

Dépérissement du chêne, *Agrilus Bigguttatus* (F.) (Coleoptera : Buprestidae) et suintements noirs : Une étude corrélative intégrant les facteurs environnementaux

Auteur : Wagnon, Maxence

Promoteur(s) : 28623; Claessens, Hugues

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2024-2025

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/24224>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**DEPERISSEMENT DU CHENE, *AGRILUS*
BIGUTTATUS (F.) (*COLEOPTERA* : *BUPRESTIDAE*) ET
SUINTEMENTS NOIRS : UNE ETUDE CORRELATIVE
INTEGRANT LES FACTEURS
ENVIRONNEMENTAUX**

MAXENCE WAGNON

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS: GILLES SAN MARTIN & HUGUES CLAESSENS

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

**DEPERISSEMENT DU CHENE, *AGRILUS*
BIGUTTATUS (F.) (*COLEOPTERA* : *BUPRESTIDAE*) ET
SUINTEMENTS NOIRS : UNE ETUDE CORRELATIVE
INTEGRANT LES FACTEURS
ENVIRONNEMENTAUX**

MAXENCE WAGNON

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2024-2025

CO-PROMOTEURS: GILLES SAN MARTIN & HUGUES CLAESSENS

Ce travail de fin d'étude a été réalisé au sein du Laboratoire d'Entomologie du Centre wallon de Recherches agronomiques avec l'appui de l'Axe Gestion des Ressources Forestières de Gembloux Agro-Bio Tech.

Remerciements

Même si la page de garde ne porte que trois noms, je dois beaucoup aux différentes personnes m'ayant permis d'accomplir ce travail. Votre aide, vos conseils et vos encouragements m'ont permis de donner le meilleur de moi-même.

Puisque les conventions d'encadrement ne permettent pas d'afficher trois co-promoteurs, je tiens à commencer mes remerciements en témoignant ma gratitude envers Alexandre Kuhn. Merci de m'avoir introduit à l'entomologie forestière et d'avoir participé activement à la concrétisation de ce travail tout en prêtant attention particulière depuis juin 2024 à ce qui peut dépasser les aspects techniques du travail.

Gilles, merci pour la générosité dont tu fais preuve à la moindre question. Ton enthousiasme n'a fait que renforcer mon goût pour l'étude du Vivant. Merci de m'avoir expliqué patiemment comment prendre en main les différents outils que j'étais curieux de tester.

M. Claessens, je n'oublierai pas le chemin parcouru entre les premières heures de Fondements Ecologiques de la Sylviculture et les dernières discussions autour de ce travail. Merci de m'avoir transmis vos savoirs, mais aussi vos valeurs.

Merci à messieurs Francis, Massart et Vermeulen pour l'attention portée à ce travail.

Les deux mois passés le nez collé sur des troncs ne seraient pas passés aussi vite sans Igor Lattenist, Marie Desgain et Cyril Vos. J'ai de la chance d'avoir bénéficié de votre rigueur et de votre volonté permanente d'améliorer la qualité des mesures peu importe la quantité d'aubépine, de ronce et de houx. Merci aussi aux stagiaires qui nous ont accompagné quelques journées : Camille, Sacha et Théo. Merci à l'équipe du Balachowsky pour votre accueil, vos conseils et votre bonne humeur.

Je tiens également à remercier l'Observatoire Wallon de la Santé des Forêts pour sa collaboration. Merci à Murielle Fessler pour les deux journées consacrées à m'apprendre la méthode DEPERIS.

Merci à Pauline Cubelier et Jonathan Lisein de m'avoir aidé à prendre en main les données climatiques et cartographiques.

Je me dois aussi de remercier le Centre Régional d'Initiation à l'Environnement de Mouscron. Merci à Anne-Sophie Honoré, Philippe de Saint Louvent et Nicolas Dachy de m'avoir tant rapproché de la nature.

Merci à mes camarades de promotion pour ces deux dernières années riches en entraide et en souvenirs.

Je remercie mes parents de m'avoir offert la possibilité de suivre un cursus dans lequel j'ai pu pleinement m'épanouir ainsi que mon parrain d'avoir relu ce travail et cultivé ma curiosité scientifique depuis mon enfance.

Merci à ma mémoire défaillante. En oubliant clés et chargeur, j'ai rencontré mes amis homistes : Gaspard, Pierre et Niels. Merci de m'avoir offert les meilleurs souvenirs de ma vie étudiante.

Cléo, j'aurais pu consacrer les dizaines de pages qui suivent à te remercier pour tout ce que tu fais pour moi. Merci pour ta patience et ton soutien infaillible ; je ne m'en serais pas aussi bien sorti sans toi. J'ai hâte de te voir devenir la meilleure psychologue du royaume et de savoir que des patient · e · s peuvent compter sur quelqu'un comme toi. Vivement la suite !

Résumé

Les chênaies wallonnes traversent épisodiquement des phases de dépérissement. À partir de 2010, ce phénomène s'accroît et, depuis 2020, certains arbres dépérissent plus rapidement que d'autres. Ils se caractérisent, entre autres, par des suintements noirs sur le tronc associés à une pathologie : l'*Acute Oak Decline*. L'implication du bupreste *Agrilus biguttatus* Fabricius (*Coleoptera*, *Buprestidae*) dans celle-ci n'est pas clairement établie. Cette étude, basée sur 651 arbres répartis sur 34 sites du sud du sillon Sambre-et-Meuse, investigate le lien entre le niveau de dépérissement des chênes, les suintements et la présence d'*A. biguttatus* à l'aide de modèles mixtes. Seule la relation entre le niveau de dépérissement et la somme des longueurs des suintements est significative. La relation entre le dépérissement et les conditions environnementales a été analysée à l'aide de modèles *random forest*. Les résultats de ces modèles montrent qu'une faible densité du couvert forestier au niveau de l'arbre ou du peuplement est liée à un dépérissement plus modéré. La circonférence du tronc, la proportion de chênes dans le paysage et la présence d'agriles montrent des corrélations moins explicites. Toutefois, les facteurs environnementaux étudiés expliquent une faible partie du dépérissement et rappellent la complexité de ce phénomène. Les paramètres environnementaux étudiés ne permettent pas d'expliquer la présence d'*A. biguttatus* lorsqu'elle est mesurée indirectement.

Mots-clés : *Quercus* ; suintements noirs ; *Agrilus biguttatus* ; dépérissement ; *Acute Oak Decline* ; facteurs environnementaux

Abstract

Walloon oak stands periodically experience episodes of decline. Since 2010, this phenomenon has intensified and, since 2020, some trees have been declining more rapidly than others. They are characterized, among other symptoms, by black exudates on the trunk associated with a pathology known as *Acute Oak Decline*. The involvement of the jewel beetle *Agrilus biguttatus* Fabricius (*Coleoptera*, *Buprestidae*) in this condition has not been clearly established. This study, based on 651 trees distributed across 34 sites located in the southeastern part of Belgium, investigates the relationship between the level of oak decline, the presence of exudates, and *A. biguttatus* using mixed models. Only the relationship between the level of decline and the total length of exudates was found to be significant. The relationship between decline and environmental conditions was analyzed using *random forest* models. The results of these models indicate that low canopy density, at either the tree or stand level, is associated with more moderate decline. Trunk circumference, the proportion of oaks in the surrounding landscape, and the presence of jewel beetles show less explicit correlations. However, the environmental factors studied explain only a small part of the observed decline, highlighting the complexity of this phenomenon. The environmental parameters examined do not allow us to explain the presence of *A. biguttatus* when it is measured indirectly.

Key-words : *Quercus* ; stem-bleedings ; *Agrilus biguttatus* ; decline ; *Acute Oak Decline* ; environmental factors

Table des matières

1	Introduction	1
1.1	Contexte général du dépérissement du chêne en Wallonie	1
1.2	Contexte institutionnel	1
2	Etat des connaissances	2
2.1	Dépérissement des forêts	2
2.2	Le chêne	3
2.2.1	Compagnon de la biodiversité	3
2.2.2	... et des humains	3
2.2.3	Atout économique	4
2.2.4	Dépérissement du chêne	5
2.2.5	Acute Oak Decline	7
2.3	Agrile du chêne	8
2.3.1	Taxonomie	8
2.3.2	Description morphologique	9
2.3.3	Cycle de vie	9
2.3.4	Distribution	10
2.3.5	Lien avec l'AOD	11
2.3.6	Impact économique	11
2.4	Situation wallonne	11
3	Objectifs	13
4	Matériel et méthodes	14
4.1	Sites d'étude	14
4.2	Récolte de données	15
4.2.1	Etat sanitaire	15
4.2.2	Symptômes de l' <i>Acute Oak Decline</i>	15
4.2.3	Dendrométrie	16
4.2.4	Trouées, concurrence	17
4.2.5	Conditions stationnelles	17
4.2.6	Paysage	18
4.2.7	Climat	19
4.3	Tableau synthétique des variables collectées	20
4.4	Analyses	21
4.4.1	Liens entre dépérissement, trous d'agriles, suintements (et obstruction visuelle)	21
4.4.2	Facteurs explicatifs du dépérissement	22
4.4.3	Facteurs explicatifs de la présence d'agriles	24

5 Résultats	25
5.1 Pas de différences entre les faces du tronc	25
5.2 Relations entre trous d’agriles, suintements et dépérissement	25
5.2.1 Relation entre trous d’agriles et obstruction visuelle des troncs	25
5.2.2 Relation entre trous d’agriles et suintements	25
5.2.3 Relation entre trous d’agriles et dépérissement	26
5.2.4 Relation entre dépérissement et suintements	26
5.3 Variables environnementales prédisant le dépérissement	27
5.4 Variables environnementales prédisant la présence d’agrile	30
6 Discussion	31
6.1 Rappel des objectifs et synthèse des principaux résultats	31
6.2 Facteurs corrélés au dépérissement	31
6.3 Détection d’ <i>A. biguttatus</i> et facteurs environnementaux	33
6.4 Biais méthodologiques et robustesse des résultats	33
6.4.1 Temporalité des relevés	33
6.4.2 Délimitation des périmètres de 1 kilomètre	34
6.4.3 Conversion quantitative de la notation DEPERIS	34
6.4.4 Qualité des modèles <i>random forests</i> et compromis méthodologiques	34
6.4.5 Seuil de binarisation	34
6.5 Implications	35
6.6 Perspectives	35
6.6.1 Validation cartographique	35
6.6.2 Facteurs biotiques du dépérissement	35
7 Conclusion	37
Contribution personnelle	38
8 Bibliographie	39
A Annexes	45

Liste des figures

1	Spirale du dépérissement.	2
2	Symbolique du chêne	4
3	Distribution des chênes indigènes en Wallonie.	5
4	Calendrier des épisodes de dépérissement du chêne rapportés dans les pays européens. . .	6
5	Ecogrammes d'aptitude de <i>Q. robur</i> et <i>Q. petraea</i>	6
6	Répartition des bactéries associées à l'AOD dans les pays européens.	8
7	Agrile du chêne adulte.	9
8	Cycle de vie de l'agrile du chêne	10
9	Occurrences géoréférencées de l'agrile du chêne sur son aire d'indigénat depuis 1650; . . .	10
10	Occurrences wallonnes et limitrophes géoréférencées de l'agrile du chêne	11
11	Vue aérienne d'une chênaie dépérissante à Rochefort	12
12	Sites d'étude.	14
13	Vue transversale schématique de la délimitation d'un tronc.	16
14	Ventilation des arbres échantillonnés dans l'écogramme d'aptitude par espèce. 651 arbres au total.	18
15	Prédictions de la probabilité de détection de trous d'agrides en fonction du pourcentage d'obstruction visuelle par un modèle mixte généralisé binomial, avec les observations réelles. 25	25
16	Histogrammes du nombre d'arbres distingués selon la présence de suintements ou d'au moins deux trous de sortie d'agrile.	26
17	Prédiction de la probabilité de détection de trous d'agrides en fonction de la notation DEPERIS par un modèle mixte généralisé de famille binomiale, avec les observations réelles. 26	26
18	Prédiction de la notation DEPERIS en fonction du logarithme népérien de la longueur totale des fissures d'où s'échappent les suintements par un modèle mixte linéaire.	27
19	Importance des variables mesurée par l'augmentation de la RMSE avec 20 permutations, par ordre décroissant.	28
20	Partial Dependence Plot des six variables les plus importantes pour la prédiction du dépérissement.	29
21	Classement décroissant des variables prédictives du dépérissement selon la force de leurs interactions calculée avec la statistique H de Friedman.	30
22	Courbe ROC du modèle random forest de prédiction de la présence d'agrile.	30
23	Deux types d'écorce différents rencontrés lors de la campagne d'inspection des troncs. . .	35
24	Utilisation d'une boussole pour délimiter le tronc selon l'accumulation de chaleur.	50
25	Recherche de trous d'agrides et de suintements.	50
26	Suintement noir.	51
27	Graphiques d'évaluation de la qualité du modèle mixte linéaire de la notation DEPERIS en fonction du logarithme de la somme des longueurs des suintements.	51

Liste des tableaux

1	Note pour chaque critère (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2025).	15
2	Abaque de conversion de la mortalité des branches et du manque de ramification en notation DEPERIS.	15
3	Classes d'intensité de la recherche de nourriture par les pics.	16
4	Nombre de points de mesure recommandé pour obtenir une surface terrière moyenne dans des peuplements uniformes, d'après De Potter B. (2011).	17
5	Conversion du niveau hydrique en déficit en oxygène et en déficit hydrique estival (Petit et al., 2020).	18
6	Indices climatiques sélectionnés, leurs raccourcis, unités et justifications écologiques. . . .	19
7	Variables, unités et justifications retenues pour l'étude.	20
8	Métriques de performance du meilleur modèle random forest de prédiction du dépérissement. Les écarts-types représentent la variation entre les différents folds de la validation croisée.	27
9	Moyenne et écart-type ou mode des variables mesurées sur le terrain	46
10	Moyenne et écart-type des indices climatiques de la période 1995-2024, par site	47
11	Conditions stationnelles des sites	48
12	Variables paysagères, par site	49

Liste des abréviations

AOD : *Acute Oak Decline*

API : *Application Programming Interface*

COD : *Chronic Oak Decline*

CRA-W : Centre wallon de Recherches agronomiques

IRM : Institut Royal Météorologique

OWSF : Observatoire Wallon de la Santé des Forêts

RMSE : *Root Mean Square Error*

1 Introduction

1.1 Contexte général du dépérissement du chêne en Wallonie

L'état de santé des forêts wallonnes ne déroge pas à ce qui est observé à l'échelle européenne. Les extrêmes climatiques, les insectes ravageurs, les maladies et la surdensité de gibier imposent des stress récurrents qui empêchent l'écosystème de retrouver son état d'équilibre. En 2024, la santé de huit essences de production sur dix est considérée comme étant moyenne ou médiocre sur le territoire wallon (OWSF, 2025). La chenille processionnaire (*Thaumetopoea processionea* L.), les insectes défoliateurs, l'oïdium (*Microsphaera alphitoides* (Griffon & Maubl.) U.Braun & S.Takam) et des bactéries pathogènes font vaciller la première essence feuillue de Wallonie : le chêne (*Quercus sp.* L.) (OWSF, 2025). Cette essence clé de la sylviculture régionale a déjà traversé des épisodes de dépérissement mais autour de 2020 ce phénomène a connu une gravité inhabituelle.

1.2 Contexte institutionnel

L'Observatoire Wallon de la Santé des Forêts (OWSF) est rattaché au Service Public de Wallonie. Sa mission est de surveiller l'état sanitaire des forêts pour détecter et identifier les insectes et les pathogènes à l'origine des dépérissements observés et produire des cartes de risques biotiques et abiotiques basées sur la vulnérabilité des essences et les conditions stationnelles. À cela s'ajoutent le rapportage périodique de la santé des forêts et la coordination de la lutte en situation de crise (Delahaye & Herman, 2011).

Différents organismes gravitent autour de l'OWSF pour assurer différents rôles en lien avec la diffusion, la législation, l'observation et la liaison scientifique. Parmi les acteurs de la liaison scientifique, le Laboratoire d'Entomologie du Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W) est mandaté pour se pencher sur le monitoring et l'identification d'insectes impactant la santé des forêts.

La nature des interactions entre le dépérissement, les bactéries responsables de suintements noirs et l'agrile du chêne (*Agrilus biguttatus* Fabricius) est insuffisamment comprise. C'est un des axes de collaboration entre l'OWSF et le Laboratoire d'Entomologie du CRA-W.

2 Etat des connaissances

2.1 Dépérissement des forêts

À l'échelle mondiale, les forêts rendent de nombreux services écosystémiques. Elles supportent les cycles biogéochimiques de l'eau, du carbone et des minéraux (Waring & Running, 2007). Elles abritent plus de 75 % de la biodiversité terrestre et fournissent à l'humanité nourriture, médicaments et matériaux (FAO, 2020). Celles-ci subissent une augmentation des pressions en lien avec les activités humaines menaçant leur capacité à se maintenir dans le temps (Trumbore et al., 2015). Les maladies, les ravageurs et, plus récemment, les changements climatiques ainsi que les espèces exotiques envahissantes sont autant de facteurs dont les impacts sur la santé des forêts sont considérables (Ramsfield et al., 2016).

Pour mieux comprendre les forces qui régissent la santé des forêts, il est nécessaire de revenir à l'échelle de l'arbre. Les facteurs de dépérissement d'un arbre ont été conceptualisés par Manion (1981) en trois catégories (Figure 1).

1. Les facteurs prédisposants : ils restreignent le potentiel bon état sanitaire d'un arbre sur le long terme. Ce sont les caractéristiques génétiques, le type de sol, la concurrence végétale, la disponibilité de l'eau, les pratiques sylvicoles, le climat local, etc.
2. Les facteurs incitants : ce sont des événements soudains qui déclenchent le déclin. Par exemple, les extrêmes climatiques, les insectes défoliateurs, les champignons et la pollution.
3. Les facteurs aggravants : généralement biotiques, ils bénéficient de la faiblesse de l'arbre pour s'installer tout en accélérant le déclin. Il s'agit par exemple de champignons de faiblesse, de virus, de bactéries, d'insectes xylophages ou de nématodes.

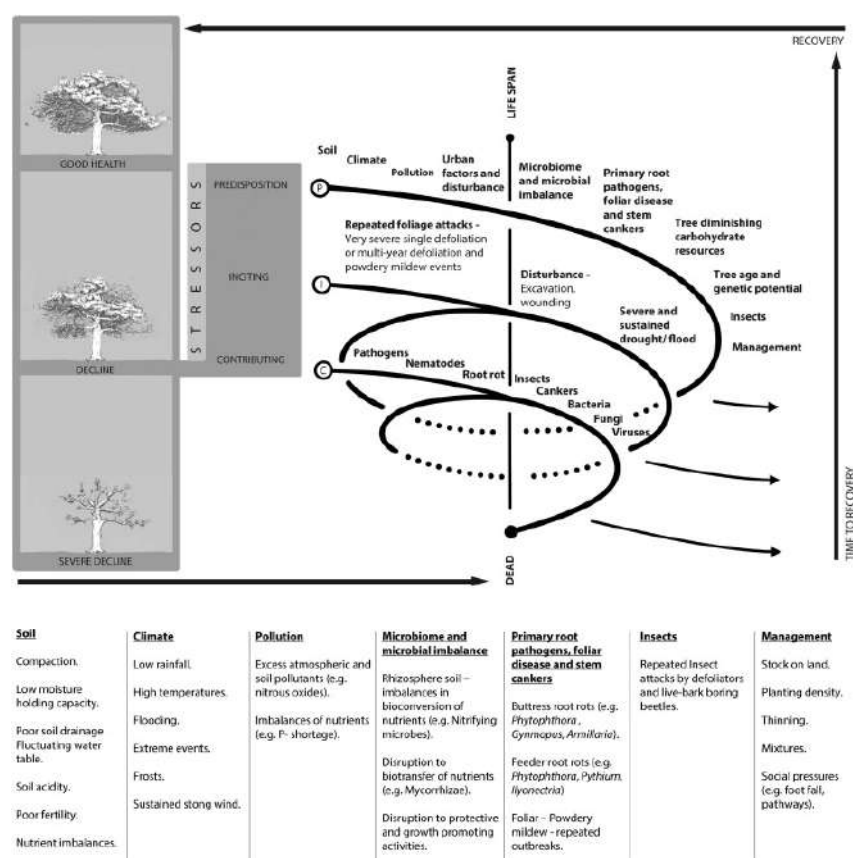


Figure 1: Spirale du dépérissement mise à jour par Denman et al. (2022).

En Europe, la santé des forêts décline à cause des maladies, des dégâts de gibier, des extrêmes climatiques, des incendies et des ravageurs. Le Programme International de Coopération pour l'évaluation et la

surveillance des forêts qui assure le suivi des 6 essences forestières principales révèle que 19 % des peuplements manifestent un déficit foliaire, traduisant les stress endurés. Le chêne sessile (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), le chêne pédonculé (*Quercus robur* L.) et le chêne vert (*Quercus ilex* L.) sont les trois essences dont la défoliation est la plus haute entre 1994 et 2018 (Waldner et al., 2020). Le chêne sessile et le chêne pédonculé sont deux espèces de chênes indigènes qui représentent la majorité des individus de ce genre en Wallonie (Claessens et al., 2010).

2.2 Le chêne

2.2.1 Compagnon de la biodiversité ...

Parmi les essences wallonnes, le genre *Quercus* est le deuxième genre le plus favorable à la biodiversité après le genre *Salix* (Branquart & Liégeois, 2005). Dans leur article, Mitchell et al. (2019) listent 2300 espèces associées aux chênes pédonculés et sessiles au Royaume-Uni. En tant qu'espèce clé de voûte, le déclin du chêne menace fatalement de nombreux autres organismes. Avec plus de 500 coléoptères saproxyliques associés, dont certains sur liste rouge, le maintien des chênaies matures comportant de vieux arbres et du bois mort est primordial pour ce pan de la biodiversité (Löf et al., 2016). Et, d'après Brändle & Brandl (2001), il y a 252 espèces d'insectes et d'acariens inféodées au chêne en Allemagne.

Le chêne soutient cette biodiversité dans une vaste gamme de conditions environnementales allant des sols humides et acides aux sols secs et basiques (Hendrickx & Van Der Kaa, 2014). Pour leur valeur écologique, certains habitats forestiers où pousse le chêne sont protégés. C'est le cas des chênaies climaciques des sols hydromorphes (9160 et 9190) et des hêtraies acidophiles (9110 et 9120) qui sont désignées comme des habitats d'intérêt communautaire. Leur conservation étant privilégiée, la directive Habitats (92/43/CEE) leur confère un statut de protection à l'échelle européenne (Claessens & Wibail, 2021).

2.2.2 ... et des humains

Au-delà des considérations techniques, le chêne véhicule un imaginaire fort dont témoignent les nombreuses symboliques qu'on lui prête : longévité, force, fertilité et robustesse (Leroy et al., 2020). Compagnon de l'humain depuis des siècles, le chêne est utilisé dans tous types de constructions, que ce soient les voiliers qui traversaient les océans ou les charpentes des édifices historiques en passant par les habitations, plus modestes, qui contiennent quasiment toutes l'un ou l'autre dérivé du chêne. En outre, le chêne a permis aux humains de se nourrir ainsi que de nourrir les animaux, d'élever vins et spiritueux, de boucher les bouteilles associées, de tanner le cuir, de teindre le tissu et de se chauffer. La proximité historique avec cet arbre fait de lui un symbole ancré dans la culture : le chêne sous lequel Saint-Louis rendait justice, le Royal Oak en Angleterre, certaines pièces de monnaie européennes, de nombreuses dénominations géographiques en Wallonie et le logo du Département Nature et Forêt y compris les uniformes associés (Figure 2).



Figure 2: *Saint Louis rendant justice sous un chêne ; Lieu-dit du Gros chêne à Ellezelles ; Pièce allemande de 5 centimes d'euro ; Uniforme d'un agent du DNF. Crédits : Domaine public, IGN, Chrishan Sakthisivantha, J-M. Quinet.*

2.2.3 Atout économique

En plus d'être stratégique du point de vue écologique, le chêne l'est aussi du point de vue économique. En Wallonie, les chênes sessiles et pédonculés occupent la place de première essence feuillue. La superficie forestière productive de la région est composée de 76 800 ha (16 %) de chênaies et 33 000 ha (7 %) de chênes en mélange avec le hêtre et le frêne [Filière Bois Wallonie (2024) ; Figure 3]. La répartition de chacune des deux espèces varie toutefois selon la région bioclimatique et les caractéristiques stationnelles (Petit et al., 2017). En matière de volume sur pied, 14 067 364 m³ appartiennent aux propriétaires publics tandis que les propriétaires privés en détiennent 9 709 957 m³ (Filière Bois Wallonie, 2024). Sur la période 1987-2023, la valeur financière du bois de chêne semble avoir été plus stable que celle des autres feuillus et, au printemps 2025, elle est à la première place du classement de la valeur du bois (Fédération des Experts Forestiers de Belgique, 2025).

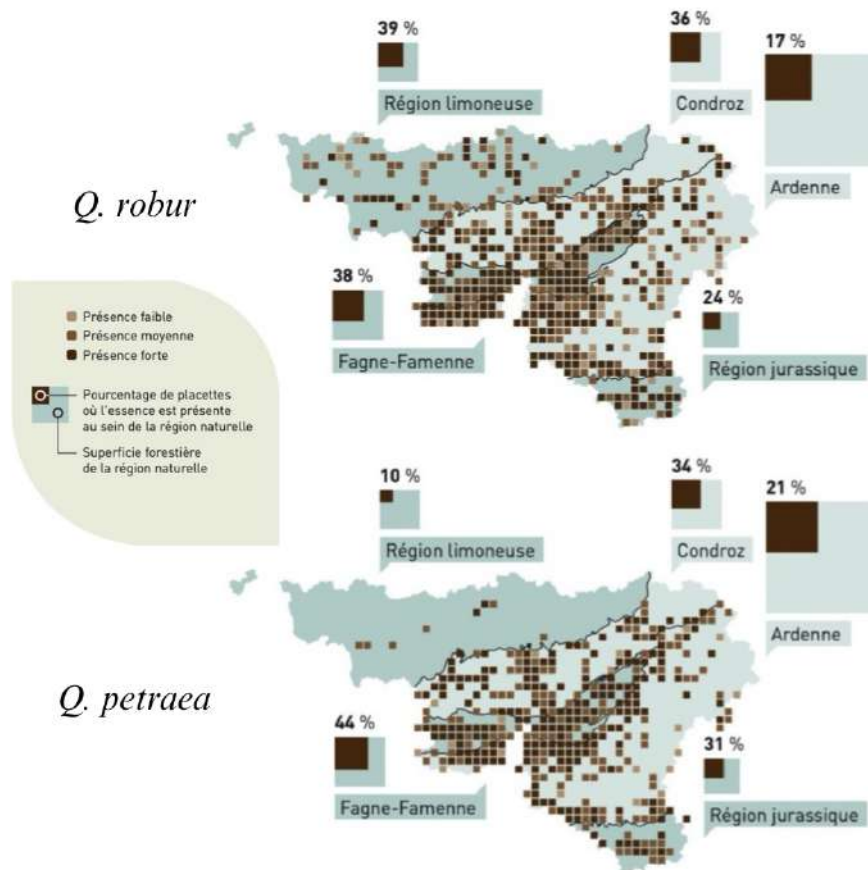


Figure 3: Distribution des chênes indigènes en Wallonie, issu de Petit et al. (2017).

De nombreuses possibilités de valorisation s'offrent ensuite à ce bois : portes, escaliers intérieurs, parquets, plinthes, bardages, construction, placage, tonnellerie, etc (HoutInfoBois, 2025).

2.2.4 Dépérissement du chêne

Bien que longévifs, les chênes ne sont pas immortels. Des dépérissements sont rapportés depuis plus d'un siècle à travers l'Europe (Figure 4). Le chêne sessile et le chêne pédonculé ne sont pas affectés de la même manière par les dépérissements (Macháčová et al., 2022).

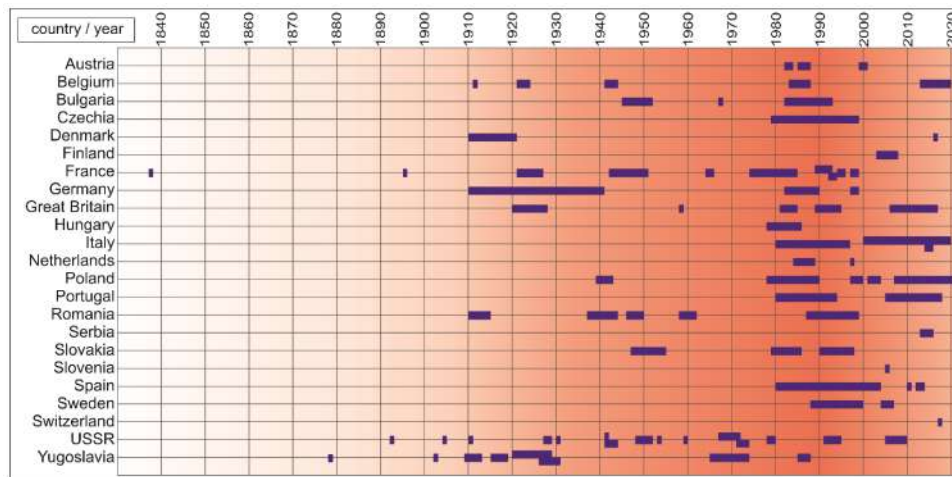


Figure 4: Calendrier des épisodes de dépérissement du chêne rapportés dans les pays européens, issu de Macháčová et al. (2022)

En plus de décomposer les facteurs de dépérissement selon les trois catégories proposées par Manion (prédisposant, incitant et aggravant), il est possible de distinguer les facteurs abiotiques des facteurs biotiques.

2.2.4.1 Facteurs abiotiques Malgré leur similarité apparente, le chêne sessile et le chêne pédonculé occupent des niches écologiques différentes (Figure 5).

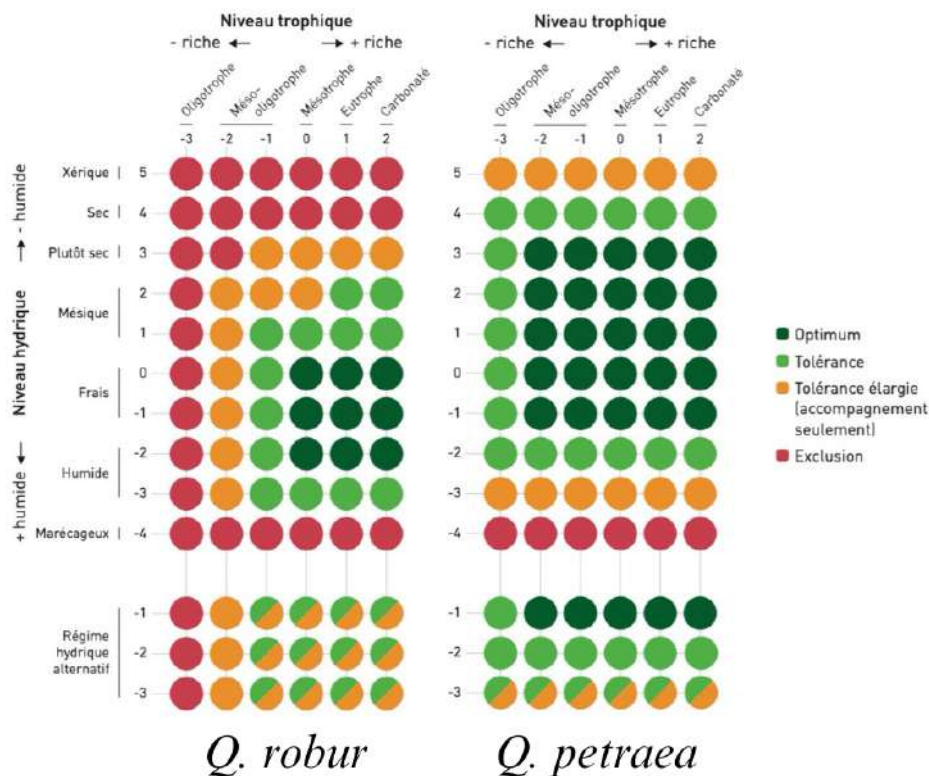


Figure 5: Ecogrammes d'aptitude de *Q. robur* et *Q. petraea*, issu de Petit et al. (2017).

Les sécheresses printanières et estivales contribuent à la dégradation de l'état de santé des deux chênes indigènes, particulièrement pour le chêne pédonculé dont les besoins en eau sont plus importants. Le

chêne sessile est, quant à lui, sensible aux gelées tardives qui créent des embolies dans les vaisseaux ou la nécrose des feuilles. En outre, le chêne sessile n'est pas adapté aux sols soumis à un engorgement prolongé ou permanent. (Tyree & Zimmermann, 2002; Petit et al., 2017).

2.2.4.2 Facteurs biotiques Outre les aléas climatiques, les chênes doivent faire face à différentes sources de stress d'origine biologique.

Insectes Les insectes défoliateurs jouent un rôle majeur dans le dépérissement des chênes, en consommant leurs feuilles et en réduisant ainsi la photosynthèse. Par exemple, les chenilles de la tordeuse verte du chêne (*Tortrix viridana* L.), de la processionnaire du chêne (*Thaumetopoea processionea* L.) et du bombyx disparate (*Lymantria dispar* L.) peuvent causer des dégâts importants lors des épisodes de pullulation (Claes & Malaisse, 1998; Damestoy et al., 2020). Privés de cette source d'énergie, les arbres sont contraints de puiser dans leurs réserves de glucides. La diminution des glucides, notamment du glucose, amplifie la vulnérabilité des arbres face aux autres stress (Wargo, 1996).

Les insectes foreurs du bois profitent d'arbres affaiblis pour réaliser leur cycle de vie. Par exemple, les larves de bupreste (Coléoptères, Buprestidae) circulent dans les tissus vasculaires pour se nourrir : leur trajectoire en zigzag finit par anneler partiellement l'arbre. Les buprestes ne sont pas les seuls foreurs du bois ; on retrouve également les longicornes (Coléoptères, Cerambycidae) et les scolytes (Coléoptères, Curculionidae, Scolytinae et Platypodinae) *sensu lato* (Lieutier et al., 2004).

Pathogènes Parmi les pathogènes racinaires notables, on retrouve *Gymnopus fusipes* (Bull.) Gray, qualifié de ravageur primaire et les armillaires (*Armillaria* spp.) dont le rôle semble davantage secondaire que primaire (Thomas et al., 2002; Denman et al., 2017). Sur les stations plus argileuses, les chênes sont plus vulnérables aux pathogènes racinaires du genre *Phytophthora* qui participent à leur affaiblissement, les rendant plus sensibles aux autres stress (Thomas et al., 2002).

Au niveau du houppier, une infection par l'oïdium provoque des dégâts qui mènent à une défoliation. Ceux-ci sont d'autant plus dommageables lorsqu'ils touchent les nouvelles feuilles produites après une première défoliation causée par des insectes (Marçais & Desprez-Loustau, 2014).

Depuis une vingtaine d'années, une pathologie touchant le chêne a fait son apparition. Des bactéries occasionnent des suintements noirs qui s'écoulent à travers l'écorce des chênes dans différents pays européens. L'ampleur du phénomène et la rapidité avec laquelle les arbres touchés meurent mènent à la création d'une appellation par Denman et al. (2014) pour ce type de dépérissement : *Acute Oak Decline* (AOD).

2.2.5 Acute Oak Decline

Ce travail étant rédigé en français, il pourrait être tentant de traduire *acute oak decline* par déclin aigu du chêne mais la traduction pourrait créer l'ambiguïté avec une autre pathologie : la mort subite du chêne (*sudden oak death*), causée par un oomycète nommé *Phytophthora ramorum* Werres, De Cock & Man in 't Veld. Pour éviter les confusions, les noms anglais seront conservés dans la suite du présent document.

L'AOD est mis en opposition à une autre caractérisation du dépérissement du chêne : le *Chronic Oak Decline* (COD). Il correspond au dépérissement tel qu'il est souvent défini : étalé sur plusieurs décennies et multifactoriel (Finch et al., 2021). Le COD, observé depuis plus longtemps que l'AOD, se distingue par une mauvaise santé racinaire, la mort progressive des branches et le manque de ramifications (Denman et al., 2017; Gagen et al., 2019).

L'AOD repose, selon Denman et al. (2014), sur quatre symptômes :

1. Taches suintantes de liquide sombre visibles sur le tronc du chêne.

2. Fissures dans l'écorce d'où s'échappe le liquide.
3. Lésions de forme ovale irrégulière dans l'écorce interne et/ou cavités derrière l'écorce externe autour du point de suintement.
4. Présence de galeries du bupreste *Agrilus biguttatus* Fabricius dans le phloème et l'aubier le plus externe. Lorsque les chênes présentent ces symptômes, leur état se dégrade brutalement en 3 à 5 ans (Denman et al., 2014). Les suintements observés sont attribués à 4 bactéries : *Brenneria goodwinii* Denman et al., *Gibbsiella quercinecans* Brady et al., *Rhanella victoriana* Brady et al. et, occasionnellement, *Lonsdalea britannica* (Brady et al.) Li et al. (Brady et al., 2017). La plus dommageable est *B. goodwinii* mais leur combinaison accentue l'effet nécrosant (Denman et al., 2018).

D'abord décrites au Royaume-Uni, ces bactéries ont été observées sur différentes espèces de chêne en Europe (Brady et al., 2017, Figure 6). Leur présence a également été signalée en Belgique (OWSF, 2025).

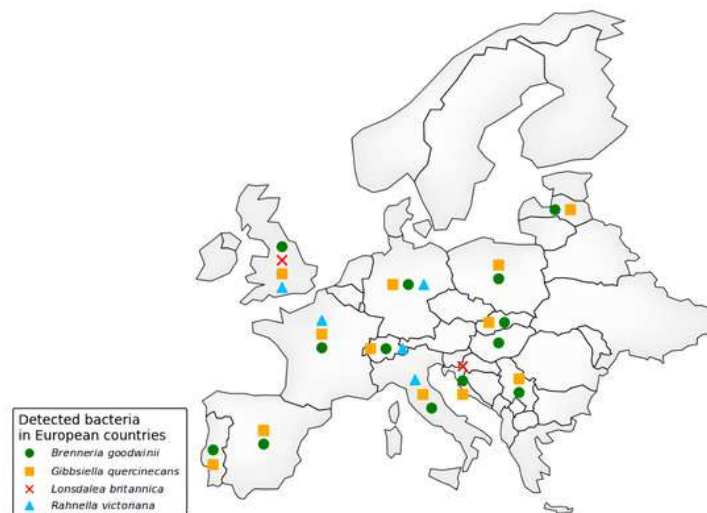


Figure 6: Répartition des bactéries associées à l'AOD dans les pays européens (d'après les bases de données Scopus et EPPO, dernier accès le 17 mars 2025), issu de Bene et al. (2025).

A. biguttatus, dont les interactions avec les bactéries de l'AOD sont insuffisamment comprises, est un acteur qualifié de facteur aggravant. Il est régulièrement impliqué dans les dépérissements de chênes pas nécessairement touchés par l'AOD (Saintonge & Nageleisen, 2023).

2.3 Agrile du chêne

2.3.1 Taxonomie

Les agriles sont des coléoptères appartenant à la famille des *Buprestidae*. Le genre *Agrilus* est le plus diversifié du règne animal avec plus de 3 000 espèces décrites à ce jour (Bellamy, 2008). Plusieurs espèces européennes sont inféodées aux chênes pédonculés et sessiles : *Agrilus sulcicollis* Lacordaire, *Agrilus angustulus* Illiger et *Agrilus biguttatus* Fabricius, *Agrilus laticornis* Illiger, *Agrilus obscuricollis* Kiesenwetter, *Agrilus graminis* Kiesenwetter, *Agrilus hastulifer* Ratzeburg¹, *Agrilus viridis* Linnaeus et *Agrilus curtulus* Mulsant & Rey² (Moraal & Hilszczanski, 2000; Ellis, 2001–2025). Ces insectes, proches taxonomiquement, se différencient notamment par leur niche écologique : *A. biguttatus* se développe dans

¹*Agrilus hastulifer* n'a pas été observé en Belgique (GBIF Secretariat, 2023b).

²*Agrilus curtulus* n'a pas été observé en Belgique ni sur *Q. petraea* (Ellis, 2001–2025; GBIF Secretariat, 2023a)

le tronc de chênes relativement âgés alors que les autres espèces favorisent les branches et les arbres de diamètre inférieur (Moraal & Hilszczanski, 2000; Evans et al., 2004; Domingue et al., 2011).

2.3.2 Description morphologique

Agrilus biguttatus, l'agrile du chêne, est vert métallique. Son corps est allongé et ses yeux occupent une proportion importante de la tête. Il se différencie visuellement des autres agriles par deux taches blanches situées sur le tiers postérieur des élytres, à proximité de la suture (Figure 7). Les adultes mesurent entre 10 et 13 millimètres. Les larves se distinguent plus subtilement des autres espèces d'insectes foreurs du bois : elles sont apodes et aplaties dorso-ventralement. Le premier segment thoracique, enveloppant la tête, est large et les deuxième et troisième segments s'affinent. Deux épines sclérifiées s'observent sur le segment anal (Brown et al., 2015). Ces différentes caractéristiques morphologiques sont le résultat d'un mode de vie typique.



Figure 7: Agrile du chêne adulte (Photo : Per Hoffmann Olsen (cc-by-nc)).

2.3.3 Cycle de vie

Agrilus biguttatus passe la majeure partie de sa vie sous forme larvaire, dans les tissus vasculaires de son hôte. Entre mai et juillet, à l'issue d'une phase de pupaison, l'individu creuse un trou en forme de D pour s'extirper de l'écorce. Les imagos se déplacent dans la canopée (des chênes, mais aussi des érables sycomores et des hêtres) pour se nourrir et se reproduire. Ensuite, les femelles déposent leurs œufs dans les fissures des écorces de chênes dont l'épaisseur du phloème dépasse les 10 à 13 mm (Vansteenkiste et al., 2004). L'agrile du chêne étant une espèce thermophile, les œufs seraient pondus de préférence sur la face sud des troncs pour favoriser la vitesse de développement des larves. Entre août et septembre, les œufs éclosent et les jeunes larves creusent l'écorce vers le cambium pour aller se nourrir du phloème, riche en éléments nutritifs. Selon le climat, la larve circulera en zigzaguant durant une ou deux années, menant à une annélation partielle de son hôte. Après son passage par 5 stades larvaires, la larve se dirige vers l'extérieur de l'écorce où elle creuse la chambre pupale. Elle y passe l'hiver avant la pupaison qui a lieu au début du printemps (Reed et al. (2018) ; Figure 8).

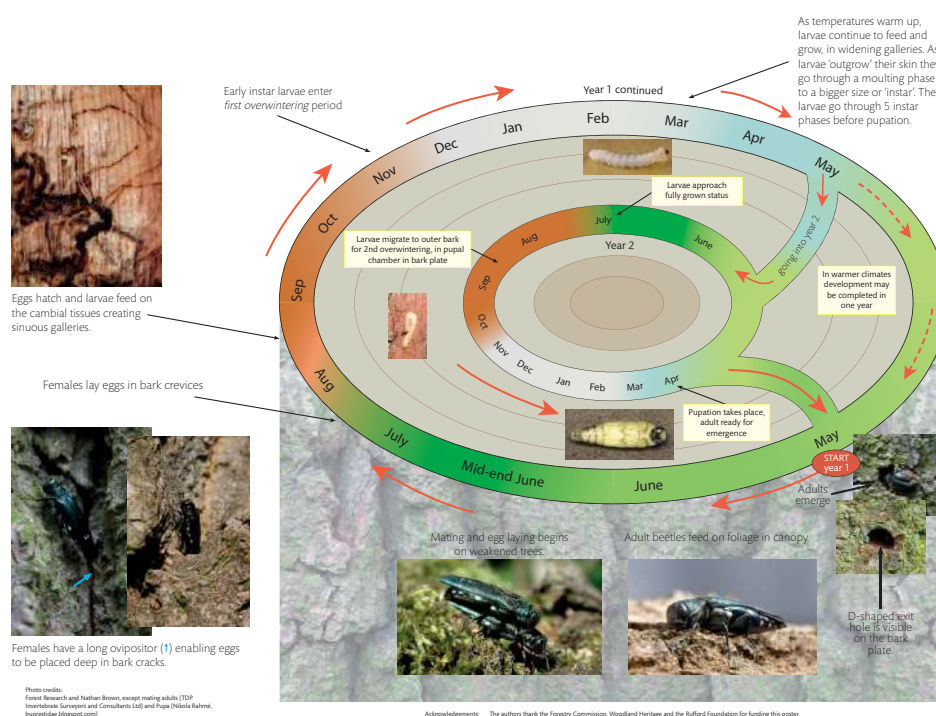


Figure 8: Cycle de vie de l'agrile du chêne (crédit : Crown).

2.3.4 Distribution

Conditionnée par son cycle de vie, la distribution de l'agrile du chêne s'étend d'est en ouest en Europe. Dans le sens nord-sud, cette espèce est présente du sud de la Suède au nord de l'Afrique (Secretariat, 2023, Figure 9). Comme évoqué précédemment, *A. biguttatus* est thermophile ; cette caractéristique joue en sa faveur dans le contexte du réchauffement climatique qui permettra à une part plus importante d'individus d'être univoltine. La distribution géographique de l'espèce semble également être en expansion (Brown et al., 2015). En 2008, elle a été observée en Danemark pour la première fois (Pedersen & Jørum, 2009). En Belgique, la majorité des occurrences proviennent de deux sources : les collections entomologiques de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique et une étude publiée par Kuhn et al. dont l'objectif était de comparer l'efficacité de différents pièges sur les Buprestes (Grootaert & Noe (2025); Kuhn et al. (2024) ; Figure 10).



Figure 9: Occurrences géoréférencées de l'agrile du chêne sur son aire d'indigénat depuis 1650 (Crédits : GBIF, Openstreetmap, OpenMapTiles).

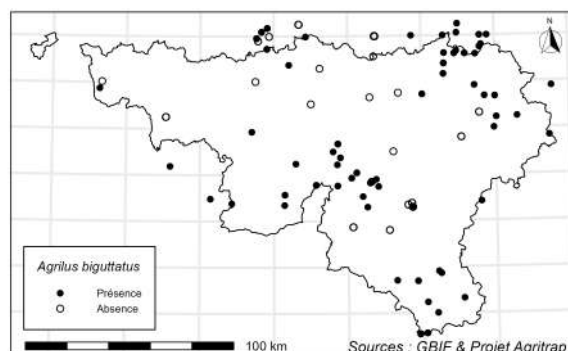


Figure 10: Occurrences wallonnes et limitrophes géoréférencées de l'agrile du chêne (EPSG 31370).

2.3.5 Lien avec l'AOD

Succinctement abordé dans la section 2.2.5, *A. biguttatus* est couramment impliqué dans les dépérissements (Saintonge & Nageleisen, 2023). Initialement, les scientifiques anglais pensaient que l'agrile du chêne pouvait être le vecteur des bactéries responsables des suintements car il semblait y avoir une cooccurrence entre les suintements et la présence d'agriles du chêne (Brown et al., 2017). Les études plus récentes remettent en cause le rôle de ces insectes (Tkaczyk & Sikora, 2024). *Brenneria goodwinii* est une bactérie endophyte largement répandue au Royaume-Uni ; elle a la capacité de se maintenir dans les tissus des glands et, par conséquent, d'être disséminée avec eux (Maddock et al., 2023). En outre, le complexe bactérien responsable de l'AOD est présent, toujours au Royaume-Uni, dans les feuilles et les bourgeons de chêne, et ce, peu importe le niveau de dépérissement (Gathercole et al., 2021). Les différentes bactéries impliquées dans l'AOD profiteraient des lésions présentes pour s'y établir. Ainsi, les agriles joueraient un rôle de facilitateurs en créant des ouvertures dans les tissus cambiaux (Langer et al., 2025).

Avec la prise de conscience de la prépondérance du microbiote pour la santé, l'approche consistant à associer un pathogène à une maladie devient parfois obsolète et laisse place à un concept nommé "pathobiome". Il est défini par Bass et al. (2019) comme étant "*l'ensemble des organismes associés à l'hôte (procaryotes, eucaryotes et virus) associé à un état de santé (potentiellement) réduit, résultant des interactions entre les membres de cet ensemble et l'hôte*". Selon cette définition, les différentes bactéries à l'origine des suintements et l'agrile du chêne font partie du pathobiome de l'AOD. Doonan et al. (2020) ont démontré que la présence de la larve d'agrile du chêne (*Agrilus biguttatus*) accroît la pathogénicité de *B. goodwinii*.

2.3.6 Impact économique

L'agrile du chêne est considéré comme l'un des ravageurs du chêne les plus importants en Europe (Reed et al., 2018). Son impact économique est potentiellement élevé puisqu'il est proportionnel à la valeur du chêne et à son abondance en Wallonie (Section 2.2.3). Même s'il ne dévalue pas la qualité du bois, cet insecte contribue directement à la dégradation de l'état sanitaire et il accélère l'arrivée des ravageurs nécessitant un dépérissement plus avancé (Brown et al., 2015; Sallé et al., 2020). La mort imminente des arbres touchés incite alors à un abattage précoce créant un manque à gagner.

2.4 Situation wallonne

En 2025, le dépérissement du chêne wallon n'a rien d'insolite : les dernières décennies ont été ponctuées de ce phénomène (Macháčová et al., 2022). Plus précisément, les années où se conjuguent hivers rigoureux, périodes de sécheresse, glandées et attaques de chenilles correspondent aux années lors desquelles la largeur des cernes diminue le plus par rapport à la moyenne, traduisant le stress enduré par les arbres (Losseau et al., 2020). Le chêne pédonculé est nettement dépérissant en Fagne-Famenne-Calestienne et

son état est préoccupant en Ardenne Centro-Orientale ainsi qu'en Basse et Moyenne-Ardenne (Figure 11). Néanmoins, la tendance est à la dégradation dans toutes les régions bioclimatiques. En ce qui concerne le chêne sessile, lui aussi voit ses effectifs se délabrer même si, à l'exception de l'Ardenne Centro-Orientale, ils sont globalement sains (OWSF, 2025).

Toutefois, en 2020, l'apparition importante de suintements noirs dans les peuplements déperissants inquiète les forestiers wallons et motive l'étude de ce symptôme déjà documenté en Belgique par Vansteenkiste et al. (2004) en 2002.



Figure 11: *Vue aérienne d'une chênaie déperissante à Rochefort (Photo : Cédric Geerts)*

3 Objectifs

Au regard de la problématique actuelle de dépérissement du chêne en Wallonie, comprendre le rôle que joue *A. biguttatus* dans celui-ci peut s'avérer utile à la fois pour améliorer la gestion des peuplements mais aussi pour développer des connaissances fondamentales sur cet insecte peu étudié sur le territoire. Dans cette étude, l'emphasis sera mise sur les symptômes liés à l'*Acute Oak Decline*. Ce type de dépérissement rapide nécessite d'être mieux connu afin d'évaluer quels sont les moyens possibles pour s'en prémunir.

Que le dépérissement soit chronique (COD) ou rapide (AOD), la complexité des interactions entre les facteurs de dépérissement oblige à adopter une approche systémique où la santé des chênes est étudiée de l'échelle individuelle à l'échelle paysagère.

Voici les objectifs de cette étude :

1. Déterminer s'il existe une relation entre le dépérissement, les suintements noirs et les trous de sortie d'agriles.
2. Identifier les facteurs environnementaux qui influencent le dépérissement du chêne.
3. Identifier les facteurs environnementaux qui influencent la présence d'agrile du chêne.

4 Matériel et méthodes

4.1 Sites d'étude

L'Observatoire Wallon de la Santé des Forêts assure le suivi de l'état sanitaire du chêne sur 54 sites dispersés à travers la Wallonie. Ces sites sont sélectionnés pour rencontrer des conditions stationnelles diversifiées du point de vue de l'altitude, de la profondeur du sol, du niveau trophique et du niveau hydrique. Lors du choix de ces sites, l'OWSF s'est assuré avec l'aide du parcellaire du DNF et des recherches scientifiques antérieurement menées sur certains d'entre eux de n'avoir que des peuplements représentés uniquement par *Q. robur* ou par *Q. petraea*. Ainsi, les chances de rencontrer des hybrides a été limitée. Dans le cadre de cette étude, il n'était pas possible de tous les visiter pour des raisons pratiques. Deux critères de sélection ont permis d'isoler un sous-échantillon de 34 sites (Figure 12) :

1. L'abondance des chênaies indigènes dans la région bioclimatique.

Ce critère a permis d'écarter les sites au nord du sillon Sambre-et-Meuse où les chênaies sont moins abondantes.

2. Le niveau de dépérissement moyen du site en 2024.

Les sites s'écartant le plus de la moyenne sont retenus pour conserver des sites dont l'état sanitaire est le plus contrasté possible. Un tableau synthétique des principales caractéristiques de ces sites est disponible en annexe 11. Il y a 16 sites composés de *Q. robur* et 18 sites de *Q. petraea*.

Chaque site a été visité deux fois. La première visite, effectuée par l'OWSF, a permis d'évaluer l'état sanitaire de 20 arbres par parcelle. Une rubalise a été accrochée au pied de chaque arbre pour faciliter sa localisation lors de la visite suivante.

Lors de la seconde visite, consacrée à l'observation du tronc, chaque arbre a été géoréférencé à l'aide d'un rover RTK dont la précision était d'un mètre en moyenne. Sur les 680 arbres initialement signalés, 651 d'entre eux ont été retrouvés et géoréférencés lors du second passage. Cette diminution du nombre d'arbres marqués par la rubalise s'explique probablement par du vandalisme pour la majorité des arbres concernés et plus rarement par d'éventuels oublis humains ou arrachages par la faune.

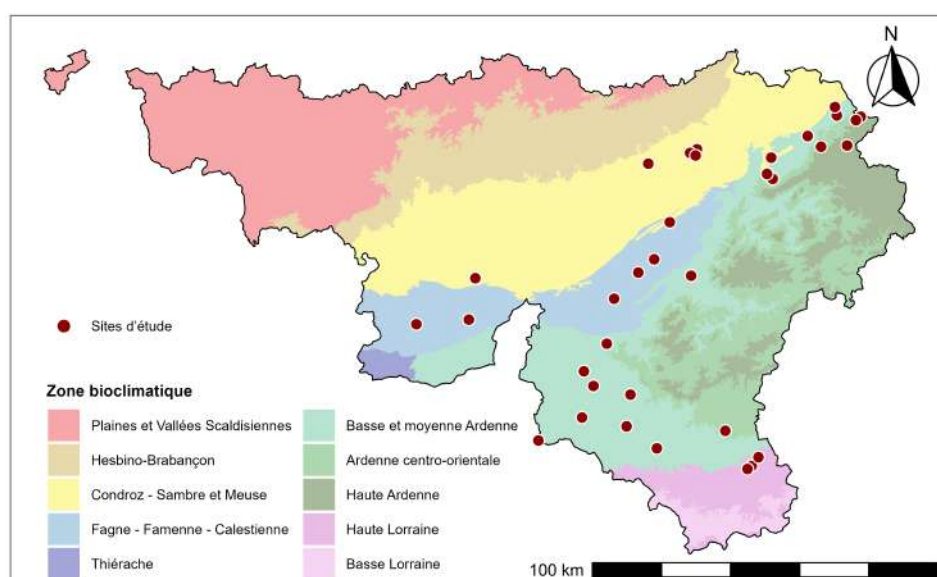


Figure 12: Sites d'étude.

4.2 Récolte de données

4.2.1 Etat sanitaire

Parmi les différentes possibilités existantes, l'OWSF utilise la méthode DEPERIS pour évaluer l'état sanitaire des chênes. Cette dernière consiste à observer deux critères par arbre : la mortalité des branches et le manque de ramification dans le houppier hors concurrence et sur des sujets dominants ou co-dominants choisis au hasard (Tableau 1). La mortalité des branches repose sur la quantification de la simplification des axes peu importe leur diamètre et le manque de ramification désigne la proportion du volume supplémentaire que devrait occuper le houppier s'il était parfaitement sain.

Tableau 1: Note pour chaque critère (Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, 2025).

Note	Intensité	Fréquence	Nombre	% indicatif
0	Absence ou trace	Nulle à très faible	0 à quelques rares	0 à 5
1	Légère	Faible	Quelques à peu nombreux	6 à 25
2	Assez forte	Modérée	Assez nombreux	26 à 50
3	Forte	Importante	Nombreux	51 à 75
4	Très forte	Très importante	Très nombreux	76 à 95
5	Total	Toute la partie notée concernée	Total	96 à 100

Ces notes sont ensuite converties en notation DEPERIS via un abaque qui permet de placer chaque arbre sur un gradient de dépérissement allant de A pour les arbres sains à F pour les arbres dont la santé est très dégradée (Tableau 2).

Tableau 2: Abaque de conversion de la mortalité des branches et du manque de ramification en notation DEPERIS.

		Manque de Ramification					
		0	1	2	3	4	5
Mortalité des Branches	0	A	B	C	D	E	F
	1	B	B	C	D	E	F
	2	C	C	D	D	E	F
	3	D	D	D	E	F	F
	4	E	E	E	F	F	F
	5	F	F	F	F	F	F

4.2.2 Symptômes de l'*Acute Oak Decline*

Lors de la seconde visite, les troncs des arbres évalués selon la méthode DEPERIS ont été inspectés. L'agrile du chêne étant thermophile, deux faces ont été délimitées sur chaque tronc. La première maximise l'accumulation de chaleur tandis que la deuxième la minimise. Concrètement, une boussole a été employée pour placer deux punaises à 2 m de hauteur à 120° et 300° à partir du nord, en rotation horaire (Figure 13 et annexe figure 24).

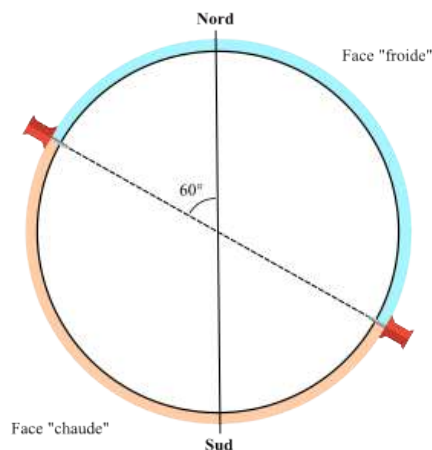


Figure 13: Vue transversale schématique de la délimitation d'un tronc.

Sur chacune des deux faces préalablement délimitées plusieurs variables ont été relevées.

1. Le nombre de trous d'agriles a été compté. Ils sont distinguables par leur forme qui s'apparente à un "D".
2. Le pourcentage de la surface d'écorce inobservable a été estimé en pourcentage. Cette estimation sert à quantifier la difficulté éprouvée pour détecter les trous d'agriles lorsqu'un tronc est recouvert par les bryophytes ou les lichens.
3. La longueur de chaque fissure d'où s'échappe un suintement noir a été estimée en centimètres (Photo en annexe : figure 26).
4. La longueur de chaque cicatrice a été estimée en centimètres car elles pourraient correspondre à des suintements ayant cicatrisé.

Ces quatre premières variables sont mesurées sur les deux premiers mètres du tronc.

5. L'intensité de la recherche de nourriture par les pics a été classée selon le pourcentage de la superficie prospectée par ces oiseaux sur les 4 premiers mètres du tronc (Tableau 3). La hauteur d'observation est doublée car cette variable est rapide à évaluer.

Tableau 3: Classes d'intensité de la recherche de nourriture par les pics.

Classe	Pourcentage de superficie prospectée
0	0 à 5%
1	6 à 25%
2	26 à 50%
3	> 50%

4.2.3 Dendrométrie

Dans le but de mieux caractériser les peuplements, la circonférence de chaque arbre inspecté a été mesurée à l'aide d'un mètre ruban et la surface terrière a été mesurée avec un relascope à chaînette Haglof et l'encoche de facteur 2. Le nombre de points de mesure dépendait de la superficie de la parcelle concernée. La moyenne arithmétique de ces différentes mesures a ensuite été calculée pour chaque parcelle (Tableau 4).

Tableau 4: Nombre de points de mesure recommandé pour obtenir une surface terrière moyenne dans des peuplements uniformes, d'après De Potter B. (2011).

Taille de la parcelle	Nombre de points de mesure dans un peuplement uniforme
De 0,5 à 2 ha	6
De 2 à 10 ha	8
Plus de 10 ha	10

4.2.4 Trouées, concurrence

Le modèle numérique de hauteur de 2021 a été découpé dans un rayon de 15 mètres autour de chaque arbre pour évaluer la concurrence directe entre celui-ci et ses voisins directs. Le rayon moyen de la couronne des arbres étudiés est de 5 mètres. Il a été estimé en utilisant une fonction proposée par Hemery et al. (2005) qui lie la circonférence du tronc au rayon de la couronne. Ensuite, le package **ForestGapR** a rendu possible le calcul de la fraction du cercle dont la hauteur de la végétation est supérieure à 5 mètres afin de dissocier la strate herbacée et la strate arbustive de la strate arborée où les houppiers sont en concurrence (Silva et al., 2019).

4.2.5 Conditions stationnelles

Les coordonnées géographiques de chaque arbre ont servi à extraire différentes informations relatives aux conditions stationnelles grâce à l'*Application Programming Interface* (API) de Forestimator (Lisein et al., 2022) :

- **Niveau trophique**

- **Niveau hydrique**

Le niveau hydrique a ensuite été converti pour retrouver les deux variables continues qui le composent : **déficit hydrique estival** et **déficit en oxygène dans le sol** (Tableau 5).

- **Sous secteur radiatif**

Il dépend de la topologie et de l'orientation par rapport au soleil (Wampach et al., 2017).

- **Apport en eau**

Il dépend de la topologie, du type de sol et de la proximité avec un cours d'eau (Wampach et al., 2017).

- **Capacité en eau du sol**

Elle dépend de l'humidité, de l'épaisseur et de l'importance de la charge en éléments grossiers (Ridremont et al., 2011).

- **Zone bioclimatique**

Les zones bioclimatiques sont un découpage du territoire en zones homogènes du point de vue de l'aptitude climatique des essences (Perre et al., 2015).

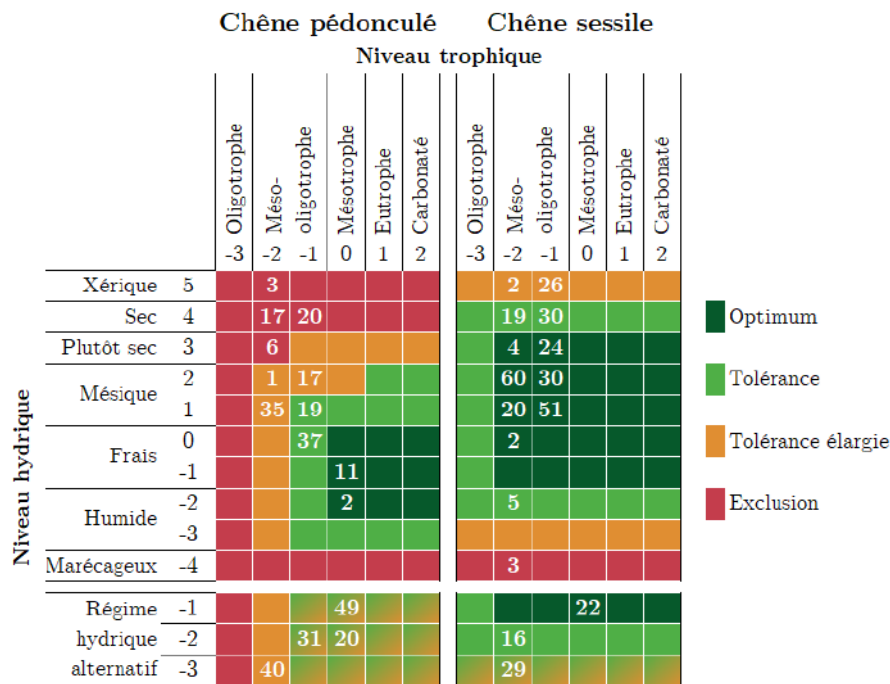
- **Ancienneté de la forêt**

Les forêts anciennes ont potentiellement connu moins de perturbations importantes telles que l'utilisation du sol à des fins agricoles. La continuité temporelle d'une forêt de feuillus est caractérisée par une biodiversité spécifique (Jacquemin et al., 2014).

La figure 14 illustre l'échantillonnage des chênes étudiés dans leurs écogrammes respectifs.

Tableau 5: Conversion du niveau hydrique en déficit en oxygène et en déficit hydrique estival (Petit et al., 2020).

Niveau hydrique	Déficit en oxygène	Déficit hydrique estival
5	0	5
4	0	4
3	0	3
2	0	2
1	0	1
0	0	0
-1	1	0
-2	2	0
-3	3	0
-4	4	0
-1RHA	-1	1
-2RHA	-2	2
-3RHA	-3	3

**Figure 14:** Ventilation des arbres échantillonnés dans l'écogramme d'aptitude par espèce. 651 arbres au total.

4.2.6 Paysage

La couche cartographique des essences majoritaires en surface terrière a été utilisée pour calculer la proportion de chêne, de hêtre et de forêt ainsi que l'indice de diversité spécifique de Shannon dans un rayon de 1 kilomètre autour de chaque arbre. La valeur de l'indice de Shannon repose sur l'abondance relative de chaque catégorie d'essence observable sur la couche des essences majoritaires. La couche des essences majoritaires étant un *raster*, la proportion qu'occupe chaque catégorie d'essences a été calculée en échantillonnant selon une maille de 10x10 mètres.

4.2.7 Climat

Dans l'objectif d'expliquer soit le dépérissement soit l'abondance d'agriles, différents indices climatiques paraissant pertinents du point de vue biologie ont été calculés (Tableau 6). Deux périodes d'études ont été considérées pour le calcul de ces indices. La première, 1995-2024, correspond à une durée recommandée pour l'étude des normales climatiques (World Meteorological Organization, 2017). La seconde, 2018-2022, est centrée sur l'année où s'est déclenché un épisode de dépérissement généralisé des chênes indigènes incluant l'apparition des suintements noirs en Wallonie (Claessens com. pers.).

Ces indices ont été calculés à partir des données climatiques journalières de l'Institut Royal Météorologique (IRM) à l'aide de Climate Data Operator version 2.4.0 développé par l'Institut Max-Planck de météorologie. Ce logiciel propose des fonctions statistiques et arithmétiques simples, des outils de sélection et de sous-échantillonnage des données, ainsi que des outils d'interpolation spatiale qui ont permis la production de cartes d'indices climatiques (Schulzweida, 2023). La résolution initiale de ces cartes est de 5x5 kilomètres ; elle correspond au maillage sur lequel l'IRM interpole les données issues des stations météorologiques. Avant d'extraire les indices climatiques de ces cartes aux coordonnées géographiques de chaque arbre, elles ont été rééchantillonnées à une résolution de 500x500 mètres grâce à une interpolation cubique permise par le package **terra** pour lisser les *rasters* créés (Hijmans, 2024). Ainsi, les valeurs extraites pour des arbres appartenant à un même site mais situés sur des pixels différents ont été homogénéisées.

Tableau 6: Indices climatiques sélectionnés, leurs raccourcis, unités et justifications écologiques.

Indice	Raccourci	Unité	Justification
Somme des degrés-jours à partir de 11,5°C	Somme degres jours	°C	Seuil développemental inférieur d' <i>A. biguttatus</i> (Reed et al., 2017)
Nombre de jours où la température maximale dépasse les 30°C	Jours chauds	jours	Quantification des stress thermiques endurés par les chênes
Nombre de jours où la température minimale est inférieure à 0°C entre avril et mai	Gelees tardives	jours	Quantification des stress thermiques endurés par les chênes
Nombre de jours où le bilan hydrique (précipitation - évapotranspiration) est inférieur à 0 entre avril et septembre	Jours secs	jours	Quantification des stress hydriques endurés par les chênes
Écart-type des températures moyennes annuelles	Ecart type T	°C	Quantification de l'instabilité des températures
Écart-type des précipitations moyennes annuelles entre avril et septembre	Ecart type P	mm	Quantification de l'instabilité des précipitations lors des saisons de végétation
Coefficient de pente de la régression linéaire du bilan hydrique annuel entre avril et septembre	Tendance secheresse annuelle	/	Quantification de l'évolution du niveau de sécheresse

4.3 Tableau synthétique des variables collectées

Le tableau 7 liste l'ensemble des variables collectées. En annexe, les tableaux 9 à 12, synthétisent les différentes variables à l'échelle des sites.

Tableau 7: Variables, unités et justifications retenues pour l'étude.

Variable	Unité	Justification
Espèce	/	Le degré de dépérissement de ces deux espèces n'est pas le même
Notation DEPERIS	/	État sanitaire de l'arbre estimé à partir du déficit foliaire
Présence d'agriles	/	Lien présumé avec le dépérissement et l'AOD
Somme des longueurs des suintements noirs	cm	Lien présumé avec le dépérissement (AOD)
Somme des longueurs des cicatrices	cm	Certains suintements noirs peuvent cicatriser
Intensité de la recherche de nourriture par les pics	/	Prédation des larves sous l'écorce
Circonférence à 130 cm	cm	Caractérisation de l'arbre
Surface terrière	m ² /ha	Mesure de la densité du peuplement
Proportion de couvert forestier dans un rayon de 15 mètres	/	Mesure de la concurrence, des trouées
Niveau trophique	/	Caractérisation de la niche écologique
Déficit hydrique estival	/	Vulnérabilité face aux sécheresses estivales à partir du type de sol
Déficit en oxygène du sol	/	Vulnérabilité face à l'engorgement en eau du sol
Apport en eau	/	Approvisionnement des arbres en eau
Capacité en eau du sol	/	Ecosystème potentiellement moins altéré
Ancienneté de la forêt	mm	Vulnérabilité des arbres face aux sécheresses
Proportion de chêne dans un rayon de 1 km	/	Continuité de l'habitat de l'agrile du chêne
Proportion de hêtre dans un rayon de 1 km	/	Les agriles adultes peuvent aussi se nourrir dans la canopée des hêtres (Brown et al., 2015)
Proportion de forêt dans un rayon de 1 km	/	Continuité de l'habitat au sens large

Tableau 7: Variables, unités et justifications retenues pour l'étude. (continued)

Variable	Unité	Justification
Indice de Shannon	/	Diversité paysagère de l'habitat forestier
Somme des degrés-jours à partir de 11,5°C	°C	Seuil développemental inférieur d' <i>A. biguttatus</i> (Reed et al., 2017)
Nombre de jours où la température maximale dépasse les 30°C	jours	Quantification des stress thermiques endurés par les chênes
Nombre de jours où la température minimale est inférieure à 0°C entre avril et mai	jours	Quantification des stress thermiques endurés par les chênes
Nombre de jours où le bilan hydrique (précipitation - évapotranspiration) est inférieur à 0 entre avril et septembre	jours	Quantification des stress hydriques endurés par les chênes (ne tient pas compte du type de sol)
Écart-type des températures moyennes annuelles	°C	Quantification de l'instabilité des températures
Écart-type des précipitations moyennes annuelles entre avril et septembre	mm	Quantification de l'instabilité des précipitations lors des saisons de végétation
Coefficient de pente de la régression linéaire du bilan hydrique annuel entre avril et septembre	/	Quantification de l'évolution du niveau de sécheresse

4.4 Analyses

L'ensemble des données a été analysé avec le langage R 4.4.2 dans l'environnement de développement intégré Rstudio 2024.12.0 (R Core Team, 2024).

Avant de créer des modèles, quelques modifications du jeu de données ont été opérées.

- Pour les données mesurées sur les deux faces de chaque tronc aucune différence significative n'a été relevée. Par conséquent, elles ont été rassemblées à l'échelle de l'arbre.
- Le nombre de trous d'agriles a été converti en une variable binaire de présence/absence pour permettre l'utilisation d'outils statistiques moins sensibles aux grandes proportions de zéros.
- Les longueurs des suintements ont été sommées pour chaque arbre.
- Les longueurs de cicatrices ont été exclues de la partie modélisation de l'analyse car l'exploration des données n'a pas révélé de lien clair entre cette variable et les suintements ou le dépérissement des chênes.
- La variable d'intensité de recherche de nourriture par les pics a été amputée du jeu de données : 94 % des arbres étudiés ne présentaient pas de marques de recherche de nourriture.

4.4.1 Liens entre dépérissement, trous d'agriles, suintements (et obstruction visuelle)

Pour évaluer le lien entre le dépérissement, les trous d'agriles et les suintements, des modèles mixtes ont été utilisés. L'avantage de ces modèles est qu'ils tiennent compte de la non-indépendance des observations

issues d'un même site.

Le package **lme4** a permis l'ajustement de ces différents modèles (Bates et al., 2015). La qualité et les conditions d'applications de ces différents modèles mixtes ont été évaluées à travers des graphiques d'analyse des résidus (Zuur et al., 2009).

L'écorce très irrégulière des chênes complique le comptage des trous de sortie. Pour cette raison, deux seuils ont été testés pour définir la présence de trous d'agriles : le premier considère qu'un trou suffit à établir la présence et le second exige un minimum de deux trous.

Les modèles mixtes ont été utilisés pour répondre à ces différentes questions :

1. Y a-t-il un lien entre la détection des trous d'agriles et l'obstruction visuelle ?

Modèle mixte généralisé binomial dont la variable dépendante est la présence/absence de trous d'agriles et la variable explicative le pourcentage de recouvrement par les bryophytes et les lichens.

2. Y a-t-il un lien entre les suintements noirs et la présence de trous d'agriles ?

De manière itérative, la relation entre ces deux variables a été étudiée en prenant d'abord en compte la somme des longueurs puis le logarithme de la somme des longueurs puis la présence/absence de suintements. C'est finalement la présence de suintements qui a été retenue car l'analyse des résidus a montré que ce modèle respectait mieux les conditions d'application.

Le modèle conservé est un modèle mixte généralisé binomial dont la variable dépendante est la présence/absence de suintements et la variable explicative est la présence/absence de trou d'agrile.

3. Y a-t-il un lien entre la présence de trous d'agriles et le niveau de dépérissement ?

Modèle mixte généralisé binomial dont la variable dépendante est la présence/absence de trous d'agriles et la variable explicative est la notation DEPERIS.

Pour ces trois modèles, l'analyse de la déviance par test du rapport de vraisemblance a permis de déterminer la significativité des relations.

4. Y a-t-il un lien entre le niveau de dépérissement et les suintements ?

Modèle mixte gaussien dont la variable dépendante est la notation DEPERIS et la variable explicative est la somme des longueurs des suintements linéarisée par le logarithme népérien. La significativité de cette relation a été déterminée à l'aide d'un test F et les degrés de liberté ont été calculés avec la méthode Kenward-Roger du package **car** (Fox & Weisberg, 2019).

4.4.2 Facteurs explicatifs du dépérissement

Sur base de l'observation de la matrice de corrélation de Spearman, les variables climatiques relatives à la période 2018-2022 ont été écartées au profit de la période 1995-2024 car chaque binôme était très corrélé. Cette même matrice révèle que la variable DEPERIS_2025 est semblablement corrélée aux indices des deux périodes temporelles. Ainsi, la période plus longue, englobant la plus courte, a été conservée.

La variable à prédire est la notation DEPERIS. Les variables prédictives sont : le niveau trophique, le sous-secteur radiatif, l'apport en eau, la circonférence à 130 cm, la capacité en eau du sol, la proportion de végétation supérieure à 5 m dans un rayon de 15 m, la proportion de chêne dans un rayon de 1 km, la surface terrière du peuplement, l'ancienneté de la forêt, le déficit en oxygène du sol, le déficit hydrique estival, la présence/absence d'agrile, le logarithme népérien de la somme des longueurs des suintements, l'espèce de chêne, la zone bioclimatique et l'ensemble des variables climatiques détaillées à la section 4.2.7 pour la période 1995-2024.

Pour trouver quelles variables expliquent le mieux le dépérissement observé, un modèle *random forest* a été utilisé. Ce type de modèle couramment utilisé a l'avantage de détecter au sein de nombreuses variables quantitatives ou qualitatives des relations non linéaires ainsi que des interactions complexes (Boulesteix et al., 2012).

4.4.2.1 Random Forest

Principe L'algorithme *Random Forest* est un procédé d'apprentissage automatique qui consiste à utiliser de nombreux arbres de décision entraînés sur des sous-ensembles de données différents. La prédiction d'un modèle *random forest* correspond à la moyenne des prédictions faites par les arbres de décision qui le composent (Breiman, 2001).

Mise en application Pour déterminer quelles variables sont en lien avec l'état sanitaire et dans quelle mesure elles l'influencent, 16 modèles *random forest* de 500 arbres ont été mis au point avec les packages **caret** et **ranger** (Kuhn & Max, 2008; Wright & Ziegler, 2017). Chacun des 16 modèles est rendu unique par la combinaison des hyperparamètres suivants :

1. Nombre de variables à utiliser pour chaque division, *mtry* : 3, 5, 7 ou 10.
2. Nombre d'observations minimal requis pour une division : 5, 7, 10, ou 12.

La règle de division utilisée est la réduction de la variance. Chaque arbre de décision est créé à partir d'un sous-ensemble des données disponibles pour l'entraînement. À chaque nœud, le groupe d'observations est divisé de sorte à minimiser la variance des deux sous-groupes en considérant pour chaque variable l'ensemble des valeurs possibles pour choisir le seuil de division (Genuer & Poggi, 2020).

Pour tenir compte de la sous-représentation des notations DEPERIS correspondant à des arbres en excellent ou en très mauvais état sanitaire. Chaque observation s'est vue attribuer un poids p_i inversement proportionnel à la rareté de son niveau de dépérissement dans le jeu de données (Equation (1)). Ainsi, une observation dont le poids est plus grand a une probabilité plus grande d'être sélectionnée pour la construction d'un arbre de décision.

$$p_i = \frac{N}{n \cdot f_i} \quad (1)$$

où :

- N est la somme des fréquences de toutes les notations DEPERIS dans le jeu de données,
- n est le nombre total de catégories de notation DEPERIS,
- f_i est la fréquence de la notation DEPERIS i .

Validation croisée La qualité des modèles est évaluée par validation croisée. Le jeu de données a été séparé en 10 *folds* tout en veillant à éviter la dispersion des données d'un site entre le sous-ensemble d'entraînement et celui de validation. Le modèle le plus performant est considéré comme celui dont la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) est la plus basse.

Interprétation du meilleur modèle Les modèles *random forest* agissent comme des boîtes noires : la complexité de leur architecture limite la transparence de leur fonctionnement (Affenzeller et al., 2020). Les packages **iml** et **pdp** ont permis de faire la lumière sur l'importance des variables, leur influence sur l'état sanitaire et leurs interactions (Greenwell, 2017; Molnar et al., 2018).

Importance des variables L'importance d'une variable est mesurée par permutation, en calculant vingt fois l'augmentation de la RMSE lorsque les valeurs sont mélangées, détruisant ainsi le lien entre la variable prédictive et la variable à prédire (Molnar, 2018). Ainsi, plus l'erreur augmente lors de la permutation, plus la variable est importante (Altman et al., 2010).

Effet des variables L'examen de l'effet marginal d'une variable sur le dépérissement prédit repose sur un *Partial Dependence Plot*. Ce graphique représente la moyenne des prédictions du modèle lorsque la variable d'intérêt varie tandis que les autres variables restent figées (Molnar, 2018). Dans cette étude, les variables quantitatives sont découpées en 20 intervalles réguliers auxquels les prédictions seront calculées. Ce choix de résolution est un compromis entre lisibilité et la finesse des variations captées.

Interactions La force des interactions entre variables est calculée avec la statistique H de Friedman (Friedman & Popescu, 2008). La force de l'interaction représente la proportion de la variance qui est expliquée par l'interaction. Plus elle est importante moins l'effet des variables peut être considéré comme additif pour la prédiction du modèle.

4.4.3 Facteurs explicatifs de la présence d'agriles

Enfin, un second modèle *random forest* a été créé en suivant une méthodologie similaire au premier. Pour les mêmes raisons que le modèle *random forest* du dépérissement, les indices climatiques de la période 2018-2022 ont été exclus.

La variable à prédire est la présence/absence d'agrile. Contrairement aux modèles mixtes, seul le seuil de deux trous correspondant à la présence a été testé pour réduire le risque de faux positifs.

Les variables prédictives sont : le sous-secteur radiatif, la circonférence à 130 cm, la proportion de forêt dans un rayon de 1km, la proportion de chêne dans un rayon de 1km, la proportion de hêtre dans un rayon de 1km, l'obstruction visuelle du tronc, l'ancienneté de la forêt, l'indice de Shannon calculé à partir des proportions des essences dominantes dans un rayon de 1km, la notation DEPERIS, le logarithme népérien de la somme des longueurs de suintement, l'espèce de chêne, la zone bioclimatique, la présence/absence de dégâts de pics sur le tronc, la proportion de végétation supérieure à 5m dans un rayon de 15m et la somme des degrés jours à partir de 11,5°C sur la période 1995-2024.

La méthodologie du modèle *random forest* de la présence d'agrile diffère de celui du dépérissement sur un point : la règle de division "réduction de l'impureté de Gini" remplace la réduction de la variance qui n'est pas adaptée aux problèmes de classification. Le coefficient de Gini mesure pour chaque division potentielle la fréquence à laquelle une observation choisie au hasard est mal classée. La division retenue est celle qui minimise le coefficient de Gini (Breiman, 1984).

Identiquement au premier *random forest*, chaque observation est pondérée de sorte à équilibrer les proportions d'observations avec présence ou absence d'agrile lors de la construction des arbres de décision (Equation (1)).

L'évaluation de la qualité du modèle a été réalisée en traçant une courbe "ROC" à l'aide du package **pROC** : c'est la courbe du taux de vrais positifs en fonction du taux de faux positifs pour différents seuils de classification binaire (Robin et al., 2011). L'aire sous la courbe a ensuite été calculée. Lorsque l'aire vaut 1, les prédictions du modèle sont toutes exactes et lorsque cette aire vaut 0,5 le modèle ne prédit pas mieux que le hasard (James et al., 2021).

5 Résultats

Sans compter les parties recouvertes de mousse ou de lichens, environ 1500m² d'écorce ont été scrutés sur les 651 arbres des 34 sites sélectionnés. Cette inspection a permis de mesurer 279 suintements noirs et de compter 954 trous de sortie d'agriles.

L'ensemble des résultats affichés utilise le seuil de deux trous minimum pour considérer la présence d'agriles. Les seuils d'un trou et deux trous ont été testés lors de l'utilisation des modèles mixtes. La significativité des résultats était la même peu importe le seuil utilisé.

5.1 Pas de différences entre les faces du tronc

Dans un premier temps, les modèles mixtes ont servi à vérifier si les données récoltées sur les faces "chaude" et "froide" étaient significativement différentes. Il s'avère qu'aucune différence significative liée à l'exposition du tronc n'était observée dans le jeu de données que ce soit pour le nombre de trous de sortie d'agriles, les longueurs de suintement et l'intensité de recherche de nourriture par les pics. C'est pourquoi les données issues de chaque face ont été rassemblées à l'échelle du tronc pour simplifier le jeu de données.

5.2 Relations entre trous d'agriles, suintements et dépérissement

5.2.1 Relation entre trous d'agriles et obstruction visuelle des troncs

Une diminution significative de la détection de trous d'agriles a été observée lorsque la surface du tronc couverte par des mousses augmentait (Modèle Mixte binomial, LR = 12.53, ddl = 1, $p < 0.001$, Figure 15). D'après les prédictions du modèle, la probabilité de détecter au moins deux trous d'agriles avoisine les 33% pour une obstruction visuelle de 0% (absence de mousses) et elle chute à 5% lorsque la mousse recouvre l'entièreté de la surface étudiée (obstruction visuelle de 100%).

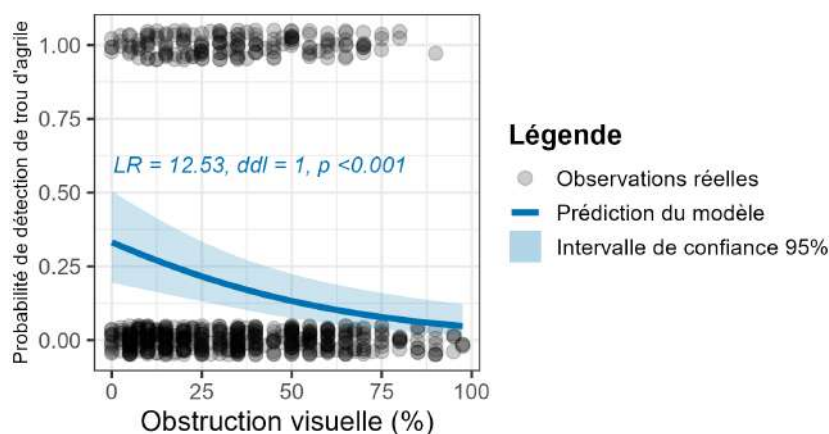


Figure 15: Prédictions de la probabilité de détection de trous d'agriles en fonction du pourcentage d'obstruction visuelle par un modèle mixte généralisé binomial, avec les observations réelles.

5.2.2 Relation entre trous d'agriles et suintements

Aucune relation significative n'a été observée entre la présence de trous d'agriles et la présence de suintements (Modèle mixte généralisé de famille binomiale, LR = 0.54, ddl = 1, $p = 0.46$). Sur le total de 651 arbres observés, 9% étaient touchés par au moins un suintement (60 arbres) et au moins deux trous de sortie d'agrile ont été dénombrés sur 26% des arbres (160 arbres). Les arbres qui présentent ces deux symptômes à la fois représentent 3% de l'ensemble étudié, soit 18 arbres (Figure 16).

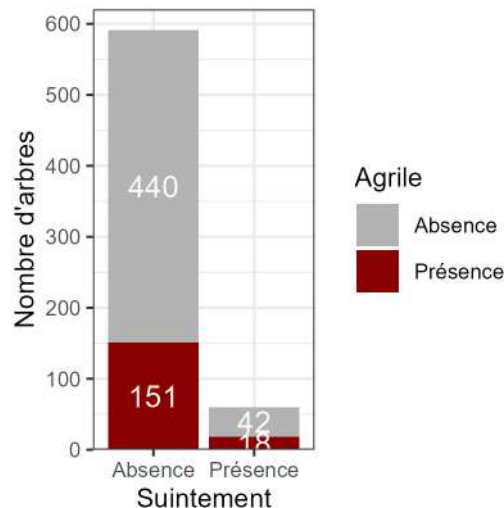


Figure 16: Histogrammes du nombre d'arbres distingués selon la présence de suintements ou d'au moins deux trous de sortie d'agrile. Modèle mixte généralisé binomial ($LR = 0.54$, $ddl = 1$, $p = 0.46$).

5.2.3 Relation entre trous d'agiles et dépérissement

Aucune relation significative n'a été observée entre la présence de trous d'agiles et le niveau de dépérissement de l'arbre mesuré avec la notation DEPERIS (Figure 17, Modèle mixte généralisé binomial, $LR = 0.25$, $ddl = 1$, $p = 0.62$). Lorsqu'un chêne est parfaitement sain, la probabilité de détecter au moins deux trous d'agiles est légèrement inférieure à 20% et elle dépasse de peu ce pourcentage lorsqu'un chêne est très dépérissant. Les graphiques d'analyse des résidus sont consultables en annexe (Figure 27).

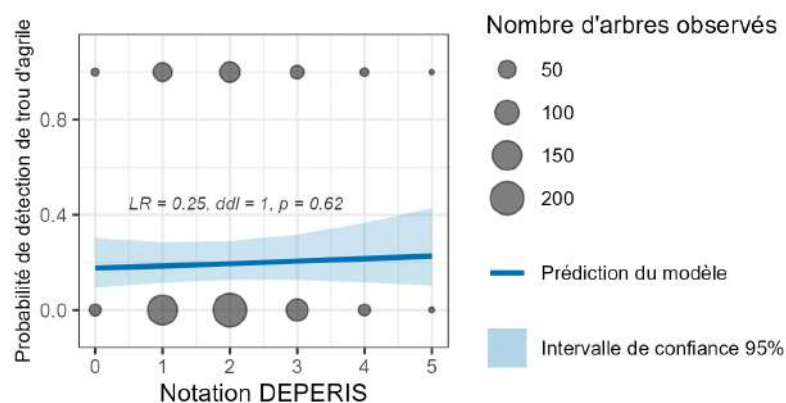


Figure 17: Prédiction de la probabilité de détection de trous d'agiles en fonction de la notation DEPERIS par un modèle mixte généralisé de famille binomiale, avec les observations réelles.

5.2.4 Relation entre dépérissement et suintements

Une augmentation significative de la notation DEPERIS a été observée lorsque la longueur totale des suintements (après transformation logarithmique) augmentait (Figure 18, Modèle mixte linéaire, $F_{(1,648.7)} = 21.6$, $p < 0.001$).

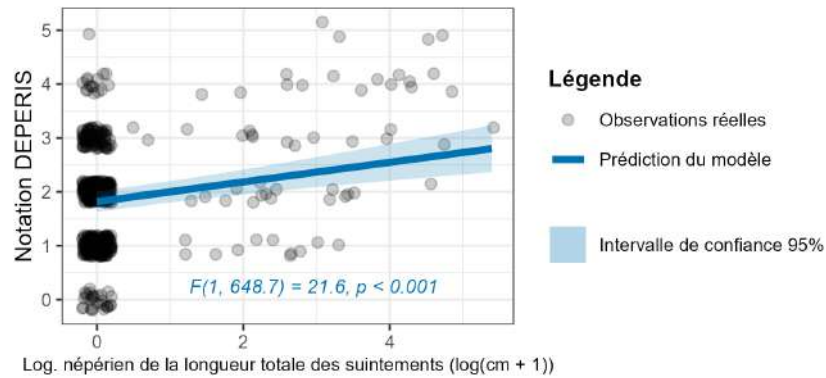


Figure 18: Prédiction de la notation DEPERIS en fonction du logarithme népérien de la longueur totale des fissures d'où s'échappent les suintements par un modèle mixte linéaire.

5.3 Variables environnementales prédisant le dépérissement

La racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) du modèle prédictif du dépérissement est de 0,89 et la notation du dépérissement se fait sur une échelle de gravité allant de 0 à 5. Les variables utilisées permettent d'expliquer 17% de la variabilité du phénomène observé. La discussion reviendra également sur l'écart-type de la RMSE et du R^2 (8).

Tableau 8: Métriques de performance du meilleur modèle random forest de prédiction du dépérissement. Les écarts-types représentent la variation entre les différents folds de la validation croisée.

RMSE	Ecart-type RMSE	R^2	Ecart-type R^2
0,89	0,14	0,17	0,25

Lors des permutations, l'augmentation de la RMSE est faible pour toutes les variables. Toutefois, certaines sont utiles pour améliorer la qualité des prédictions tandis que d'autres la dégradent. Toutes les variables au-dessus du sous-secteur radiatif améliorent significativement les prédictions du modèle. À l'inverse, le reste des variables, de la zone bioclimatique au nombre de jours secs (bilan hydrique négatif), nuit aux performances du modèle ou ne les modifie pas significativement (Figure 19).

La proportion de végétation supérieure à 5 mètres dans un rayon de 15 mètres (Couvert_forestier_15m) se démarque des autres dans sa capacité à améliorer les prédictions du modèle. Le logarithme de la somme des longueurs des suintements, significativement lié au dépérissement, se classe en quatrième position dans le classement d'importance des variables. Ensuite, la variable concernant la présence de trous d'agriles permet, elle aussi, l'amélioration des prédictions mais très légèrement (Figure 19).

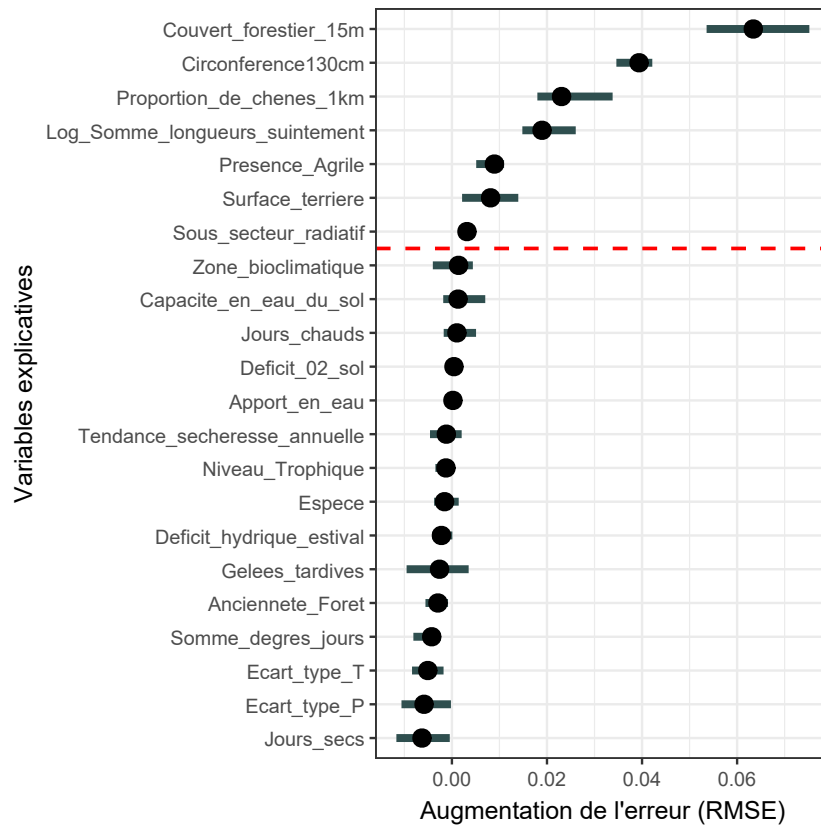


Figure 19: Importance des variables prédictives du dépérissement mesurée par l'augmentation de la RMSE avec 20 permutations, par ordre décroissant. La ligne rouge horizontale pointillée délimite les variables à partir desquelles la qualité du modèle se dégrade significativement lorsqu'on permute cette variable.

L'effet des six variables les plus importantes a été étudié avec des *Partial Dependence Plots* visibles sur la figure 20. Cette figure révèle que l'effet moyen de la modification d'une variable est faible par rapport à la variabilité des prédictions faites à l'échelle de l'observation.

À l'échelle de l'arbre ou du peuplement, une augmentation de la densité est corrélée avec une diminution du niveau de dépérissement prédit (Figure 20 A et F). L'augmentation de la circonférence à 130 cm et de la proportion de chêne dans un rayon de 1km sont liés à une faible diminution du dépérissement prédit (Figure 20 B et C). Comme avec le modèle mixte correspondant, le dépérissement prédit augmente lorsque le logarithme de la somme des longueurs croît (Figure 20 D). Le dépérissement moyen prédit en présence d'agrile est presque identique mais légèrement inférieur (Figure 20 E).

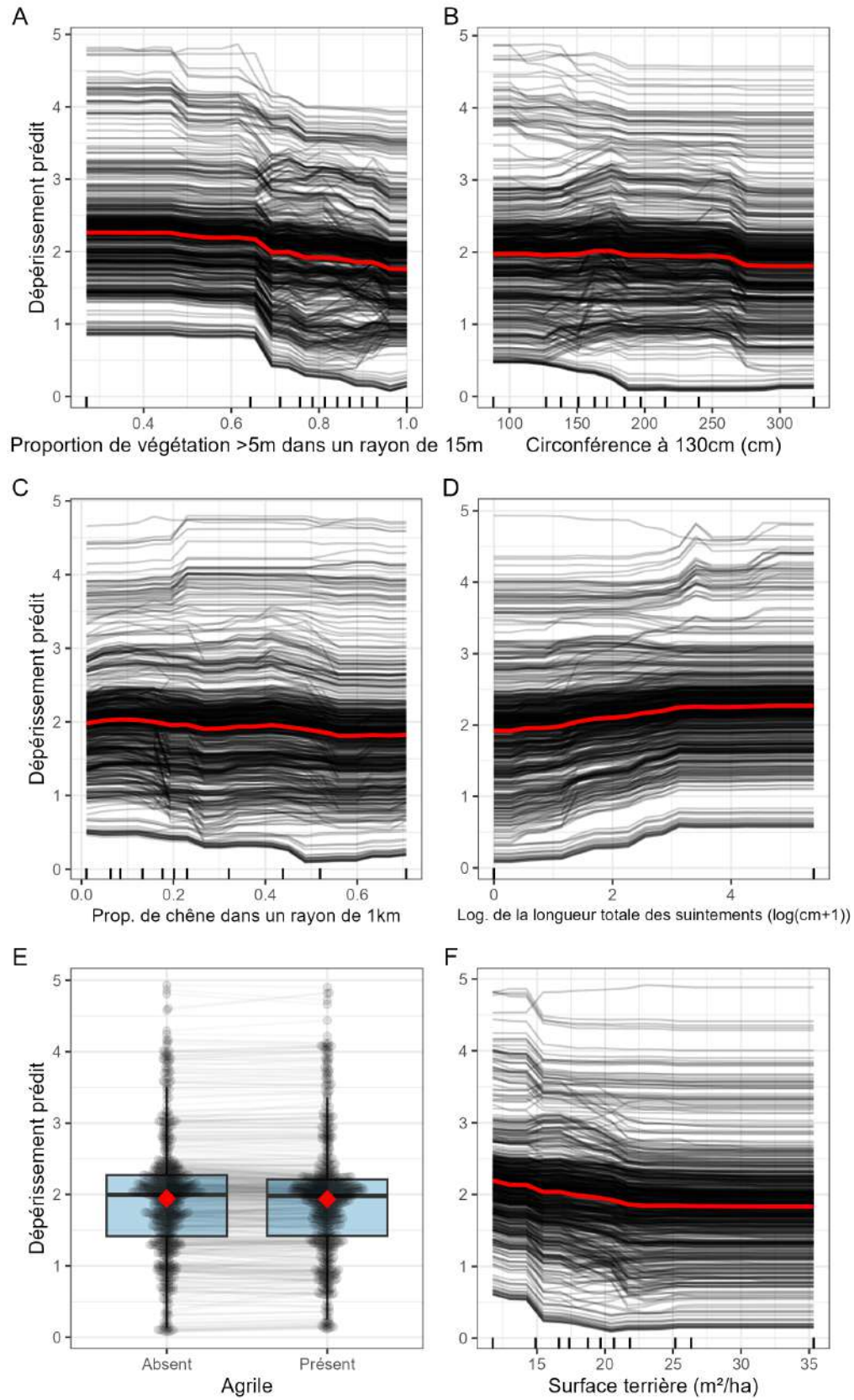


Figure 20: Partial Dependence Plot des six variables les plus importantes pour la prédiction du dépérissement. Les lignes rouges correspondent aux prédictions moyennes pour l'ensemble du jeu de données. Les lignes grises correspondent aux prédictions du modèle pour chaque observation en gardant les valeurs observées pour les autres variables explicatives et en faisant varier la variable explicative d'intérêt. Les traits sur l'axe des abscisses représentent les déciles de la variable.

Avec une valeur maximale atteignant 0.19, la force globale de l'interaction entre les variables est faible (Molnar (2018) ; Figure 21). La part de variance expliquée par le modèle provient principalement de l'effet additif des variables.

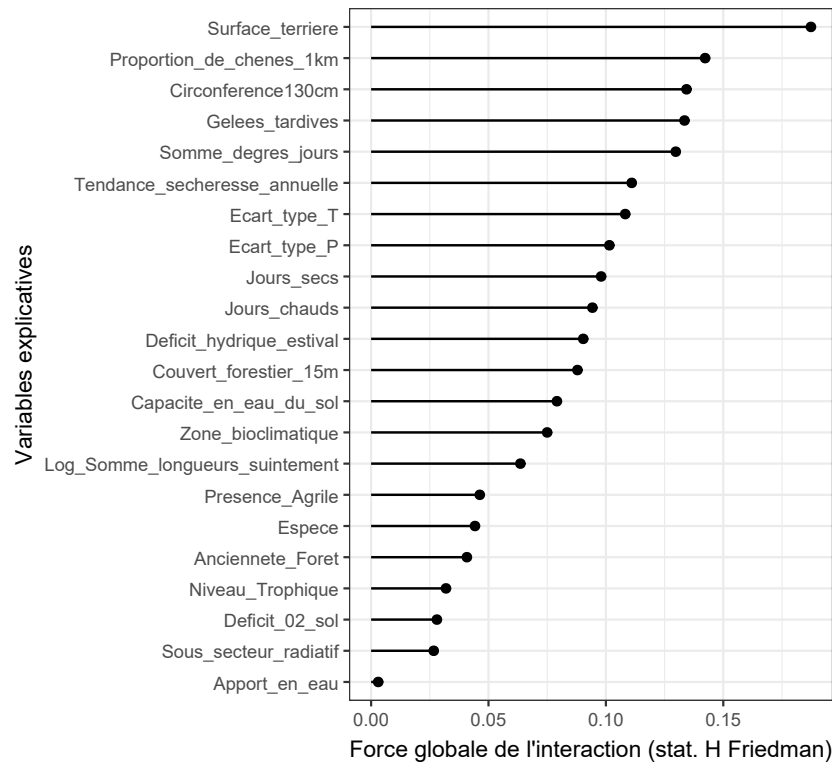


Figure 21: Classement décroissant des variables prédictives du dépérissement selon la force de leurs interactions calculée avec la statistique H de Friedman.

5.4 Variables environnementales prédisant la présence d'agrile

Avec une aire sous la courbe ROC de 0.51, le modèle n'est pas capable de prédire la présence d'agrile avec les variables environnementales sélectionnées. Cela se reflète visuellement par une courbe ROC proche de la diagonale, ce qui traduit une qualité prédictive proche du hasard (Figure 22).

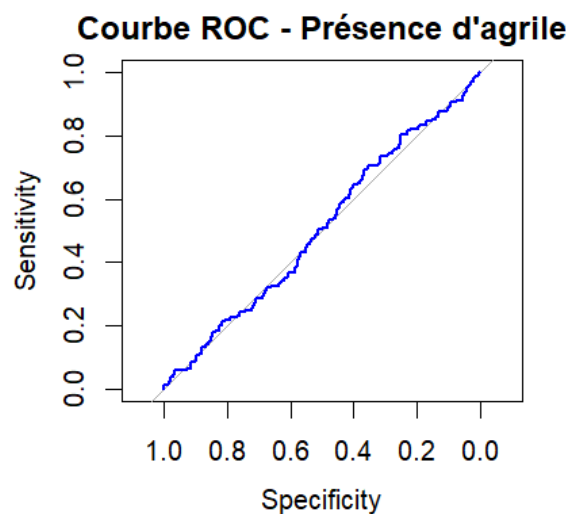


Figure 22: Courbe ROC du modèle random forest de prédiction de la présence d'agrile.

6 Discussion

6.1 Rappel des objectifs et synthèse des principaux résultats

L'objectif principal de cette étude est l'investigation des relations au sein du trio dépérissement, suintements et agriles mais aussi la détermination des facteurs environnementaux en lien avec la gravité du dépérissement et la présence d'agriles. Les données relatives à 651 arbres répartis sur 34 sites ont été collectées sur le terrain, extraites des cartes et des observations météorologiques journalières des trente dernières années. Après avoir regroupé par arbre les données collectées sur chaque demi-tronc, les résultats montrent que seule la relation entre le dépérissement et les suintements est significative. Les modèles mixtes ne permettent pas de faire de lien entre la présence d'agrile et le dépérissement ou avec la présence de suintements. Toutefois, la présence de trous d'agrile est liée à un niveau de dépérissement légèrement plus faible dans le modèle *random forest*. Pour ce qui concerne les conditions environnementales, elles permettent de prédire le dépérissement avec une erreur (RMSE) équivalente à une classe dans la notation DEPERIS. Le modèle faisant appel à ces variables environnementales explique 17% de la variance dans le dépérissement. En revanche, les données environnementales sélectionnées ne permettent pas la prédiction de la présence d'agrile même en prenant en compte l'obstruction visuelle qui diminue significativement la probabilité de détection des trous d'agriles.

6.2 Facteurs corrélés au dépérissement

Dans le cadre de cette étude, le couvert forestier local est le facteur qui explique le mieux le dépérissement observé (Figure 19). Cette variable indique qu'un peuplement plus dense est corrélé avec un dépérissement plus faible (Figure 20 A). L'étude des prédictions en fonction de la surface terrière renforce ce constat : l'état sanitaire s'améliore lorsque la surface terrière passe de 12,5 à 22,5 m²/ha (figure 20 F). Ainsi, que l'observation se fasse à l'échelle de l'arbre ou du peuplement, la densité d'arbres est liée au dépérissement. Ceci pourrait suggérer qu'un couvert plus fermé favorisant une ambiance forestière accrue soutiendrait l'état sanitaire du peuplement. À l'inverse, une concurrence plus forte dans des peuplements où les ressources hydriques sont plus disputées ne semble pas porter préjudice aux chênes sous les 35m²/ha. Dans la littérature, une étude réalisée dans des hêtraies-chênaies suisses a trouvé une corrélation négative entre la mortalité et la surface terrière chez trois espèces du genre *Quercus* (Rohner et al., 2012). Néanmoins, ces forêts appartenaient à des réserves en libre évolution où la surface terrière variait entre 25 et 55 m²/ha. Dans cette étude, la parcelle avec la grande surface terrière est la douzième la moins dépérissante avec 35m²/ha. Toutefois, établir des relations causales demeure un exercice périlleux puisque le dépérissement lui-même pourrait entraîner l'éclaircissement d'un peuplement. Ce type de dynamique peut créer un cercle vicieux impliquant l'agrandissement progressif des trouées et, corollairement, la dégradation de l'effet tampon assuré par l'ambiance forestière (Hardiman et al., 2013; De Frenne et al., 2019; Castellaneta et al., 2022).

La circonférence à 1m30 et la proportion de chêne dans un rayon de 1km se classent respectivement deuxième et troisième dans leur faculté à améliorer les prédictions du modèle mais la figure 20 B et C permet difficilement l'interprétation de leur effet (Figure 19). Une légère tendance semble se dessiner : le dépérissement diminue lorsque la circonférence ou la proportion de chêne dans un rayon de 1km augmente. L'étude suisse précédemment évoquée a également montré que le dépérissement diminue avec l'augmentation de la circonférence chez trois espèces du genre *Quercus* (Rohner et al., 2012). À nouveau, il est possible d'imaginer une causalité dans les deux sens : un arbre qui a connu de nombreux épisodes de dépérissements aura été freiné dans sa croissance. Inversement, les plus gros arbres pourraient être sur des stations qui favorisent la croissance radiale et la vigueur. Cette hypothèse est à nuancer car, des mécanismes épigénétiques permettent aux chênes pédonculés régulièrement soumis à des stress d'adapter leur réponse physiologique et de transmettre ces changements à leur descendance. De cette manière, les individus plus naïfs pourraient être plus vulnérables face aux différentes pressions biotiques et abiotiques (Krutovsky et al., 2025).

En ce qui concerne la proportion de chêne dans un rayon de 1 km, d'un côté, elle laisse penser que les paysages où le chêne est majoritaire sont les endroits où cette essence est la plus adaptée (Figure 20 B).

D'un autre côté, l'histoire socio-économique de la Wallonie a mené à une promotion excessive du chêne en défaveur de certaines essences parfois mieux adaptées aux conditions stationnelles (Claessens et al., 2010). Ceci étant dit, l'effet de cette variable, tout comme celui de la circonférence, est trop faible pour en tirer des conclusions robustes.

Quant aux suintements noirs, leur corrélation avec le dépérissement est similaire à la fois dans le modèle mixte et dans le modèle random forest : plus la somme des longueurs des fissures d'où s'échappe le liquide noir est grande, plus le dépérissement prédit est élevé (Figures 18 et 20 D). Ce résultat laisse supposer qu'un arbre dépérissant offre des conditions plus favorables à l'expression de la pathogénicité des bactéries responsables de l'AOD ou que ces dernières participent à la dégradation de l'état sanitaire de leur hôte. Ensemble, ces deux hypothèses forment l'idée d'une boucle rétroactive soutenue par (Bene et al., 2025).

Ensuite, la présence d'agrile paraît importante pour prédire le dépérissement mais ceci entre en contradiction avec les résultats du modèle mixte généralisé dont la conclusion ne permet pas de confirmer un lien entre la présence d'agrile et l'intensité du dépérissement (Figures 17 et 19). Même si l'effet n'est pas significatif, on aperçoit sur la figure 17 une légère augmentation de la probabilité de présence lorsque le dépérissement croît. Par contre, la figure 20 E montre des prédictions très similaires en présence ou en absence d'agrile. Dans cette étude, la relation entre l'agrile et le dépérissement n'est pas suffisamment claire pour inférer quoi que ce soit à plus large échelle.

Cependant, les fines lignes grises qui relient les observations sur les différents graphiques de la figure 20 suggèrent la présence d'interactions car elles ne sont pas systématiquement parallèles entre elles le long du spectre de la variable d'intérêt. Ce constat se confirme avec la figure 21 où certaines variables affichent une statistique H de Friedman atteignant jusqu'à 0,19 témoignant d'une interaction faible entre les variables. Autrement dit, le niveau de dépérissement n'est pas uniquement prédit par la somme de l'effet marginal de chaque variable puisque l'effet d'une variable explicative peut être influencé par une autre. Par exemple, la figure 20 B n'établit pas clairement une relation entre la circonférence et le niveau de dépérissement.

En dépit de leur pertinence biologique, certaines variables dégradent ou ne changent pas la qualité des prédictions (Figure 19). Le fait que certaines variables ne semblent pas améliorer le modèle peut provenir d'un biais typique de la mesure de l'importance par permutation. En effet, en cas d'interaction entre deux variables, la permutation brise leur lien et l'importance de chacune d'entre elles s'en retrouve sous-estimée (Gregorutti et al., 2017). Une hypothèse alternative pourrait être qu'une autre variable capture mieux l'information apportée. Par exemple, le fait que l'espèce de chêne n'améliore pas la qualité des prédictions peut paraître surprenant. La niche écologique de *Q. robur* est plus restreinte et l'échantillonnage est composé d'une partie non négligeable d'individus de cette espèce en conditions stationnelles défavorables (Figure 14). Dans le jeu de données, le dépérissement du chêne pédonculé affiche une grande plage de valeurs et c'est en Famenne que les sujets les plus dépérissants sont observés. Cette interaction peut être masquée à la fois par la manière de mesurer l'importance mais aussi par le fait que la densité du couvert forestier, la circonférence ou les suintements sont mieux corrélés au dépérissement.

Pour revenir aux suintements noirs, leur lien avec le dépérissement est hautement significatif et ils se classent à la quatrième position dans le classement d'importance des variables. Ce symptôme caractéristique de l'*Acute Oak Decline* montre qu'une partie du dépérissement observé s'explique par cette pathologie. Pour rappel, 9% des arbres étudiés présentaient des suintements mais cette proportion ne peut pas être extrapolée en raison de la méthode d'échantillonnage choisie (Figures 16, 18 et 19). En effet, les sites n'ont pas été choisis aléatoirement : ils ne sont pas représentatifs de l'ensemble de la Wallonie. Dans sa définition initiale, l'*Acute Oak Decline* est caractérisé par quatre symptômes dont seulement trois ont été étudiés dans le cadre de ce travail puisque la mesure des lésions sous l'écorce est destructive. Les symptômes relatifs aux suintements noirs et aux fissures longitudinales dont ils s'écoulent ont été observés et leur lien avec le dépérissement a été validé. Par contre, l'association des trous de sortie d'*A. biguttatus* à cette pathologie reste incertaine en raison des difficultés inhérentes à la méthodologie appliquée détaillées dans la section 6.3.

En résumé, le degré de confiance accordé à la corrélation entre le dépérissement et la proportion de couvert forestier dans un rayon de 15 mètres ou entre le dépérissement et les suintements est plus élevé que pour les autres variables. Ces suintements se démarquent aussi bien dans le modèle mixte que dans

le modèle *random forest*, il s'agit donc d'un résultat robuste quelle que soit l'approche statistique utilisée. Le couvert forestier est la variable la plus importante de l'analyse multivariée et la corrélation entre la surface terrière et le dépérissement esquisse une tendance similaire. Cela ne signifie pas pour autant que les autres variables sont toutes inutiles. Certaines pourraient l'être tandis que d'autres pourraient avoir souffert du manque de puissance statistique du jeu de données. De manière générale, les faibles différences de RMSE lors de la permutation indiquent que les effets des variables sélectionnées sont faibles.

6.3 Détection d'*A. biguttatus* et facteurs environnementaux

L'analyse de la relation entre l'agrile et la présence de suintements ne révèle pas de cooccurrence (Figure 16). Ce résultat contredit les conclusions auxquelles Brown et al. (2017) étaient arrivés en évaluant la présence de trous de sortie et de suintements noirs respectivement sur les deux et les trois premiers mètres des troncs au Royaume-Uni. En revanche, nos résultats coïncident avec ceux de Tkaczyk & Sikora (2024) et Celma et al. (2024) qui n'ont pas trouvé de corrélation entre la présence de galeries d'agrile et celle des bactéries de l'AOD en Pologne et en Lettonie. Ces résultats incohérents suggèrent des différences entre le contexte britannique et celui du continent. L'agrile du chêne permettrait d'ouvrir la voie aux pathogènes en dégradant les tissus de son hôte, favorisant la colonisation par les bactéries responsables de l'*Acute Oak Decline* sans pour autant leur être indispensable (Denman et al., 2018). De plus, la pathogénicité de *B. goodwinii* augmente en présence d'agrile (Doonan et al., 2020). Les différentes connaissances acquises laissent supposer qu'*A. biguttatus* n'est pas un vecteur mais qu'il entretient une relation mutuellement bénéfique et facultative avec les bactéries pour surpasser les mécanismes de défense d'un hôte.

Cependant, le fait que la détection soit corrélée négativement à l'obstruction visuelle par la mousse ou les lichens ajoute une forme d'incertitude aux mesures (Figure 15). Deux hypothèses peuvent expliquer cette relation. La première, plus simple, est qu'il peut y avoir des trous sous la mousse qui ne sont pas visibles lors du comptage. La seconde, relative à l'écologie de l'agrile du chêne, est que les femelles pourraient favoriser les zones sans mousse où il est plus facile de pondre des œufs dans les crevasses de l'écorce. Aussi, les femelles de cette espèce thermophile choisiraient des lieux de ponte ensoleillés pour offrir plus de chaleur à leur progéniture, favorisant la vitesse de développement (Vansteenkiste et al., 2004). En résumé, la mousse pourrait cacher les trous lors du comptage ou alors rendre l'accès à l'écorce ou à la chaleur plus difficile pour l'insecte.

Toujours par rapport au caractère thermophile d'*A. biguttatus*, le fait de ne pas observer plus de trous de sortie sur les faces chaudes que sur les faces froides des troncs est paradoxal. Cela pourrait s'expliquer soit par la mobilité sous-corticale des larves avant la nymphose soit par la méthodologie qui ne permet pas de détecter de différence.

Par ailleurs, ces larves peuvent être tuées par les mécanismes de défense de leur hôte (Brown et al., 2015). Ainsi, elles peuvent affaiblir l'arbre sans laisser de trou de sortie visible sur l'écorce. Cela ajoute une part d'incertitude à la détection de la présence d'*A. biguttatus* même si ce dernier a théoriquement plus de chances de survivre dans un chêne moins sain. Il est également possible qu'un arbre soit déjà attaqué par les agriles mais que les adultes n'aient pas encore émergé (le développement des larves dure 1-2 ans), les rendant difficilement détectables avec une méthode non destructrice.

En résumé, aucun lien n'a été trouvé entre la présence de trous d'agriles et le dépérissement, les suintements ou les autres variables environnementales étudiées. Il est possible qu'aucune relation n'existe réellement, mais il ne faut pas exclure que les difficultés méthodologiques liées à la détection de ces insectes aient réduit notre capacité à mettre en évidence d'éventuelles corrélations.

6.4 Biais méthodologiques et robustesse des résultats

6.4.1 Temporalité des relevés

La méthode DEPERIS peut être utilisée en été ou en hiver. L'évaluation de l'état de santé des arbres de cette étude a été faite en hiver. L'absence de feuillage durant cette saison améliore la visibilité du houppier et permet probablement de mieux apprécier l'ensemble du houppier sans l'éventuelle gêne occasionnée

par les branches des autres arbres. Toutefois, cette saison n'est pas optimale pour l'étude des suintements car elle correspond à une baisse des activités physiologiques de l'arbre. Pour cette raison, il aurait été plus pertinent - mais impossible à cause de contraintes organisationnelles - d'étudier les suintements durant la saison de végétation car les suintements observés début 2025 sont "passifs" : les traces noires observées correspondent à des suintements apparus lors des précédentes saisons de végétation. En plus d'empêcher la distinction entre suintement actif et passif, le fait d'observer les suintements en hiver laisse à la pluie l'occasion d'en effacer certains (Denman et al., 2010).

Toujours vis-à-vis de la temporalité de la collecte de données, les prises de vue de la couche des essences majoritaires et le modèle numérique de hauteur datent respectivement de 2018 et 2021. Il y a peu de chance que la proportion des différentes essences ait changé du tout au tout en 6 ans. Par contre, la proportion de végétation supérieure à 5 mètres autour de chaque arbre pourrait avoir évolué au fil des martelages, des aléas climatiques, de la croissance de la végétation et du dépérissement. Ce biais potentiel n'a cependant pas empêché de mettre en évidence une corrélation avec le niveau de dépérissement.

6.4.2 Délimitation des périmètres de 1 kilomètre

Parmi les 34 sites d'étude, 3 d'entre eux étaient situés à moins d'un kilomètre des frontières allemandes ou françaises. Ceci a eu pour effet de ramener la surface d'étude des variables paysagères entre 60 et 96% de la surface standard des *buffers* de 1km de rayon. Pour cette raison, les proportions calculées sont extrapolées et diminuent la fiabilité de ces mesures.

6.4.3 Conversion quantitative de la notation DEPERIS

Initialement, la notation DEPERIS se fonde sur des catégories ordinales de dépérissement basées elles-mêmes sur des paires d'observations chiffrées (Tableau 2). Afin de permettre l'utilisation d'outils statistiques tels que les modèles mixtes, ces catégories ont fait l'objet d'une conversion numérique. La variable dont la plage de valeurs s'étendait de A à F a été remplacée par des chiffres allant de 0 à 5. Cette conversion fait l'hypothèse que l'écart entre les différentes classes est égal.

6.4.4 Qualité des modèles *random forests* et compromis méthodologiques

La racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) du modèle qui prédit le dépérissement est de 0,89. Autrement dit, la performance est modeste et le modèle est capable de détecter des tendances mais pas de faire des prédictions fines. Le fait que l'écart-type de la RMSE soit stable entre les *folds* suggère une bonne capacité de généralisation. Toutefois, ce modèle explique en moyenne 17% de la variabilité du dépérissement avec une instabilité importante entre les *folds*, soulignant la complexité du phénomène étudié (Tableau 8).

Lors de la création du modèle de prédiction du dépérissement, le surajustement a été minimisé en utilisant des algorithmes de type *random forest* avec validation croisée spatialement indépendante (Affenzeller et al., 2020; Berrar, 2024). Si cette méthode de validation a l'avantage d'utiliser l'ensemble du jeu de données, l'idéal aurait été de bénéficier d'un plus grand jeu de données pour créer dès le départ un ensemble indépendant servant uniquement à la validation du modèle. Ainsi, le modèle créé sous-estime probablement l'erreur de généralisation.

6.4.5 Seuil de binarisation

La détection des trous d'agriles est rendue particulièrement difficile par la nature de l'écorce des chênes dont les anfractuosités sont typiques. D'une part, le fait que les trous d'agriles soient relativement rares peut mener à une sous-estimation de leur nombre. D'une autre part, l'écorce de nombreux arbres avait un aspect ressemblant à du papier très détérioré (Figure 23). Les nombreuses irrégularités de ces écorces pourraient avoir mené à une surestimation du nombre de trous d'agriles. Pour cette raison, le nombre minimal de trous de sortie nécessaire pour considérer la présence d'agriles a été fixé à 1 ou 2 pour les

modèles mixtes pour évaluer l'impact d'une surestimation mais la significativité des relations est restée inchangée. Néanmoins, le seuil de 2 a arbitrairement été retenu pour les *random forests*. Dès lors, ces modèles négligent les arbres dont l'infestation à la base du tronc est plus faible bien que les connaissances actuelles ne permettent pas de savoir dans quelle mesure ces différents niveaux d'infestation affectent les chênes touchés.



Figure 23: Deux types d'écorce différents rencontrés lors de la campagne d'inspection des troncs. Le comptage des trous de sortie d'agrile est plus aisé sur celle de gauche. Les nombreux trous dans celle de droite peuvent potentiellement augmenter l'erreur de mesure.

6.5 Implications

L'analyse des données confirme le caractère multifactoriel du dépérissement. Les interactions entre les facteurs de dépérissement obligent à adopter une vision systémique du phénomène lors de la gestion forestière. Plutôt que de cibler la modification d'un paramètre environnemental, les efforts doivent être orientés vers des solutions qui minimisent les risques de stress (Gosling et al., 2024). Les résultats de ce travail soutiennent les conseils prodigués par Delahaye et al. (2016) : les arbres sains doivent être protégés en évitant les éclaircies brutales qui peuvent déstabiliser le peuplement.

La méthode de comptage des trous de sortie d'*A. biguttatus* sur les deux premiers mètres des troncs n'est pas adaptée pour l'estimation des densités de population.

Les suintements noirs caractéristiques de l'*Acute Oak Decline* doivent faire l'objet d'une vigilance particulière en raison de leur lien avec le dépérissement. Lors des inventaires, la détection de ce symptôme est aisée et elle peut servir d'aide à la décision dans les choix de gestion.

6.6 Perspectives

6.6.1 Validation cartographique

Premièrement, le croisement des observations réelles du dépérissement et des prédictions du *random forest* avec les cartes de vulnérabilité climatique développées à Gembloux Agro Bio-Tech pourrait s'avérer pertinent pour découvrir des convergences ou des divergences entre ces différentes approches d'évaluation de la santé des forêts.

6.6.2 Facteurs biotiques du dépérissement

Ensuite, cette étude se focalise majoritairement sur les facteurs abiotiques pouvant causer le dépérissement. Bien que moins aisée, la prise en compte d'un plus grand nombre de facteurs biotiques tels que les glandées, l'oïdium et défoliations causées par les insectes pourrait améliorer la compréhension du phénomène (Losseau et al., 2020). Parmi les autres agents biotiques, les scolytes ont la capacité

d'aggraver le dépérissement voire de déprécier la qualité du bois pour les scolytes xylophages (“*ambrosia beetles*”). Partant de cette préoccupation, la collaboration entre l'OWSF, le CRA-W et le Département Nature et Forêt a permis la capture de scolytes entre mai et septembre 2025 sur une partie des sites de cette étude pour en apprendre plus sur l'entomofaune circulant dans les chênaies. Ces échantillons constituent une source d'information à explorer pour mieux comprendre le lien entre les insectes xylophages et le dépérissement.

En termes de sylviculture, la connaissance du seuil à partir duquel le dépérissement est irréversible pourrait aider les gestionnaires lors des martelages. Gagen et al. (2019) montrent que certains chênes pédonculés peuvent connaître une reprise de croissance après un épisode de déclin. Une connaissance fine des symptômes de dépérissement éviterait de sous-estimer la capacité d'un arbre à se rétablir. Au sacrifice d'une partie de la simplicité et de la rapidité de la méthode DEPERIS, la méthode ARCHI permet de répondre à ce besoin en examinant plus finement la morphologie des arbres. Ainsi, ces deux méthodes ne sont pas à opposer mais plutôt à conjuguer pour identifier rapidement les peuplements dépérissants avant d'évaluer plus rigoureusement leur capacité de résilience (Rosa et al., 2019).

Aussi, le réseau de suivi de l'état sanitaire de l'OWSF se focalise sur des peuplements matures et peu diversifiés du point de vue de la structure et de la composition. Or, le respect des principes d'une sylviculture plus proche de la nature améliore la résilience des peuplements face aux aléas d'ordre biotique ou abiotique (Bauhus et al., 2013). L'analyse de dépérissement dans des peuplements plus hétérogènes a le potentiel de révéler des différences d'état sanitaire entre gestions sylvicoles.

Pour mieux comprendre l'écologie d'*A. biguttatus*, il serait intéressant d'observer l'entière du tronc des chênes après abattage pour vérifier si le nombre de trous de sortie compté sous les deux premiers mètres est représentatif de la partie supérieure de la grume. Fierke et al. (2005) ont mis en place un protocole permettant d'estimer rapidement la densité d'une espèce de longicorne dans des chênes rouges d'Amérique. En outre, les facteurs qui influencent la sélection de l'hôte sont indéterminés. Une réponse des agriles du chêne à des composés organiques volatiles issus du feuillage et des écorces a déjà été observée et, lors de piégeages, le nombre de captures augmente avec l'utilisation d'un piège vert multi-entonnoirs (Vuts et al., 2016; Kuhn et al., 2024).

Quant aux bactéries responsables des suintements noirs, l'identification des conditions environnementales propices à leur développement pourrait aider à cibler les peuplements à risque et orienter les efforts de surveillance et de gestion (Brown et al., 2018). La méthode de dispersion de ces bactéries pathogènes est encore floue, tout comme le potentiel de l'utilisation de phages pour aider les chênes à lutter contre elles (Grace et al., 2021; Langer et al., 2025).

7 Conclusion

Cette étude montre une corrélation positive entre les longueurs des suintements noirs causées par les bactéries associées à l'*Acute Oak Decline* et le niveau de dépérissement en Wallonie. Aucun lien n'a été mis en évidence entre la présence de ces suintements noirs et la présence de trous de sortie d'agriles. La relation entre le dépérissement et la présence de trous de sortie d'agrile n'a pas pu être clairement établie.

La prédiction de la présence d'agrile n'est pas permise par les variables environnementales choisies. Cependant, les résultats en lien avec la détection des trous de sortie d'agrile sont à nuancer en raison des limites inhérentes à cette méthode de détection indirecte.

Du point de vue des conditions environnementales, la variabilité du dépérissement de *Q. robur* et *Q. petraea* en Wallonie est en faible partie expliquée par plusieurs facteurs biotiques et abiotiques. À elle seule, l'espèce de chêne ne permet pas de prévoir l'état sanitaire d'un arbre. Un niveau de dépérissement plus élevé est lié à un couvert forestier moins dense à l'échelle de l'arbre et à l'échelle du peuplement. Des relations moins marquées ont également été observées entre le niveau de dépérissement et la circonférence du tronc ainsi qu'avec la proportion de chênes dans le paysage.

Les facteurs qui influencent la vulnérabilité des chênes face au complexe bactérien de l'*Acute Oak Decline* demeurent méconnus. L'étude du sol, des mycorhizes et de la génétique pourrait apporter des éléments de réponse.

Contribution personnelle

- J'ai fait une synthèse de l'état des connaissances au sujet des suintements noirs, d'*A. biguttatus* et du dépérissement des chênes en Wallonie.
- J'ai établi un protocole expérimental en concertation avec mes promoteurs.
- Pris part à deux journées d'évaluation DEPERIS avec l'OWSF pour mieux comprendre comment cette notation est utilisée sur le terrain.
- J'ai visité les 34 sites pour faire les relevés sur les troncs avec Igor Lattenist, Marie Desgain, Cyril Vos, Anne-Michèle Warnier et les stagiaires du Laboratoire d'Entomologie.
- Initié par Pauline Cubelier et Jonathan Lisein, j'ai appris à utiliser Climate Data Operators pour extraire les variables météorologiques d'intérêt.
- J'ai extrait les autres variables environnementales en utilisant le portail cartographique Forestimator et divers outils de géotraitement.
- J'ai traité les données sous la supervision de mes encadrants pour répondre aux objectifs de recherche
- J'ai discuté les résultats de l'analyse de données et j'ai pu améliorer cette discussion avec l'aide de mes encadrants.
- J'ai rédigé et mis en page l'entièreté du manuscrit en prenant en compte les différents retours de mes promoteurs.
- Je me suis aidé de ChatGPT pour les codes R et \LaTeX .

8 Bibliographie

- Affenzeller, M., Burlacu, B., Dorfer, V., Dorl, S., Halmerbauer, G., Königswieser, T., Kommenda, M., Vetter, J., & Winkler, S. (2020). White Box vs. Black Box Modeling: On the Performance of Deep Learning, Random Forests, and Symbolic Regression in Solving Regression Problems. In R. Moreno-Díaz, F. Pichler, & A. Quesada-Arencibia (Éds.), *Computer Aided Systems Theory – EUROCAST 2019* (p. 288-295). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45093-9_35
- Altmann, A., Tološi, L., Sander, O., & Lengauer, T. (2010). Permutation Importance: A Corrected Feature Importance Measure. *Bioinformatics*, 26(10), 1340-1347. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq134>
- Bass, D., Stentiford, G. D., Wang, H.-C., Koskella, B., & Tyler, C. R. (2019). The Pathobiome in Animal and Plant Diseases. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(11), 996-1008. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.07.012>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bauhus, J., Puettmann, K. J., & Kühne, C. (2013). Close-to-Nature Forest Management in Europe: Does It Support Complexity and Adaptability of Forest Ecosystems? In *Managing Forests as Complex Adaptive Systems*. Routledge.
- Bellamy, C. L. (2008). *A World Catalogue and Bibliography of the Jewel Beetles (Coleoptera: Buprestoidea). Volume 4, Agrilinae, Agrilina Though Trachyini*. Pensoft Publishers.
- Bene, A., Vergine, M., Carluccio, G., Portaccio, L., Delle Donne, A. G., De Bellis, L., & Luvisi, A. (2025). Acute Oak Decline-Associated Bacteria: An Emerging Worldwide Threat to Forests. *Microorganisms*, 13(5), 1127. <https://doi.org/10.3390/microorganisms13051127>
- Berrar, D. (2024). *Cross-Validation*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95502-7.00032-4>
- Boulesteix, A.-L., Janitza, S., Kruppa, J., & König, I. R. (2012). Overview of Random Forest Methodology and Practical Guidance with Emphasis on Computational Biology and Bioinformatics. *WIREs Data Mining and Knowledge Discovery*, 2(6), 493-507. <https://doi.org/10.1002/widm.1072>
- Brady, C., Arnold, D., McDonald, J., & Denman, S. (2017). Taxonomy and Identification of Bacteria Associated with Acute Oak Decline. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 33(7), 143. <https://doi.org/10.1007/s11274-017-2296-4>
- Brändle, M., & Brandl, R. (2001). Species Richness of Insects and Mites on Trees: Expanding Southwood. *Journal of Animal Ecology*, 70(3), 491-504. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2001.00506.x>
- Branquart, E., & Liégeois, S. (2005). *Normes de Gestion Pour Favoriser La Biodiversité Dans Les Bois Soumis Au Régime Forestier*. SPW ARNE. <https://core.ac.uk/download/pdf/34162615.pdf>
- Breiman, L. (1984). *Classification and Regression Trees*. Wadsworth and Brook.
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brown, N., Inward, D. J. G., Jeger, M., & Denman, S. (2015). A Review of Agrilus Biguttatus in UK Forests and Its Relationship with Acute Oak Decline. *Forestry*, 88(1), 53-63. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu039>
- Brown, N., Jeger, M., Kirk, S., Williams, D., Xu, X., Pautasso, M., & Denman, S. (2017). Acute Oak Decline and *Agrilus Biguttatus*: The Co-Occurrence of Stem Bleeding and d-Shaped Emergence Holes in Great Britain. *Forests*, 8(3), 87. <https://doi.org/10.3390/f8030087>
- Brown, N., Vangelova, E., Parnell, S., Broadmeadow, S., & Denman, S. (2018). Predisposition of Forests to Biotic Disturbance: Predicting the Distribution of Acute Oak Decline Using Environmental Factors. *Forest Ecology and Management*, 407, 145-154. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.054>
- Castellaneta, M., Rita, A., Camarero, J. J., Colangelo, M., & Ripullone, F. (2022). Declines in Canopy Greenness and Tree Growth Are Caused by Combined Climate Extremes during Drought-Induced Dieback. *Science of The Total Environment*, 813, 152666. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152666>
- Celma, L., Zalkalns, O., Šmits, A., Legzdina, L., Silbauma, L., Ozols, J., Kļaviņa, D., Bokuma, G., & Ruņģis, D. (2024). Assessment of Acute Oak Decline in Latvia. *Baltic Forestry*, 30(1), id745. <https://doi.org/10.46490/BF745>
- Claes, V., & Malaisse, F. (1998). Les Défoliatrices : Coup d’œil Sur Les Principales Chenilles Défoliatrices Du Chêne Relevées Ces Dernières Années. *Forêt Wallonne*, 36. <https://foretnature.be/wp-content/>

- uploads/2024/12/fw36_2-8chenilles.pdf
- Claessens, H., Perin, J., Latte, N., Lecomte, H., & Brostaux, Y. (2010). Une chênaie n'est pas l'autre : analyse des contextes sylvicoles du chêne en forêt wallonne. *Forêt Wallonne*, 108. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/74712>
- Claessens, H., & Wibail, L. (2021). *Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie : Les habitats forestiers*. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/294888>
- Damestoy, T., Jactel, H., Schmuck, H., Plomion, C., & Castagnérol, B. (2020). Interactions Entre Les Chênes et La Chenille Processionnaire Du Chêne : De l'arbre à La Forêt. *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, 65-66, 53-60. <https://normandie-univ.hal.science/hal-04253863>
- De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B. R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., & Lenoir, J. (2019). Global Buffering of Temperatures under Forest Canopies. *Nature Ecology & Evolution*, 3(5), 744-749. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1>
- De Potter, B. (2011). La Surface Terrière Des Peuplements : Mesures et Aspects Pratiques. *Forêt Wallonne*, 111, 10-15. https://foretnature.be/wp-content/uploads/2024/10/fw111_10-15G.pdf
- Delahaye, L., Claessens, H., Losseau, J., Cordier, S., Herman, M., Lisein, J., Chandelier, A., & Vincke, C. (2016). *Entre valorisation, conservation et dépérissement : la gestion de nos chênaies à la croisée des chemins*.
- Delahaye, L., & Herman, M. (2011). *L'observatoire wallon de la santé des forêts*. Forêt.Nature. <https://foretnature.be/article-foret-nature/lobservatoire-wallon-de-la-sante-des-forets/>
- Denman, S., Barrett, G., Kirk, S. A., McDonald, J. E., & Coetzee, M. P. A. (2017). Identification of Armillaria Species on Declined Oak in Britain: Implications for Oak Health. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 90(1), 148-161. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw054>
- Denman, S., Brown, N., Kirk, S., Jeger, M., & Webber, J. (2014). A Description of the Symptoms of Acute Oak Decline in Britain and a Comparative Review on Causes of Similar Disorders on Oak in Europe. *Forestry*, 87(4), 535-551. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu010>
- Denman, S., Brown, N., Vangelova, E., & Crampton, B. (2022). Chapter 14 - Temperate Oak Declines: Biotic and Abiotic Predisposition Drivers. In F. O. Asiegbu & A. Kovalchuk (Éds.), *Forest Microbiology* (Vol. 2, p. 239-263). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85042-1.00020-3>
- Denman, S., Doonan, J., Ransom-Jones, E., Broberg, M., Plummer, S., Kirk, S., Scarlett, K., Griffiths, A. R., Kaczmarek, M., Forster, J., Peace, A., Golyshin, P. N., Hassard, F., Brown, N., Kenny, J. G., & McDonald, J. E. (2018). Microbiome and Infectivity Studies Reveal Complex Polyspecies Tree Disease in Acute Oak Decline. *The ISME Journal*, 12(2), 386-399. <https://doi.org/10.1038/ismej.2017.170>
- Denman, S., Kirk, S., & Webber, J. (2010). *Managing Acute Oak Decline*. Forestry Commission.
- Domingue, M. J., Csóka, G., Tóth, M., Véték, G., Péntes, B., Mastro, V., & Baker, T. C. (2011). Field Observations of Visual Attraction of Three European Oak Buprestid Beetles toward Conspecific and Heterospecific Models: Isolating Mechanisms of Buprestid Beetles. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 140(2), 112-121. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2011.01139.x>
- Doonan, J. M., Broberg, M., Denman, S., & McDonald, J. E. (2020). Host-Microbiota-Insect Interactions Drive Emergent Virulence in a Complex Tree Disease. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1933), 20200956. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0956>
- Ellis, W. (2001-2025). *Plant Parasites of Europe: Leafminers, Galls and Fungi*. <https://bladmineerders.nl>
- Evans, H. F., Moraal, L. G., & Pajares, J. A. (2004). Biology, Ecology and Economic Importance of Buprestidae and Cerambycidae. In F. Lieutier, K. R. Day, A. Battisti, J.-C. Grégoire, & H. F. Evans (Éds.), *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis* (p. 447-474). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2241-8_20
- FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. FAO ; <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/ca9825en>
- Fédération des Experts Forestiers de Belgique. (2025). *Prix Moyen Des Bois Sur Pied – Printemps 2025*. Experts Forestiers de Wallonie; Document PDF. <https://experts-forestiers.be/Tableauprixbois.pdf>
- Fierke, M. K., Kinney, D. L., Salisbury, V. B., Crook, D. J., & Stephen, F. M. (2005). A Rapid Estimation Procedure for Within-Tree Populations of Red Oak Borer (Coleoptera: Cerambycidae). *Forest Ecology and Management*, 215(1-3), 163-168. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.009>
- Filière Bois Wallonie. (2024). *PanoraBois 2024*. Filière Bois Wallonie; Rapport PDF. [https://www.filiereboiswallonie.be/sites/default/files/media-documents/FBW%20-%20PanoraBois%](https://www.filiereboiswallonie.be/sites/default/files/media-documents/FBW%20-%20PanoraBois%20)

- 202024_0.pdf
- Finch, J. P., Brown, N., Beckmann, M., Denman, S., & Draper, J. (2021). Index Measures for Oak Decline Severity Using Phenotypic Descriptors. *Forest Ecology and Management*, 485, 118948. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118948>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression* (3 éd.). Sage. <https://www.john-fox.ca/Companion/>
- Friedman, J. H., & Popescu, B. E. (2008). Predictive Learning via Rule Ensembles. *The Annals of Applied Statistics*, 2(3), 916-954. <https://www.jstor.org/stable/30245114>
- Gagen, M., Matthews, N., Denman, S., Bridge, M., Peace, A., Pike, R., & Young, G. (2019). The Tree Ring Growth Histories of UK Native Oaks as a Tool for Investigating Chronic Oak Decline: An Example from the Forest of Dean. *Dendrochronologia*, 55, 50-59. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.03.001>
- Gathercole, L. A. P., Nocchi, G., Brown, N., Coker, T. L. R., Plumb, W. J., Stocks, J. J., Nichols, R. A., Denman, S., & Buggs, R. J. A. (2021). Evidence for the Widespread Occurrence of Bacteria Implicated in Acute Oak Decline from Incidental Genetic Sampling. *Forests*, 12(12, 12), 1683. <https://doi.org/10.3390/f12121683>
- GBIF Secretariat. (2023a). *Agilus curtulus Mulsant & Rey, 1863 in GBIF Backbone Taxonomy*. <https://doi.org/10.15468/39omei>
- GBIF Secretariat. (2023b). *Agilus hastulifer (Ratzeburg, 1837) in GBIF Backbone Taxonomy*. <https://doi.org/10.15468/39omei>
- Genuer, R., & Poggi, J.-M. (2020). *Random Forests with R*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-56485-8>
- Gosling, R. H., Jackson, R. W., Elliot, M., & Nichols, C. P. (2024). Oak Declines: Reviewing the Evidence for Causes, Management Implications and Research Gaps. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(4), e12395. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12395>
- Grace, E. R., Rabiey, M., Friman, V.-P., & Jackson, R. W. (2021). Seeing the Forest for the Trees: Use of Phages to Treat Bacterial Tree Diseases. *Plant Pathology*, 70(9), 1987-2004. <https://doi.org/10.1111/ppa.13465>
- Greenwell, B. M. (2017). Pdp: An R Package for Constructing Partial Dependence Plots. *The R Journal*, 9(1), 421-436. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-016>
- Gregorutti, B., Michel, B., & Saint-Pierre, P. (2017). Correlation and Variable Importance in Random Forests. *Statistics and Computing*, 27(3), 659-678. <https://doi.org/10.1007/s11222-016-9646-1>
- Grootaert, P., & Noe, N. (2025). *Collection of Saproxylic and Xylobiont Beetles*. <https://doi.org/10.15468/lab0cs>
- Hardiman, B. S., Bohrer, G., Gough, C. M., & Curtis, P. S. (2013). Canopy Structural Changes Following Widespread Mortality of Canopy Dominant Trees. *Forests*, 4(3, 3), 537-552. <https://doi.org/10.3390/f4030537>
- Hemery, G. E., Savill, P. S., & Pryor, S. N. (2005). Applications of the Crown Diameter–Stem Diameter Relationship for Different Species of Broadleaved Trees. *Forest Ecology and Management*, 215(1–3), 285-294. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.016>
- Hendrickx, S., & Van Der Kaa, C. (2014). *Les Lignées Climaciques de Wallonie*. <https://core.ac.uk/outputs/43194524/?source=4>
- Hijmans, R. J. (2024). *Terra: Spatial Data Analysis* [Manual]. <https://CRAN.R-project.org/package=terra>
- HoutInfoBois. (2025). *Les essences*. Hout Info Bois. <https://www.houtinfo Bois.be/essences-applications/essences/>
- Jacquemin, F., Kervyn, T., Branquart, É., Delahaye, L., Dufrêne, M., & Claessens, H. (2014). Les Forêts Anciennes En Wallonie. 1ère Partie : Concepts Généraux. *Forêt Wallonne*, 131, 34-49.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2021). *An Introduction to Statistical Learning: With Applications in R*. Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-0716-1418-1>
- Krutovsky, K. V., Popova, A. A., Yakovlev, I. A., Yanbaev, Y. A., & Matveev, S. M. (2025). Response of Pedunculate Oak (*Quercus Robur* L.) to Adverse Environmental Conditions in Genetic and Dendrochronological Studies. *Plants*, 14(1, 1), 109. <https://doi.org/10.3390/plants14010109>
- Kuhn, A., San Martin, G., Hasbroucq, S., Beliën, T., Bonte, J., Bouget, C., Hautier, L., Sweeney, J., & Grégoire, J.-C. (2024). Enhancing Buprestidae Monitoring in Europe: Trap Catches Increase with

- a Fluorescent Yellow Colour but Not with the Presence of Decoys. *PLOS ONE*, 19(7), e0307397. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0307397>
- Kuhn, & Max. (2008). Building Predictive Models in R Using the Caret Package. *Journal of Statistical Software*, 28(5), 1-26. <https://doi.org/10.18637/jss.v028.i05>
- Langer, G. J., Bußkamp, J., Burkhardt, K., Hurling, R., Plašil, P., & Rohde, M. (2025). Review on Temperate Oak Decline and Oak Diseases with a Focus on Germany. *Journal Für Kulturpflanzen*, 77(02). <https://agris.fao.org/search/en/providers/122436/records/6800ef09dd564a9a82829a78>
- Leroy, T., Plomion, C., & Kremer, A. (2020). Oak Symbolism in the Light of Genomics. *New Phytologist*, 226(4), 1012-1017. <https://doi.org/10.1111/nph.15987>
- Lieutier, F., Day, K. R., Battisti, A., Grégoire, J.-C., & Evans, H. F. (Éds.). (2004). *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2241-8>
- Lisein, J., Claessens, H., Quevauvillers, S., & Lejeune, P. (2022). Forestimator : un nouveau portail cartographique pour l'information forestière en Wallonie. *Forêt.Nature*, 162. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/291563>
- Löf, M., Brunet, Filyushkina, Lindbladh, Skovsgaard, & and Felton, A. (2016). Management of Oak Forests: Striking a Balance between Timber Production, Biodiversity and Cultural Services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 12(1-2), 59-73. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1120780>
- Losseau, J., Jonard, M., & Vincke, C. (2020). Pedunculate Oak Decline in Southern Belgium: A Long-Term Process Highlighting the Complex Interplay among Drought, Winter Frost, Biotic Attacks, and Masting. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(4), 380-389. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0341>
- Macháčová, M., Nakládal, O., Samek, M., Bata, D., Zúmr, V., & Pešková, V. (2022). Oak Decline Caused by Biotic and Abiotic Factors in Central Europe: A Case Study from the Czech Republic. *Forests*, 13(8, 8), 1223. <https://doi.org/10.3390/f13081223>
- Maddock, D., Brady, C., Denman, S., & Arnold, D. (2023). Bacteria Associated with Acute Oak Decline: Where Did They Come From? We Know Where They Go. *Microorganisms*, 11(11, 11), 2789. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11112789>
- Manion, P. D. (1981). *Tree Disease Concepts*. (p. xv + 399 pp.). Prentice-Hall, Inc.
- Marçais, B., & Desprez-Loustau, M.-L. (2014). European Oak Powdery Mildew: Impact on Trees, Effects of Environmental Factors, and Potential Effects of Climate Change. *Annals of Forest Science*, 71(6, 6), 633-642. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0252-x>
- Mitchell, R. J., Bellamy, P. E., Ellis, C. J., Hewison, R. L., Hodgetts, N. G., Iason, G. R., Littlewood, N. A., Newey, S., Stockan, J. A., & Taylor, A. F. S. (2019). OakEcol: A Database of Oak-associated Biodiversity within the UK. *Data in Brief*, 25, 104120. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104120>
- Molnar, C. (2018). *Interpretable Machine Learning (Third Edition)*. Leanpub. <https://leanpub.next/interpretable-machine-learning>
- Molnar, C., Bischl, B., & Casalicchio, G. (2018). Iml: An R Package for Interpretable Machine Learning. *JOSS*, 3(26), 786. <https://doi.org/10.21105/joss.00786>
- Moraal, L. G., & Hilszczanski, J. (2000). The Oak Buprestid Beetle, *Agrilus Biguttatus* (F.) (Col., Buprestidae), a Recent Factor in Oak Decline in Europe. *Anzeiger für Schädlingskunde = Journal of pest science*, 73(5), 134-138. <https://doi.org/10.1007/BF02956447>
- OWSF. (2025). *La Lettre d'info de l'OWSF N°12 – Données 2024* (Tech. Rep. 12). Ediwall / Service Public de Wallonie. https://environnement.wallonie.be/files/eDocs%20Environnement/Milieux/nature_et_forets/forets_wallonnes/Sant%c3%a9%20des%20for%c3%aats/Rapports%20annuels/La%20lettre%20d%20info%20OWSF%20n%c2%b012-donn%c3%a9es%202024.pdf
- Pedersen, H., & Jørum, P. (2009). *The jewel beetle Agrilus bituttatus (Fabricius, 1777) found in Denmark (Coleoptera, Buprestidae)*. 77(1), 19-26.
- Perre, R., Bythell, S., Bogaert, P., Claessens, H., Ridremont, F., Tricot, C., Vincke, C., & Ponette, Q. (2015). La Carte Bioclimatique de Wallonie : Un Nouveau Découpage Écologique Du Territoire Pour Le Choix Des Essences Forestières. *Forêt.Nature*, 135, 47-58.
- Petit, S., Cordier, S., Claessens, H., Ponette, Q., Vincke, C., Marchal, D., & Weissen, F. (2017). *Fichier Écologique Des Essences*. <https://www.fichierecologique.be>
- Petit, S., Joussemet, F., Lisein, J., de Mahieu, A., Maus, L., Titeux, H., Claessens, H., Ponette, Q.,

- Neuberg, M., Wolter, F., & Weissen, F. (2020). *Fichier Écologique Des Essences Du Grand-Duché de Luxembourg*. <https://fichierecologique.lu>
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* [Manual]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ramsfield, T. D., Bentz, B., Faccoli, M., Jactel, H., & Brockerhoff, E. G. (2016). Forest Health in a Changing World: Effects of Globalization and Climate Change on Forest Insect and Pathogen Impacts. *Forestry*, 89: 245-252., 89, 245-252. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw018>
- Reed, K., Denman, S., Leather, S. R., Forster, J., & Inward, D. J. G. (2018). The Lifecycle of *Agrilus Biguttatus* : The Role of Temperature in Its Development and Distribution, and Implications for Acute Oak Decline: The Lifecycle of *A. Biguttatus*. *Agricultural and Forest Entomology*, 20(3), 334-346. <https://doi.org/10.1111/afe.12266>
- Ridremont, F., Lejeune, P., & Claessens, H. (2011). Méthode pragmatique d'évaluation de la réserve en eau des stations forestières et cartographie à l'échelle régionale (Wallonie, Belgique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15(S2). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/108972>
- Robin, X., Turck, N., Hainard, A., Tiberti, N., Lisacek, F., Sanchez, J.-C., & Müller, M. (2011). pROC: An Open-Source Package for R and S+ to Analyze and Compare ROC Curves. *BMC Bioinformatics*, 12, 77.
- Rohner, B., Bigler, C., Wunder, J., Brang, P., & Bugmann, H. (2012). Fifty Years of Natural Succession in Swiss Forest Reserves: Changes in Stand Structure and Mortality Rates of Oak and Beech. *Journal of Vegetation Science*, 23(5), 892-905. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01408.x>
- Rosa, J., Nageleisen, L.-M., & Sajdak, G. (2019). *Dépéris, Archi : Deux Outils Complémentaires Pour Objectiver Un Dépérissement*. https://www.reseau-aforce.fr/sites/reseau-aforce/files/2022-02/deperis_archi_rosa_fe246_1.pdf
- Saintonge, F.-X., & Nageleisen, L.-M. (2023). *La santé des forêts: diagnostic, prévention et gestion* (2e éd., actualisée et enrichie). Ministère de l'agriculture et de l'alimentation CNPF.
- Sallé, A., Parmain, G., Nusillard, B., Pineau, X., Brousse, R., Fontaine-Guenel, T., Ledet, R., Vincent-Barbaroux, C., & Bouget, C. (2020). Forest Decline Differentially Affects Trophic Guilds of Canopy-Dwelling Beetles. *Annals of Forest Science*, 77(3), 86. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00990-w>
- Schulzweida, U. (2023). *CDO User Guide* (Version 2.4.0). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10020800>
- Secretariat, G. (2023). *Agrilus Biguttatus* (Fabricius, 1776). *GBIF Backbone Taxonomy. Checklist Dataset*. <https://doi.org/10.15468/39omei>
- Silva, C. A., Valbuena, R., Pinagé, E. R., Mohan, M., De Almeida, D. R. A., North Broadbent, E., Jaafar, W. S. W. M., De Almeida Papa, D., Cardil, A., & Klauberg, C. (2019). ForestGapR: An r Package for Forest Gap Analysis from Canopy Height Models. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(8), 1347-1356. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13211>
- Souveraineté alimentaire, M. de l'Agriculture et de la. (2025). *La méthode DEPERIS : comment quantifier et mesurer l'état de santé d'une forêt et son évolution ?* Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire. <https://agriculture.gouv.fr/la-methode-deperis-comment-quantifier-et-mesurer-letat-de-sante-dune-foret-et-son-evolution>
- Thomas, F. M., Blank, R., & Hartmann, G. (2002). Abiotic and Biotic Factors and Their Interactions as Causes of Oak Decline in Central Europe. *Forest Pathology*, 32(4-5), 277-307. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00291.x>
- Tkaczyk, M., & Sikora, K. (2024). The Role of Bacteria in Acute Oak Decline in South-West Poland. *Microorganisms*, 12(5, 5), 993. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12050993>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest Health and Global Change. *Science*, 349(6250), 814-818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>
- Tyree, M., & Zimmermann, M. (2002). Xylem Structure and The Ascent of Sap. In *Xylem Structure and The Ascent of Sap*. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-04931-0>
- Vansteenkiste, D., Tirry, L., Van Acker, J., & Stevens, M. (2004). Predispositions and Symptoms of *Agrilus* Borer Attack in Declining Oak Trees. *Annals of Forest Science*, 61(8), 815-823. <https://doi.org/10.1051/forest:2004076>
- Vuts, J., Woodcock, C. M., Sumner, M. E., Caulfield, J. C., Reed, K., Inward, D. J., Leather, S. R., Pickett, J. A., Birkett, M. A., & Denman, S. (2016). Responses of the Two-Spotted Oak Buprestid, *Agrilus Biguttatus* (Coleoptera: Buprestidae), to Host Tree Volatiles. *Pest Management Science*, 72(4),

- 845-851. <https://doi.org/10.1002/ps.4208>
- Waldner, P., Verstraeten, A., Schmitz, A., Michel, A., Žlindra, D., Marchetto, A., Hansen, K., Pitar, D., Gottardini, E., Calatayud, V., Ferretti, M., Haeni, M., Schaub, M., Kirchner, T., Hiederer, R., Potočić, N., Timmermann, V., Ognjenović, M., Kirchner, T., ... Linser, S. (2020). *Criterion 2: Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality*. SK. <https://openpub.fmach.it/handle/10449/66093>
- Wampach, F., Lisein, J., Cordier, S., Ridremont, F., & Claessens, H. (2017). Cartographie de la disponibilité en eau et en éléments nutritifs des stations forestières de Wallonie. *Forêt.Nature, avril-mai-juin*(143). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/213520>
- Wargo, P. M. (1996). Consequences of Environmental Stress on Oak: Predisposition to Pathogens. *Annales Des Sciences Forestières*, 53(2-3), 359-368. <https://doi.org/10.1051/forest:19960218>
- Waring, R. H., & Running, S. W. (2007). CHAPTER 4 - Mineral Cycles. In R. H. Waring & S. W. Running (Éds.), *Forest Ecosystems (Third Edition)* (p. 99-144). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012370605-8.50009-8>
- World Meteorological Organization. (2017). *WMO Guidelines on the Calculation of Climate Normals (WMO-no. 1203)*. World Meteorological Organization; Technical report, edition 2017. <https://library.wmo.int/idurl/4/55797>
- Wright, M. N., & Ziegler, A. (2017). ranger: A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R. *Journal of Statistical Software*, 77(1), 1-17. <https://doi.org/10.18637/jss.v077.i01>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>