisées pour décrire ces contextes restent assez générales et estimées. Nos indices n'ont probablement pas capté les caractéristiques de micro-habitats favorables aux fourmis. Une étude future pourrait tester différentes métriques de caractérisation de l'environnement et

potentiellement révéler des effets plus précis de l'environnement local sur les infestations afin de mieux identifier certaines caractéristiques clés.

Pour conclure, notre recherche illustre comment une problématique appliquée peut être un point de référence pour une réflexion plus large sur l'écologie des espèces. Elle montre la pertinence et le potentiel de combiner des données institutionnelles à large échelle avec une approche académique pour tirer des pistes à la fois théoriques et pratiques. Elle vient aussi ajouter un certain nombre de questionnements quant aux dynamiques d'infestations de ces organismes coloniaux que sont les fourmis charpentières. Elle constitue à la fois un avancement des connaissances sur les patrons de nidification de *Camponotus spp.* et un point de départ pour l'amélioration des méthodes de gestion des infrastructures de distribution d'électricité et de télécommunications.

ANNEXE A

Identified *Camponotus* species and their observed frequencies during field surveys

Specie	Count
<i>Camponotus nearcticus</i>	92
<i>Camponotus pennsylvanicus</i>	47
<i>Camponotus novaeboracensis</i>	23
<i>Camponotus herculeanus</i>	4

RÉFÉRENCES CITÉES DANS L'INTRODUCTION ET LA CONCLUSION GÉNÉRALE

- Akre, R. D. et Hansen, L. D. (2019). Management of carpenter ants. Dans *Applied myrmecology* (p. 693-700). CRC Press.
- Akre, R. D., Hanser, L. D. et Myhre, E. A. (1994). Colony Size and Polygyny in Carpenter Ants (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 67(1), 1-9.
- Aubry, K. B. et Raley, C. M. (2002). The pileated woodpecker as a keystone habitat modifier in the Pacific Northwest. *USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-181*, 257-274.
- Ayre, G. L. (1963). Laboratory Studies on the Feeding Habits of Seven Species of Ants (Hymenoptera: Formicidae) in Ontario. *The Canadian Entomologist*, 95(7), 712-715.
<https://doi.org/10.4039/Ent95712-7>
- Backus, V. L. (1993). Packaging of offspring by nests of the ant, *Leptothorax longispinosus*: parent-offspring conflict and queen-worker conflict. *Oecologia*, 95(2), 283-289.
<https://doi.org/10.1007/BF00323501>
- Beckwith, R. C. et Bull, E. L. (1985). Scat Analysis of the Arthropod Component of Pileated Woodpecker Diet. *The Murrelet*, 66(3), 90-92. <https://doi.org/10.2307/3535167>
- Bevanger, K. (1997). Woodpeckers, a nuisance to energy companies. *FAUNA NORVEGICA SERIA C CINCLUS*, 20, 81-92.
- Bolton, B. (1995). *New general catalogue of the ants of the world*. Harvard University Press.
- Bolton, B. (2022). *An online catalog of the ants of the world*. <https://antcat.org/>
- Bonar, R. L. (2000). Availability of Pileated Woodpecker Cavities and Use by Other Species. *The Journal of Wildlife Management*, 64(1), 52-59. <https://doi.org/10.2307/3802974>
- Bonar, R. L. (2001). *Pileated Woodpecker habitat ecology in the Alberta foothills*.
- Brady, S. G., Gadau, J. et Ward, P. S. (2000). Systematics of the ant genus *Camponotus* (Hymenoptera: Formicidae): a preliminary analysis using data from the mitochondrial gene cytochrome oxidase I. *Hymenoptera: evolution, biodiversity and biological control. Fourth International Hymenoptera Conference, held in Canberra, Australia, in January 1999.*, 131-139.
- Buczkowski, G. (2010). Extreme life history plasticity and the evolution of invasive characteristics in a native ant. *Biological Invasions*, 12(9), 3343-3349. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9727-6>
- Buczkowski, G. (2011). Suburban sprawl: environmental features affect colony social and spatial structure in the black carpenter ant, *Camponotus pennsylvanicus*. *Ecological Entomology*, 36(1), 62-71.

- Buczowski, G. et Bennet, G. (2008). Seasonal polydomy in a polygynous supercolony of the odorous house ant, *Tapinoma sessile*. *Ecological Entomology*, 33(6), 780-788. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.01034.x>
- Buczowski, G. et Bennett, G. (2009). Colony Budding and its Effects on Food Allocation in the Highly Polygynous Ant, *Monomorium pharaonis*. *Ethology*, 115(11), 1091-1099. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2009.01698.x>
- Bull, E. L. et Jackson, J. A. (1995). *Pileated woodpecker (Dryocopus pileatus)*. American Ornithologists' Union.
- Bull, E. L. et Peterson, S. R. (1986). *Resource Partitioning among Woodpeckers in Northeastern Oregon*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Bush, P. G., Naylor, B. J. et Duinker, P. N. (2009). Characteristics of habitat used by pileated woodpeckers in Great Lakes–St. Lawrence forest region of Ontario. *Prairie Persp.*, (12), 97-117.
- Cadioux, P., Drapeau, P., Ouellet-Lapointe, U., Leduc, A., Imbeau, L., Deschênes, R. et Nappi, A. (2023). Old forest structural development drives complexity of nest webs in a naturally disturbed boreal mixedwood forest landscape. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1084696. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1084696>
- Cadioux, P., Drapeau, P. et Tilmant, S. (2018). *Ecological foresight analysis of utility poles damages caused by the Pileated Woodpecker in forested area*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14411.23848>
- Cannon, C. A. (1990). *Demography, cold hardiness, and nutrient reserves of overwintering nests of the carpenter ant Camponotus pennsylvanicus (De Geer)(Hymenoptera: Formicidae)* [Virginia Tech].
- Chen, Y., Hansen, L. D. et Brown, J. J. (2002). Nesting Sites of the Carpenter Ant, *Camponotus vicinus* (Mayr) (Hymenoptera: Formicidae) in Northern Idaho. *Environmental Entomology*, 31(6), 1037-1042. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-31.6.1037>
- Dahbi, A., Retana, J., Lenoir, A. et Cerdá, X. (2008). Nest-moving by the polydomous ant *Cataglyphis iberica*. *Journal of Ethology*, 26(1), 119-126. <https://doi.org/10.1007/s10164-007-0041-4>
- Dater. (1953). Casting of a Pileated Woodpecker. *The Wilson Bulletin*, 65(4), 280.
- Debout, G., Schatz, B., Elias, M. et McKey, D. (2007). Polydomy in ants: what we know, what we think we know, and what remains to be done. *Biological Journal of the Linnean Society*, 90(2), 319-348.
- Droual, R. (1984). Anti-predator behaviour in the ant *Pheidole desertorum*: The importance of multiple nests. *Animal Behaviour*, 32(4), 1054-1058. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(84\)80221-3](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(84)80221-3)
- Duncan, S. (2003). Coming home to roost: the pileated woodpecker as ecosystem engineer. *Science Findings 57. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 5 p, 57.*

- Foitzik, S., Backus, V. L., Trindl, A. et Herbers, J. M. (2004). Ecology of Leptothorax ants: impact of food, nest sites, and social parasites. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 55(5), 484-493. <https://doi.org/10.1007/s00265-003-0718-9>
- Fowler, H. G. (1986). Biology, economics, and control of carpenter ants. *Economic Impact and Control of Social Insects*, 272-289.
- Fowler, H. G. et Parrish, M. D. (1982). Urban Shade Trees and Carpenter Ants. *Arboriculture & Urban Forestry*, 8(11), 281-284. <https://doi.org/10.48044/jauf.1982.064>
- Fowler, H. G. et Roberts, R. B. (1980). Foraging Behavior of the Carpenter Ant, *Camponotus pennsylvanicus*, (Hymenoptera: Formicidae) in New Jersey. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 53(2), 295-304.
- GBIF. (2023). *GBIF Backbone Taxonomy*. <https://doi.org/10.15468/39omei>
- Gibb, H. (2011). Experimental evidence for mediation of competition by habitat succession. *Ecology*, 92(10), 1871-1878. <https://doi.org/10.1890/10-2363.1>
- Gibb, H. et Hochuli, D. F. (2003). Nest relocation in the golden spiny ant, *Polyrhachis ammon*: environmental cues and temporal castes. *Insectes Sociaux*, 50(4), 323-329. <https://doi.org/10.1007/s00040-003-0689-x>
- Gobin, B., Peeters, C. et Billen, J. (1997). Colony Reproduction and Arboreal Life in the Ponerine Ant *Gnamptogenys Menadensis* (Hymenoptera: Formicidae). *Netherlands Journal of Zoology*, 48(1), 53-63. <https://doi.org/10.1163/156854298X00219>
- Hansen, L. D. et Akre, R. D. (1985). Biology of carpenter ants in Washington State (Hymenoptera: Formicidae: *Camponotus*). *Melandria*, 43, 1-61.
- Hansen, L. D. et Klotz, J. H. (2005). *Carpenter ants of the United States and Canada*. Cornell University Press.
- Harness, R. E. et Walters, E. L. (2005). Woodpeckers and utility pole damage. *IEEE Industry Applications Magazine*, 11(2), 68-73.
- Heinze, J. (1993). Life Histories of Subarctic Ants. *Arctic*, 46(4), 354-358.
- Heinze, J. et Tsuji, K. (1995). Ant reproductive strategies. *Population Ecology*, 37(2), 135-149. <https://doi.org/10.1007/BF02515814>
- Higgins, R. J., Gillingham, M. G. et Lindgren, B. S. (2017). Critical Habitat Elements, with an Emphasis on Coarse Woody Debris, Associated with Ant Presence or Absence in the Moist Cold Sub-Boreal Forests of the Interior of British Columbia. *Forests*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/f8040129>
- Higgins, R. J. et Lindgren, B. S. (2006). The fine scale physical attributes of coarse woody debris and effects of surrounding stand structure on its utilization by ants (Hymenoptera: Formicidae) in British Columbia, Canada. Dans S. J. Grove et J. L. Hanula (dir.), *Insect biodiversity and dead*

- wood: *Proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology* (p. 67-74). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.
- Higgins, R. J. et Lindgren, B. S. (2012). An evaluation of methods for sampling ants (Hymenoptera: Formicidae) in British Columbia, Canada. *The Canadian Entomologist*, 144(3), 491-507. <https://doi.org/10.4039/tce.2012.50>
- Higgins, R. J. et Lindgren, B. S. (2015). Seral changes in ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in the sub-boreal forests of British Columbia. *Insect Conservation and Diversity*, 8(4), 337-347. <https://doi.org/10.1111/icad.12112>
- Hölldobler, B., Bert Hölldobler, E. O. W., Hölldobler, R. J. C. S. I. R. U. P. L. S. R. P. B., Wilson, E. O., Wilson, H. C. E. U. R. P. E. E. O. et Holldobler, F. P. B. B. (1990). *The Ants*. Belknap Press of Harvard University Press. <https://books.google.ca/books?id=R-7TaridBX0C>
- Holway, D. A. et Case, T. J. (2000). Mechanisms of dispersed central-place foraging in polydomous colonies of the Argentine ant. *Animal Behaviour*, 59(2), 433-441. <https://doi.org/10.1006/anbe.1999.1329>
- Hoyt, S. F. (1957). The Ecology of the Pileated Woodpecker. *Ecology*, 38(2), 246. <https://doi.org/10.2307/1931683>
- Hydro-Québec. (2022). *Lignes de distribution aériennes | Hydro-Québec*. HydroQuebec.com. <http://www.hydroquebec.com/comprendre/distribution/voie-aerienne.html>
- Kadochová, S., Frouz, J. et Rocas, F. (2017). Sun Basking in Red Wood Ants *Formica polyctena* (Hymenoptera, Formicidae): Individual Behaviour and Temperature-Dependent Respiration Rates. *PLOS ONE*, 12, e0170570. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170570>
- King, J. R., Warren, R. J., Maynard, D. S. et Bradford, M. A. (2018). Ants: Ecology and Impacts in Dead Wood. Dans M. D. Ulyshen (dir.), *Saproxyllic Insects: Diversity, Ecology and Conservation* (p. 237-262). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75937-1_8
- Klotz, J. H., Greenberg, L., Reid, B. et Davis, L. (1998). Spatial distribution of colonies of three carpenter ants, *Camponotus pennsylvanicus*, *Camponotus floridanus*, *Camponotus laevigatus* (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 32, 51-62.
- Klotz, J. H. et Reid, B. L. (1992). The use of spatial cues for structural guideline orientation in *Tapinoma sessile* and *Camponotus pennsylvanicus* (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of Insect Behavior*, 5(1), 71-82. <https://doi.org/10.1007/BF01049159>
- Lach, L., Parr, C. et Abbott, K. (dir.). (2009). *Ant Ecology*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199544639.001.0001>
- Mackay, W. et Mackay, E. (2002). *The ants of New Mexico: Hymenoptera:Formicidae*. Edwin Mellen Press.

- Mallon, E., Pratt, S. et Franks, N. (2001). Individual and collective decision-making during nest site selection by the ant *Leptothorax albipennis*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 50(4), 352-359. <https://doi.org/10.1007/s002650100377>
- Mankowski, M. E. (2002). *Biology of the carpenter ants Camponotus vicinus (Mayr) and Camponotus modoc (Wheeler) in western Oregon* (Publication n° 305506317) [Ph.D., Oregon State University]. *ProQuest Dissertations and Theses*. ProQuest Dissertations & Theses Global. <https://www.proquest.com/dissertations-theses/biology-carpenter-ants-i-camponotus-vicinus-mayr/docview/305506317/se-2?accountid=14719>
- McGlynn, T. P., Carr, R. A., Carson, J. H. et Buma, J. (2004). Frequent nest relocation in the ant *Aphaenogaster araneoides*: resources, competition, and natural enemies. *Oikos*, 106(3), 611-621. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13135.x>
- McIntyre, N. E. (2000). Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America*, 93(4), 825-835. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2000\)093\[0825:EOUAAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2000)093[0825:EOUAAR]2.0.CO;2)
- Moreau, C. S. et Bell, C. D. (2013). Testing the museum versus cradle tropical biological diversity hypothesis: phylogeny, diversification, and ancestral biogeographic range evolution of the ants. *Evolution*, 67(8), 2240-2257. <https://doi.org/10.1111/evo.12105>
- Offenberg, J. (2015). REVIEW: Ants as tools in sustainable agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1197-1205. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12496>
- Oswalt, D. A. (2007). *Nesting and foraging characteristics of the black carpenter ant Camponotus pennsylvanicus DeGeer (Hymenoptera: Formicidae)* (Publication n° 304890282) [Ph.D., Clemson University]. *ProQuest Dissertations and Theses*. ProQuest Dissertations & Theses Global. <https://www.proquest.com/dissertations-theses/nesting-foraging-characteristics-black-carpenter/docview/304890282/se-2?accountid=14719>
- Ottesen, P. S., Birkemoe, T. et Aak, A. (2009). Tracing carpenter ants (*Camponotus* sp.) in buildings with radioactive iodine 131I. *International Journal of Pest Management*, 55(1), 45-49. <https://doi.org/10.1080/09670870802450250>
- Prather, R. M., Roeder, K. A., Sanders, N. J. et Kaspari, M. (2018). Using metabolic and thermal ecology to predict temperature dependent ecosystem activity: a test with prairie ants. *Ecology*, 99(9), 2113-2121. <https://doi.org/10.1002/ecy.2445>
- Raley, C. M. et Aubry, K. B. (2006). Foraging Ecology of Pileated Woodpeckers in Coastal Forests of Washington. *Journal of Wildlife Management*, 70(5), 1266-1275. [https://doi.org/10.2193/0022-541x\(2006\)70\[1266:feopwi\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2193/0022-541x(2006)70[1266:feopwi]2.0.co;2)
- Renken, R. B. et Wiggers, E. P. (1993). Habitat Characteristics Related to Pileated Woodpecker Densities in Missouri. *The Wilson Bulletin*, 105(1), 77-83.
- Robinson, W. et Debinski, D. (2008). Epigaeic Ant Communities Along a Soil Moisture Gradient in Grand Teton Montane Meadows. *The UW National Parks Service Research Station Annual Reports*, 31, 135-140. <https://doi.org/10.13001/uwnpsrc.2008.3727>

- Rust, M. K. et Su, N.-Y. (2012). Managing Social Insects of Urban Importance. *Annual Review of Entomology*, 57(1), 355-375. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120710-100634>
- Sanders, C. J. (1964). The Biology of Carpenter Ants in New Brunswick. *The Canadian Entomologist*, 96(6), 894-909. <https://doi.org/10.4039/Ent96894-6>
- Sanders, C. J. (1970). The Distribution of Carpenter Ant Colonies in the Spruce-Fir Forests of Northwestern Ontario. *Ecology*, 51(5), 865-873. <https://doi.org/10.2307/1933979>
- Sanders, C. J. (1972). Seasonal and daily activity patterns of carpenter ants (*Camponotus* spp.) in North-Western Ontario (Hymenoptera: Formicidae). *The Canadian Entomologist*, 104(11), 1681-1687. <https://doi.org/10.4039/Ent1041681-11>
- Sanford, M. P., Manley, P. N. et Murphy, D. D. (2009). Effects of Urban Development on Ant Communities: Implications for Ecosystem Services and Management. *Conservation Biology*, 23(1), 131-141. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01040.x>
- Savignac, C., Huot, J. et Desrochers, A. (1996). *Validation de l'indice de qualité de l'habitat du grand pic (Dryocopus pileatus) en Mauricie: rapport final*. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec : Ministère du patrimoine canadien, Parcs Canada.
- Savolainen, R. et Vepsäläinen, K. (1988). A Competition Hierarchy among Boreal Ants: Impact on Resource Partitioning and Community Structure. *Oikos*, 51(2), 135-155. <https://doi.org/10.2307/3565636>
- Schultheiss, P., Nooten, S. S., Wang, R., Wong, M. K. L., Brassard, F. et Guénard, B. (2022). The abundance, biomass, and distribution of ants on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(40), e2201550119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2201550119>
- Shields, E. J., Jacobs-Lorena, V. Y., Blagen, M. et Testa, A. M. (2000). Economic impact of carpenter ants, *Camponotus* spp., control on utility poles. *American Entomologist*, 46(1), 50-55.
- Siitonen, J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, (49), 11-41.
- Snyder, T. E. (1911). *Damage to Telephone and Telegraph Poles by Wood-boring Insects*, 15.
- Stemmerman, L. A. (1988). Observation of woodpecker damage to electrical distribution line poles in missouri. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*, 7.
- Torgersen, T. R. et Buff, E. L. (1995). Down logs as habitat for forest-dwelling ants: The primary prey of pileated woodpeckers in Northeastern Oregon. *Northwest science.*, 69(4), 294-303.
- Tsuji, K. et Tsuji, N. (1996). Evolution of Life History Strategies in Ants: Variation in Queen Number and Mode of Colony Founding. *Oikos*, 76(1), 83-92. <https://doi.org/10.2307/3545750>
- Tupper, S. K., Cummings, J. L., Andelt, W. F., Werner, S. J. et Harness, R. E. (2011). Evaluation of Sonic Dissuader® to reduce damage by pileated woodpeckers. *Wildlife Society Bulletin*, 35(1), 40-44.
- Van Mele, P. et Vayssières, J.-F. (2007). *Weaver ants help farmers to capture organic markets*, 34, 22-26.

- Vander Meer, R. K. (2019). *Applied Myrmecology* (0 éd.). CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/9780429043109>
- Vander, R. K., Klaus Jaffe et Aragua Cedeno. (1990). *Applied myrmecology : a world perspective*. Westview Press.
- Warren II, R. J. et Chick, L. (2013). Upward ant distribution shift corresponds with minimum, not maximum, temperature tolerance. *Global Change Biology*, 19(7), 2082-2088.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12169>
- Wheeler, W. M. (1910). The North American ants of the genus *Camponotus* Mayr. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 20, 295-354. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.1910.tb55152.x>
- Wilson, E. O. et Hunt Jr., G. L. (1966). Habitat Selection by the Queens of to Field-Dwelling Species of Ants. *Ecology*, 47(3), 485-487. <https://doi.org/10.2307/1932989>
- Yamaguchi, T. (1992). Interspecific interference for nest sites between *Leptothorax congruus* and *Monomorium intrudens*. *Insectes Sociaux*, 39(2), 117-127.
<https://doi.org/10.1007/BF01249288>

